



UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI

Přírodovědecká fakulta

Katedra zoologie a ornitologická laboratoř

**Základní parametry úkrytů netopýrů a jejich vliv
na výletovou aktivitu**

DIPLOMOVÁ PRÁCE

1502T003 Zoologie

Tereza Žáková

Vedoucí práce: doc. Mgr. Jan Zukal, PhD., MBA

Olomouc 2020

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně pod vedením doc. Mgr. Jana Zukala, PhD. a použila zdroje, které uvádím v seznamu literatury.

V Olomouci dne

Podpis:

Poděkování:

Tímto bych chtěla poděkovat mému vedoucímu diplomové práce panu Janu Zukalovi za velkou podporu, cenné rady a neustále dodávání odvahy a energie v průběhu celého výzkumu i psaní práce. Zároveň také děkuji Kateřině Ševčíkové, Jiřímu Šafářovi a Evženu Tošenovskému za čas, který mi obětovali a záznamy, které mi poskytli. Velký dík patří ale hlavně mému konzultantovi Marku Bednářovi, který nejenže přispěl do mé diplomové práce svými nápady, ale po celou dobu mi pomáhal v pochopení celé problematiky. Moc si toho vážím a všem tímto děkuji. V neposlední řadě také děkuji mojí rodině a příteli, kteří mě během celého studia neustále podporovali a starali se o mě. Nakonec bych chtěla poděkovat panu profesoru Burešovi, neboť díky němu byla tato práce částečně financována z interního grantového projektu IGA PrF_2020_026.

Bibliografická identifikace

Jméno a příjmení autora: Tereza Žáková

Název práce: Základní parametry úkrytů netopýrů a jejich vliv na výletovou aktivitu

Typ práce: diplomová práce

Vedoucí práce: doc. Mgr. Jan Zukal, PhD., MBA

Rok obhajoby: 2020

Abstrakt:

Tato práce se zabývá chováním netopýra rezavého (*Nyctalus noctula*) v urbánním prostředí města Olomouce. Hlavním cílem bylo zjistit, zda si netopýři vybírají úkryty náhodně nebo podle určitých environmentálních parametrů, a také které z těchto proměnných jsou pro netopýry při výběru úkrytu nejvýznamnější. Kromě toho se v práci sleduje, jestli některé z těchto proměnných ovlivňují i výletovou aktivitu. Na základě dosavadního výskytu netopýra rezavého (*Nyctalus noctula*) v Olomouci a použití modelu prostorové distribuce MaxEnt byla vytvořena mapa s místy potenciálně vhodnými pro úkryt. Ukázalo se, že místa, kde se netopýři vyskytují, splňují určité podmínky. Jako nejdůležitější se projevila dostatečná výška v daném bodě nebo nejvyšší bod vzhledem k 50m v okolí úkrytu. Dále pak dostatečné množství vegetace kolem úkrytu nebo naopak menší množství budov. Podobné proměnné se ukázaly jako významné i pro načasování výletu netopýra. Jelikož nebyla výletová aktivita vždy pozorována, byly pro tuto analýzu použity Kaplan-Meierovy a Coxovy modely přežívání. Vzhledem k neustálému rozrůstání měst mohou výsledky této práce přispět k lepšímu plánování změn v tomto prostředí a lepší identifikaci míst s potencionálním výskytem netopýrů, což může významně přispět k ochraně nejen netopýra rezavého (*Nyctalus noctula*), ale i jiných synantropních druhů netopýrů.

Klíčová slova: netopýři, urbanizace, úkrytová strategie, výletová aktivita, prostorová distribuce, MaxEnt, modely přežívání, *Nyctalus noctula*

Bibliographical identification

Author's first name and surname: Tereza Žáková

Title: Features of bat roosts and their impact on emergence activity

Type of thesis: diploma thesis

Supervisor: doc. Mgr. Jan Zukal, PhD., MBA

The year of presentation: 2020

Abstract:

This thesis is concerning the behavior of noctule bat (*Nyctalus noctula*) in the urban environment of Olomouc city. The main aim was to find out if bats choose roosts randomly or according to some environmental parameters and if some of them are more important for bats when select roosts. Also, the thesis examines whether some of the environmental variables can affect the variability of emergence. Based on the previous occurrence records of the noctule bat (*Nyctalus noctula*) in Olomouc city and the use of the spatial distribution model MaxEnt was created the map with a potential suitable place for roosts. It has been shown that places, where bats occur, must fulfill specific conditions. The most important was the sufficient height at the specific place or the highest place in the 50m surroundings. Furthermore, a sufficient amount of vegetation around the roost or a lower number of buildings was necessary. Similar variables proved to be significant for the timing of bat emergence. Because emergence activity was not always observed, Kaplan-Meier and Cox survival models were used for this analysis. Due to the constant growth of cities, the results of the thesis can contribute to better planning of changes in cities and also help to identify places with the potential occurrence of bats, which can significantly contribute to the protection of not only the noctule bats (*Nyctalus noctula*) and other synanthropic bat species.

Keywords: bats, urbanization, roosts strategy, emergence activity, species distribution, MaxEnt, Survival models, *Nyctalus noctula*

1	Úvod	8
1.1	Cíle práce	9
2	Problematika	10
2.1	Urbanizace	10
2.2	Netopýři v urbánním prostředí	11
2.3	Vliv proměnných urbánního prostředí na prostorovou distribuci netopýřů	12
2.4	Specifika monitoringu netopýřů	14
2.5	Metody výzkumu prostorové distribuce druhů	14
2.6	Výletová aktivita netopýřů	16
3	Metodika	18
3.1	Zájmové území	18
3.2	Sledovaný druh	19
3.3	Sběr nálezových dat	21
3.4	Základní charakteristiky úkrytů	22
3.4.1	Postup měření vybraných terénních proměnných	23
3.5	Prostorová distribuce druhů	23
3.5.1	Výběr proměnných pro modelování prostorové distribuce	24
3.5.2	Postup výpočtu prostorové distribuce s pomocí MaxEnt	29
3.5.3	Přesnost modelu a volba prahové hodnoty	31
3.5.4	Významnost proměnných	32
3.6	Variabilita výletové aktivity	32
3.6.1	Vybrané proměnné pro zpracování variability výletové aktivity a přežívání	35
4	Výsledky	37
4.1	Základní charakteristiky úkrytů	37
4.2	Modelování prostorové distribuce	39
4.2.1	Korelace proměnných a vybrané proměnné	39
4.2.2	Optimální nastavení parametrů	39

4.2.3	Přesnost modelu a volba prahové hodnoty	40
4.2.4	Významnost proměnných	41
4.2.5	Prostorová distribuce	46
4.3	Variabilita výletové aktivity	48
4.3.1	Kaplan-Meierovy modely	48
4.3.2	Coxův model proporcionálního rizika	53
5	Diskuse	55
5.1	Základní charakteristiky úkrytů	55
5.2	Prostorová distribuce druhů	55
5.3	Variabilita výletové aktivity	63
6	Závěr a shrnutí	67
6.1	Limity modelů a aplikovatelnost na jiná území	68
6.2	Nové poznatky a doporučení	68
7	Seznam literatury	70
8	Didaktická část	78
9	Přílohy	83
9.1	Přehled úkrytů a jejich využití v rámci modelování	83
9.2	Výstupy z MaxEntu - reakční křivky	86
9.3	Mapové přílohy	88
9.4	Obsah DVD	88

1 Úvod

V České republice bylo doposud zaznamenáno celkem 27 druhů netopýrů. Všechny tyto u nás žijící druhy patří mezi chráněné, některé až mezi kriticky ohrožené (Anděra, 2019). Jejich ochrana je proto velmi důležitá. Podstatným aspektem ochrany netopýrů je znalost umístění jejich úkrytů, včetně preferencí environmentálních proměnných, na jejichž základě by se dal potenciální výskyt předpokládat. Kvůli nevyhovujícímu prostředí nebo samotnému zániku stanoviště však netopýři své úkryty i často měnit. Velkou roli zde hraje také stále intenzivnější urbanizace, které se však některé druhy netopýrů dokázaly velmi dobře přizpůsobit (Russo and Ancillotto, 2015). Ke kvalitním úkrytům se netopýři naučí vracet nebo osídlivat po delší dobu (Lučan, Hanák and Horáček, 2009). V posledních letech se ale ukazuje, že netopýři buď ze svých úkrytů denně nevyletují, nebo se na pár dní přemístí do jiného (Patriquin *et al.*, 2016). I tato změna úkrytů sledování početnosti populací netopýrů značně komplikuje. Hledání nových úkrytů vyžaduje další intenzivní průzkumy, které jsou velmi náročné, někdy i neúspěšné. Často se zjistí výskyt netopýrů úplnou náhodou. Proto se využívají modely založené na identifikaci potencionálních stanovišť, které pak mohou napomoci k monitorování netopýřích populací nebo k jejich cílenějšímu a efektivnějšímu vyhledávání (Bellamy and Altringham, 2015). To přispívá i k jejich lepší ochraně.

Úkryty netopýrů v posledních letech mizí i díky častým revitalizacím, rekonstrukcím starých budov a výstavbám budov nových, při kterých dochází ke kácení starých stromů. Před každým takovýmto činem je potřeba provést zoologický průzkum nebo monitoring, kterým se zjistí, zda daný strom nebo budovu nevyužívá netopýr pro svůj úkryt.

Tato fakta byla hlavní motivací pro můj výzkum. Snažila jsem se najít možnost, jak na základě environmentálních parametrů známých úkrytů netopýrů vytvořit mapu jejich potencionální distribuce, a tím potenciálně předejít situacím, kdy může přicházet velké množství netopýrů o život jen vlivem nedbalosti. Výsledky výzkumu by mohly v budoucnu pomoci ochranářům a zoologům, jelikož by ukázaly, kam mají svoji pozornost více zaměřit, a kde by se měla za každých okolností provést kontrola.

Zároveň mě zajímalo, zda mohou mít některé environmentální proměnné společně s dalšími parametry, vztahujícími se spíše k úkrytu jako takovému, vliv na výletovou aktivitu netopýrů, což by mohlo opět přispět k přírodě bližšímu managementu urbánního prostředí.

1.1 Cíle práce

Cílem mé práce bylo najít odpovědi na následující na sebe navazující otázky:

- 1) Je výběr úkrytů netopýrů v městském prostředí náhodný nebo existují nějaké preference jejich výběru?
- 2) Existují environmentální parametry prostředí, které by s touto preferencí souvisely?
- 3) Které parametry prostředí, uvažované už v jiných odborných pracích jako významné pro výskyt netopýrů, mohou mít vliv i v městském prostředí? A je výčet těchto parametrů úplný? Nehraje v městském prostředí něco ještě významnější roli než běžné parametry zmiňované v dosavadních studiích?
- 4) Ovlivňují některé environmentální proměnné nebo parametry úkrytů zjištěné měřením v terénu výletovou aktivitu (výlet prvního jedince) netopýrů?

2 Problematika

2.1 Urbanizace

Proces neustálého růstu lidské populace spojeného se stěhováním obyvatel z vesnic do měst a výstavbou velkého množství lidský sídel označujeme za urbanizaci (McDonnell and Pickett, 1990). Její intenzita se v posledních letech neustále zvyšuje, čímž způsobuje kromě velkého množství antropogenních změn v životním prostředí (Grimm *et al.*, 2008) také ztráty přirozených stanovišť mnoha druhů, jejichž počty se snižují a mohou tak vzrůstat i počty ohrožených druhů (Czech, Krausman and Devers, 2000). Nebo se naopak stává, že do měst dostanou druhy, které nejsou v těchto místech původní, čímž se změní nejen celková biodiverzita, ale i vzhled jednotlivých biotopů (Kowarik, 1990). V posledním desetiletí dochází k takovému zvyšování hustoty městského prostředí a ztrátám ploch se zelení, že se spekuluje o tom, jak velkou hustotu zastavěného prostředí může urbánní ekosystém unést, než bude jeho funkce výrazně narušena (Dallimer *et al.*, 2011).

Pro terestrická stanoviště má zvýšená intenzita urbanizace obecně negativní vliv na druhové bohatství. Existují však druhy, kterým tyto podmínky naopak vyhovují a jsou schopny tlaku urbanizace odolávat (van der Ree and McCarthy, 2005). Podle tolerance k urbanizaci dělíme druhy do tří kategorií: 1) druhy městu se vyhýbající, které v městském prostředí nenajdeme takřka vůbec; 2) druhy, které jsou schopny se městskému prostředí velmi dobře přizpůsobit, ale nejsou na něj vázány a 3) druhy silně vázané až závislé na městském prostředí a zdrojích, které jim město poskytuje (McKinney, 2002). Druhy, které se vyskytují v silně urbanizovaných oblastech, označujeme za synantropní nebo synurbanizované. Počet těchto druhů rostlin i živočichů závislých na lidech a vyskytujících se v silně urbanizovaných oblastech (centra měst a sídliště) neustále roste. Tím, jak se mění celkový vzhled krajiny, tak se v některých případech může stát, že se díky tomu tyto druhy vyskytují na místech, kde se dříve vůbec nevyskytovaly. Posouvá se jejich hranice výskytu a šíří se do míst, kde by své útočiště dříve vůbec nenašly. Některé druhy jsou pak na takových místech i úspěšnější než na svých původních přirozených stanovištích (Luniak, 2004). V některých vysoce urbanizovaných oblastech pak dochází k silné homogenizaci, jelikož prostředí města jako takového má velmi jednotnou podobu, a tudíž se mu přizpůsobují i podobné druhy, s podobnými nároky. Celkově tedy v urbánním prostředí nedochází jen ke změně biodiverzity, ale může dojít i k jejímu snižování

(McKinney, 2006). Mezi nejčastěji se vyskytující druhy v tomto prostředí patří například holub skalní (*Columba livia*), straka obecná (*Pica pica*), poštolka obecná (*Falco tinnunculus*) nebo myš domácí (*Mus musculus*). V posledních letech byl ve městech zaznamenán i vysoký nárůst některých druhů netopýrů jako například netopýra nejmenšího (*Pipistrellus pygmaeus*) nebo netopýra rezavého (*Nyctalus noctula*) (Ancillotto, Tomassini and Russo, 2015).

2.2 Netopýři v urbánním prostředí

Přestože se původní krajina vlivem urbanizace velmi mění, některé druhy z toho těží a mezi takové patří i netopýři, kteří jsou zároveň řazeni mezi nejčastěji volně se vyskytující skupinu savců v urbánním prostředí (Russo and Ancillotto, 2015)

Vlivem urbanizace přichází netopýři o svá přirozená stanoviště s tradičními původními úkryty, jako jsou dutiny starých stromů, skalní štěrby aj. Jako náhradní úkryty jim urbánní prostředí poskytuje ale celou řadu jiných typů úkrytů, které se netopýři naučili využívat a některým druhům vyhovují i více než ty přirozené. Jako náhradní místa v městském prostředí vyhledávají parky, škvíry městských staveb, mosty a jiné vhodné konstrukce (Cel'uch and Kaňuch, 2005)

Každý druh netopýra je však ovlivňován jinými ekologickými proměnnými případně hodnotami těchto proměnných. Od toho se pak odvíjí i jejich distribuce v prostředí. Stejně jako všechny rostlinné a živočišné druhy dělíme netopýry do tří skupin podle toho, jak moc jsou vůči urbánnímu prostředí tolerantní, proto je můžeme rozdělit na druhy tolerující urbanizaci (urban-tolerant species), druhy, kterým městské prostředí nevyhovuje (urban-sensitive species), a předměstské specialisty nebo také synurbické druhy, z nichž jen některé druhy městského prostředí vyhledávají. Pak se zde dokonce objevují i ve větších počtech než na stanovištích přírodních (Russo and Ancillotto, 2015). Dokonce vhodné podmínky městského prostředí, jako stálý zdroj vody a umělá světla v okolí jejich stanoviště, mohou podpořit jejich reprodukční úspěšnost, což má vliv na jejich fitness (Ancillotto, Tomassini and Russo, 2015). Ne všechny druhy netopýrů jsou však schopny tyto podmínky městského prostředí využívat a přizpůsobit se jim. Proto u takových druhů netopýrů bývá vlivem urbanizace zaznamenáván pokles (Lockwood and Human, 1999).

2.3 Vliv proměnných urbánního prostředí na prostorovou distribuci netopýrů

Jelikož netopýři tráví ve svém úkrytu více jak polovinu svého života, je pro ně velmi důležité vybrat ten správný. Každý úkryt však musí splňovat základní parametry, které se mohou u jednotlivých druhů trochu lišit (Kunz, 1982). Většina druhů netopýrů si svůj úkryt vybírá na základě určité struktury a mikroklimatu (Sedgeley, 2001), které jim vyhovují. Daný úkryt si však netopýři mohou vybírat i podle stanoviště, na kterém se daný strom, budova či jiná struktura sloužící netopýřům pro úkryt vyskytuje. Jedná se o tzv. environmentální proměnné.

Jak jsem již zmiňovala, vazba na většinu proměnných urbánního prostředí je druhově specifická. Toto prostředí je charakterizováno několika proměnnými, které jsou pro něj typické, ať už jde o hustotu dopravní sítě, osvětlení, městskou zástavbu, množství zeleně aj. Netopýři si pak vybírají místa pro úkryt podle určitých parametrů prostředí, které jim vyhovují nejvíce.

V posledních letech se zkoumá hlavně vliv složení krajiny a hustoty měst na přítomnost a aktivitu netopýrů. Zjistilo se, že právě tyto faktory ovlivňují netopýry ve městech nejvíce (Hale *et al.*, 2012). Záleží však na jejich intenzitě a druhu netopýra. Druhovou bohatost netopýrů ve městech negativně ovlivňují zejména rozrůstající se kompaktnější městské plochy, vlivem kterých ubývá zeleň. Proto zachování nebo náhrada stromů a ostatní vegetace může krajinně přinést určitou prostorovou odolnost vůči dopadům rozrůstajících se měst.

Důležitost zachování **vegetačního krytu** přispívajícího k udržení biodiverzity netopýrů v urbánním prostředí potvrdil i Oprea *et al.* (2009) Mimo jiné zjistil, že **linie stromů** lemující ulice nejsou pro výskyt druhů rozhodující, neboť vyžadují spíše větší plochy přirozené vegetace. Mohou jim totiž sloužit jednak jako zdroj úkrytů nebo i potravy, jelikož netopýři využívají parky a jiná místa s vegetací jako loviště s velkou potravní nabídkou (Haddad *et al.*, 2009). Určitá preference se podle všeho projevuje i ve výběru konkrétního stromu, který si mohou netopýři vybírat, například podle velikosti jeho obvodu (Spada *et al.*, 2008).

Další významnou proměnnou urbánního prostředí je **zástavba**, neboli **hustota budov, výška budov** či **stav jednotlivých budov**. Jelikož budovy představují pro netopýry v urbánním prostředí zdroj nových úkrytů, mnoho autorů se snaží otestovat, zda existují

nějaké závislosti či preference na nějakou ze zmiňovaných proměnných. Kubista a Bruckner (2015) sledovali nějakou vazbu mezi stavem budov a její vzdáleností od vegetace, ale k žádné významné závislosti nedospěli. U jednotlivých druhů se to však může měnit. Zatímco pro netopýra hvízdavého (*Pipistrellus pipistrellus*) se stromový porost v okruhu 50 m kolem budov ukázal jako nejvýznamnější prediktor přítomnosti úkrytu (Jenkins *et al.*, 1998), pro netopýra rezavého (*Nyctalus noctula*) není vegetace kolem úkrytu vůbec určující, jelikož svoji potravu loví často dál od úkrytů (Bihari, 2004). Na druhou stranu je pro ně zřejmě velmi důležitá výška výletového otvoru a jeho velikost, neboť si vybírají úkryty jak na stromech, tak na budovách zhruba ve stejné výšce (nad 6 m) a se stejnou šířkou výletového otvoru (mezi 2-5 cm) (Bihari and Bakos, 2001; Bihari, 2004).

Velký vliv na výběr úkrytu může mít i **osvětlení**. Netopýři sice využívají pouliční lampy, v blízkosti kterých se shromažďuje velké množství hmyzu jako další zdroj potravy (Rydell, 1992), ovšem velkým problémem je v posledních letech oblíbené osvětlování památek budov, jež některé druhy netopýrů využívají pro svůj úkryt (Boldogh, Dobrosi and Samu, 2007). Downs *et al.* (2003) zjistil, že to ovlivňuje jejich výletovou aktivitu a s tím spojenou i loveckou úspěšnost.

Kromě hmyzu kolem pouličního osvětlení netopýři jako zdroj potravy využívají i hmyz poletující nad hladinou **vody**. Proto i voda může být parametrem určujícím prostorovou distribuci netopýrů v městském prostředí. U netopýra jižního (*Pipistrellus kuhlii*) se například blízkost úkrytu ke stálé vodní ploše a umělým světlům projevila vyšší reprodukční úspěšností (Ancillotto, Tomassini and Russo, 2015). Zjistilo se však, že pro výběr úkrytu hraje voda roli spíše v sušších oblastech (Hayes and Adams, 2015).

V urbánním prostředí může výběr úkrytu ovlivnit i hustá dopravní síť. Bonsen, Law a Ramp (2015) našli rozdíl v náchylnosti na hluk z **dopravy** mezi pomalu létajícími druhy netopýrů a rychle létajícími druhy netopýrů. Zatímco se ti rychlejší téměř vůbec cestám nevyhýbali, pomalí byli častěji detekováni dál od cest, tzn., že na ně měl hluk z dopravy zřejmě negativní vliv.

I přes to, že se **mikroklima** týká spíše už jen samotného úkrytu. Sleduje se určitá preference i zde. Například netopýr hnědý (*Eptesicus fuscus*) si pro svůj úkryt na budovách častěji vybíral podkroví, jelikož zde obecně bývají vyšší teploty (Williams and Brittingham, 1997).

2.4 Specifika monitoringu netopýrů

Aby mohly být ohrožené druhy, mezi které patří i netopýři, dostatečně chráněni a jejich populace pozorovány, je potřeba znát to, kde se tyto druhy vyskytují, nebo kde by se potenciálně mohly vyskytovat, tzn. znát jejich přesnou distribuci a dostupnost potenciálních omezujících zdrojů (Hirzel, 2001). Jak jsem již zmiňovala, netopýři jsou speciální skupina živočichů, kteří jsou charakterističtí svojí zvýšenou mobilitou, noční aktivitou a specifickým způsobem orientace (echolokace). Díky tomuto se stávají velmi obtížně identifikovatelní a zjistit jakékoli informace o jejich distribuci se komplikuje (Walsh and Harris, 1996).

Nejvhodnější jsou pro sledování jednotlivých úkrytů mateřské kolonie, jelikož ty bývají mnohem stabilnější a lépe identifikovatelné. Samice se totiž během letních měsíců shromažďují ve společných úkrytech a po narození mláďat, kdy každá samička má většinou jedno nebo dvě, se jejich počet najednou zdvojnásobuje (Wimsatt, 1945). Tím pádem jsou v době vyletování z úkrytu mnohem snadněji identifikovatelné než samci. Ti naopak prožijí letní měsíce sami v ústraní a sbírají síly na podzim, kdy musí zase nalákat co nejvíce samiček k páření (van Heerdt and Sluiter, 1955)

Obecně je velmi náročné sledovat populace netopýrů a zjišťovat tak jejich distribuci a pak následnou preferenci úkrytů. V některých případech se provádí odchyty do sítí (Lintott *et al.*, 2014) nebo observační záznamy míst známých z minulosti (Racey and Swift, 1985). Populárními a velmi přínosnými pro výzkum netopýrů se také staly ultrazvukové detektory (Scanlon and Petit, 2008). Ani ty však nejsou pro přesné dohledávání konkrétních úkrytů nejvhodnější. Proto se v posledních letech začaly využívat modely prostorové distribuce.

2.5 Metody výzkumu prostorové distribuce druhů

Pokud chceme na světě zachovat přirozenou biodiverzitu, nestačí chránit pouze jednotlivé ohrožené druhy, ale především jejich stanoviště. Proto je potřeba vědět, kde se tyto ohrožené druhy, mezi které patří i netopýři, vyskytují (Hirzel, Helfer and Metral, 2001). V posledních letech se ale ráz krajiny začíná velmi rychle měnit, a tak je potřeba zjistit, kde jinde by se tyto druhy mohly ještě potenciálně vyskytovat, i když zde o jejich výskytu zatím nevíme. K odhadu potenciální distribuce druhů se používá metoda prostorové distribuce druhů (species distribution modeling – SDM), někdy označované i jako modelování ekologických nik (ecological nik modeling). Ekologická nika totiž

představuje právě to stanoviště druhu, které je charakteristické určitými faktory životního prostředí, v němž jsou schopny druhy přežít a rozmnožovat se. Těmito faktory jsou myšleny hlavně faktory abiotické představující např. teplotu, vlhkost, srážky, nadmořskou výšku, intenzitu světla, salinitu apod. Tvoří pro dané druhy tzv. fundamentální niku, která je označovaná i jako základní, neboť udává území, kde by se na základě těchto abiotických faktorů druhy měly vyskytovat. V přírodě však může na jednotlivé druhy působit jiný druh a z daného území ho vyloučit, což označujeme za mezidruhovou konkurenci, nebo na daném území už nemusí být tolik místa pro jedince stejného druhu a může dojít ke kompetičnímu vyloučení, kdy vyhraje a dané území získá jen ten silnější jedinec stejného druhu. Tyto faktory označujeme souhrnně za biotické faktory, vlivem nichž se základní fundamentální nika zužuje a stává se z ní realizovaná, kde se jedinec daného druhu opravdu vyskytuje (Peterson *et al.*, 2011).

Potencionální distribuci druhu považujeme za geografické vyjádření jeho realizované niky v určitém čase, ve kterém musí být splněny jak abiotické, tak biotické požadavky daného druhu (Peterson, 2006). Pokud se snažíme potencionální distribuci nějakého druhu namodelovat, je potřeba ji brát s nadhledem, protože reálná distribuce se často trochu liší. Jelikož existuje ještě další omezení, kterým je přístupnost k danému regionu, tak lze stabilní populace nalézt pouze tam, kam se mohly dostat již od svého původu přírodním nebo antropogenním způsobem šíření (Soberón and Peterson, 2005).

Existuje mnoho metod, které lze k modelování potencionální distribuce druhů použít. Dormann *et al.* (2012) dělí modely do dvou skupin: 1) korelativní modely a 2) mechanistické (procesní) modely. Mechanické modely potřebují přesná data o zkoumaném druhu, jako je jeho fyziologie a s tím spojené nároky na podmínky prostředí, které se často mění, a proto nemusí být pro sledovaný druh dostupné (Kearney and Porter, 2009). Právě z těchto důvodů jsem ve své práci použila korelativní model, v němž je možné využít už existující nálezová data z jiných, v minulosti provedených, prací. Kromě nálezových dat (occurrence points) jsou u korelativních modelů potřeba i data environmentální (environmental layers) a specifické parametry algoritmu. Propojením těchto tří typů dat pak vznikne mapa pravděpodobnosti výskytu (Soberón and Peterson, 2005)

Nálezová data představují záznamy o tom, kde byl daný druh sbírán nebo pozorován. Nemusí se ale jednat jen o prezenční data, tzn., že jsme druh na daném místě pozorovali, ale i o data absenční, kde se druh naopak nenacházel. Taková data často ale nejsou

k dispozici, anebo nejsou dostatečně průkazná, proto se nahrazují pseudoabsenčními body, neboli pseudonegativními nálezy vygenerovanými pomocí algoritmů z celé studované oblasti. Jejich použitím se však přesnost modelu poněkud snižuje (Muñoz *et al.*, 2011).

Environmentální data můžeme chápat jako vrstvy představující jednotlivé environmentální proměnné, které mohou být významné při výběru stanoviště. Jsou většinou k dispozici ve formě georeferencovaných rastrových vrstev. Vznikají obvykle ze satelitních dat, dat meteorologických stanic nebo jiných sad měření (Muñoz *et al.*, 2011).

Konkrétní model distribuce druhů se vybírá na základě množství a typu nálezových dat, přítomností absenčních dat, typu a množství environmentálních dat a v poslední řadě podle toho, čeho chceme experimentem dosáhnout.

2.6 Výletová aktivita netopýrů

Nejenom výběr vhodného úkrytu, ale i správné načasování výletu je jedním s nejdůležitějších rozhodnutí každého netopýra. Významně se totiž podepisuje na jejich přežívání a to hned z několika důvodů. Jednak je tím ovlivněna jejich lovecká úspěšnost, neboť jsou svojí noční aktivitou omezeni pouze na část dne, na což pak navazuje jejich fyzická kondice a rozmnožování. Ale taky z hlediska predace je výlet jako takový považován za jednu z nejrizikovějších částí jejich aktivity (Thomas and Jacobs, 2013).

Mezi nejdůležitější faktory, podle kterých si netopýři časují svůj výlet, je **světlo**. I přes to, že jsou to noční živočichové, hraje u nich důležitou roli slunce, a to zejména doba jeho západu, podle níž si samotný výlet z úkrytu určují. U jednotlivých druhů se však doba výletu může lišit (Kunz and Anthony, 1996). Například netopýr rezavý (*Nyctalus noctula*) vylétá už těsně po západu slunce (Kaňuch, 2007) kdežto tadarida guánová (*Tadarida brasiliensis*) v průměru až 45 minut po západu (Gould, 1961). Nejen zdroj přirozeného světla, ale i umělého z pouličních lamp může výlet netopýrů ovlivnit. Rozrůstáním měst stoupá i množství umělého osvětlení způsobující světelné znečištění, které ovlivňuje nejen dobu výletu netopýrů, ale celkově chování živočichů a dokonce i druhové zastoupení ve městech. Jedním z hlavních důvodů, proč si netopýři časují svůj výlet podle intenzity světla, je **predace**. Za nižších světelných podmínek jsou totiž hůře identifikovatelní predátorem (Thomas and Jacobs, 2013). Proto umělé osvětlení může výlet netopýrů značně zpozdít (Boldogh, Dobrosi and Samu, 2007). A i přes to, že někteří netopýři umělého světla využívají v podobě vyšší hustoty hmyzu kolem lamp (Blake, Hutson and Racey, 1994), posunutím výletu vlivem nasvícení výletového otvoru přichází o nejvyšší **hustotu**

hmyzu, která nastává už kolem soumraku. To může mít vliv i na vývoji mláďat, jelikož se tím zkracuje doba, po kterou mohou lovit (Kunz and Anthony, 1996). Z těchto důvodů můžeme považovat predaci a zdroj potravy za jedny z nejdůležitějších faktorů, které ovlivňují výběr úkrytu i dobu výletu.

Jako další faktor, který se potvrdil jako významný pro načasování výletu netopýrů, je **počasí**. Velký vliv na výlet netopýra mají také jak sezónní, tak aktuální (denní) podmínky (Frick *et al.*, 2012). Zatímco mírný déšť nebo mlha nemají na výlet netopýra až tak velký vliv, za hustého deště nemusí vůbec vylétnout (McAney and Fairley, 1988). Záleží však na tom, jaké počasí bylo den předešlý a kolik dní už netopýr svůj úkryt neopustil, a tudíž se nenakrmil (Shiel and Fairley, 1999).

Kromě těchto faktorů se také testovalo, zda se nějakým způsobem liší výletová aktivita mezi pohlavími (Wilkinson and Barclay, 2016), mláďaty a dospělými jedinci (Kunz and Anthony, 1996) nebo v rámci reprodukčního cyklu (Catto, Racey and Stephenson, 1995). Některým autorům se vliv těchto faktorů potvrdil (Kunz and Anthony, 1996), jiným nikoliv (Catto, Racey and Stephenson, 1995; Wilkinson and Barclay, 2016). Závisí to však na druhu netopýra nebo zdrojích potravy v daném roce a místě.

Ve své diplomové práci jsem se však zaměřila na faktory a parametry proměnných vztahující se spíše k místu nebo prostředí, ve kterém se úkryt nachází nebo k úkrytu jako takovému. Tyto faktory také ovlivňují dobu přiletu netopýrů na loviště a tím i jejich úspěšnost při lovu.

3 Metodika

3.1 Zájmové území

Výzkum probíhal ve městě Olomouc (49°45'N, 17°15'E) nacházejícím se na Střední Moravě. K 1. 1. 2019 žilo v Olomouci dle českého statistického úřadu 100 523 obyvatel, což z něj dělá šesté nejlidnatější město České republiky. Zaujímá plochu o rozloze 10 333 ha, která je členěna na 26 městských částí představujících jednotlivá katastrální území (www.czso.cz, 4. 11. 2019).

Mimo jiné je také největším městem ležícím na řece Moravě. Ta svým tokem dělí území města na západní a východní část. Není však jedinou řekou, která městem protéká. Kromě Mlýnského potoka, tvořícího pravý přítok Moravy, Olomoucí protéká také Bystřice, která je naopak jejím levostranným přítokem (Chromec, 2015). Tyto vodní plochy slouží netopýrům jako významný zdroj potravy, jelikož se velké množství hmyzu shromažďuje právě nad hladinami vod. Pro netopýry může jako významné loviště sloužit i zatopená bývalá pískovna Poděbrady, která se nachází asi 4 km severozápadně od Olomouce.

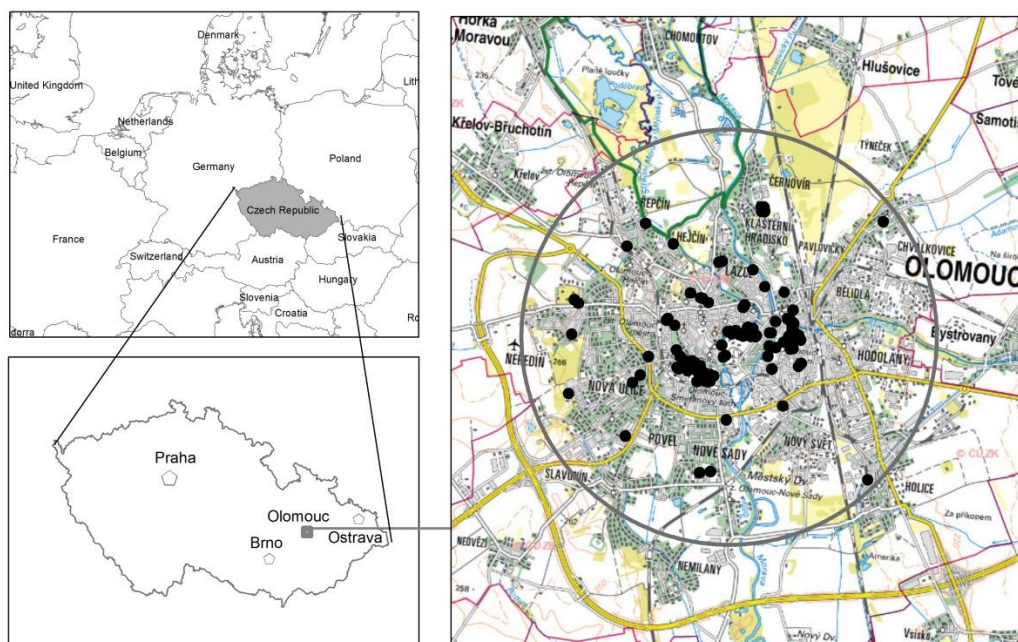
Nadmořská výška se pohybuje kolem 200 m nad mořem a až na východní a západní georeliéf, který je tvořen Uničovskou plošinou na severovýchodě a Prostějovskou pahorkatinou na západě, má přibližně rovinný charakter. Průměrná roční teplota byla v roce 2018 naměřená kolem 11°C a průměrný úhrn srážek se pohyboval v rozmezí mezi 400-450 mm (www.portal.chmi.cz, 4. 11. 2019).

Olomouc se nachází ve velmi zemědělsky úrodné krajině. Avšak v porovnání s jinými městy (Zlín, Liberec a Hradec Králové) se v Olomouci nachází zeleně velmi málo. Z celkové rozlohy města tvoří pouze 20 % plochy. Největší složku zeleně tvoří lesy rozprostírající se ve východní části města (Wind, 2012).

Díky aktivním členům České společnosti pro ochranu netopýrů je Olomouc, co se týče výskytu netopýrů, velmi dobře zmapovaná. Kromě klasického monitorování netopýrů a shromažďování dat o jejich výskytu zde proběhly i jiné výzkumy sledující jejich biotopovou preferenci nebo loveckou aktivitu (Wolf and Bartonička, 2004; Bartonička, 2011)

V posledních letech vzrostl výskyt netopýrů v panelových domech, nejinak je tomu i v Olomouci. Problém je však v tom, že netopýři jsou schopni využívat pro svůj úkryt pouze panelové domy bez zateplení. A takových je v Olomouci už velmi málo. Proto v poslední době přibývají záznamy o výskytech netopýrů ve starší cihlové zástavbě v centru města, kde využívají zcela nový typ úkrytů (niky za zapuštěnými okapovými svody).

Úkryty netopýrů byly lokalizovány pouze v rámci zájmového území, nikoli po celé Olomouci, vždy však od hustě zastavěného středu města až po okrajové části s nižším procentem zastavěnosti. Hranice zájmového území byla stanovena tak, aby bylo pokryto co nejméně známých úkrytů v katastrofě města Olomouce. A to vytvořením 3,5 km plochy zhruba od Pevnosti poznání (49.5933450N, 17.2578614E).



Obr. 1: Mapa zájmového území

3.2 Sledovaný druh

Jelikož jsem ve své práci sledovala chování netopýrů v urbánním prostředí, vybrala jsem si jako modelový druh netopýra rezavého (*Nyctalus noctula*), který je právě v těchto místech jedním z nejčastějších druhů netopýrů. Dalším z důvodů byla jeho snadná detekovatelnost (Lehotská, 2006). Pro echolokaci využívá frekvenci kolem 20 kHz (Vaughan, Jones and Harris, 1997), takže se dá pomocí batdetektorů snadno zaznamenat. Zároveň svoji noční aktivitu zahajuje jako jeden z prvních za soumraku, a tak se dá někdy

vidět i pouhým okem (Kaňuch, 2007). Co je ještě nápomocné pro jeho detekci, hlavně během letních měsíců, jsou mateřské kolonie, které se z úkrytů ozývají sociálními hlasy. Ty, na rozdíl od orientačních ultrazvukových hlasů, jdou slyšet i pouhým uchem bez detektoru (Fenton, 2003).

Nejen v urbánním prostředí, ale i celkově patří netopýr rezavý (*Nyctalus noctula*) (Schreber, 1774) svojí početností mezi nejčastější druhy netopýrů, a to jak v České republice, tak i v jiných částech Evropy. Jeho přirozený výskyt sahá od Pyrenejského poloostrova po Japonsko a od jižní části Skandinávie až po sever Afriky (Barros *et al.*, 2014). Nicméně v některých částech jeho početnost není tak vysoká, například na jižních hranicích jeho výskytu se zejména mateřské kolonie neobjevují vůbec nebo jen sporadicky (Camprodón and Guixé, 2013). To může být zapříčiněno pro něj typickou migrací, kdy začátkem září přeletují směrem na jih, kde zimují, a na přelomu března a dubna se vracejí zpět na sever (Weid, 2002).

Netopýr rezavý (*Nyctalus noctula*) patří mezi největší druhy netopýrů žijící v České republice. Stavbu těla má přizpůsobenou typickému způsobu lovu potravy. Hustá srst mu umožňuje létat v opravdu velkých výškách, kde loví tzv. vzdušný plankton a úzká zašpičatělá křídla z něj dělají velmi rychlého a obratného letce (Anděra, 2019). Z úkrytu vyletuje jako jeden z prvních ještě za světla (Kaňuch, 2007). Jeho aktivita má dva vrcholy, jeden těsně po západu a druhý před východem slunce (Rachwald, 1992).

Donedávna byl netopýr rezavý (*Nyctalus noctula*) považován za druh netopýra, který na rozdíl od jiných evropských druhů využívá během celého roku striktně dutiny stromů (Sluiter and van Heerdt, 1964). V posledních několika letech se však ukázalo, že se jako náhradu těchto přirozených úkrytů naučil využívat úkryty umělé v panelových domech i jiných budovách. A to nejen během hibernace a migrace, ale i v létě jako úkryty pro mateřské kolonie (Bihari and Bakos, 2001). Hledá však vždy takové místo, které se podobá svojí strukturou i klimatickými podmínkami přírodním úkrytům. Často se stává, že jim tato nová nabídka míst pro úkryt netopýrům vyhovuje dokonce více než ta původní (Bihari, 2004).



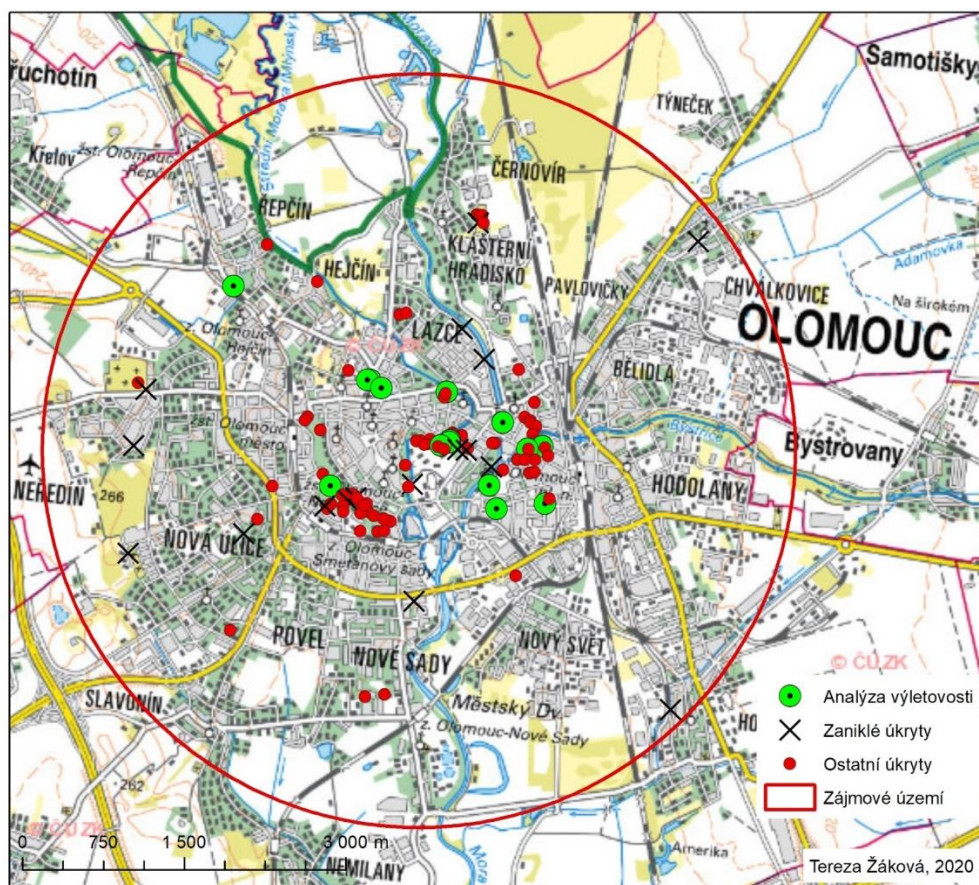
Obr. 2: Netopýr rezavý (*Nyctalus noctula*) (převzato z : www.sousednetopyr.cz dne 21.5. 2020)

3.3 Sběr náleзовých dat

Hlavním úkolem bylo zjistit, popř. najít místa výskytu netopýra rezavého (*Nyctalus noctula*) a vytvořit celkovou databázi všech známých úkrytů tohoto druhu v Olomouci. Čerpala jsem z prací probíhajících v různých částech Olomouce. Převážně se jednalo o zoologické monitoringy nebo inventarizace parků a jiných podobných veřejných míst. Tyto práce byly prováděny členy České společnosti ornitologické a České společnosti pro ochranu netopýrů. Primárním zdrojem úkrytů mi byla práce „Monitoring významných kolonií netopýrů v Olomouci“ (Česká společnost pro ochranu netopýrů, 2015), jejímž hlavním řešitelem byl Evžen Tošenovský, od kterého jsem získala i spoustu jiných míst s úkryty. Databázi jsem také doplnila o další úkryty získané od Jiřího Šafáře z AOPK Litovelské Pomoraví a studentky zoologie Kateřiny Ševčíkové. Ta mi poskytla data s místy výskytu převážně z olomouckých parků, jelikož zde pravidelně provádí zoologické průzkumy. Dále jsem pak čerpala z práce „Inventarizace vybraných skupin živočichů v parcích města Olomouce“ (Bartonička *et al.*, 2008), „Výskyt zvláště chráněných druhů živočichů vojenského hřbitova Černovír“ (Holec, 2015) a „Komplexní zoologický monitoring lokality Olomoucký hrad“ (Česká společnost ornitologická, 2013)

Většina prací, která mi byla zdrojem úkrytů, je soustředěna na veřejná místa, kde se prováděla inventarizace nebo jiný zoologický monitoring. Velká část nálezů úkrytů ale pochází i od lidí, kteří sami netopýry našli na svých domech nebo je i pozorovali z úkrytů vylétat a dali o tom vědět odborníkům, od nichž jsem pak tyto záznamy dostala. Způsob, kterým data zpracovávám, navíc se zkrácením do jisté míry počítá a snaží se případnou nerovnoměrnost zohlednit.

V databázi je tedy celkem 110 úkrytů, které jsou vyznačeny v mapě Olomouce (Obr. 3). Všechna data pocházela zhruba z předešlých 10 let, a tak jsem mohla vyloučit potenciaální vliv změn charakteristik stanovišť. Kompletní přehled úkrytů a jejich využití v rámci výzkumu je uveden v Přílohách.



Obr. 3: Mapa zájmového území se sledovanými úkryty netopýra rezavého (*Nyctalus noctula*)

3.4 Základní charakteristiky úkrytů

Pro vytvoření přehledu, v jaké výšce či světové straně si netopýři své úkryty nejčastěji vybírají, nebo zda upřednostňují stromy s určitým obvodem, jsem za použití RStudia vytvořila boxplot diagramy, které vykreslují základní charakteristiky těchto proměnných. Využívala jsem pro tuto analýzu jen ty úkryty, u kterých jsem věděla přesnou polohu výletového otvoru. Obvod stromu jsem pak změřila u všech stromů.

Pro získání informací o směrovosti úkrytů byla použita cirkulární statistika s testem rovnoměrného rozložení směrů. Pro výpočet byla použita knihovna Circular v prostředí R.

```
install.packages("circular")
require(circular)
setwd("C:/Users/tz/Desktop/VŠ/DP/stat")
my.data<- read.csv("aspekt.csv", sep = ";", dec="," )
aspekt<-my.data$aspekt
aspekt <- circular(aspekt,units = "degrees", template="geographics")
plot.circular(aspekt)
rao.spacing.test(aspekt,alpha=.10)
```

3.4.1 Postup měření vybraných terénních proměnných

Výšku úkrytů jsem změřila pomocí optického dálkoměru a klinometru (Obr. 4). Nejprve jsem za použití klinometru určila rovinu. A to tak, že jsem si na měřeném objektu ve výšce svých rukou vyznačila pomyslný bod. V této rovině jsem pak optickým dálkoměrem změřila vzdálenost k objektu, kterou jsem zadala do klinometru. Ten pak namířila na zvolený bod v rovině a posunutím klinometru od tohoto bodu k výletovému otvoru tuto vzdálenost změřila. Přičtením změřené výšky k výšce svých rukou jsem získala výšku výletového otvoru. **Obvod stromu** jsem měřila pomocí pásma vždy ve stejné výšce, zhruba 1,5 m od země. Pro zjištění **aspektu** jsem použila buzolu.



Obr. 4: GPS, dálkoměr a klinometr

3.5 Prostorová distribuce druhů

Jelikož mám k dispozici pouze data prezencí, nikoli absencí, nemůžu pro vyjádření významnosti proměnných a pro distribuční modelování úkrytů použít logistickou regresi, kde jsou data absencí nezbytná. Rozhodla jsem tedy pro takový model prostorové distribuce druhů, který je schopný určit vliv jednotlivých parametrů prostředí jen na

základě pozitivních nálezů, což bylo pro mě určující. Vybrala jsem model založený na maximální entropii – **MaxEnt**, který je považován za nejpřesnější a v současné době nejpoužívanější model prostorové distribuce (Morales, Fernández and Baca-González, 2017). Zároveň umožňuje vytvořit mapu potencionálního výskytu úkrytů a různými způsoby porovnává významnost jednotlivých proměnných, a to patří mezi hlavní cíle mé práce.

3.5.1 Výběr proměnných pro modelování prostorové distribuce

Z úvodní kapitoly lze vidět, že proměnné, které se v odborné literatuře nejčastěji spojují s aktivitou a lokalizací úkrytů netopýrů, se vztahují k vodě, hustotě budov, zeleni nebo dopravní síti kolem úkrytu. Tyto environmentální proměnné jsem tedy automaticky považovala jako kandidáty pro další zpracování v GIS i následném modelu distribuce a rozšířila je ještě o proměnné týkající se výšky a teploty, které dle mého názoru mohou mít také vliv na prostorovou distribuci.

Jelikož MaxEnt pracuje pouze s rastrovou podobou dat, musela jsem převést zájmové území do rastrové podoby a zvolit rozlišení. To jsem stanovila na 5×5m. V rámci MaxEntu musí být každý pixel ohodnocen nějakou hodnotou vztaženou k mým vybraným proměnným. Problém nebyl u přirozeně rastrových vrstev jako je teplota nebo výška, ale u vektorových proměnných, které plochu přirozeně nepokrývají. Uvažovala jsem dvě možnosti ovlivnění úkrytu. Jednak na základě **vzdálenosti** k nejbližšímu prvku dané proměnné (strom, řeka, budova, dopravní síť atd.) a dále pak na základě **hustoty** proměnné vztažené k nějakému okolí zkoumaného bodu. Bylo ještě potřeba určit v jakém okolí. Zvolila jsem nakonec několik variant, a to ve vzdálenosti 10, 20, 50, 100 a 1000 m. Díky tomu nám pak mohou výsledky napovědět něco o citlivosti výběru úkrytu na vybrané měřítko. Využití „okolí“ bodu mi umožnilo přidat k proměnným i variabilitu výšky v daném okolí (reprezentovanou směrodatnou odchylkou), která mi připadala taky jako potencionálně důležitá. Po domluvě s konzultantem jsem pak přidala i další proměnné vztahující se k „hustotě zaplnění“ prostoru okolí bodu (potencionálního úkrytu). Do modelu vstupovalo celkem 82 proměnných (Tab. 1). Rastrová vstupní data teploty a výšky byla převzorkována na jednotné rozlišení 5×5m.

Tab. 1. Přehled testovaných proměnných pro analýzu distribuce úkrytů v modelu MaxEnt. V – vzdálenost, H – hustota, PH – prostorová hustota, xxx – identifikace podle vzdálenosti. Zdroje dat: ČÚZK – Český úřad zeměměřičský a katastrální, KVES – konsolidovaná vrstva ekosystémů ČR, TSMO – technické služby města Olomouce, DMP1G – digitální model povrchu první generace, DMR5G – digitální model povrchu páté generace

Proměnná	Úroveň	Uvažované varianty vzdálenosti	Označení	Zdroj výchozích dat
Budovy	V	-	budvzd	ČÚZK
	H	10, 20, 50, 100, 200, 500, 1000 m	budhxxx	
Dopravní síť	V	-	dopvzd	KVES
	H	10, 20, 50, 100, 200, 500, 1000 m	dophxxx	
Osvětlení – bez LED	V	-	sveblvzd	TSMO
Osvětlení - vše	V	-	svezvd	
Osvětlení	H	10, 20, 50, 100, 200, 500, 1000 m	svehxxx	
Stromy – všechny	V	-	strvzd	KVES
Stromy – listnaté	V	-	strlvzd	
Stromy – všechny	H	10, 20, 50, 100, 200, 500, 1000 m	strhxxx	
Stromy – listnaté	H	10, 20, 50, 100, 200, 500, 1000 m	strlhxxx	
Teplota	H	10, 20, 50, 100, 200, 500, 1000 m		LANDSAT 8 22.04.2018 – 9.38
Voda	V	-	vodavzd	KVES
Voda	H	10, 20, 50, 100, 200, 500, 1000 m	vodahxxx	
Výška	PH	10, 20, 50, 100, 200, 500, 1000 m	vyskxxx	
Variabilita výšky (SE)	PH	10, 20, 50, 100, 200, 500, 1000 m	varvysxxx	ČÚZK – DMP1G, DMR5G
Zaplnění prostoru	PH	50m	hk,hkn,hkd,hkp, hl,hln,hld,hlp, hr,hrn,hrd,hrp	Vlastní výpočet

Všechny vrstvy jsem zpracovala v programu ArcGIS 10.4 pomocí GIS nástrojů, jako je např. FEATURE TO RASTER, kterým se převádí vektorové podklady na rast a vytvoří se rastr po celém zájmovém území. Dalším nástrojem je RECLASSIFY sloužící k reklasifikaci rastru, pomocí kterého přiřadíme hodnoty k barvám na základě nějakého čísla v tabulce, nebo nástroj fokální statistiky FOCAL STATISTICS. Detailnější postup v GIS, jak získat odvozené vrstvy vzdálenosti a hustoty, jsem popsala krok za krokem v přílohách na DVD v adresáři „Pracovní postupy“.

3.5.1.1. Poznámky k zájmovému území a k vybraným proměnným

Zájmové území je dáno 3,5km plochou zhruba kolem centra Olomouce (střed Olomouce je v blízkosti Pevnosti poznání). Původně jsem zájmové území chtěla zvolit na základě katastrů města Olomouce. Jelikož se ale některé úkryty netopýrů vyskytovaly až na samém okraji Olomouce, zasahovaly do katastrů, které byly už z velké části tvořeny spíše zemědělskou krajinou. Aby tedy nedošlo ke zkreslení modelu a celých výsledků, zvolila jsem raději území na základě 3,5km plochy kolem centra Olomouce. Jeho velikost jsem stanovila tak, abych obsáhla všechny nálezy úkrytů. Abych získala přesnější informace o potenciálním výskytu úkrytů, zúžila jsem ještě toto území na oblasti, ve kterých by se úkryty mohly nacházet, a odstranila ty, která jsou pro netopýry biologicky nevhodné. Zájmové území omezila výškou a její minimální hodnotu jsem si stanovila na 2m, jelikož netopýři si obecně vybírají úkryty v polohách nad několik metrů. Území pod touto hranicí nebylo ve výsledném modelu uvažováno.

Vrstvy vztahující se ke stromům, vodě a dopravní síti jsem vytvořila na základě Konsolidované vrstvy ekosystému ČR poskytnutou AOPK ČR. V současné době se jedná o nejpresnější vektorový podklad, který byl vyvinut na základě mapování biotopů, základní báze geografických, vodohospodářských a dalších geografických dat.

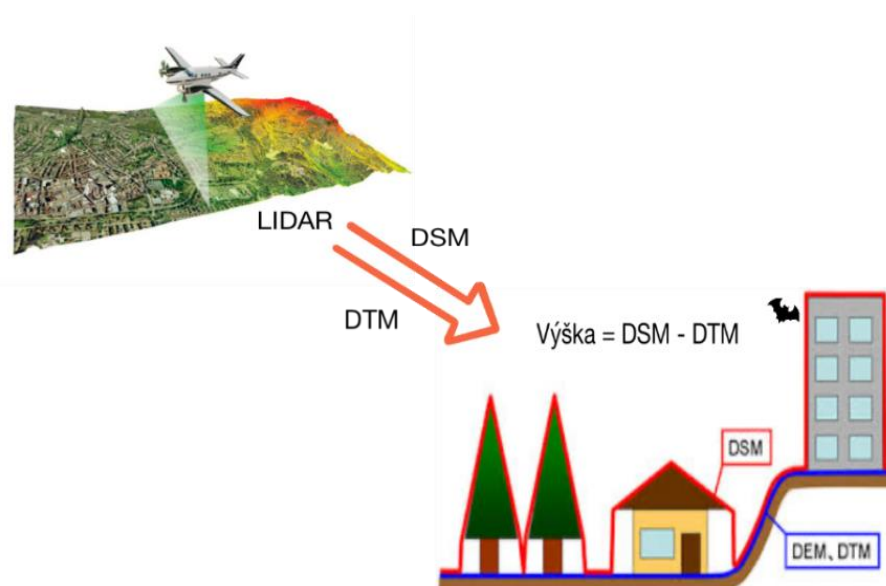
Vrstvu půdorysů budov jsem pro jednotlivé katastry zájmového území získala z ČÚZK (<http://cuzk.services.cz/shp>) a v GIS je pospojovala.

Vrstvu stromů a světla jsem rozdělila na další dvě skupiny. Stromy na jehličnaté a všechny stromy a světla na LED osvětlení a veškeré osvětlení. Chtěla jsem zjistit, zda je mezi těmito skupinami nějaký rozdíl, jelikož jejich vliv bývá v literatuře často zmiňován.

Vrstvu teploty jsem převzala od mého konzultanta Marka Bednáře. Byla zpracována dle metodiky (Salih *et al.*, 2018) metodami dálkového průzkumu země přepočtem tepelných pásem B10 a B11 na povrchovou teplotu ze snímku družice

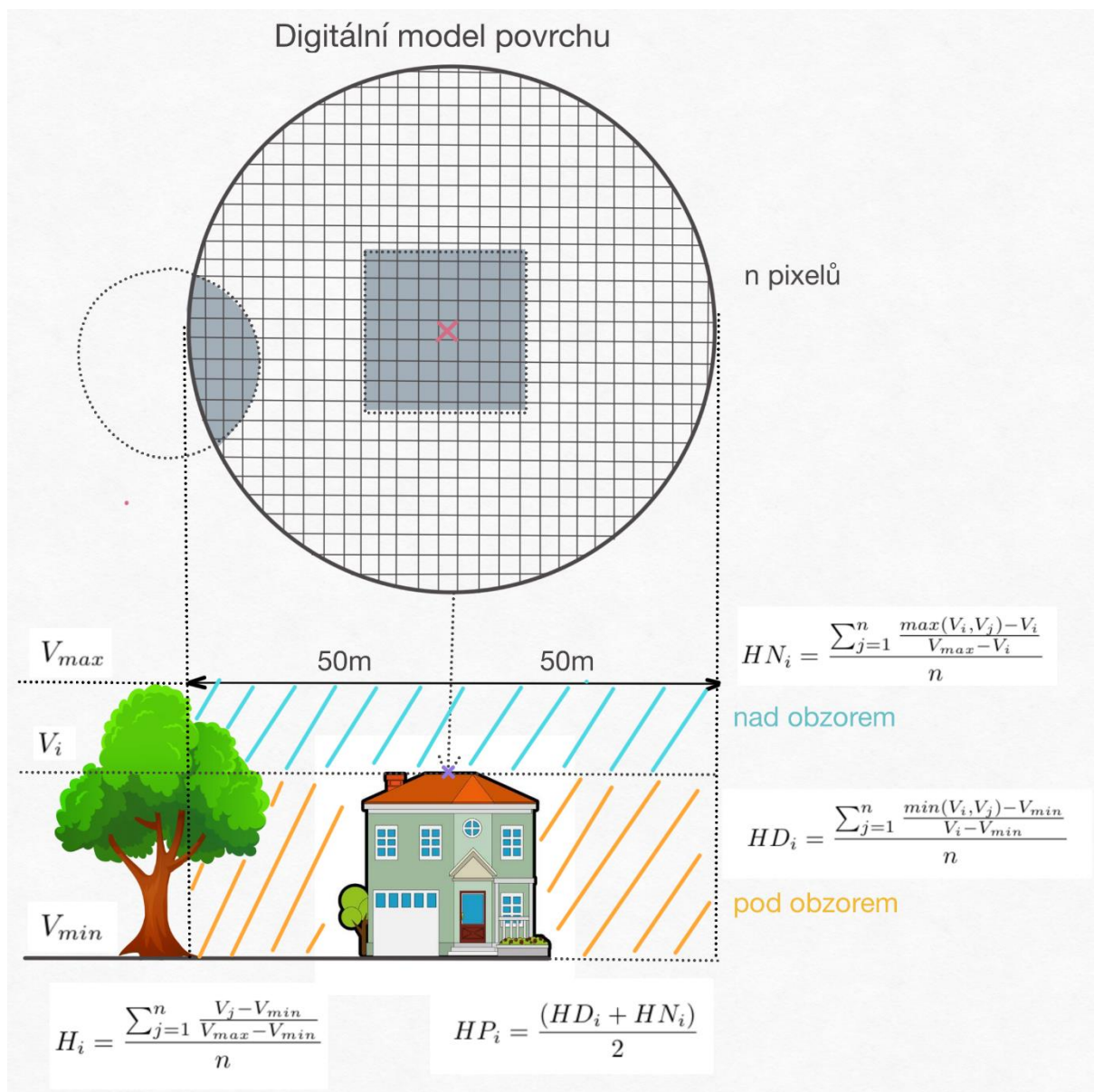
LANDSAT 8, a to konkrétně z jarního období roku 2018 (22. 4. 2018 - 9:38h). Jelikož jsou termální pásma B10 a B11, podle kterých se teplota počítá, v rozlišení 100x100m, byla potřeba je přerastrovat na stejné rozlišení, jako má model 5x5m. Landsatový snímek byl stažen prostřednictvím webového rozhraní stránek <https://earthexplorer.usgs.gov/> a následně ořezán na velikost zájmového území.

Vrstvu výšky jsem získala v GIS odpočtem digitálního modelu reliéfu páté generace (DMR5G) od digitálního modelu povrchu první generace (DMP1G), pomocí nástroje Raster Calculator v ArcGIS (Obr. 5). Jednotlivé rastrové podklady DMP1G a DMR5G byly získány ze serveru ČÚZK prostřednictvím ArcGIS online služeb. Byly však v rozlišení 2x2m, proto se musely opět přerastrovat na rozlišení 5x5m.



Obr. 5: Postup získání vrstvy výšky

Na základě podnětu od mého konzultanta Marka Bednáře jsem doplnila proměnné o poslední **vrstvu zaplnění prostoru**. Jde o velmi specifickou vrstvu, která však dle mého názoru může mít na model prostorové distribuce velký vliv. Princip odvození jednotlivých proměnných ukazuje obrázek (Obr. 6).



Obr. 6: Odvození proměnných zaplnění prostoru

V 50m okolí každého pixelu (potencionálního úkrytu) se zjišťuje, jak moc je prostor kolem něj zaplněn (budovami, stromy aj.). Maximální objem představuje válec, jehož minimální výška je dána nejnižším bodem v 50m okolí a maximální výška nejvyšším bodem v 50m okolí (celá vyšrafovaná plocha plus strom a dům). Zaplnění H_i potom vyjadřuje procento vyplnění tohoto prostoru různými objekty v okolí (budovy, stromy). HN_i je v podstatě to samé, pouze minimální výška uvažovaného prostoru je dána výškou úkrytu nikoli nejnižším bodem. Představuje to tu část, která je nade mnou, nad horizontem. U HD_i je naopak maximální výška dána výškou úkrytu namísto nejvyššího bodu. Jedná se o to, co je pode mnou. HP_i je pouhý průměr toho, co je nade mnou a pode mnou. Je to jen trošku jiné vyjádření H_i .

Během výpočtu se příslušné hodnoty zaplnění počítají pro každý pixel v okolí a pak jsou zprůměrovány. Tyto hodnoty zaplnění jsou pak v tabulce doplněny o písmeno K, L a R, což představuje případy lineárního a kvadratického ovlivnění a případ, kdy jsou si všechny buňky rovnocenné. Lineární ovlivnění znamená, že netopýra z hlediska zaplněnosti nejvíce ovlivňuje nejbližší okolí a se vzrůstající vzdáleností od určitého testovaného bodu se vliv lineárně snižuje. U kvadratického případu je to podobné, jen ke snižování nedochází lineárně ale kvadraticky. Buňka o metr vzdálenější má dvakrát menší váhu než buňka původní. Aby výsledek dával smysl, tak jsou všechny váhy přepočítány tak, aby dohromady dávaly součet jedna. Tento výpočet není součástí běžných GIS nástrojů, proto bylo potřeba vytvořit specializovaný program, který nám dané hodnoty poskytne. Je součástí příloh na DVD v adresáři „Pracovní postupy“.

3.5.2 Postup výpočtu prostorové distribuce s pomocí MaxEnt

Program MaxEnt je schopný pracovat kromě lineárních závislostí proměnných také se závislostmi (v terminologii MaxEntu funkcemi) kvadratickými, prahovými a skokovými. Jejich správné nastavení je pro přesnost výsledného modelu velmi důležité. Mnoho autorů však pracuje pouze se standardním nastavením, což ovšem téměř nikdy nepřináší nejlepší výsledky (Morales, Fernández and Baca-González, 2017). Aby bylo nastavení korektní, tak jsem pro svá data použila metodu Enmevaluate v4-3-19 (Warren and Seifert, 2011) a návody volně stažitelné ze stránek Integrative Evolutionary and Conservation Biology Lab (<https://sites.google.com/site/thebantalab/>). Zde je uveden i doporučený postup pro předzpracování vstupních podkladů (Obr. 6), kterého jsem se držela.

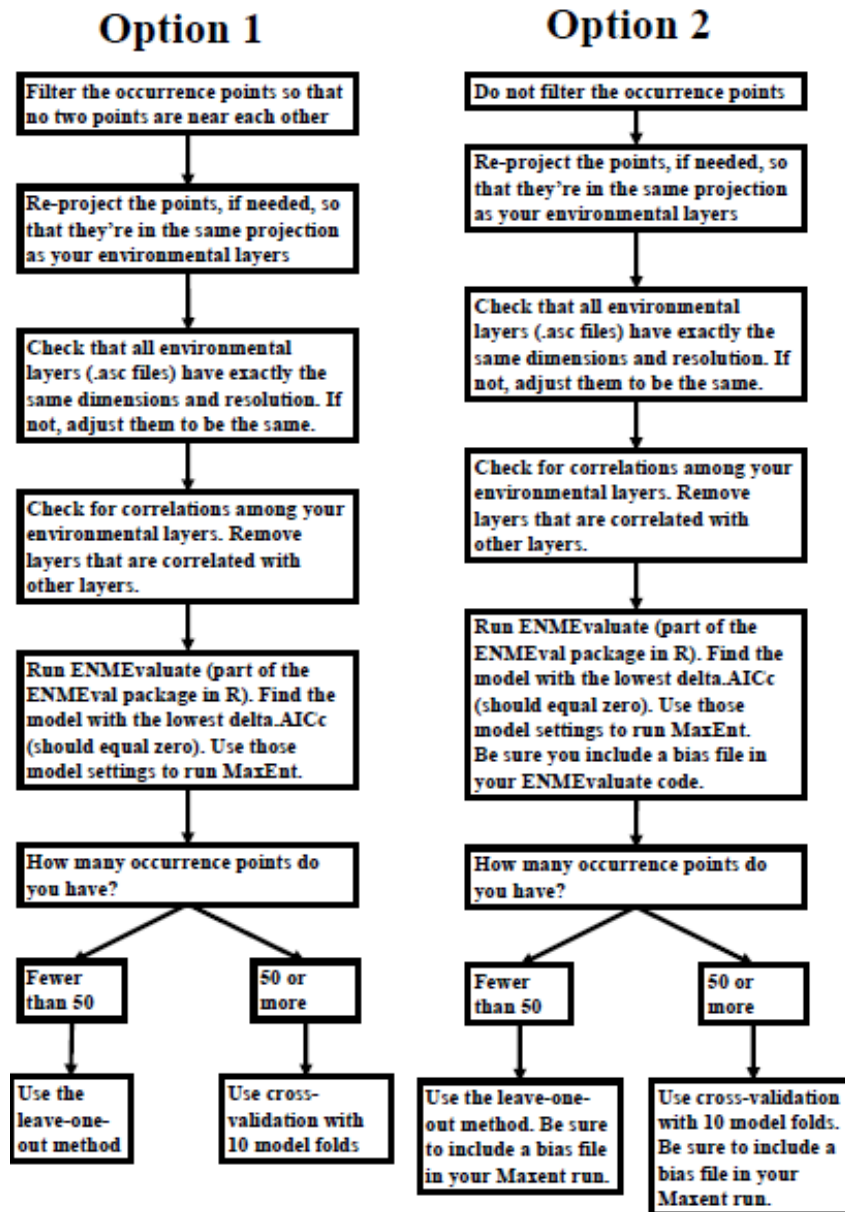
Postupovala jsem podle těchto kroků:

- 1) Pomocí rozšíření ArcGIS SDM Toolkit jsem určila vzájemnou korelaci jednotlivých rastrových vrstev proměnných. Ty, které měly s vybranými proměnnými korelaci vyšší než 0,7, jsem z modelu odstranila.
- 2) Dále jsem postupovala podle schématu (Obr. 7). Za použití R skriptu Enmevaluate jsem určila tzv. bias soubor, který napomáhá k odstranění nerovnoměrného rozdělení vzorku v zájmovém území, a zjistila optimální vstupní nastavení programu MaxEnt. Pro výběr správného nastavení parametrů byla klíčová hodnota AIC (Akaikeho informační kritérium), jehož nejnížší hodnota ukazuje na model,

který vychází ze simulace spousty modelů s různým nastavením parametrů jako nejlepší

- 3) Za použití vstupních dat skutečných úkrytů, bias souboru a doporučeného nastavení jsem spustila program MaxEnt.

Podrobnější postup zpracování je uveden v přílohách na DVD v adresáři „Pracovní postupy“.

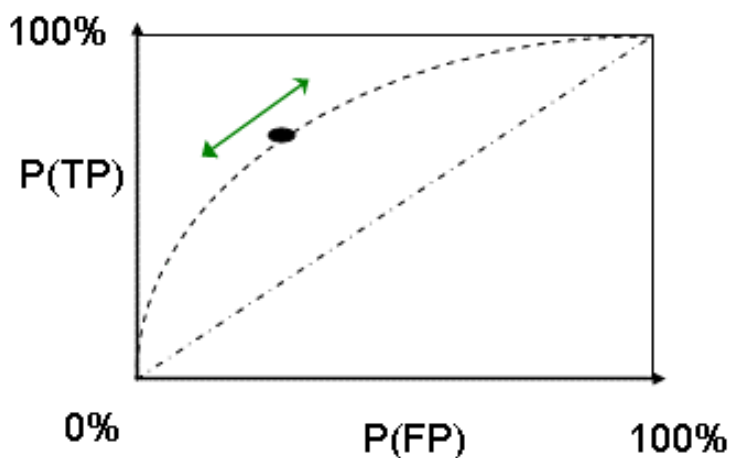


Obr. 7: Metodický postup modelování prostorové distribuce druhů v MaxEnt (<https://www.dropbox.com/s/yw87nrx3nq7v4do/niche%20modeling%20flow%20chart.pdf?dl=0>, převzato dne 15. 5. 2020)

3.5.3 Přesnost modelu a volba prahové hodnoty

Pro lepší praktické využití prostorové distribuce bývá vhodnější zvolit prahovou hodnotu, pomocí které rozdělíme území na území pro úkryty vhodné či nevhodné. Typ prahu se volí podle ochrannářského aspektu. Pokud chci vyhranit oblast, která je pro netopýry nejvhodnější, zvolím vyšší práh. Naopak když chceme zjistit, kde se netopýři vyskytují, tak zvolím práh menší. Doporučených metod na výběr prahové hodnoty je více, většinou jde o kompromis mezi tzv. „ommission rate“ neboli mírou přijatelné chyby určení úkrytu a mírou plochy předpovídaných úkrytů oproti celému zájmovému území. Prahovou hodnotu jejího statistického významu pak určíme prostřednictvím binomického testu.

Pro určení přesnosti predikčních modelů můžeme použít tzv. ROC křivku (Receiver Operating Characteristic). Ta je dána kombinací hodnot sensitivity (přesně určený úkryt – True Positivity – TP) a 1 - specificity (nepřesně určený úkryt – False Positivity – FP), kde specifická představuje dobře určený „neúkryt“ (Obr. 8). Tyto hodnoty se však mění s prahovou hodnotou, která určuje, jaká místa budeme považovat za úkryty vhodné a nevhodné.



Obr. 8: ROC křivka – kombinace hodnot TP a FP při měnícím se prahu

Přesnost modelu se určuje pomocí hodnoty AUC (Area Under Curve). Pokud dosahuje pouze hodnoty 0.5, odpovídá to náhodnému určení úkrytu. Jakákoli vyšší hodnota nad 0.5 značí už určitou přesnost modelu. Čím vyšší tato hodnota je, tím je model přesnější. Problém je však v tom, že MaxEnt nám neumožňuje pracovat s absencemi, tudíž nejsme schopni určit specificku neboli přesnost určení „neúkrytu“. Phillips, Dudík a Schapire (2004) navrhli nový přístup, kdy absence (nepřítomnosti úkrytů) nahradili

pseudoabsencemi, kde každé místo mimo skutečné úkryty (prezence) je považováno za náhodné. Úkryty zde mohou být, ale nemusí. ROC křivka (resp. AUC) pak vyjadřuje, jak dobře model rozlišuje skutečná data úkrytů od náhodných hodnot. Falešná pozitivita (1-Specificita) je nahrazována velikostí plochy, kde model určil, že se úkryt nachází.

3.5.4 Významnost proměnných

Pro interpretaci proměnných MaxEnt generuje tři typy výsledků

1) Analýza přínosu proměnných – tabulkové vyjádření (dva sloupce ohodnocení)

Hodnoty v prvním sloupci ukazují procentuální zastoupení přínosu jednotlivých proměnných k výsledné podobě tohoto modelu, neboli jejich významnost. Hodnoty v druhém sloupci nepřímo vypovídají také o významnosti proměnných, a to tak, že pro každou z nich se postupně nahradí skutečné hodnoty pro známé úkryty hodnotami pseudoabsencí (náhodnými úkryty). Potom celý proces proběhne znovu a sleduje se, jak moc přínos sledované proměnné poklesl. Vyšší hodnota znamená vyšší rozdíl proměnné oproti pseudoabsenci. Pokud jsou tedy hodnoty v obou sloupečcích u dané proměnné vysoké, značí to její významnost.

2) Analýza přínosu proměnných – grafické vyjádření (metoda Jackknife)

Kromě tabulky můžeme významnost jednotlivých proměnných pro distribuci úkrytů vyjádřit i pomocí sloupcových grafů. MaxEnt nám poskytuje tři typy sloupcových grafů. První graf se týká trénovací množiny, neboť pomocí trénovací části lze zjistit, jak dobře model počítá úkryty, ze kterých se vycházelo. Druhý graf se vztahuje k testovací množině. Testovací proto, že se významnost jednotlivých proměnných zjišťuje testováním jiného území, kde úkryty nemám. A třetí graf se vztahuje opět k testovacím datům, ale z pohledu křivky AUC (Area under curve), která vyjadřuje přesnost modelu.

3) Reakční křivky – křivky závislosti pravděpodobnosti výskytu úkrytu na environmentálních proměnných

3.6 Variabilita výletové aktivity

Součástí výzkumu byl i pravidelný monitoring výletové aktivity netopýrů. Probíhal z celkových 110 pouze na 30 vybraných místech, u nichž jsme si byli jisté, že jsou netopýry pravidelně využívány už několik let, a tudíž na nich bude velká pravděpodobnost výskytu netopýrů i v dalších letech. Data jsem sbírala společně s Terezou Paškovou v letech 2017-2019, a to jen v mimo hibernační období, kdy se dá jejich výletová aktivita

pozorovat nejlépe, tzn. od začátku dubna do října. V části tohoto období (duben-červenec) tvoří samice netopýrů mateřské kolonie, kdežto samci osídlují úkryt sami po jednom nebo dvou jedincích (van Heerdt and Sluiter, 1955). Jelikož nám šlo zejména o variabilitu výletové aktivity, zaměřily jsme se hlavně na mateřské kolonie. V databázi uvedené v přílohách máme celkem 298 záznamů pocházejících zhruba ze 170 dní, tzn., z jednoho dne jsme měly dvě pozorování. K výletovému otvoru jsme došly vždy 30 minut před západem Slunce, abychom žádného nepřehlédly, jelikož netopýr rezavý (*Nyctalus noctula*) zahajuje noční aktivitu jako jeden z prvních už se západem Slunce (Jones, 1995). Pak jsme pozorovaly výletový otvor a čekaly, až vyletí první netopýr. Pokud žádný do 30 minut po západu Slunce nevyletěl, pozorování jsme ukončily. Výjimečně jsme pozorování prodloužily, když bylo podle sociálních hlasů evidentní, že se v úkrytu vyskytuje neznámé množství netopýrů. Tyto časy výletů prvních netopýrů jsem však do analýzy nezahrnovala. Nakonec jsem pracovala jen s 255 záznamy pocházejícími z 15 sledovaných míst. Ta jsem vybírala na základě mnou stanovených podmínek. U vybraných úkrytů musela být výletová aktivita pozorována více než pětkrát s tím, že z jednoho roku pocházela alespoň dvě pozorování, z toho jedno pozitivní. Pokud byla během roku u daného úkrytu pouze negativní pozorování, nebyla do analýzy zahrnuta.

Základní popisná statistika prvních výletů nám nedá odpověď na otázku, jak jednotlivé environmentální parametry ovlivňují výletovou aktivitu netopýrů. A protože ne vždy netopýr z úkrytu vyletěl, vybrala jsem pro statistické zpracování modely přežívání. Tyto modely totiž umožňují zpracovávat i taková data, kdy k události v době pozorování vůbec nedojde (netopýr nevyletí). Takové případy pak model označuje jako cenzorované.

Modelů přežívání existuje více, všechny ale používají stejné pojmy jako je **funkce přežití**, která vyjadřuje pravděpodobnost přežití do určitého času, v mém případě pravděpodobnost, že ani po určitém času netopýr nevyletí. Dále pak **funkce hazardu** určující naopak pravděpodobnost, že netopýr vyletí v nejbližší době od určitého času, a **relativní hazard**, kdy můžeme porovnávat funkce hazardu (přežití) pro jednotlivé kategorie a například zjistit, zda výlety z umělých úkrytů jsou v určitém čase pravděpodobnější než výlety z přirozených úkrytů.

Podle toho, jaké parametry můžeme zjistit, nebo jaké hodnoty můžeme očekávat, rozlišujeme tři základní skupiny modelů (Kleinbaum and Klein, 2010).

- **Modely KM (Kaplan-Meiera)** poskytují pravděpodobnost přežívání (funkci přežití) nikoli však odhad relativního hazardu. Tzn., že sice umožňují zohlednit vliv jiné proměnné (např. typ úkrytu), ale ta musí být jen kategorická. Použitím statistických testů potom můžeme vidět, zda je mezi skupinami (umělé/přirozené úkryty) prokazatelný statistický rozdíl
- **Modely parametrické exponenciální** počítají s tím, že funkce hazardu, tedy pravděpodobnost, že netopýr vyletí v nejbližší době od určitého času, je v průběhu času konstantní, popř. klesající nebo stoupající (Weibullův model). Na rozdíl od předchozího modelu dokáží už přesně stanovit relativní hazard. Mohla bych pomocí nich už např. zjistit, kolikrát vyšší nebo nižší je pravděpodobnost výletu u umělých úkrytů oproti přirozeným úkrytům.
- **Modely semiparametrické** jsou nejuniverzálnější a stojí někde mezi výše zmíněnými modely. Jsou schopné pracovat i s měnící se funkcí hazardu (pravděpodobností výletu). Stejně jako modely parametrické umí ohodnotit význam jednotlivých proměnných a spočítat relativní hazard. Nedokáží však jednoduše vyjádřit funkci přežití, jsou proto vhodné spíše k vyjádření významnosti proměnných. Typickým semiparametrickým modelem je model Coxův (Kleinbaum and Klein, 2010).

Pro znázornění rozdílu výletové aktivity mezi jednotlivými kategorickými proměnnými (obdobími a typy úkrytu) jsem použila **Kaplan-Meierův model**. Jelikož ale mým hlavním cílem bylo zjistit vliv jednotlivých kategorických i kontinuálních proměnných na výletovou aktivitu, vybírala jsem mezi parametrickými a semiparametrickými modely, které by mi právě tento vliv umožnily vyhodnotit. Protože mi nešlo úplně o předpověď, ale spíše o významnost proměnných, zvolila jsem nakonec nejuniverzálnější **Coxův semiparametrický model proporčního hazardu (CPH)**. Nejdříve jsem ohodnotila přínos jednotlivých proměnných a také zjistila, jestli splňují podmínku proporčního hazardu. Nejlepší model může být dán spojením více proměnných. Metod a doporučení na získání optimální kombinace proměnných je více, já jsem použila krokovou metodu dopředné regrese speciálně určené pro modely přežívání. Využila jsem knihovnu R `My.Stepwise`.

3.6.1 Vybrané proměnné pro zpracování variability výletové aktivity a přežívání

Pro určení vlivu jednotlivých proměnných na výlet prvního netopýra jsem kromě všech nekorelovaných environmentálních proměnných (Tab. 2) použila i data naměřená z terénu (konkrétně výšku výletového otvoru).

Abych odstranila skrytý vliv reprodukčního cyklu na výletovou aktivitu, rozdělila jsem jednotlivá pozorování do dvou skupin. Záznamy pořízené z období od dubna do srpna jsem řadila do skupiny letních mateřských kolonií, a záznamy z období od srpna do října do skupiny přechodných (migračních) kolonií. Vznikla mi tak další, tentokrát kategorická proměnná, kterou jsem do analýzy výletové aktivity zahrnula. Druhou kategorickou proměnnou pak byl typ úkrytu (umělý/přirozený).

Jelikož jsme pozorovali výletovou aktivitu téměř za každého počasí, snažila jsem se ještě odstranit ta pozorování, během kterých pršelo, aby nedošlo ke zkreslení výsledků. A to na základě dat získaného z ČHMÚ. Snažila jsem se zvolit práh určitého úhrnu srážek, podle kterého bych daná pozorování mohla odstranit. Poněvadž netopýři vyletěli i v den, kdy spadlo přes 22 mm, žádná pozorování jsem z celkové databáze nakonec nevyloučila a zahrnula všechna pozorování včetně těch, během kterých pršelo.

Pro vytvoření databáze známých úkrytů netopýra rezavého (*Nyctalus noctula*) ve městě Olomouc, jsem úkryty vyfotila, každá fotografie má své identifikační číslo, které odpovídá názvu souboru ve Fotodokumentaci, na mapách i v tabulkách. Zde pro představu uvádím zpracování pouze dvou úkrytů (Obr. 9) a (Obr. 10). Zbytek je k dispozici v přílohách na DVD v adresáři „Fotodokumentace“.



Obr. 9: Umělý úkryt – U Bystřičky

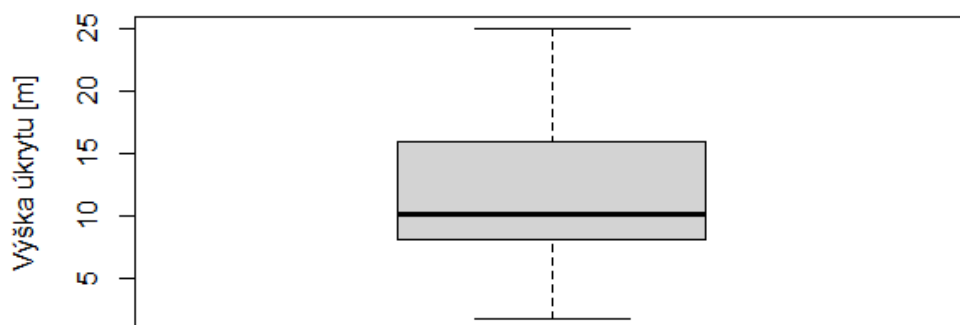


Obr. 10: Přírozený úkryt – Jasan řeka

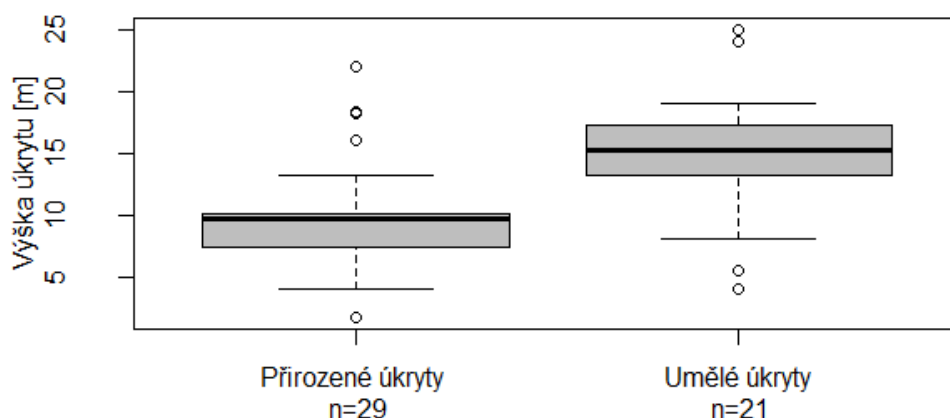
4 Výsledky

4.1 Základní charakteristiky úkrytů

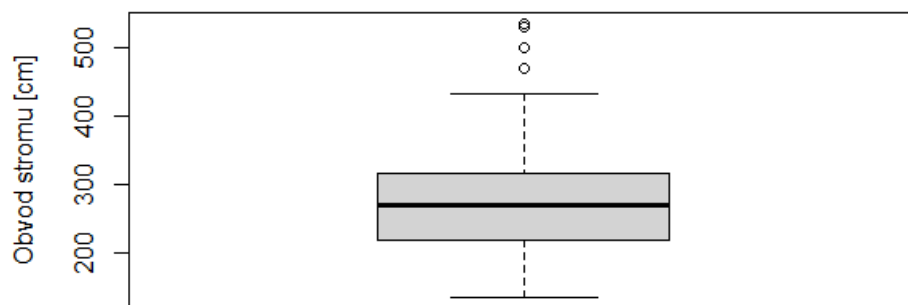
Netopýři si nejvíce vybírali úkryty zhruba v 10m výšce (Obr. 11). Na stromech se však výletové otvory nacházely ve větších výškách než na budovách (Obr. 12). U stromů se zřejmě kromě výšky zaměřují i na jejich obvod, jelikož nejvíce se v databázi úkrytů objevovaly stromy s obvodem kolem 250 cm (Obr. 13). Směrová růžice aspektu ukazuje (Obr. 14), že se úkryty netopýřů nacházely téměř na všech stranách, nicméně pomocí testu rovnoměrnosti vyšlo, že výletové otvory nejsou rovnoměrně rozloženy a netopýři zřejmě některé strany upřednostňují více. Např. na jihovýchodní straně se téměř žádný výletový otvor nenacházel. Z celkové databáze 110 úkrytů představovaly větší polovinu přirozené úkryty.



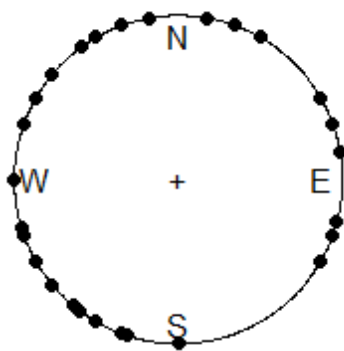
Obr. 11: Boxplot výšek výletového otvoru (n=50) se znázorněním mediánu, horního a dolního kvartilu a vousů (whiskers) představujících 1,5 x mezikvartilové rozpětí na každou stranu



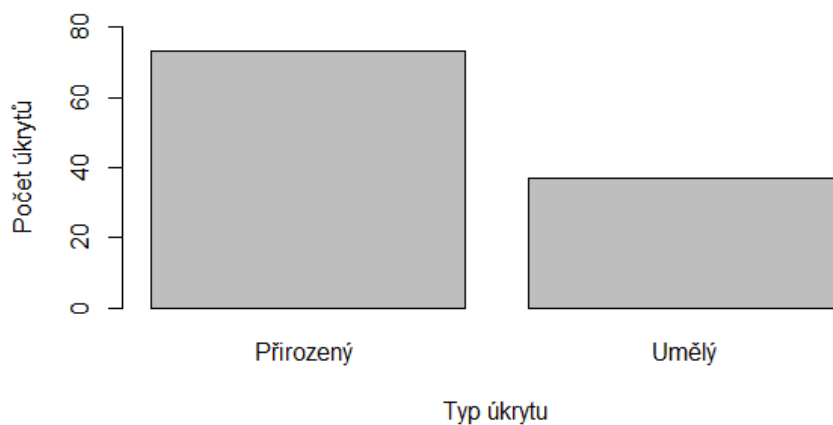
Obr. 12: Boxploty výšek výletových otvorů u přirozených (n=29) a umělých úkrytů (n=21) se znázorněním mediánu, horního a dolního kvartilu, odlehlých hodnot a vousů (whiskers) představujících 1,5 x mezikvartilové rozpětí na každou stranu



Obr. 13: Boxplot obvodu stromů (n=52) se znázorněním mediánu, horního a dolního kvartilu, odlehých hodnot a vousů (whiskers) představujících 1,5 x mezikvartilové rozpětí na každou stranu



Obr. 14: Přehled orientace úkrytů vůči světovým stranám



Obr. 15: Přehled počtu umělých a přirozených úkrytů

4.2 Modelování prostorové distribuce

4.2.1 Korelace proměnných a vybrané proměnné

Pomocí nástroje SDM Toolbox (<http://www.sdmttoolbox.org/>), který je volitelným rozšířením programu ArcGIS, jsem z původní sady odstranila vysoce korelované proměnné, jako prahovou hodnotu jsem zvolila $r=0,7$. Z původních 82 uvažovaných proměnných jsem tak vybrala pouze 27 nekorelovaných vrstev (Tab. 2)

Tab. 2: Vybrané nekorelované vrstvy ($r < 0,7$)

Budovy	Dopravní síť	Osvětlení	Vodní objekty	Stromy	Teplota	Výška	Zaplnění prostoru
bud10	dop10	sve10	voda10	str10	teplota	varvyska10	hln
bud100	dop100	sve20	voda100	str1000		varvyska100	hld
bud1000	dop500	sve100	voda1000	strdist		vyska	hkp
buddist	dopdist		vodadist				hkn
							hk

4.2.2 Optimální nastavení parametrů

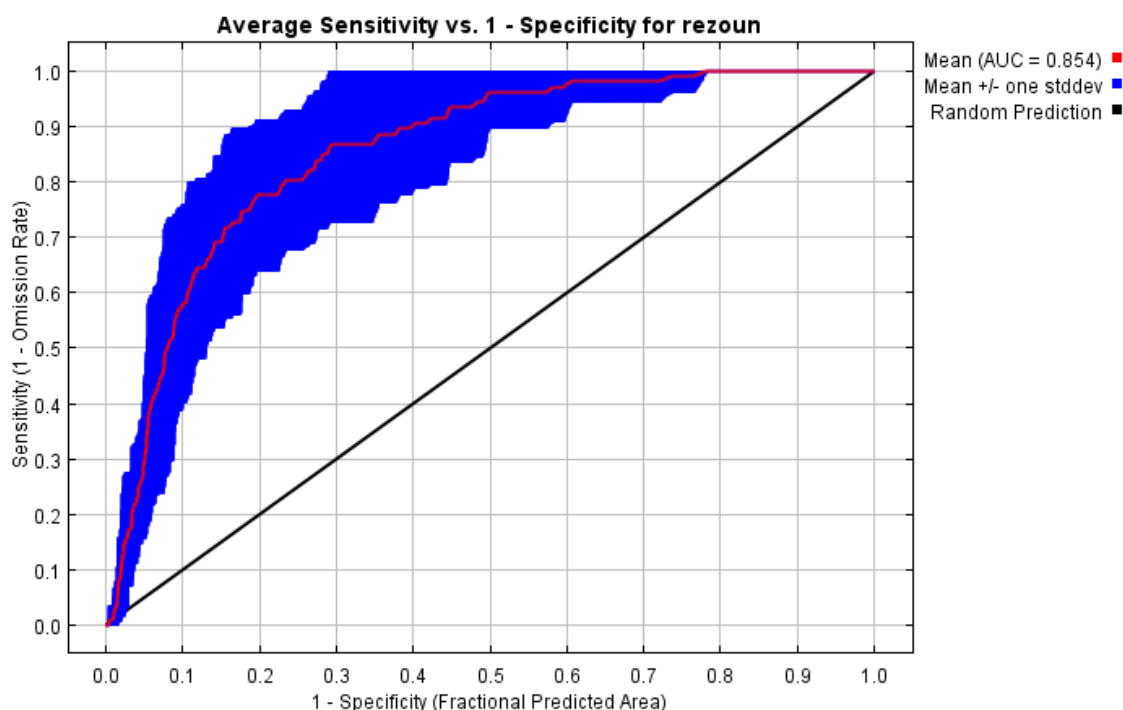
Dle (Tab. 3) jde vidět, že jako optimální nastavení vyšlo L_35. Písmeno L značí, že budou v modelu využívány pouze lineární vztahy. Vyšší hodnota 3,5 regularizačního parametru omezuje zase složitost výsledného modelu a vytváří méně lokalizovanou předpověď úkrytů. Přesnější modely s nízkým regularizačním parametrem sice lépe určují trénovací data, v případě testovacích dat však bývá výsledek horší. Regularizační parametr je kompromisem mezi přesností a použitelností modelu i pro testovací data. Tyto požadované funkce byly potom vloženy do MaxEntu.

Tab. 3: Ukázka výsledků nastavení parametrů z Enmevaluate

	Setting s	features	rm	train.AUC	avg.test.AUC	var.test.AUC	AICc	delta.AICc	w.AIC	parameters
37	L_3.5	L	3,5	0,88	0,79	0,51	538,13	0,00	0,57	6	
19	L_2	L	2	0,89	0,81	0,47	539,73	1,60	0,26	9	
44	LQ_4	LQ	4	0,90	0,78	0,79	549,08	10,94	0,00	11	
31	L_3	L	3	0,89	0,80	0,47	549,33	11,20	0,00	8	

4.2.3 Přesnost modelu a volba prahové hodnoty

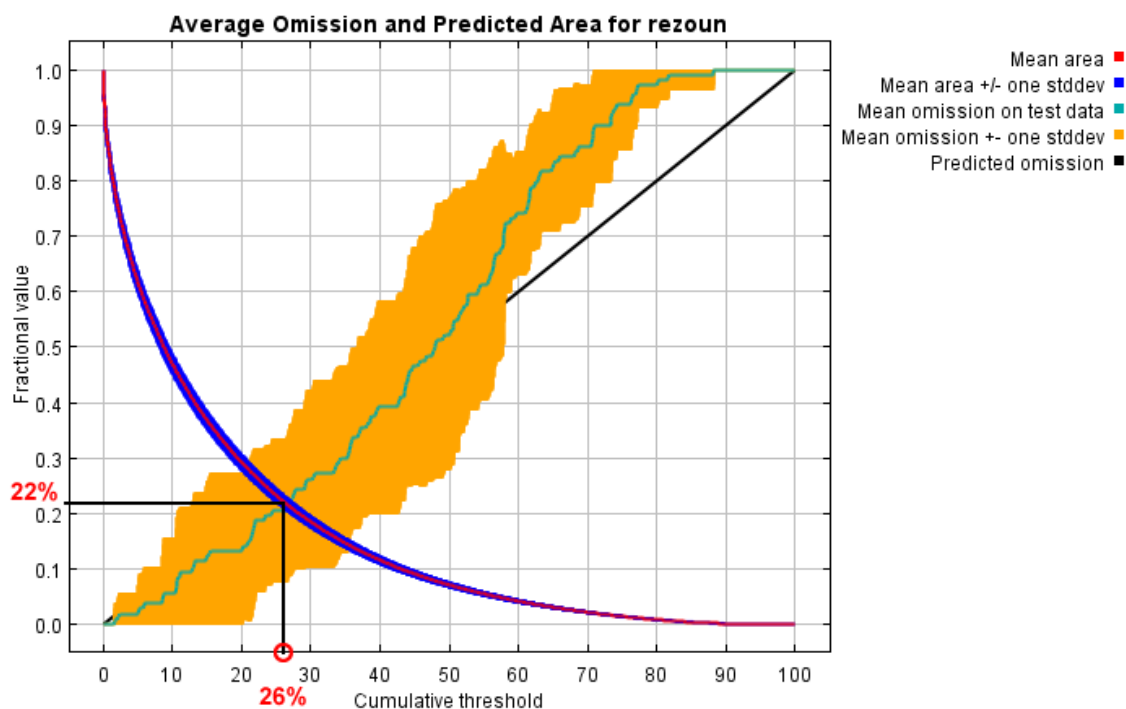
Výsledná křivka (Obr. 16) modelu s průměrnou hodnotou $AUC = 0,854$ vypovídá o významném rozdílu známých úkrytů od náhodných.



Obr. 16: ROC křivka. Kombinace hodnot sensitivity a specificity. V případě MaxEntu se specificita nahrazuje procentem předpovězené plochy vhodných úkrytů. Modrá plocha představuje směrodatnou odchylku několika výsledků krosvalidace (10 testů). Červená křivka je pak průměrem z těchto 10 testování.

Pro určení konkrétní prahové hodnoty můžeme využít hned první výstup MaxEntu (Obr. 17), který zachycuje měnící se velikost předpovídaného území a procento chybného určení úkrytu (ommission rate) v závislosti na měnícím se prahu. Způsobů určení prahové hodnoty je více (https://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/Maxent_tutorial2017.pdf), já jsem zvolila hodnotu na základě maximalizace součtu sensitivity (1 – ommission rate) a specificity (1 – prediction area). Tu najdeme v místě, kde se obě křivky protínají. V mém případě je kumulativní práh (osa x) roven 26 %. Vzhledem k tomu, že často při značném množství pixelů zájmového území (v mém případě až 1 a půl miliónu pixelů) jsou pravděpodobnosti výskytu velmi malé a těžko představitelné, používá se jako jiné vyjádření tzv. kumulativní práh, který představuje území se souhrnnou pravděpodobností výskytu menší nebo rovnu právě hodnotě tohoto prahu. Např. je-li tento práh 26%, součet všech pravděpodobností buněk spadající do takto definovaného území

dávají 26%. Ukazuje na místa, kde se výskyt úkrytů nepředpokládá. Při hodnotě sensitivity (100 % - 22 % = 78 %), tzn., že 78 % úkrytů určil model správně, zabírá predikované území 22 % z celkového zájmového území. Statistickou významnost potvrdil binomický test s $p < 0.05$.



Obr. 17: Určení prahové hodnoty na základě průniku křivek „omission rate“ – chyby určení úkrytu (zelená křivka) a míry plochy predpovídaného území (modro-červená křivka).

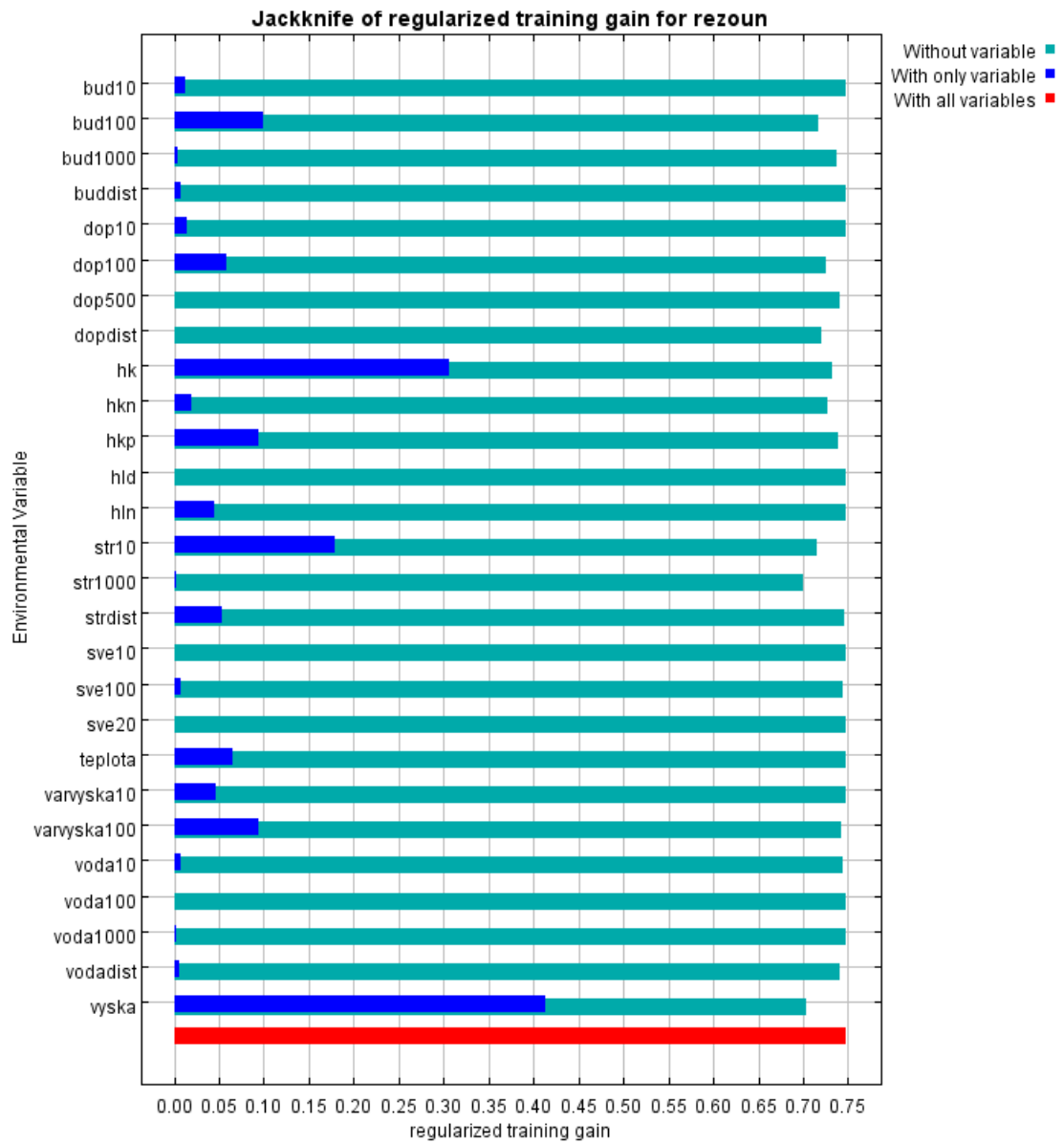
4.2.4 Významnost proměnných

Jako nejvýznamnější proměnné podle jejich relativního příspěvku k výsledné podobě modelu (Tab. 4) vyšly: výška, hustota zaplnění prostoru, hustota stromů v okolí 10 m a 1000 m a hustota budov v okolí 100 m od sledovaného bodu.

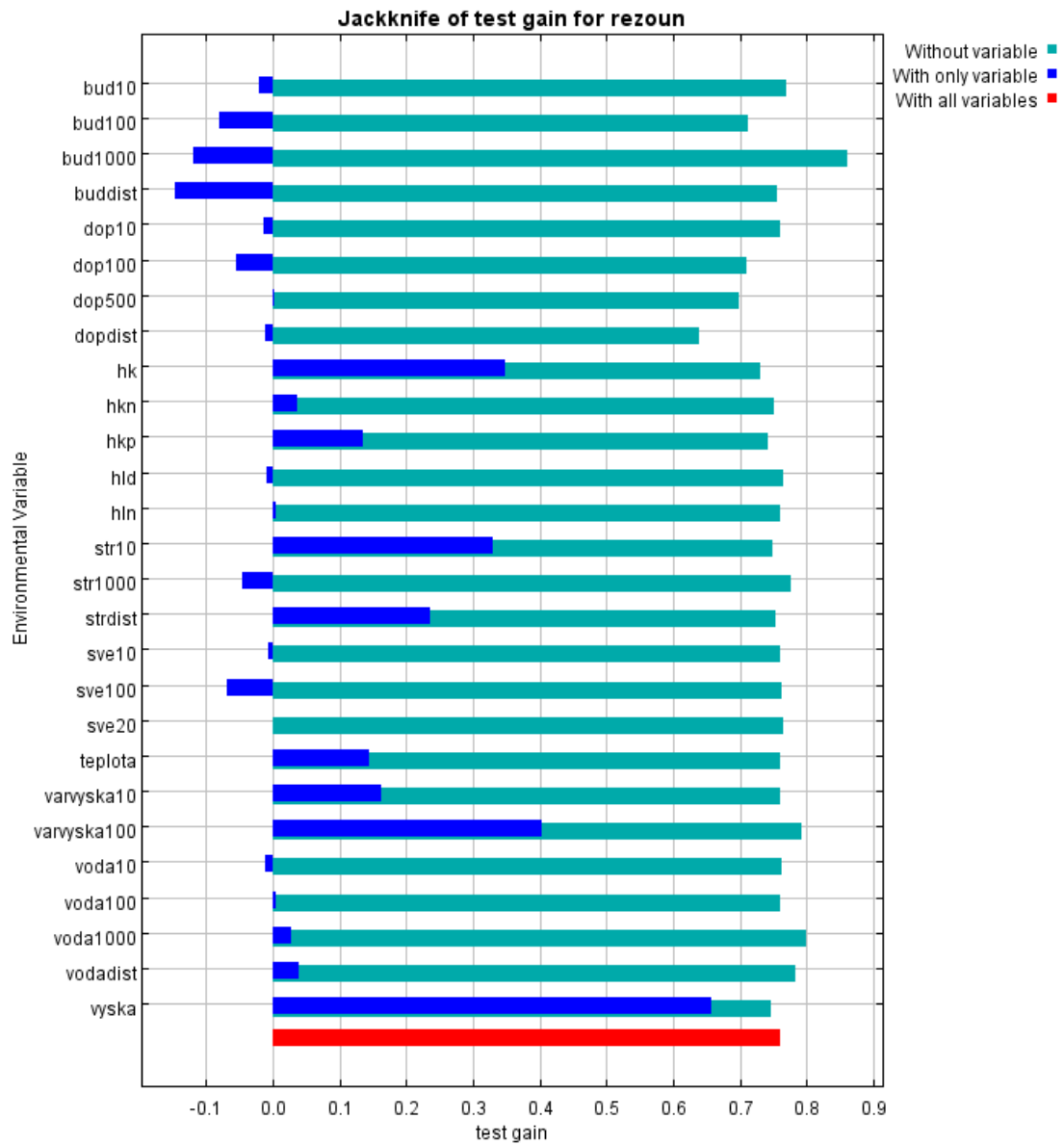
Tab. 4: Relativní důležitost jednotlivých proměnných, jejichž vysvětlení je v tabulce (Tab.1)

Variable	Percent contribution	Permutation importance
vyska	24.2	18.9
hk	20.7	14.8
str10	20.3	9.7
str1000	10.2	4.5
bud100	5.2	3
dopdist	3.9	12.9
bud1000	3.1	0
hkn	2.5	8.6
dop100	2.3	2.6
varvyska10	1.9	0
voda10	1	0.1
vodadist	0.8	1.6
varvyska100	0.6	7
dop500	0.6	4.7
hld	0.5	0
strdist	0.5	1.5
sve20	0.5	0.1
hkp	0.5	7.1
sve100	0.1	2.2
dop10	0.1	0.2
voda1000	0.1	0
bud10	0	0.1
teplota	0	0.1
voda100	0	0
buddist	0	0.2
hln	0	0.2
sve10	0	0

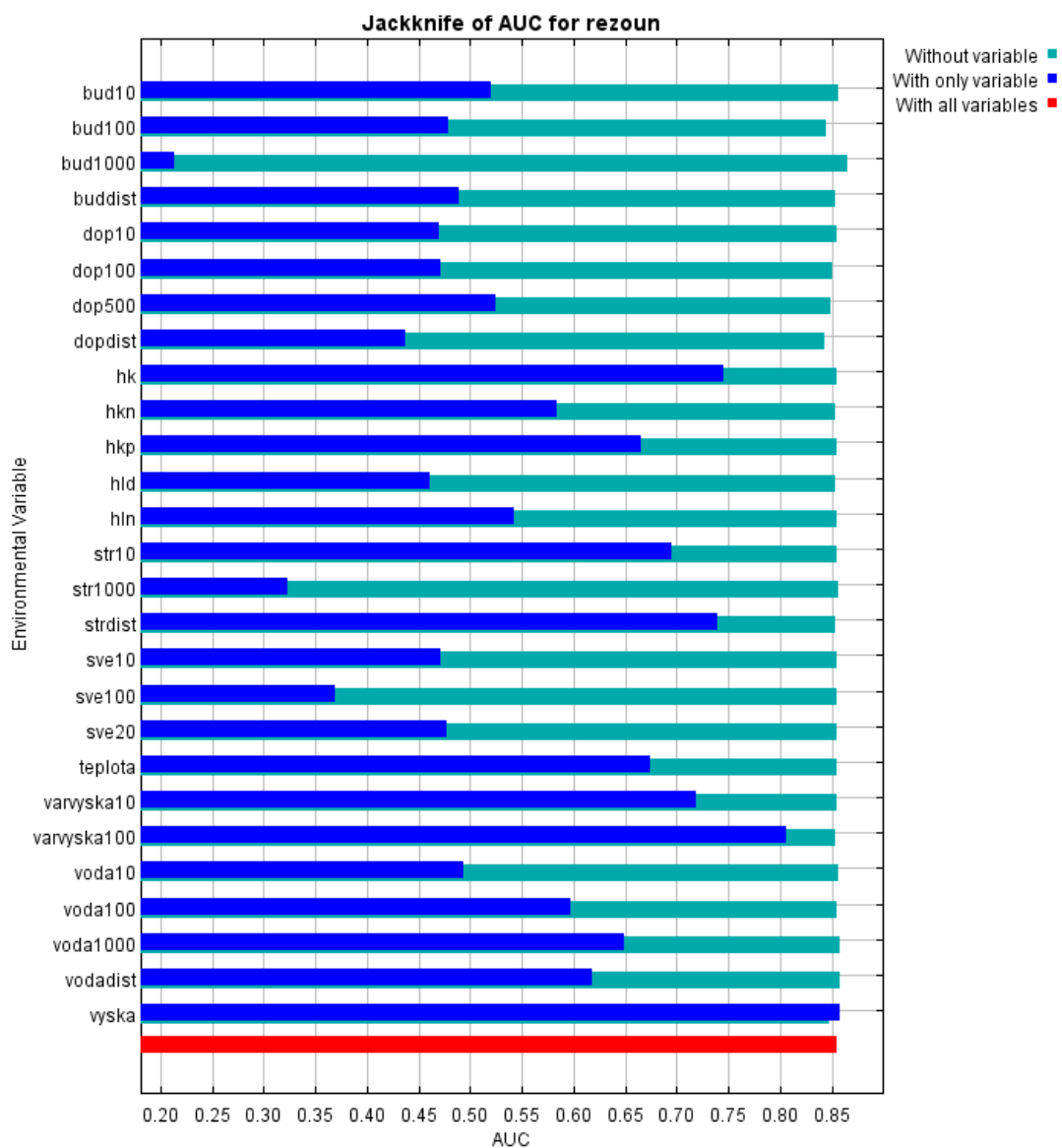
Z prvního grafu (Obr. 18) jde vidět, že nejvýznamnější proměnnou je výška. Kdybych ji do modelu vůbec nezahrnula, byl by o dost méně přesný. Podobné potom platí i pro hustotu zaplnění prostoru. Významnost se ukázala i u proměnných hustoty stromů v okolí 10 metrů a hustoty budov v okolí 100 metrů, ale zdaleka ne tolik, jako u dvou předešlých proměnných. Jako nevýznamné proměnné pro distribuci úkrytů se naopak ukázaly proměnné spojené s vodou nebo světlem. V dalších dvou grafech vyšly rovněž jako dvě nejvýznamnější proměnné výška s hustotou zaplnění prostoru. V druhém grafu sahají tmavé části i do minusových hodnot, to vypovídá o jejich nevýznamnosti pro model, stejně jako když světlá část dosahuje dál než červená.



Obr. 18: Významnost proměnných pro distribuci úkrytů na základě trénovací množiny dat

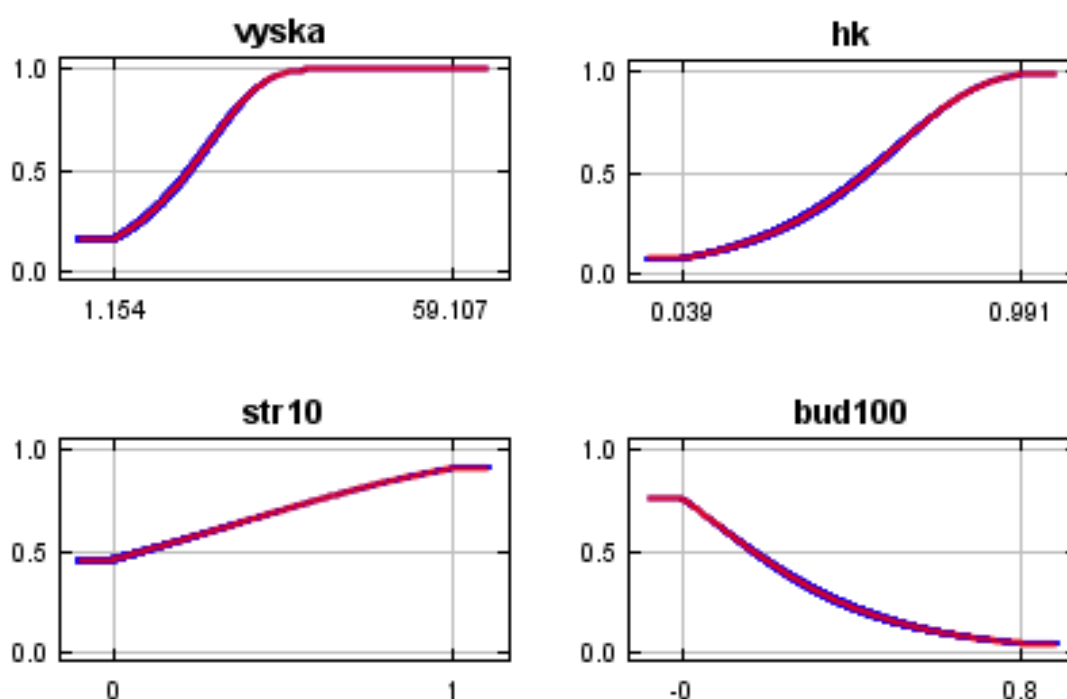


Obr. 19: Významnost proměnných pro distribuci úkrytů na základě testovací množiny dat



Obr. 20: Významnost proměnných pro distribuci úkrytů na základě AUC

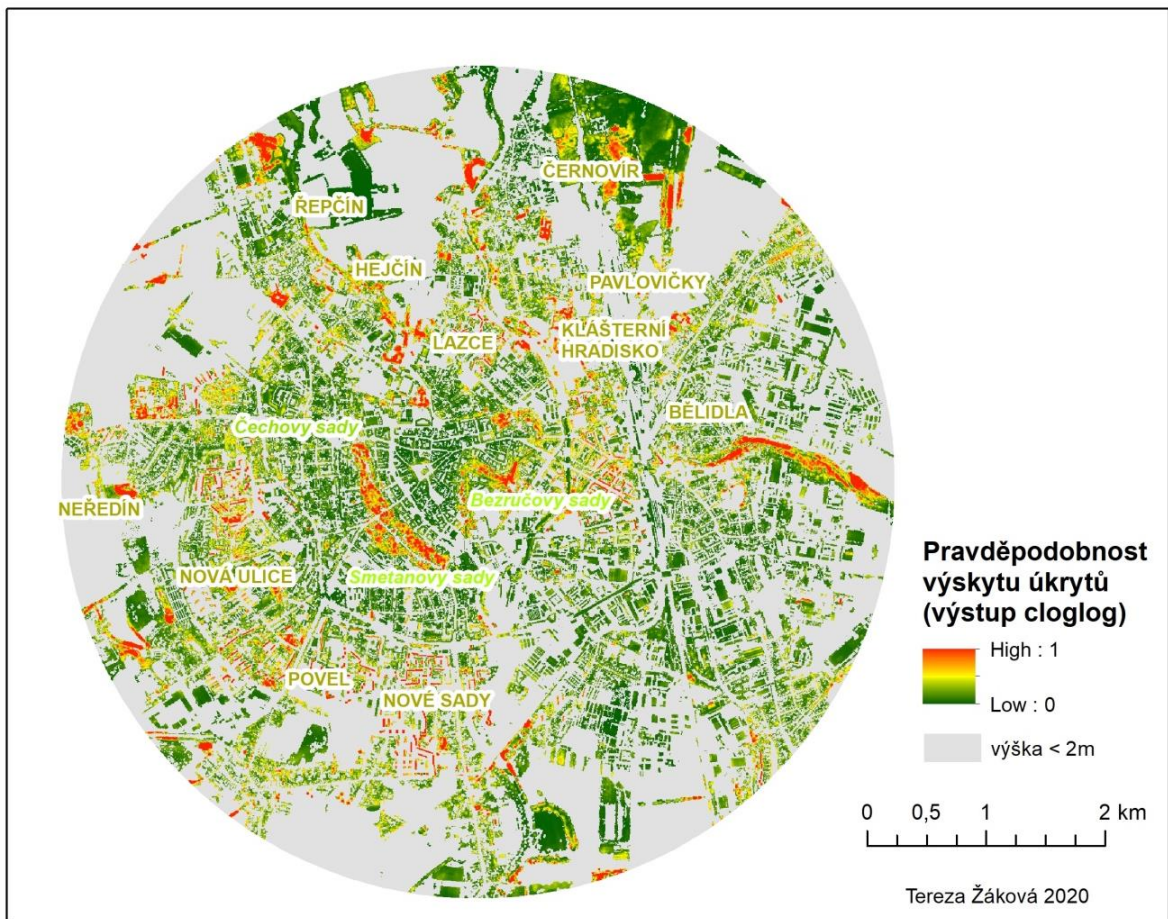
Reakční křivky (Obr. 21) kromě významnosti jednotlivých proměnných ukazují, jak se pravděpodobnost výskytu mění s měnící se hodnotou proměnné. Bylo vygenerováno celkem 27 reakčních křivek pro každou proměnnou, kterou jsem do modelu zahrnula. Jako příklad však uvádím pouze křivky 4 proměnných, které se prokázaly jako nejvýznamnější. Můžeme u nich pozorovat jak pozitivní vliv na pravděpodobnost výskytu (vyska - výška objektu v daném bodě, hk - kvadratická hustota zaplnění prostoru, str10 – hustota stromů v 10m okolí), tak negativní (bud100 – hustota budov ve 100m okolí). Zbylé křivky jsou k dispozici v přílohách.



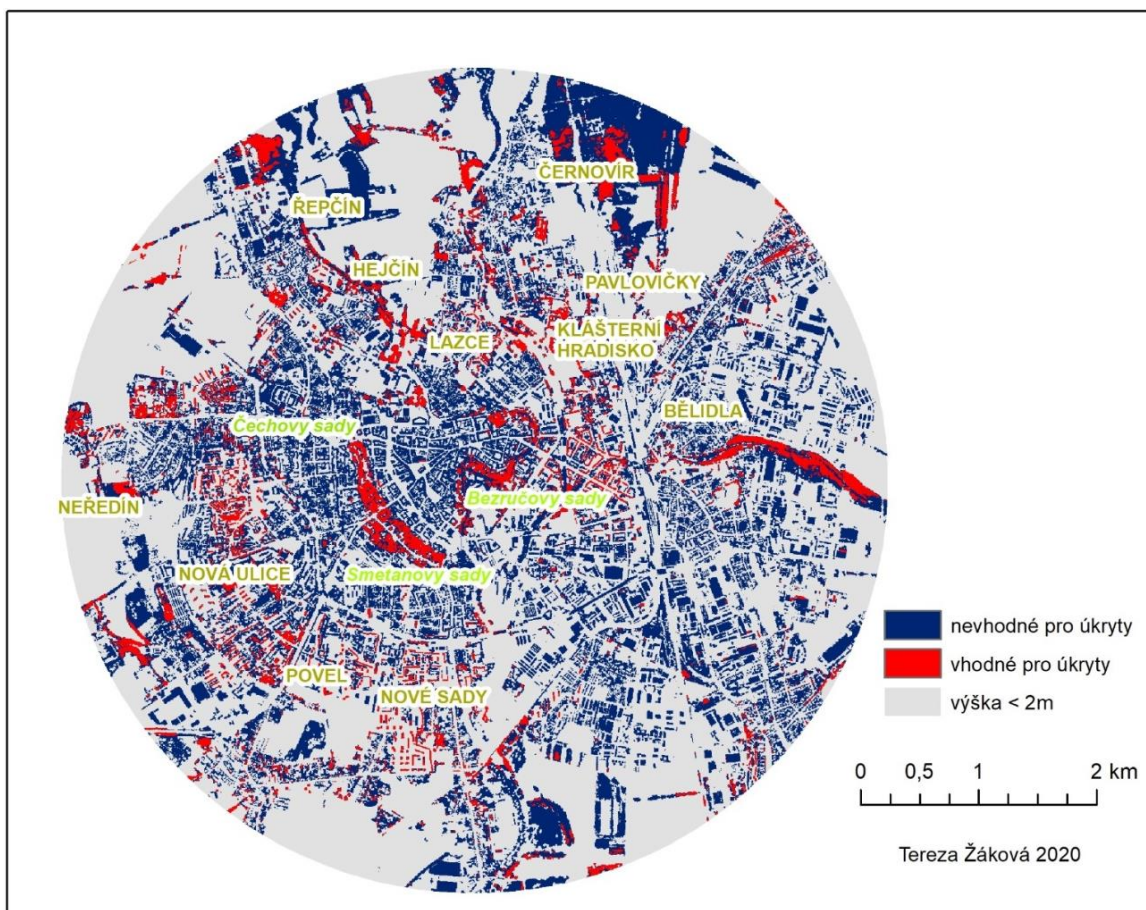
Obr. 21: Reakční křivky proměnných. Modrá barva představuje odklon od průměru o směrodatnou odchylku

4.2.5 Prostorová distribuce

Finálním výstupem analýzy je mapa znázorňující potenciální výskyt netopýrů ve městě Olomouc (Obr. 22). Červená barva značí místa s nejvyšší pravděpodobností výskytu. Druhá mapa (Obr. 23) značí potenciální výskyt netopýrů za použití prahové hodnoty, kde lze vidět už jen dvě barvy. Červená značí, kde by se netopýři potenciálně mohli vyskytovat a modrá, kde je s velkou pravděpodobností nenajdeme. Použitím prahové hodnoty se distribuce úkrytů zmenší a zpřesní, díky čemuž pak může být jejich následná identifikace jednodušší a zároveň úspěšnější.



Obr. 22: Výsledná mapa znázorňující potencionální distribuci netopýřů



Obr. 23: Výsledná mapa znázorňující potencionální distribuci netopýřů po použití prahové hodnoty s kumulativním prahem 26 %

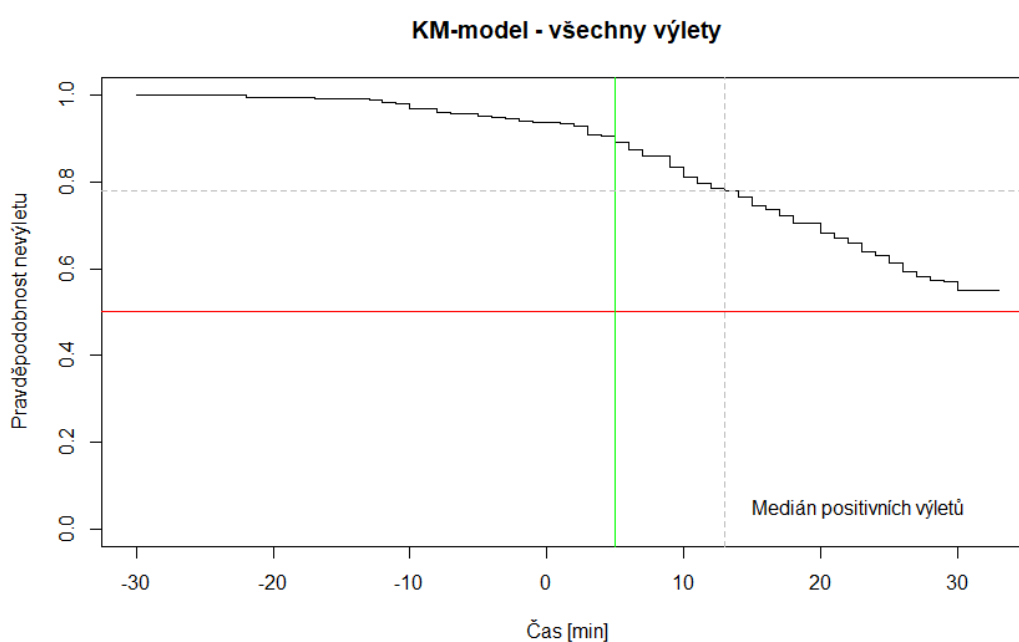
4.3 Variabilita výletové aktivity

Z celkového počtu 110 úkrytů bylo pro analýzu výletové aktivity vybráno 15 úkrytů, které splňovaly mnou stanovené podmínky – dostatečný počet pozorování a odstranění těch, kde v průběhu roku nebyl zaznamenán ani jeden pozitivní výlet (blíže viz Metodika). Z celkového počtu 276 pozorování jsem 21 vyřadila, celkem jich tedy zůstalo 255. Jednotlivá pozorování jsem zpracovala pomocí modelů přežívání, abych zohlednila případy, kdy netopýři po dobu pozorování nevyletěli.

4.3.1 Kaplan-Meierovy modely

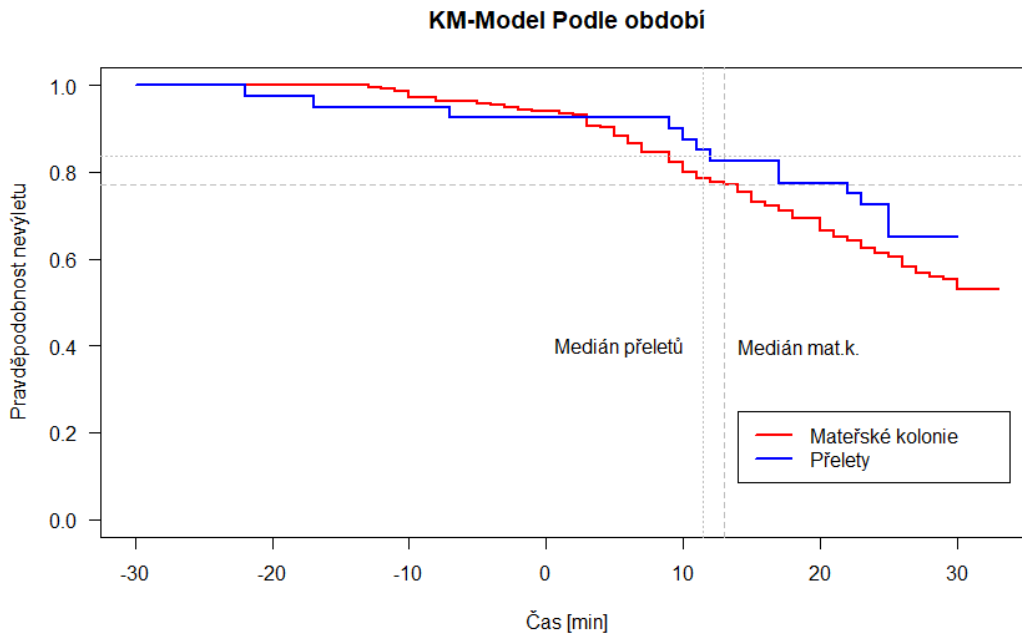
Graf (Obr. 24) ukazuje souhrnnou křivku přežívání pro všech 15 úkrytů bez vlivu jakékoliv proměnné. Běžně používaný název „Pravděpodobnost přežití“ jsem ve všech grafech nahradila snad pochopitelnějším názvem „Pravděpodobnost nevýletu“. Tato hodnota udává jaká je pravděpodobnost, že do času t netopýr nevyletí.

Křivka z prvního grafu (Obr. 24) vyjadřuje výletovou aktivitu ze všech pozorování bez vazby na jakoukoli proměnnou. Jde vidět, že netopýři vyletovali pozvolna s největším skokem asi 5 minut po západu slunce, který je naznačen zelenou čarou. U KM (Kaplan-Mayerových) modelů se dá určit i doba od počátku pozorování, ve které událost (výlet netopýra) nastala u 50 % případů (červená linie) – tzv. medián přežívání. Vzhledem k velkému množství cenzorovaných pokusů, kdy netopýři vůbec nevyletěli (více než 50 %) tuto hodnotu bohužel nelze určit. Použila jsem proto alternativní způsob, kdy místo mediánu všech pozorování určím medián jen pozitivních výletů (na obr. 24 označeno šedou přerušovanou čarou). V případě všech výletů je roven 13 minutám po západu slunce.



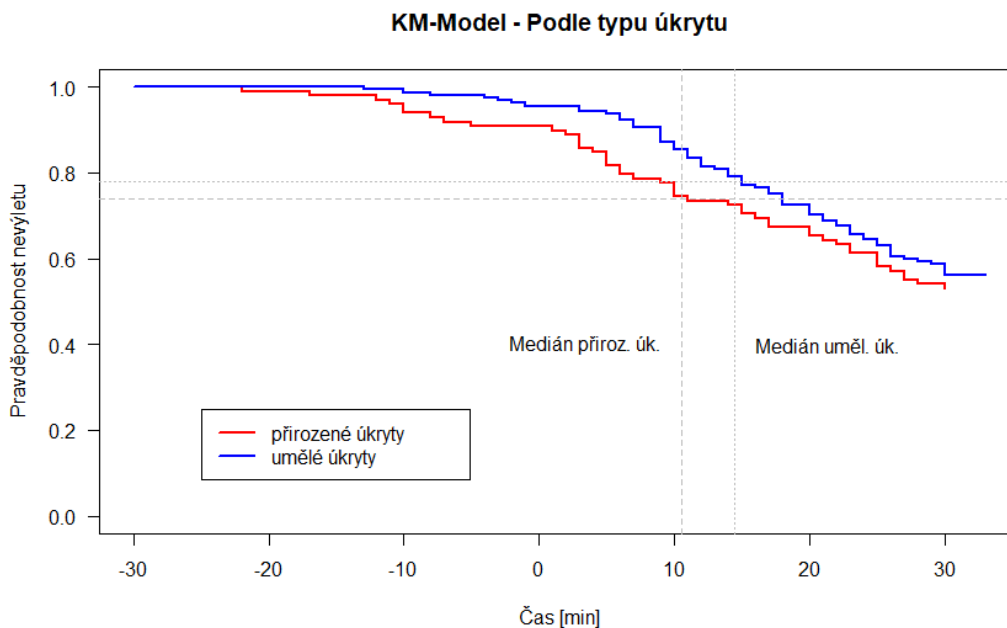
Obr. 24: Výletová aktivita prvního netopýra bez vazby na proměnné

Graf (Obr. 25) porovnává rozdíl výletové aktivity mezi jednotlivými obdobími. Z mateřských kolonií vyletovalo více netopýřů hned po západu slunce, kdežto během podzimních přeletů více netopýřů vyletovalo už před západem slunce a další začali vyletovat až později. Nicméně k výletu 50 % netopýřů došlo o 1,5 minuty dříve v období podzimních přeletů. Ze samotných křivek jde vidět, že více záznamů máme z období mateřských kolonií. Pro porovnání statistické významnosti rozdílů byl použit specifický G-rho test Harringtona a Fleminga (1982). Výsledky porovnání nepotvrdily odlišnost křivek ($\chi^2=1,8$ a $p=0,2$).



Obr. 25: Výletová aktivita v jednotlivých obdobích

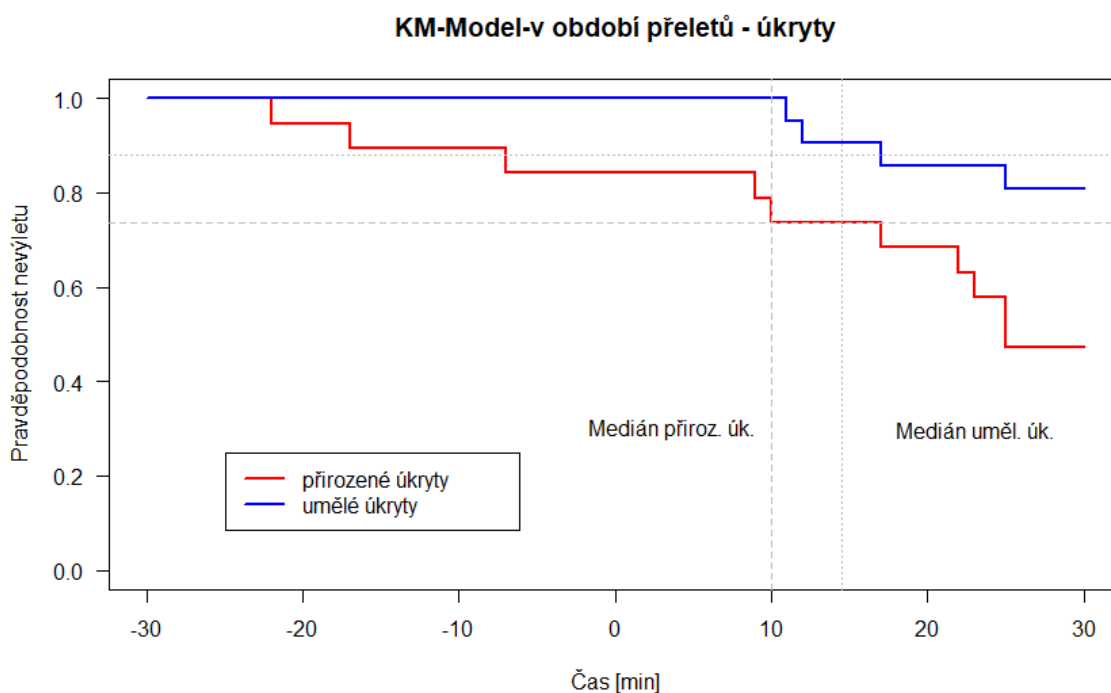
Mezi výletovou aktivitou z přirozených a umělých úkrytů (Obr. 26) nebyl zaznamenán takový rozdíl jako v předešlém případě. Nicméně o něco dříve netopýři vyletovali z přirozených úkrytů (stromů). 50 % z vyletujících netopýřů vyletělo do 10 minut po západu slunce, kdežto z umělých úkrytů až o 4 minut později (Tab. 5). Statisticky významný rozdíl se opět ale nepotvrdil ($\chi^2=0,7$ a $p=0,4$).



Obr. 26: Výletová aktivita z umělých a přirozených úkrytů

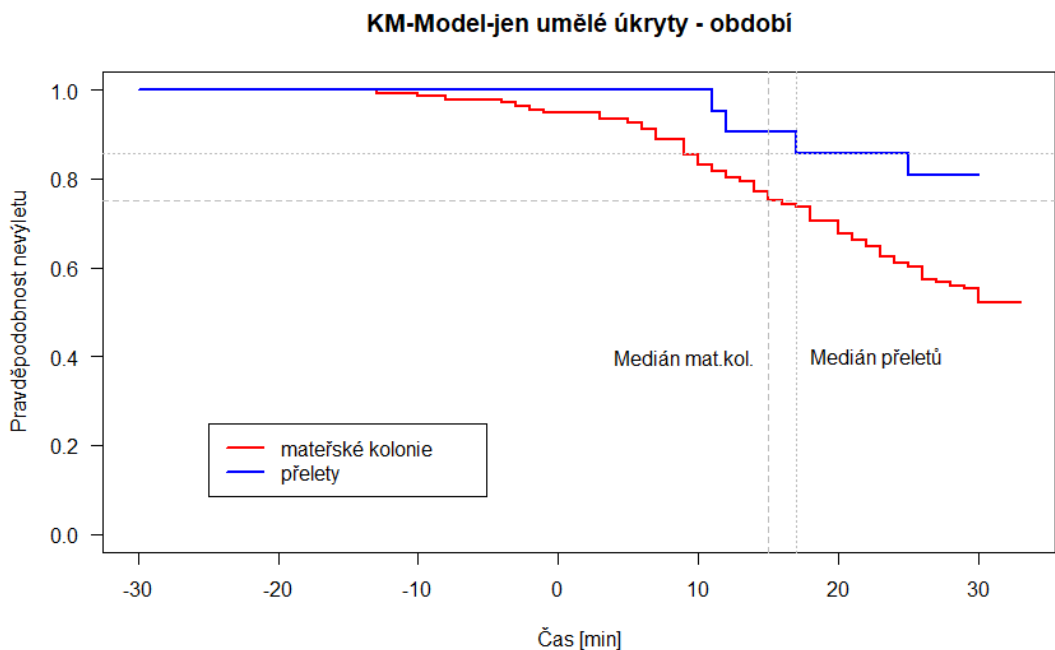
Rozdíl křivek přežití se pro žádné kategorie neukázal jako statisticky významný. Rozhodla jsem se proto ještě ověřit KM-modely vždy jen pro určité období (mateřské kolonie, podzimní přelety) nebo jen pro určitý typ úkrytu (přirozený, umělý).

V období mateřských kolonií se opět statistický rozdíl mezi umělými a přirozenými úkryty neprokázal. Ten se projevil až v období podzimních přeletů (chisq=5,2 a p=0,02), kdy z přirozených úkrytů vyletovali netopýři mnohem dřív než z umělých (Obr. 27). Tomu odpovídá i medián pozitivních výletů, který je v případě přirozených úkrytů roven 10 minutám a umělých úkrytů 14,5 minutám po západu slunce (Tab. 5).



Obr. 27: Výletová aktivita v období podzimních přeletů z umělých a přirozených úkrytů

KM-model se záznamy jen z přirozených úkrytů statisticky významný rozdíl mezi výletem v období mateřských kolonií a podzimních přeletů neprokázal. Naopak u záznamů z umělých úkrytů se statistický rozdíl období projevil (chisq = 5,2, p = 0,02). Z grafu (Obr. 28) jde vidět, že během období mateřských kolonií vyletovali netopýři dříve než v období podzimních přeletů. To potvrzují i mediány pozitivních výletů uvedené v tabulce (Tab. 5).



Obr. 28: Výletová aktivita pouze z umělých úkrytů v jednotlivých obdobích

Následující tabulka představuje přehled celkového počtu pozorování v jednotlivých kategoriích a počty pozitivních výletů. Dále pak mediány pozitivních výletů vztahující se k počátku pozorování a k západu slunce.

Tab. 5: Souhrnný přehled pozorování, pozitivních výletů a mediánů pozitivních výletů
*vzhledem k počátku pozorování [min] ** vzhledem k západu slunce [min]

Období	Typ úkrytu	Počet pozorování	Pozitivní výlety	Procento pozitivních výletů	Medián pozitivních výletů *	Medián pozitivních výletů **
Mateřské kolonie	přirozený	79	36	46%	38,5	8,5
	umělý	136	65	48%	44,5	14,5
	Celkem za období	215	101	47%	43	13
Přelety	přirozený	19	10	53%	40	10
	umělý	21	4	19%	44,5	14,5
	Celkem za období	40	14	35%	41,5	11,5
Celá doba pozorování		255	115	45%	43	13

4.3.2 Coxův model proporcionálního rizika

Hlavním cílem bylo zjistit vliv jednotlivých proměnných na výletovou aktivitu netopýrů. Kaplan-Mayerův model vliv kontinuálních proměnných nedokáže zohlednit, proto jsem zvolila Coxův semiparametrický model, který to umožňuje. Podobně jako i jiné metody má svá omezení. Hlavním z nich je proporcionální riziko. Riziko výletu se může v průběhu pozorování měnit, ale je nutné, aby poměr rizik výletů jednotlivých pozorování zůstal po celou dobu pozorování stejný.

Do modelu vstupovalo celkem 27 environmentálních proměnných z MaxEntu a jedna proměnná získaná z terénu - výška úkrytu. Z původní množiny byla nejprve odstraněna proměnná vod10 (hustoty vody v 10m okolí), jelikož se v 10m okolí pozorovaných úkrytů voda nevyskytovala, a nemá tedy žádný potenciaální vliv. Nakonec byly vybrány pouze proměnné splňující podmínky proporcionality Coxova modelu (Tab. 6). Takové, u kterých se jejich vliv na výlet v průběhu pozorování neměnil, což potvrzuje p-hodnota $> 0,05$. Proporcionalita byla testována pomocí funkce `cox.zph` knihovny `survival` v R.

Tab. 6: Test proporce rizik při vlivu vždy jedné proměnné

	p.value
bud10	5.4e-02
bud100	2.7e-01
bud1000	7.5e-01
buddist	2.3e-01
dop10	1.8e-01
dop100	7.9e-01
dop500	4.1e-03
dopdist	1.5e-01
hk	1.4e-03
hkn	8.5e-01
hkp	6.4e-03
hld	4.8e-01
hln	6.7e-03
str10	1.8e-03
str1000	1.3e-01
strdist	2.6e-02
sve10	7.8e-01
sve100	1.9e-01
sve20	1.1e-02
teplota	6.1e-01
varvys10	5.1e-01
varvys100	9.8e-04
voda100	7.4e-01
voda1000	3.9e-01
vodadist	1.4e-01
vyska	2.7e-05
typP	3.7e-02
obdobim	8.3e-01

Podmínky proporcionality splnily následující proměnné:

bud10, bud100, bud1000, buddist, dop10, dop100, dopdist, hkn, hld, str1000, sve10, sve100, teplota, varvys10, voda100, voda1000, vodadist, obdobiM (hustota budov v okolí 10, 100 a 1000m, vzdálenost od budov, hustota dopravní sítě, kvadratická hustota zaplnění, lineární hustota zaplnění, hustota stromů v okolí 1000m, hustota osvětlení v 10 a 100m okolí, teplota, variabilita výšky v 10m okolí, hustota vodních ploch v okolí 1000m, vzdálenost od vodních ploch a období mateřských kolonií).

Nejlépe ohodnocený model vycházel z proměnných uvedených v tabulce (Tab. 7):

Tab. 7: Výsledky dopředné regrese (n= 255, počet výletů = 115)

	coef	exp(coef)	se(coef)	z	Pr(> z)	
buddist	0.04201	1.04290	0.01241	3.384	0.000714	***
obdobiM	0.48980	1.63199	0.28935	1.693	0.090496	.
bud100	5.70084	299.11855	3.29808	1.729	0.083892	.
varvys10	0.13781	1.14775	0.06568	2.098	0.035898	*
hkn	-3.17238	0.04190	2.12413	-1.493	0.135307	

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1						

Jako nejvýznamnější proměnné vyšly: buddist, obdobiM, bud100, varvyska10 a hkn. U Coxova modelu vytvořeného na základě těchto proměnných jsem ještě zkontrolovala proporcionalitu jednotlivých proměnných i celkového modelu.

Jako nejdůležitější proměnná pro načasování výletu netopýra vyšla vzdálenost k budovám (buddist). Čím větší vzdálenost úkrytu od budov, tím vyletují dřív. S každým metrem navíc se pravděpodobnost výletu zvyšuje o 4 %. Další statisticky významnou proměnnou je variabilita výšky v nejbližším okolí úkrytu (varvys10). Se zvýšením variability o 1 m se pravděpodobnost výletu zvýší téměř o 15 %. Zbývající proměnné se neprokázaly jako statisticky významné pro výlet netopýra. Ovšem zajímavý výsledek vyšel u období mateřských kolonií (obdobiM), kdy je pravděpodobnost výletu až o 67 % větší než v období podzimních přeletů.

5 Diskuse

5.1 Základní charakteristiky úkrytů

Nejvíce úkrytů se nacházelo ve výšce kolem 10 m. To zhruba odpovídá i tvrzení Bihari a Bakos (2001), kteří dospěli k závěru, že si netopýři rezaví (*Nyctalus noctula*) vybírají úkryty jak na stromech tak na budovách zhruba ve stejné výšce. Z mých výsledků však jde vidět výškový rozdíl ve výběru úkrytu na budovách a stromech. Zatímco na stromech byly většinou ve výšce kolem 7-10 m na umělých stavbách až zhruba v 15m výšce. Dle mého názoru je to způsobeno spíše tím, že budovy nabízejí vhodné úkryty i ve větších výškách, na rozdíl od stromů, které mohou sice dosahovat také velkých vzrůstů, ale kvůli koruně stromu nemusí mít netopýři k potencionálním úkrytům přístup.

Co se obvodu stromu týče, tak dle Spada *et al.* (2008) si netopýři vybírají stromy s větším obvodem, jelikož se většinou jedná o starší stromy poskytující netopýřům větší množství dutin. Mně se v databázi objevovaly nejčastěji stromy s obvodem kolem 3m. Opět jde spíše o to, co mají netopýři na daném území k dispozici.

Z celkových 110 úkrytů představovaly větší polovinu úkryty přirozené, tedy stromy. A to zřejmě z důvodu, že jsem při tvoření databáze úkrytů čerpala z inventarizačních prací probíhajících často v olomouckých parcích. I přesto ale velkou část z celkové databáze úkrytů tvoří úkryty umělé, což potvrzuje jen fakt, že jsou netopýři rezaví (*Nyctalus noctula*) schopni využívat i dutiny na budovách a jiných umělých stavbách (Kaňuch and Ceľuch, 2000; Lehotská and Lehotský, 2000; Ceľuch, Danko and Kaňuch, 2006).

5.2 Prostorová distribuce druhů

Hlavním cílem práce bylo zjistit parametry prostředí, které mohou mít vliv na výběr úkrytů netopýra rezavého (*Nyctalus noctula*) v urbánním prostředí. Odpověď na tuto otázku mohou poskytnout metody prostorové distribuce druhů, které na základě presencí i absencí sledovaného druhu dokáží vytvořit mapu potenciálního výskytu druhu a také zjistit významnost proměnných pro tuto distribuci. Já jsem si vybrala model Maxent, a to z hned z několika důvodů. Jednak je schopný pracovat pouze s daty prezencí, což bylo pro mě stěžejní, jelikož data absencí jsem z terénu neměla. A na to, že je poměrně nový (vznikl roku 2006) stal se velmi rychle jedním z nejpoužívanějších modelů prostorové distribuce a v porovnání s ostatními modely přináší nejlepší výsledky (Morales, Fernández and Baca-González, 2017). Navíc má velmi propracovaný systém ohodnocení významných

proměnných zohledňující lineární, kvadratické, kombinované a prahové vztahy mezi proměnnými. Takže mi umožňuje stanovit nejen to, jaká proměnná je pro výběr úkrytu nejvýznamnější, ale určí i trend nebo konkrétní práh, od kterého se pravděpodobnost výskytu zvyšuje nebo naopak snižuje.

Přesnost modelu se dá vyjádřit prostřednictvím ROC křivky, která ukazuje, jak moc se místa skutečných úkrytů liší od okolních náhodně vybraných míst (tzv. pseudoabsencí). Tato náhodně vybraná místa slouží jako náhrada chybějících absencí a do jisté míry mohou ovlivnit celý výsledek prostorové distribuce (Phillips *et al.*, 2009). Způsobů, jakým pseudoabsence vybrat, je několik. Buď je necháme vybrat náhodně samotným Maxentem (většinou 10000 bodů) nebo můžeme zadat pseudoabsence sami. Takto postupovali Bellamy a Altringham (2015), kdy jako pseudoabsence použili všechny nálezy jiných druhů savců v zájmové oblasti, resp. středy všech budov pro druhy preferující úkryty na budovách. Tímto způsobem se dá upřesnit výpočet i omezit chyba vzniklá nerovnoměrným průzkumem terénu. Já jsem použila tu první základní variantu, kdy Maxent generuje pseudoabsence sám výběrem náhodných bodů ze zájmového území. Přesnost mého posledního modelu vyjádřena $AUC=0,854$ pak vypovídá o významném rozdílu mezi nálezy a náhodnými místy.

Možné ovlivnění výsledků nerovnoměrným průzkumem terénu jsem se snažila vyřešit použitím tzv. bias souboru. Ten záměrně snižuje významnost míst s vysokou hustotou nálezových dat. Do jisté míry se tak zamezí zvýhodnění dostupnějších lokalit na úkor těch nedostupných. Způsobů výpočtů je více, já použila postup doporučený Warrenem a Seifertem (2011).

Kromě určení významnosti jednotlivých proměnných je základním výstupem MaxEntu mapa potenciální distribuce úkrytů, kde barevná škála určuje pravděpodobnost potenciálního úkrytu. Z praktického ochránářského hlediska je však přesnější i výhodnější používat pouze binární výstup, kde je každé místo označeno jako pro úkryty vhodné nebo nevhodné. K tomuto je potřeba stanovit určitý práh pravděpodobnosti, který toto rozdělení určuje. Existuje mnoho přístupů určení prahové hodnoty. Zmíním například hodnoty pravděpodobnosti, kde připouštíme 5 nebo 10% chybu určení úkrytů. Všeobecně jako nejvhodnější se doporučuje přístup, který maximalizuje součet sensitivity a specificity (Liu, White and Newell, 2013), proto jsem tento přístup zvolila i já.

Model prezentovaný ve výsledcích nepředstavuje jeho první variantu. Vznikl po několika jiných pokusech, kdy se uvažovaly jiné postupy a hlavně proměnné. Běžně se jako proměnné mající potenciální vztah na umístění úkrytů používají voda (Li and Wilkins, 2014; Russo and Ancillotto, 2015) , stromy (Kubista and Bruckner, 2015) , dopravní síť (Bonsen, Law and Ramp, 2015) nebo budovy (Bihari, 2004; Bader *et al.*, 2015). Role teploty, resp. mikroklimatu se uvažuje při analýze parametrů vlastních úkrytů (Williams and Brittingham, 1997; Hayes and Adams, 2015). Většinou autoři analyzují pouze vzdálenosti od vybraných proměnných, údaje o hustotě se nezpracovávají (snad s výjimkou budov – (Caryl *et al.*, 2016)). Vztah k teplotě a zejména k výšce není v literatuře příliš zmiňován. Li and Wilkins (2015) zmiňuje roli výškových osamocených budov, tato práce je však téměř jediná. Spíše se zohledňuje role měřítka (Bellamy and Altringham, 2015) s cílem zjistit, co je pro daný druh netopýra podstatné (Li and Wilkins, 2014) . Ukazuje se například, že pro predaci jsou mnohem důležitější detaily v menším prostorovém měřítku než u úkrytů, kde je významný jejich celý rozsah od malých až po větší měřítka. Každý druh však reaguje na prostorové měřítko odlišně. Například silné asociace byly nalezeny u netopýra hvízdavého (*Pipistrellus pipistrellus*) i k 6000 m vzdálený les (Bellamy, Scott and Altringham, 2013; Bellamy and Altringham, 2015), což může souviset s homerange daného druhu.

V prvních modelech jsem pracovala s podobnými proměnnými, jako výše zmínění autoři, které jsem však doplnila o hustotu proměnných. Roli prostorového měřítka jsem také testovala, ale vzhledem k městskému prostředí jsem zvolila měřítka menší (od 50 do 1000m). Pro ostatní autory, kteří zpracovávají většinou mnohem větší oblast a urbánní prostředí, nejsou tyto prioritní.

Výsledky prvních modelů ukazovaly jako nejvýznamnější proměnnou výšku a výškovou různorodost. Po hlubším zamyšlení mi to přišlo logické, jelikož z vlastní zkušenosti vím, že si netopýři vybírají úkryty ve větší výšce, nikoli hned u země. Při dalším pokusu jsem tedy MaxEnt spustila se zúženým zájmovým územím a uvažovala jen ta místa, která byla 2 metry nad zemí. Tuto výšku jsem zvolila na základě několika prací. Ruczyński a Bogdanowicz (2005) sice zmiňují průměrnou výšku úkrytů netopýra rezavého (*Nyctalus noctula*) a netopýra stromového (*Nyctalus leisleri*) až kolem 19 m, ale Lumsden, Bennett a Silins (2002) objevili netopýry dokonce i ve výšce pod 2 m, jednalo se ale převážně o samčí kolonie. Mateřské kolonie preferovaly úkryty mezi 4 – 12 m. Zvolila jsem proto tento konzervativní přístup, na základě kterého mi tento model vyloučil 61 %

z původního zájmového území. V porovnání s předchozím modelem, ve kterém jsem počítala bez výškového omezení, byl tento model o dost přesnější a vykresloval detailnější mapu s potencionálními výskyty.

Přestože by tímto zúžením mohl být další význam výšky omezen, nestalo se tak. Prostá **výška** objektu v daném bodě vycházela v modelu opakovaně jako nejvýznamnější proměnná určující výběr úkrytu. Pokud bych tuto proměnnou z modelu vyřadila, jeho přesnost by se velmi snížila. Podle reakční křivky se s nejvyšší pravděpodobností úkryty netopýrů vyskytují na budovách nebo stromech vyšších než 30 m. Do této prahové hodnoty se pravděpodobnost úkrytu zvyšuje a pak je už konstantní. Podobně jsou na tom i proměnné vztahující se k variabilitě výšky a to jak v 10m okolí tak 100m okolí od úkrytu (varvyska10, varvyska100). Tyto proměnné představují to, jak moc netopýři preferují výškově různorodé okolí úkrytu. Obě proměnné mají stejný stoupající trend pravděpodobnosti výskytu, akorát se lehce liší v prahových hodnotách. Zatímco variabilita výšky v 10m okolí úkrytu má práh na 22 m, ve 100m okolí je práh 13m. To znamená, že v 10m okolí úkrytu netopýři preferují vyšší výškové rozdíly. Dle mého názoru

Porovnání výšky a variability výšky s informacemi v odborné literatuře je obtížné, neboť prací, ve kterých by se hodnotila výška z podobného hlediska, je velmi málo. Nejedná se totiž o výšku úkrytů jako takových, ale o výšku objektů, kde se úkryty nachází. Snad jen Bader *et al.* (2015) popisuje preferenci vyšších osamělých budov nebo stromového patra. Ani názory na výšku úkrytu nejsou jednotné. Většinou se setkáváme s názorem, že netopýři všeobecně preferují úkryty ve větších výškách. Existují však práce, které tuto informaci popírají (Lumsden, Bennett and Silins, 2002). V některých případech si netopýři sice pro svůj úkryt vybírali vysoké osamocené budovy, ale samotný výletový otvor se nacházel sotva ve dvoumetrové výšce (Li and Wilkins, 2015). Zřejmě spory o významnosti výšky vycházejí ze špatného úhlu pohledu. Podle mých výsledků se výška důležitá, ale spíše v podobě vlastního objektu, kde se úkryt nachází, než výška úkrytu samotného. Výše uvedené rozdílné názory by se tím vysvětlily.

Význam výšky oproti jiným proměnným byl tak výrazný, že jsem začala uvažovat ještě o jiných proměnných k výšce se vztahujícím. S konzultantem jsme vymysleli nové proměnné, zpočátku jen ze zvědavosti. Vztahovaly se k výšce, nebyly s ní korelované a zároveň vypovídaly něco o vlivu zaplnění prostoru kolem úkrytu. A jelikož netopýři mohou prostor kolem úkrytu, co se vzdáleností týče, vnímat různě, doplnili jsme i

proměnné, jejichž významnost s rostoucí vzdáleností od úkrytu klesala buď lineárně, nebo kvadraticky. Do výsledného v práci prezentovaného modelu byly zahrnuty i tyto proměnné, neboť se ukázaly jako téměř stejně rozhodující při výběru úkrytů jako výška samotná, přitom bez jejich vzájemné korelace. V modelu jako druhá nejvýznamnější proměnná vyšla **hustota prostorového zaplnění** s kvadratickou závislostí. Z výsledků vyplývá, že netopýři preferují místa, která jsou těmi nejvyššími z 50m okolí úkrytu. Optimální se jeví i osamocené stromy nebo stromy s většími rozestupy od sebe. Rozdíl mezi hustotou prostorového zaplnění a prostou výškou je v lokálním působení nejbližšího okolí. Z prosté výšky nezískáme informaci o tom, jestli je tato výška v okolí nejvyšší. Parametr hustoty zaplnění to umí. To ukazuje na důležitost nejbližšího okolí úkrytu, kdy významnost vzdálenějších míst se rychleji (kvadraticky) snižuje.

Na rozdíl od předešlých proměnných, které nejsou v pracích moc studovány, můžeme **vegetaci** považovat za jednu z nejčastěji zkoumaných proměnných ve vztahu k výběru úkrytu nebo místu pro lovení potravy. A to zřejmě z důvodu stále intenzivnější urbanizace, při které dochází k neustálému kácení a snižování celkového množství vegetace v městském prostředí. Na důležitost zachování určitého vegetačního krytu v urbánním prostředí apelovala už spousta autorů (Oprea *et al.*, 2009; Hale *et al.*, 2012). Zjistili však, že různé druhy netopýřů mohou preferovat různou hustotu a skladbu vegetace. Například pro netopýra nejmenšího (*Pipistrellu pygmaeus*) je typické lovení na okrajích přirozené vegetace (Kubista and Bruckner, 2015). Zároveň v porovnání s netopýrem hvízdavým (*Pipistrellus pipistrellus*) nevyžaduje příliš husté spodní patro stromů a mnohem častěji se vyskytuje v městských lesích a okrajových lokalitách než na nezalesněných plochách města (Lintott *et al.*, 2015). Bellamy a Altringham (2015) zase potvrdili významnost listnatého opadavého lesa, která se velmi silně projevila i pro specializovanější druhy netopýřů, obecně však může velmi podpořit výskyt všech druhů netopýřů ve městech. Nicméně se jejich vazby měnily v závislosti na měřítku. Například netopýr ušatý (*Plecotus auritus*) potřebuje plochu s listnatými stromy už ve vzdálenosti do 1 km, u netopýra hvízdavého (*Pipistrellus pipistrellus*) se projevila vazba až na 6 km vzdálený les.

Určitá preference potvrzující důležitost stromové vegetace v blízkosti úkrytů se potvrdila i mně u netopýra rezavého (*Nyctalus noctula*). Hustota stromů v okolí 10 m vyšla jako jedna z nejvýznamnějších uvažovaných proměnných. Téměř stejně na tom je i hustota stromů v 1000 m. Avšak trendy závislostí se trochu liší. Zatímco v 10m okolí netopýři

vyžadují větší hustotu stromů, v 1000 m se závislost nijak zvlášť neprojevuje. To ukazuje na silnou preferenci výběru úkrytů v blízkosti husté vegetace, což je v souladu i s odbornou literaturou (Threlfall *et al.*, 2016). Výsadba stromů a tvorba nesouvislých lesních povrchů by měla proto mít prvořadý význam v plánování budoucích revitalizací. Moretto *et al.* (2019) zjistili, že netopýry může ovlivnit i výsadba nebo skácení stromů vzdáleného 250 m od stanoviště.

Existují i práce zaměřující se pouze na vhodnost jehličnatých lesů pro hnízdění netopýrů. Přestože někteří autoři negativní vztah k jehličnanům nezaznamenali (Jenkins *et al.*, 1998; Boughey *et al.*, 2011), Mehr *et al.* (2011) dokazuje, že evropské synantropní druhy netopýrů preferují listnaté nebo smíšené lesy a jehličnatým se spíše vyhýbají. Bellamy a Altringham (2015) zjistili, že netopýr hvízdavý (*Pipistrellus pipistrellus*) se tomuto stanovišti dokonce vyhýbá. Vazbu k těmto lesům může však ovlivnit jejich složení a dostupnosti jiných vhodnějších stanovišť v okolí.

Na základě této literatury jsem sama chtěla zjistit, zda podobný vztah k jehličnatým lesům se projeví i u netopýra rezavého (*Nyctalus noctula*). Proto jsem vstupní proměnné týkající se stromů rozdělila na všechny stromy a stromy bez jehličnanů. Po odstranění korelovaných proměnných byla ale proměnná „stromy bez jehličnanů“ pro vysokou korelaci vyřazena, proto tento fakt nemůžu na základě svých dat potvrdit.

Se zvyšující se urbanizací se zvětšuje nejen velikost měst ale i jejich hustota. Proto se zvyšuje i počet prací sledující právě vliv **hustoty budov** na prostorovou distribuci. Například Hale *et al.* (2012) potvrdil negativní vliv zvyšující se hustoty městské zástavby, který však může být do jisté míry snížen stromovými liniemi přispívajícími k propojení jednotlivých částí města, což je pro netopýry v urbánním prostředí velmi důležité. Caryl *et al.* (2016) rovněž zjistil negativní dopad hustoty budov, avšak na pravděpodobnost výskytu netopýrů měla vliv i jejich velmi nízká hustota a přítomnost stromů tento negativní vliv snížila jen v místech s nízkou nebo střední hustotou budov.

Jelikož mě zajímalo, jak na hustotu budov reaguje přímo netopýr rezavý (*Nyctalus noctula*), zařadila jsem ji také do svého modelu. Jako nejvýznamnější se projevila hustota budov ve vzdálenosti 100 m od úkrytu, a to opět ve všech typech výstupů MaxEntu. Závislost byla však negativní a s přibývajícím hustotou budov se pravděpodobnost úkrytů snižovala. Naopak pozitivní vztah se ukázal u samotných vzdáleností úkrytů od budov, to ale v podstatě potvrzuje totéž, jelikož s rostoucí vzdáleností od budov roste

pravděpodobnost výskytu úkrytu. Na základě těchto výsledků mohu tedy potvrdit, že hustota budov může negativně ovlivňovat i netopýra rezavého (*Nyctalus noctula*). Podobná preference se potvrdila i u netopýra hnědého (*Eptesicus fuscus*), který si hledá úkryty sice v oblastech s vyšší hustotou ulic, ale nižší hustotou budov a dopravy (Neubaum, Wilson and O'shea, 2007).

S intenzivnější urbanizací souvisí i vyšší hustota **dopravních sítí** a celkově hluk způsobený hustší dopravou. I tomuto se musí netopýři v urbánním prostředí nějakým způsobem přizpůsobit. Řeší se, zda má dopravní síť na netopýry nějaké negativní účinky, nebo je nijak zvlášť neovlivňuje. Jako u jiných proměnných i zde záleží na druhu netopýra. Slabší letci se údajně vyhýbají rušným cestám více než rychlejší letci, ruch z dopravy na ně však působí maximálně do vzdálenosti 150 m (Bonsen, Law and Ramp, 2015). U netopýra hvízdavého (*Pipistrellus pipistrellus*) se projevil spíše pozitivní vztah k hustotě dopravní sítě, a to zejména ve vzdálenosti 500 m. Významnost vzdálenosti dopravní sítě od úkrytu se potvrdila i mně, ale na reakční křivce žádná výrazná závislost vidět nejde. Ta vyšla spíše v hustotách dopravní sítě ve 100m okolí úkrytu. Tzn., že s rostoucí hustotou dopravní sítě se snižuje pravděpodobnost výskytu úkrytu. Z toho lze vyvodit určitý negativní vliv dopravy na výskyt netopýrů. Bihari (2004) však zjistil, že konkrétně na netopýra rezavého (*Nyctalus noctula*) hluk z dopravy vliv nemá. Mateřské kolonie netopýra hnědého byly nejčastěji nalezeny v místech s velkou hustotou ulic, ale nízkou hustotou dopravy (Neubaum, Wilson and O'shea, 2007). Obecně silnice představují pro netopýry překážku, kterou je pro ně těžké překonat, především ve spojení s hlukem. Dochází pak k poklesu konektivity krajiny, což může ovlivnit velké množství druhů v urbánním prostředí (Bennett and Zurcher, 2013).

Co mě na výsledcích trochu překvapilo je velmi nízký vliv vzdálenosti a hustoty **vody** v okolí úkrytu. Tyto proměnné vyšly téměř s nejnižší závislostí. Tzn., že na výběr úkrytu nemají pro netopýry žádný vliv. Ani na celkové podobě modelu se nijak zvlášť nepodílely. Bellamy and Altringham (2015) tvrdí, že pro netopýry rezavé (*Nyctalus noctula*) není tak důležité mít v blízkosti úkrytu vodní plochu, neboť často létá na loviště vzdálených až několik kilometrů od svých úkrytů. Na rozdíl od netopýra vodního (*Myotis daubentonii*), který loví často nad vodou v blízkosti úkrytu, je blízkost vodní plochy velmi důležitá. Celkově se ale u netopýrů projevuje pozitivní vazba na vodní plochy (Gili *et al.*, 2020). Slouží jim jednak jako místa pro lovení potravy, a pak také jako navigační koridory při návratech k úkrytům (Warren *et al.*, 2000). Jejich důležitá role je zmiňována v mnoha

pracích, které konstatují, že zvýšený výskyt netopýrů na daném místě souvisí s větším množstvím vodních prvků (Threlfall, Law and Banks, 2012). Zároveň významnost vody v blízkosti úkrytu se prokázala zejména v suchých oblastech (Hayes and Adams, 2015; Li and Wilkins, 2015; Russo and Ancillotto, 2015) což může vysvětlovat, proč u mě voda nevyšla nijak významná. Výzkum totiž probíhal v Olomouci nacházející se v nivní oblasti řeky Moravy, tzn., že zde voda v dané chvíli není pro netopýry limitujícím faktorem.

Netopýři své chování přizpůsobili nočnímu způsobu života. Proto ve městech, kde je přes noc vlivem umělého osvětlení vyšší intenzita světla, může být jejich chování značně ovlivněno. Existuje spousta prací, které se touto problematikou zabývají. Většinou se řeší vliv **umělého osvětlení** na loveckou aktivitu. Kolem pouličních lamp je obecně zaznamenávána vyšší aktivita netopýrů, jelikož hmyz shromažďující se u světelných zdrojů je pro netopýry významnou složkou potravy (Rydell, 1992). Russo *et al.* (2017) se však zaměřili na osvětlené vodní plochy, ke kterým se netopýři létají napít. Oproti neosvětleným místům zde pozorovali mnohem menší aktivitu. V posledních letech je i hodně diskutovaným tématem nahrazování původních starých světel, která lákala více hmyzu, novými LED světly. Řeší se, zda může mít tato změna nějaký vliv na snižování aktivity. Potvrdilo se i to, že je potřeba ve městech zachovat neosvětlené části s vegetací, které jsou důležité zejména pro zachování druhové biodiverzity (Haddock *et al.*, 2019). Vliv LED zdrojů je podle všeho ale druhově specifický. Lewanzik a Voigt (2017) zjistili, že netopýr nejmenší (*Pipistrellus pygmaeus*) svoji aktivitu snižuje až o 40 %, zato jiné druhy LED světlo vůbec neovlivňuje, některé druhy rodu *Myotis* ho dokonce upřednostňují.

Ve své práci jsem se však nezabývala vlivem umělého osvětlení na aktivitu netopýrů obecně, ale snažila jsem se zjistit, zda může i tato proměnná ovlivňovat netopýry při výběru jejich úkrytu. Ať už pozitivně nebo negativně. Ukázalo se však, že světla jako taková nemají stejně jako voda, téměř žádný vliv. Co se týče reakčních křivek, tak se mírná negativní vazba projevila pouze u hustoty světel v 100m okolí. U jiných proměnných vztahujících se k umělému osvětlení jsou reakční křivky téměř rovné, co znamená, že na vzdálenosti v 10m a 20m okolí nezáleží. Z toho můžu usoudit, že se netopýr rezavý (*Nyctalus noctula*) při výběru úkrytu téměř vůbec neřídí množstvím světel v jeho okolí. Obecně se donedávna tvrdilo, že netopýr rezavý (*Nyctalus noctula*) patří spíše mezi druhy tolerantní k umělému osvětlení, Voigt *et al.* (2020) však zjistil, že umělá světla sice často využívají jako zdroj hmyzu, na druhou stranu se prokázalo, že se výrazně vyhýbají osvětleným silnicím, a to i bez ohledu na vegetační kryt kolem cest.

Na základě literatury zmiňující se o vlivu LED osvětlení, jsem chtěla zjistit, zda to může ovlivňovat i netopýry při výběru úkrytu. Proto jsem podobně jako u stromů rozdělila světelné zdroje na skupinu všech světelných zdrojů a jen těch bez LED osvětlení. Před samotným spuštěním modelu byla tato proměnná však na základě korelace vyloučena. Z toho důvodu jsem žádný rozdíl zaznamenat nemohla.

Většina prací řeší, zda existuje nějaká preference ve výběru úkrytů v závislosti na vnitřním **mikroklimatu**, tedy teplotě a vlhkosti. Hayes a Adams (2015) překvapivě žádný statisticky významný vliv vlhkosti ani teploty nezjistili, jako významná jim vyšla pouze velikost úkrytu. Jiným autorům se druhově specifické mikroklima úkrytu jako významné potvrdilo (Winter, Mantilla-Contreras and Schmidt, 2020). Jelikož jsem měla k dispozici pouze data o průměrné teplotě v okolí úkrytu, nikoli přímo z úkrytů, zaměřila jsem se na to, zda náhodou nehraje roli i teplota v jeho okolí. Z pohledu významnosti vyšla teplota jako méně důležitá při výběru úkrytu, nicméně z reakční křivky lze určitý vliv teploty vidět. S rostoucí teplotou klesá pravděpodobnost výskytu netopýrů, a to až do 32 °C. Může to vypovídat o tom, že si netopýři vyhledávají místa s nižší povrchovou teplotou. To se projevuje i na střídání úkrytů během roku. V horkých teplých dnech se stěhují do úkrytů směřovaných spíše na západ, kde slunce svítí až ve večerních hodinách.

5.3 Variabilita výletové aktivity

Mým úkolem bylo nejenom zjistit, zda mají netopýři určité preference při výběru úkrytu, ale i to, zda tyto proměnné mohou nějakým způsobem ovlivnit i načasování jejich výletů. Jelikož je jejich aktivita omezená pouze na část dne (noc), správné načasování výletu je jedním z nejzákladnějších aspektů jejich biologie. Nejčastěji se zkoumá vliv predace na výletovou aktivitu, jelikož netopýři řeší významný tradeoff mezi načasováním výletu z hlediska získání potravy a právě zmiňované predace. V podstatě řeší, kdy je pro ně nejvýhodnější a nejbezpečnější být aktivní (Jones and Rydell, 1994; Thomas and Jacobs, 2013).

Mě však zajímalo, zda na jejich výlet mohou působit i jiné proměnné vztahující se přímo k úkrytu nebo jeho okolí. Jelikož se může výletová aktivita měnit v závislosti na reprodukčním cyklu (Catto, Racey and Stephenson, 1995) rozdělila jsem navíc pozorování do dvou období, kterými byly mateřské kolonie a podzimní přelety.

Sledování výletové aktivity bylo však velice náročné. Většina prací sleduje spíše až letovou nebo loveckou aktivitu s využitím batdetektorů (Gaisler *et al.*, 1998). Pozorování

přímého výletu netopýra z úkrytu je ale mnohem komplikovanější. Netopýři sice mohou využívat některé úkryty i během celého roku nebo se ke kvalitním úkrytům na určitou část roku vracet, což nám umožňovalo sledovat stejné úkryty po celou dobu našeho výzkumu. Nicméně některé úkryty střídají i během velmi krátkého období. Pravděpodobně to je způsobené mechanismem pro přizpůsobení se měnícím se podmínkám, tzv. fission fusion, který je typický pro sociální zvířata žijící ve skupinách a v posledních letech se pozoruje i u netopýrů. Soužití ve skupinách poskytuje zvířatům určité výhody v podobě sdílení informací a vzájemného učení, na druhou stranu v nich dochází k šíření různých nemocí. Pro zachování lepší kondice se proto skupiny rozpadají a hledají na určité období jiný úkryt (Kashima, Ohtsuki and Satake, 2013). To nám však výzkum značně zkomplikovalo, neboť jsme se snažili k úkrytům chodit pravidelně, ale jelikož netopýři v určitém období v úkrytu vůbec nebyli, žádnou výletovou aktivitu jsme nepozorovali. Tím že jsme měli hodně negativních pozorování, kdy nám žádný netopýr nevyletěl, bylo velmi problematické najít vhodnou metodu, která by umožnila takový typ dat zpracovávat. Proto jsem nakonec po dohodě se školitelem a konzultantem zvolila metodu modelů přežívání, které právě s tímto typem dat, umí pracovat. Žádnou jinou práci využívající tuto metodu jsem ale nenašla.

Při sledování výletové aktivity bez vazby na jakoukoli proměnnou se ukázalo, že netopýři rezaví (*Nyctalus noctula*) svoji aktivitu zahajují, na rozdíl od jiných druhů netopýrů jako je například netopýr ušatý (*Plecotus auritus*), opravdu se západem slunce (Jones, 1995). Největší výletová aktivita byla pozorována 5 minut po západu slunce. Do jisté míry se projevil i vliv období a typu úkrytu, který však nebyl statisticky významný.

Statisticky významný rozdíl se ukázal pouze u dvou případů. Jedním z nich byla výletová aktivita z umělých úkrytů, kdy se potvrdil dřívější výlet v období mateřských kolonií oproti podzimním přeletům. Pokud jsem zahrnula pozorování i z přirozených úkrytů, v období mateřských kolonií netopýři vyletovali sice o něco dříve, ale rozdíl opět nevyšel jako statisticky významný. Dřívější načasování výletu v období mateřských kolonií zřejmě souvisí s obdobím laktace, kdy mláďata ještě sama nelétají a samičky je tak musí stále krmit. Díky včasnému načasování výletové aktivity mají větší šanci doletět na loviště ještě v době vysoké hustoty hmyzu a získat tak pro mláďata větší množství potravy (Racey and Swift, 1985). Může to být však různé. U netopýra rezavého (*Nyctalus noctula*) (Jones, 1995) a netopýra stromového (*Nyctalus leisleri*) (Shiel and Fairley, 1999) byl dřívější výlet během laktace pozorován, avšak u netopýra hnědavého (*Myotis lucifugus*)

žádný významný rozdíl v načasování výletu během reprodukčního cyklu pozorován nebyl (Kunz and Anthony, 1996).

Druhý statisticky významný rozdíl vyšel v období podzimních přeletů, kdy netopýři vyletovali o něco dříve z přirozených úkrytů, což může být způsobeno větším zastíněním výletových otvorů např. větvemi, jinými stromy apod. Umělé úkryty oproti tomu bývají častěji na otevřenějších místech, kde je více světla a tudíž netopýři mohou svůj výlet kvůli riziku predace posunout. K podobnému závěru dospěl i Jenkins *et al.* (1998), který ve své práci pozoroval výletovou aktivitu netopýřů hvízdavých (*Pipistrellus pipistrellus*). Ti, stejně jako v mém případě netopýřů rezavých (*Nyctalus noctula*), vyletovali mnohem dříve (až o 11 minut) ze zastíněných úkrytů než z úkrytů bez zastínění.

U výletové aktivity jsem se především snažila zjistit významnost jednotlivých proměnných. Pro tento odhad už však nešlo použít jednoduchý Kaplan-Meierův model, ale o něco složitější, avšak univezálnější Coxův semiparametrický model proporcionálního hazardu. Tento model umožňuje ohodnotit význam jednotlivých proměnných z hlediska funkce hazardu (pravděpodobnosti výletu). Jeho jediným omezením je podmínka tzv. proporcionálního hazardu, tj. neproměnlivého vlivu jednotlivých proměnných v době pozorování. Pokud vytvoříme Coxův model pouze pro jednu proměnnou např. pro výšku úkrytu, a vyjde, že v daném čase je pravděpodobnost u dvou úkrytů v různé výšce rozdílná, je potřeba, aby tento rozdíl (proporce) byl zachován po celou dobu pozorování. Po prvotním zpracování celé sady proměnných se ukázalo, že ne všechny proměnné podmínku proporcionality splňují. V tomto případě se u těchto proměnných běžně přistupuje ke stratifikaci proměnných nebo se do modelu zahrnuje interakční vazba těchto proměnných s časem (Kleinbaum and Klein, 2010). Jelikož se jedná ale už o podstatně náročnější analýzu, která by byla zřejmě nad mé síly, rozhodla jsem se složitější časové interakce proměnných ožet, proměnné nesplňující podmínky modelu jednoduše odstranit a pracovat jen s těmi, které podmínky splňují. Nicméně i pouhá informace o rozdílném vlivu proměnných v závislosti na době pozorování mi přijde zajímavá a cenná. Do modelu nakonec vstupovalo celkem 18 proměnných. Na metodě vytvoření nejpřesnějšího modelu z těchto vybraných proměnných jsem se poradila s konzultantem a nakonec zvolila metody dopředné regrese.

Jako statisticky nejvýznamnější proměnná ovlivňující výlet netopýřů se projevila vzdálenost úkrytu od budov. S rostoucí vzdáleností roste pravděpodobnost výletu.

Zajímavé je, že v MaxEntu se význam této proměnné téměř neprojevil. I když vazba pravděpodobnosti výletu na vzdálenosti od budov vyšla v reakční křivce stejně pozitivní.

Druhou nejvýznamnější proměnnou byla variabilita výšky v nejbližším okolí úkrytu. Tzn., že výlet netopýra je závislý na tom, jak je okolí kolem úkrytu výškově variabilní. Při vyšší variabilitě je vyšší pravděpodobnost, že netopýr v daný čas vyletí. Tato proměnná se jako poměrně významná projevila i pro výběr úkrytu. Rovněž i se stejnou pozitivní vazbou. Netopýři tedy zřejmě preferují taková místa pro úkryt, kolem kterých jsou určité výškové rozdíly ať už stromy, budovy atd.

Projevil se také výrazný vliv reprodukčního cyklu. V době, kdy samice tvoří mateřské kolonie, byla výletová aktivita o 67% vyšší než v období podzimních přeletů. Souvisí to opět zřejmě s vyšší aktivitou samic během kojení mláďat.

Netopýři v urbánním prostředí mají trochu jiné podmínky, které mohou mít vliv na načasování jejich výletu. Většina prací řeší výletovou aktivitu pouze ve vztahu k predaci, reprodukčnímu cyklu případně ke klimatickým podmínkám (Kunz and Anthony, 1996; Petrželková and Zukal, 2001; Kaňuch, 2007; Frick *et al.*, 2012) nikoli k terénním a environmentálním proměnným. Proto bylo pro mě velmi těžké porovnat výsledky s již existující literaturou. Myslím si, že by se do budoucna měla zaměřit pozornost i na tyto proměnné vztahující se k prostředí, ve kterém se úkryt nachází. A to jak z hlediska úkrytové strategie a prostorové distribuce, tak i výletové aktivity. O té se obzvláště v urbánním prostředí moc neví. Tyto informace jsou velmi cenné zejména pro zjištění, jak mohou zásahy do městské krajiny ovlivňovat chování netopýrů a napomoci k jejich ochraně.

Snažila jsem se porovnat mé výsledky se zjištěními v odborné literatuře. Přesto nebo právě proto, se pokusím vše shrnout a na základě vlastní zkušenosti a upřímného zájmu o netopýry navrhnout vlastní doporučení pro jejich ochranu. Určitě bych doporučila i na základě výsledků ve městech zachovat co největší množství starých stromů, stejně jako volné nezastavěné plochy, zkrátka zachovat různorodost krajiny města. Zároveň, přestože ve výsledcích nevyšlo toto jako významné, bych doporučila minimálně pečovat o místa s vodními plochami, případně vytvořit nové. A také omezit světelné znečištění tak, aby nesvítilo přímo na stromy či potenciálně vhodné budovy. Přestože má práce byla primárně směřována na netopýra rezavého (*Nyctalus noctula*), mělo by jít nejen o jeho ochranu, ale o ochranu všech netopýrů se všemi jejich preferencemi.

6 Závěr a shrnutí

S postupnou přeměnou přírodní krajiny v urbánní prostředí byli netopýři do jisté míry nuceni se tomuto novému typu krajiny přizpůsobit. Adaptovali se na některé typy umělých úkrytů, které jim toto prostředí poskytuje. I zde však dochází k častým opravám, revitalizacím a výstavbám nových budov, a tak nejen v přírodním prostředí, ale i ve městech přichází o svá stanoviště s úkryty. Ztráta úkrytu není ale jediný důvod, kvůli kterému musí netopýři hledat náhradní. Často svůj úkryt opustí i kvůli nevyhovujícím klimatickým podmínkám nebo přítomnosti různých parazitů. Z tohoto důvodu je velmi těžké úkryty netopýřů jakkoli pozorovat.

S postupným přibýváním netopýřů ve městech roste i množství vědeckých prací na toto téma. Přesto však není některým oblastem chování netopýřů ve městech věnovaná dostatečná pozornost. Například stále není moc jasné, podle čeho si netopýři úkryty vybírají a zda nemůže výběr úkrytu souviset například i s výletovou aktivitou. Jelikož je moje práce ochránářsky zaměřená, snažila jsem se zjistit, zda si netopýři své úkryty vybírají náhodně nebo na základě nějakých parametrů, které musí úkryt splňovat. Prostřednictvím dosavadních záznamů o výskytech netopýřů rezavých (*Nyctalus noctula*) ve městě Olomouc a nástrojů prostorové distribuce druhů jsem vytvořila mapu, která znázorňuje, kde by se netopýři ve městě mohli potencionálně ještě vyskytovat. Mimo to jsem zjistila, které environmentální proměnné jsou pro netopýry při výběru úkrytu určující. Jako nejvýznamnější se projevila výška s hustotou zaplnění prostoru, které se v pracích buď vůbec nezmiňují, nebo jim není přikládán takový význam. Častěji se zkoumá vliv budov a stromů v okolí úkrytů. Ty se rovněž prokázaly jako významné, a to i ve vztahu k výletové aktivitě, kterou jsem také v urbánním prostředí sledovala. Pro výběr úkrytu vyšla významněji hustota budov, kdežto pro výletovou aktivitu zase vzdálenost od budov.

Vzhledem k rostoucímu počtu obyvatelstva jsou zapotřebí strategie, které umožní rozšíření měst a zároveň minimalizují dopady na biologickou rozmanitost. Při dalším plánování vývoje města je potřeba se zaměřit na to, jak mohou netopýři na změny reagovat a snažit se přijmout a vybrat taková opatření, která budou mít na netopýry minimální dopad. Výsledky mé práce proto mohou pomoci ochránářům v tom, kam zaměřit svoji pozornost a kde je v každém případě potřeba před jakýmkoli zásahem do tohoto místa udělat průzkum a ověřit, zda se tu netopýři opravdu nevyskytují. Celá práce směřuje k zachování vybraných stanovišť netopýřům po co možná nejdelší dobu, čemuž je nutno přizpůsobit i revitalizační kroky a plánované změny v managementu městského prostředí.

6.1 Limity modelů a aplikovatelnost na jiná území

Každá metoda má svá omezení. Stejný postup, jako je uvedený v práci, lze aplikovat i na jiná území. Jedinou podmínkou je mít k dispozici všechny dostupné informace. V případě České republiky toto není problém, jelikož zde máme přístup k datům KVES i výškovým modelům pro celou Českou republiku. Tato data však nemusí být všude k dispozici. Výsledky mohou být do jisté míry ovlivněny i nerovnoměrným průzkumem terénu. To v mém případě do jisté míry řeší bias soubor, ale ani ten nemusí být vždy stoprocentní.

I metody přežívání mají svá omezení. Já jsem kvůli složitosti zpracování výpočet Coxova proporčního modelu zjednodušila. A to způsobem, kdy jsem dále nezkoumala (např. stratifikací, interakcí) proměnné, které nesplňovaly podmínku proporčního hazardu, a začlenila jen proměnné, které ji splňovaly. V tomto ohledu by se dala práce více upřesnit.

Kromě doporučení využít model prostorové distribuce i pro jiné druhy, se výsledky modelu mohou aplikovat i na jiná města než jen Olomouc, a to v případě podobných environmentálních podmínek. Stačí mít k dispozici pouze stejná vstupní data - vrstvy environmentálních proměnných, které byly použity i v mém případě. Dle mého názoru je tento typ vyhledávání a pozorování chování netopýrů velmi přesný a spolehlivý. Proto si myslím, že má do budoucna velký potenciál uplatnit se i pro výzkum jiných druhů živočichů.

6.2 Nové poznatky a doporučení

Každý druh netopýra může mít ale jiné preference a vyžadovat v krajině něco jiného. Je to způsobeno zejména vlivem různých loveckých a úkrytových strategií. Proto je velmi důležité se zaměřit na to, aby město jako takové představovalo tzv. mozaiku různých stanovišť vhodných pro různé druhy netopýrů a jiné druhy volně žijících živočichů v městském prostředí.

Jelikož jsem výzkum prováděla pouze na netopýru rezavém (*Nyctalus noctula*) a v diskusi porovnávám výsledky i s jinými druhy netopýrů, je potřeba brát některé závěry s nadhledem. Práci, které by zkoumaly preference nebo výletovou aktivitu, je obecně málo, natož o netopýru rezavém (*Nyctalus noctula*). Stejný postup by se dal použít i na jiné druhy netopýrů, které se v městském prostředí vyskytují také hojně, a zjistit, zdali se jejich preference něčím neliší. Dokonce by se tento přístup dal použít i pro jiné druhy živočichů, u nichž máme k dispozici spolehlivé záznamy o jejich výskytu. Pak by se daly vytvořit

mapy s oblastmi, na které je potřeba se zaměřit, a navrhnout taková opatření, která by prostředí pro druhy žijící ve městech ještě zlepšila, čímž by se přispělo i k zachování vyšší druhové rozmanitosti.

Velký smysl mi osobně dávají jakékoli ochránářsky zaměřené práce, a i ta moje může konkrétně ochraně netopýrů velmi pomoci. Do budoucna bych se chtěla zapojit do průzkumu míst, která vyšla pro netopýry jako vhodná stanoviště, a zjistit, zda se tam opravdu vyskytují.

7 Seznam literatury

Ancillotto, L., Tomassini, A. and Russo, D. (2015) 'The fancy city life: Kuhl's pipistrelle, *Pipistrellus kuhlii*, benefits from urbanisation', *Wildlife Research*, 42(7), pp. 598–606. doi: 10.1071/WR15003.

Anděra, M. (2019) *Naši netopýři*. 2. Průhonice: Správa jeskynní České republiky.

Bader, E. *et al.* (2015) 'Mobility explains the response of aerial insectivorous bats to anthropogenic habitat change in the Neotropics', *BIOLOGICAL CONSERVATION*, 186, pp. 97–106. doi: 10.1016/j.biocon.2015.02.028.

Barros, P. *et al.* (2014) 'First records of *Nyctalus noctula* social calls in Portugal', *Vespertilio*, 17(Spitzenberger 2007), pp. 37–44.

Bartonička, T. *et al.* (2008) 'Inventarizace vybraných skupin živočichů v parcích města Olomouce', *Hnutí DUHA*. Available at: http://www.ghbook.ir/index.php?name=فرهنگ و رسانه های نوین&option=com_dbook&task=readonline&book_id=13650&page=73&chckhashk=ED9C9491B4&Itemid=218&lang=fa&tmpl=component.

Bartonička, T. (2011) 'Úkryty a lovecká aktivita netopýřů v parcích města Olomouce', pp. 43–53.

Bellamy, C. and Altringham, J. (2015) 'Predicting species distributions using record centre data: Multi-scale modelling of habitat suitability for bat roosts', *PLoS ONE*, 10(6), pp. 1–17. doi: 10.1371/journal.pone.0128440.

Bellamy, C., Scott, C. and Altringham, J. (2013) 'Multiscale, presence-only habitat suitability models: Fine-resolution maps for eight bat species', *Journal of Applied Ecology*, 50(4), pp. 892–901. doi: 10.1111/1365-2664.12117.

Bennett, V. J. and Zurcher, A. A. (2013) 'When corridors collide: Road-related disturbance in commuting bats', *Journal of Wildlife Management*, 77(1), pp. 93–101. doi: 10.1002/jwmg.467.

Bihari, Z. (2004) 'The roost preference of *Nyctalus noctula* (Chiroptera, Vespertilionidae) in summer and the ecological background of their urbanization', *Mammalia*, 68(4), pp. 329–336. doi: 10.1515/mamm.2004.032.

Bihari, Z. and Bakos, J. (2001) 'Roost Selection of *Nyctalus noctula* in Urban Habitat', *Proceedings of the VIIIth EBRS*, pp. 29–39.

Blake, D. *et al.* (1994) 'Use of lamplit roads by foraging bats in southern England', *Journal of Zoology*, 234, pp. 453–462.

Boldogh, S., Dobrosi, D. and Samu, P. (2007) 'The effects of the illumination of buildings on house-dwelling bats and its conservation consequences', *Acta Chiropterologica*, 9(2), pp. 527–534. doi: 10.3161/1733-5329(2007)9[527:teotio]2.0.co;2.

Bonsen, G., Law, B. and Ramp, D. (2015) 'Foraging strategies determine the effect of traffic noise on bats', *Acta Chiropterologica*, 17(2), pp. 347–357. doi: 10.3161/15081109ACC2015.17.2.010.

- Boughey, K. L. *et al.* (2011) 'Effects of landscape-scale broadleaved woodland configuration and extent on roost location for six bat species across the UK', *Biological Conservation*. Elsevier Ltd, 144(9), pp. 2300–2310. doi: 10.1016/j.biocon.2011.06.008.
- Camprodon, J. and Guixé, D. (2013) 'Population status, roost selection and spatial ecology of the greater noctule bat (*Nyctalus lasiopterus*) and the common noctule (*Nyctalus noctula*) in Catalonia', *Barbastella*, 6, pp. 51–56.
- Caryl, F. M. *et al.* (2016) 'Functional responses of insectivorous bats to increasing housing density support "land-sparing" rather than "land-sharing" urban growth strategies', *Journal of Applied Ecology*, 53(1), pp. 191–201. doi: 10.1111/1365-2664.12549.
- Catto, C. C. M., Racey, P. A. and Stephenson, P. J. (1995) 'Activity patterns of the serotine bat (*Eptesicus serotinus*) at a roost in southern England', *Journal of Zoology*, 235, pp. 635–644.
- Cel'uch, M. and Kaňuch, P. (2005) 'Winter activity and roosts of the noctule (*Nyctalus noctula*) in an urban area (Central Slovakia)', *Lynx (Prague)*, 36, pp. 39–45.
- Cel'uch, M., Danko, Š. and Kaňuch, P. (2006) 'On urbanisation of *Nyctalus noctula* and *Pipistrellus pygmaeus* in Slovakia', *Vespertilio*, 9–10, pp. 219–221. Available at: http://www.netopiere.sk/celuch/Celuch_et_al2006.pdf.
- Česká společnost ornitologická (2013) 'Komplexní zoologický monitoring lokality Olomoucký hrad Posouzení vlivu plánovaného kácení dřevin na lokální populace ptáků, netopýrů a vybraných skupin hmyzu Závěrečná zpráva z projektu', pp. 1–29.
- Česká společnost pro ochranu netopýrů (2015) 'Monitoring významných kolonií netopýrů v Olomouci', pp. 1–44.
- Chromec, T. (2015) *VÝVOJ REALIZACE PROTIPOVODŇOVÝCH OPATŘENÍ VE MĚSTECH PŘEROVA A OLOMOUC*.
- Czech, B., Krausman, P. R. and Devers, P. K. (2000) 'Economic Associations among Causes of Species Endangerment in the United States', *BioScience*, 50(7), p. 593. doi: 10.1641/0006-3568(2000)050[0593:eaacos]2.0.co;2.
- Dallimer, M. *et al.* (2011) 'Temporal changes in greenspace in a highly urbanized region', *Biology Letters*, 7(5), pp. 763–766. doi: 10.1098/rsbl.2011.0025.
- Dormann, C. F. *et al.* (2012) 'Correlation and process in species distribution models: Bridging a dichotomy', *Journal of Biogeography*, 39(12), pp. 2119–2131. doi: 10.1111/j.1365-2699.2011.02659.x.
- Downs, N. C. *et al.* (2003) 'The effects of illuminating the roost entrance on the emergence behaviour of *Pipistrellus pygmaeus*', *Biological Conservation*, 111(2), pp. 247–252. doi: 10.1016/S0006-3207(02)00298-7.
- Fenton, M. B. (2003) 'Eavesdropping on the echolocation and social calls of bats', *Mammal Review*, 33(3–4), pp. 193–204. doi: 10.1046/j.1365-2907.2003.00019.x.
- Frick, W. F. *et al.* (2012) 'Climate and Weather Impact Timing of Emergence of Bats', *PLoS ONE*, 7(8), pp. 1–8. doi: 10.1371/journal.pone.0042737.

- Gaisler, J. *et al.* (1998) 'Habitat preference and flight activity of bats in a city', *Journal of Zoology*, 244(3), pp. 439–445. doi: 10.1111/j.1469-7998.1998.tb00048.x.
- Gili, F. *et al.* (2020) 'Bats in urbanising landscapes: habitat selection and recommendations for a sustainable future', *Biological Conservation*. Elsevier, 241(June), p. 108343. doi: 10.1016/j.biocon.2019.108343.
- Gould P. J. (1961) 'Emergence time of Tadarida in Relation to Light Intensity', *Journal of Mammalogy*, 42(3), pp. 405–407.
- Grimm, N. B. *et al.* (2008) 'The changing landscape: Ecosystem responses to urbanization and pollution across climatic and societal gradients', *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(5), pp. 264–272. doi: 10.1890/070147.
- Haddad, N. M. *et al.* (2009) 'Plant species loss decreases arthropod diversity and shifts trophic structure', *Ecology Letters*, 12(10), pp. 1029–1039. doi: 10.1111/j.1461-0248.2009.01356.x.
- Haddock, J. K. *et al.* (2019) 'Responses of insectivorous bats and nocturnal insects to local changes in street light technology', *Austral Ecology*, 44(6), pp. 1052–1064. doi: 10.1111/aec.12772.
- Hale, J. D. *et al.* (2012) 'Habitat composition and connectivity predicts bat presence and activity at foraging sites in a large uk conurbation', *PLoS ONE*, 7(3). doi: 10.1371/journal.pone.0033300.
- Harrington, D. P. and Fleming, T. R. (1982) 'A class of rank test procedures for censored survival data', *Biometrika*, 69(3), pp. 553–566. doi: 10.1093/biomet/69.3.553.
- Hayes, M. A. and Adams, R. A. (2015) 'Maternity Roost Selection by Fringed Myotis in Colorado', *Western North American Naturalist*, 75(4), pp. 460–473. doi: 10.3398/064.075.0404.
- Heerdt, P. F. Van and Sluiter, J. W. (1955) 'Notes on the distribution and behaviour of the noctule bat (*Nyctalus noctula*) in the Netherlands', *Zoological Laboratory, University of Utrecht*.
- Hirzel, A. H. (2001) 'Assessing habitat-suitability models with a virtual species', *Ecological Modelling*, 145, pp. 111–121. doi: 10.1016/S0304-3800(01)00396-9.
- Hirzel, A. H., Helfer, V. and Metral, F. (2001) 'Assessing habitat-suitability models with a virtual species', 145, pp. 111–121.
- Holec, V. (2015) 'Výskyt zvláště chráněných druhů živočichů Vojenského hřbitova Černovír'.
- Jenkins, E. V. *et al.* (1998) 'Roost selection in the pipistrelle bat, *Pipistrellus pipistrellus* (Chiroptera: Vespertilionidae), in northeast Scotland', *Animal Behaviour*, 56(4), pp. 909–917. doi: 10.1006/anbe.1998.0858.
- Jones, G. (1995) 'Flight performance, echolocation and foraging behaviour in noctule bats *Nyctalus noctula*', *Journal of Zoology*, 237(2), pp. 303–312. doi: 10.1111/j.1469-7998.1995.tb02764.x.

- Jones, G. and Rydell, J. (1994) 'Foraging strategy and predation risk as factors influencing emergence time in echolocating bats', *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 346(1318), pp. 445–455. doi: 10.1098/rstb.1994.0161.
- Kaňuch, P. (2007) 'Evening and morning activity schedules of the noctule bat (*Nyctalus noctula*) in Western Carpathians', *Mammalia*, 71(3), pp. 126–130. doi: 10.1515/MAMM.2007.026.
- Kaňuch, P. and Ceľuch, M. (2000) 'Výskyt *Nyctalus noctula* v panelových budovách mesta Prešov v rokoch 1998 – 1999', *Vespertilio*, 4, pp. 146–148.
- Kashima, K., Ohtsuki, H. and Satake, A. (2013) 'Fission-fusion bat behavior as a strategy for balancing the conflicting needs of maximizing information accuracy and minimizing infection risk', *Journal of Theoretical Biology*, 318, pp. 101–119. doi: 10.1016/j.jtbi.2012.10.034.
- Kearney, M. and Porter, W. (2009) 'Mechanistic niche modelling: Combining physiological and spatial data to predict species' ranges', *Ecology Letters*, 12(4), pp. 334–350. doi: 10.1111/j.1461-0248.2008.01277.x.
- Kleinbaum, D. G. and Klein, M. (2010) *Survival analysis*. 3rd edn, *Statistics for Biology and Health*. 3rd edn. Springer New York. doi: 10.1542/pir.33-4-172.
- Kowarik, I. (1990) 'Some responses of flora and vegetation to urbanization in Central Europe', *Urban ecology*, pp. 45–74.
- Kubista, C. E. and Bruckner, A. (2015) 'Importance of urban trees and buildings as daytime roosts for bats', *Biologia*, 70(11), pp. 1545–1552. doi: 10.1515/biolog-2015-0179.
- Kunz, T. H. (1982) 'Roosting Ecology of Bats'.
- Kunz, T. H. and Anthony, E. L. P. (1996) 'Variation in the timing of nightly emergence behavior in the little brown bat, *Myotis lucifugus* (Chiroptera: Vespertilionidae)', in *Contributions in Mammalogy: A Memorial Volume Honoring Dr. J. Knox Jones, Jr*, pp. 225–235.
- Lehotská, B. (2006) 'Netopiere (Chiroptera) urbanizovaného prostredia Bratislavy', *Acta Environmentalica Universitatis Comenianae*, 14, pp. 61–70. Available at: http://www.fns.uniba.sk/fileadmin/user_upload/editors/actaenvi/ActaEnvi_2006_2/07_Lehotska.pdf.
- Lehotská, B. and Lehotský, R. (2000) 'Skúsenosti z ochrany zimnej kolónie raniaka hrdzavého (*Nyctalus noctula*) v panelovom dome na bratislavskom sídlisku Dlhé Diely', *Vespertilio*, 4, pp. 105–110.
- Lewanzik, D. and Voigt, C. C. (2017) 'Transition from conventional to light-emitting diode street lighting changes activity of urban bats', *Journal of Applied Ecology*, 54(1), pp. 264–271. doi: 10.1111/1365-2664.12758.
- Li, H. and Wilkins, K. T. (2014) 'Patch or mosaic: bat activity responds to fine-scale urban heterogeneity in a medium-sized city in the United States', *Urban Ecosystems*, (December), pp. 1013–1031. doi: 10.1007/s11252-014-0369-9.
- Li, H. and Wilkins, K. T. (2015) 'Selection of Building Roosts by Mexican Free-Tailed

- Bats (*Tadarida brasiliensis*) in an Urban Area ', *Acta Chiropterologica*, 17(2), pp. 321–330. doi: 10.3161/15081109acc2015.17.2.007.
- Lintott, P. R. *et al.* (2014) 'City life makes females fussy: Sex differences in habitat use of temperate bats in urban areas', *Royal Society Open Science*, 1(3), pp. 1–8. doi: 10.1098/rsos.140200.
- Lintott, P. R. *et al.* (2015) 'Differential responses to woodland character and landscape context by cryptic bats in urban environments', *PLoS ONE*, 10(5), pp. 1–14. doi: 10.1371/journal.pone.0126850.
- Liu, C., White, M. and Newell, G. (2013) 'Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence-only data', *Journal of Biogeography*, 40(4), pp. 778–789. doi: 10.1111/jbi.12058.
- Lockwood, M. L. M. J. L. and Human (1999) 'Biotic Homogenization : A Few Winners Replacing Many Losers in the Next Mass Extinction', *Trends in Ecology and Evolution*, 14(December 1999). doi: 10.1016/S0169-5347(99)01679-1.
- Lučan, R. K., Hanák, V. and Horáček, I. (2009) 'Long-term re-use of tree roosts by European forest bats', *Forest Ecology and Management*, 258(7), pp. 1301–1306. doi: 10.1016/j.foreco.2009.06.032.
- Lumsden, L. F., Bennett, A. F. and Silins, J. E. (2002) 'Selection of roost sites by the lesser long-eared bat (*Nyctophilus geoffroyi*) and Gould's wattled bat (*Chalinolobus gouldii*) in south-eastern Australia', *Journal of Zoology*, 257(2), pp. 207–218. doi: 10.1017/S095283690200081X.
- Luniak, M. (2004) 'Synurbization: Adaptation of animal wildlife to urban development', *Proceedings 4th International Urban Wildlife Symposium*, pp. 50–55.
- McAney, C. M. and Fairley, J. S. (1988) 'Activity patterns of the lesser horseshoe bat *Rhinolophus hipposideros* at summer roosts', *Journal of Z*, 216, pp. 325–338.
- McDonnell, M. J. and Pickett, S. T. A. (1990) 'Ecosystem Structure and Function along Urban-Rural Gradients : An Unexploited Opportunity for Ecology', *Ecological Society of America*, 71(4), pp. 1232–1237.
- McKinney, M. L. (2002) 'Urbanization, Biodiversity, and Conservation', 52(10).
- McKinney, M. L. (2006) 'Urbanization as a major cause of biotic homogenization', *Biological Conservation*, 127(3), pp. 247–260. doi: 10.1016/j.biocon.2005.09.005.
- Morales, N. S., Fernández, I. C. and Baca-González, V. (2017) 'MaxEnt's parameter configuration and small samples: are we paying attention to recommendations? A systematic review', *PeerJ*, 5, pp. 1–16. doi: 10.7717/peerj.3093.
- Moretto, L. *et al.* (2019) 'A small-scale response of urban bat activity to tree cover', *Urban Ecosystems*, 22(5), pp. 795–805. doi: 10.1007/s11252-019-00846-w.
- Muñoz, M. E. de S. *et al.* (2011) 'openModeller: A generic approach to species' potential distribution modelling', *GeoInformatica*, 15(1), pp. 111–135. doi: 10.1007/s10707-009-0090-7.

- Neubaum, D. J., Wilson, K. R. and O'shea, T. J. (2007) 'Urban Maternity-Roost Selection by Big Brown Bats in Colorado', *Journal of Wildlife Management*, 71(3), pp. 728–736. doi: 10.2193/2005-684.
- Oprea, M. *et al.* (2009) 'Do wooded streets provide connectivity for bats in an urban landscape?', *Biodiversity and Conservation*, 18, pp. 2361–2371. doi: 10.1007/s10531-009-9593-7.
- Patriquin, K. J. *et al.* (2016) 'Weather as a proximate explanation for fission–fusion dynamics in female northern long-eared bats', *Animal Behaviour*. Elsevier Ltd, 122, pp. 47–57. doi: 10.1016/j.anbehav.2016.09.022.
- Peterson, A. T. (2006) 'Uses and Requirements of Ecological Niche Models and Related Distributional Models', *Biodiversity Informatics*, 3(0), pp. 59–72. doi: 10.17161/bi.v3i0.29.
- Peterson, A. T. *et al.* (2011) *Ecological niches and geographic distributions (MPB-49)*. Princeton University Press.
- Phillips, S. J. *et al.* (2009) 'Sample selection bias and presence-only distribution models: Implications for background and pseudo-absence data', *Ecological Applications*, 19(1), pp. 181–197. doi: 10.1890/07-2153.1.
- Phillips, S. J., Dudík, M. and Schapire, R. E. (2004) 'A maximum entropy approach to species distribution modeling', *Proceedings, Twenty-First International Conference on Machine Learning, ICML 2004*, pp. 655–662. doi: 10.1145/1015330.1015412.
- Racey, P. A. and Swift, S. M. (1985) 'Feeding Ecology of *Pipistrellus pipistrellus* (Chiroptera: Vespertilionidae) during Pregnancy and Lactation. I. Foraging Behaviour Author (s): P. A. Racey and S. M. Swift Published by: British Ecological Society Stable URL: <https://www.jstor.org>', *Journal of Animal Ecology*, 54(1), pp. 205–215.
- Rachwald, A. (1992) 'Habitat preference and activity of the noctule bat *Nyctalus noctula* in the Białowieża Primeval Forest', *Acta Theriologica*, 37(4), pp. 413–422. doi: 10.4098/at.arch.92-42.
- van der Ree, R. and McCarthy, M. A. (2005) 'Inferring persistence of indigenous mammals in response to urbanisation', *Animal Conservation*, 8(3), pp. 309–319. doi: 10.1017/S1367943005002258.
- Ruczyński, I. and Bogdanowicz, W. (2005) 'Roost Cavity Selection by *Nyctalus noctula* and *N. leisleri* (Vespertilionidae, Chiroptera) in Białowieża Primeval Forest, Eastern Poland', *Journal of Mammalogy*. Oxford University Press (OUP), 86(5), pp. 921–930. doi: 10.1644/1545-1542(2005)86[921:rcsbnn]2.0.co;2.
- Russo, D. *et al.* (2017) 'Adverse effects of artificial illumination on bat drinking activity', *Animal Conservation*, 20(6), pp. 492–501. doi: 10.1111/acv.12340.
- Russo, D. and Ancillotto, L. (2015) 'Sensitivity of bats to urbanization: A review', *Mammalian Biology*. Elsevier GmbH, 80(3), pp. 205–212. doi: 10.1016/j.mambio.2014.10.003.
- Rydell, J. (1992) 'Exploitation of Insects around Streetlamps by Bats in Sweden', *Functional Ecology*, 6(6), p. 744. doi: 10.2307/2389972.

- Salih, M. M. *et al.* (2018) 'Land Surface Temperature Retrieval from LANDSAT-8 Thermal Infrared Sensor Data and Validation with Infrared Thermometer Camera', *International Journal of Engineering & Technology*, 7(4.20), p. 601. doi: 10.14419/ijet.v7i4.20.27418.
- Scanlon, A. T. and Petit, S. (2008) 'Effects of site, time, weather and light on urban bat activity and richness: Considerations for survey effort', *Wildlife Research*, 35(8), pp. 821–834. doi: 10.1071/WR08035.
- Sedgeley, J. A. (2001) 'Quality of cavity microclimate as a factor influencing selection of maternity roosts by a tree-dwelling bat, *Chalinolobus tuberculatus*, in New Zealand', *Journal of Applied Ecology*, 38(2), pp. 425–438. doi: 10.1046/j.1365-2664.2001.00607.x.
- Shiel, C. B. and Fairley, J. S. (1999) 'Evening emergence of two nursery colonies of Leisler's bat (*Nyctalus leisleri*) in Ireland', *Journal of Zoology*, 247, pp. 439–447.
- Sluiter, J. W. and van Heerdt, P. F. (1964) 'Seasonal Habits of the Noctule Bat (*Nyctalus Noctula*)', *Archives Neerlandaises de Zoologie*, 16(1952), pp. 423–439.
- Soberón, J. and Peterson, A. T. (2005) 'Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas', *Physica Status Solidi (C) Current Topics in Solid State Physics*, 2, pp. 1–10. doi: 10.1002/pssc.200778935.
- Spada, M. *et al.* (2008) 'Roost selection by non-breeding Leisler's bats (*Nyctalus leisleri*) in montane woodlands: implications for habitat management', *Acta Chiropterologica*. doi: 10.3161/150811008x331117.
- Thomas, A. J. and Jacobs, D. S. (2013) 'Factors Influencing the Emergence Times of sympatric Insectivorous Bat', *Acta Chiropterologica*, 15(1), pp. 121–132. doi: 10.3161/150811013x667920.
- Threlfall, C. G. *et al.* (2016) 'Approaches to urban vegetation management and the impacts on urban bird and bat assemblages', *Landscape and Urban Planning*. Elsevier B.V., 153, pp. 28–39. doi: 10.1016/j.landurbplan.2016.04.011.
- Threlfall, C. G., Law, B. and Banks, P. B. (2012) 'Influence of landscape structure and human modifications on insect biomass and bat foraging activity in an urban landscape', *PLoS ONE*, 7(6). doi: 10.1371/journal.pone.0038800.
- Vaughan, N., Jones, G. and Harris, S. (1997) 'Identification of british bat species by multivariate analysis of echolocation call parameters', *Bioacoustics*, 7(3), pp. 189–207. doi: 10.1080/09524622.1997.9753331.
- Voigt, C. C. *et al.* (2020) 'Movement responses of common noctule bats to the illuminated urban landscape', *Landscape Ecology*. Springer Netherlands, 35(1), pp. 189–201. doi: 10.1007/s10980-019-00942-4.
- Walsh, A. L. and Harris, S. (1996) 'Factors Determining the Abundance of Vespertilionid Bats in Britain: Geographical, Land Class and Local Habitat Relationships', *The Journal of Applied Ecology*, 33(3), p. 519. doi: 10.2307/2404981.
- Warren, D. L. and Seifert, S. N. (2011) 'Ecological niche modeling in Maxent: The importance of model complexity and the performance of model selection criteria', *Ecological Applications*. doi: 10.1890/10-1171.1.

Warren, R. D. *et al.* (2000) 'The distribution of Daubenton's bats (*Myotis daubentonii*) and pipistrelle bats (*Pipistrellus pipistrellus*) (Vespertilionidae) in relation to small-scale variation in riverine habitat', *Biological Conservation*, 92(1), pp. 85–91. doi: 10.1016/S0006-3207(99)00062-2.

Weid, R. (2002) 'Untersuchungen zum Wanderhalten des Abendseglers (*Nyctalus noctula*) in Deutschland', *Schriftenreihe Landschaftspflege und Naturschutz*, 71, pp. 233–257.

Widdows, C. D. and Downs, C. T. (2016) 'Urban roost temperatures of large-spotted-genets: The effect of anthropogenic structures', *Journal of Thermal Biology*. Elsevier, 57, pp. 66–71. doi: 10.1016/j.jtherbio.2016.02.004.

Wilkinson, L. C. and Barclay, R. M. R. (2016) 'Differences in the foraging behaviour of male and female big brown bats (*Eptesicus fuscus*) during the reproductive period', *Journal of Mammalogy*, 68(1), pp. 68–75. doi: 10.1080/11956860.1997.11682406.

Williams, L. M. and Brittingham, M. C. (1997) 'Selection of Maternity Roosts by Big Brown Bats', *The Journal of Wildlife Management*, 61(2), p. 359. doi: 10.2307/3802592.

Wimsatt, W. A. (1945) 'Notes on Breeding Behavior, Pregnancy, and Parturition in Some Vespertilionid Bats of the Eastern United States', *Journal of Mammalogy*, 26(1), pp. 23–33.

Wind, J. (2012) 'Geografická analýza stavu zeleně na území města Olomouce', *UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI Katedra geografie*.

Winter, R., Mantilla-Contreras, J. and Schmidt, S. (2020) 'Usage of buildings in the life cycle of two endangered *Rhinolophus* species in the Mediterranean region: implications for roost protection', *European Journal of Wildlife Research*, 66(38), pp. 1–13. doi: 10.1007/s10344-020-01374-1.

Wolf, P. and Bartonička, T. (2004) 'Biotopová preference netopýru v záplavovém území středního toku řeky Moravy u Olomouce', *Vespertilio*, 8(Neuweiler 1984), pp. 113–125.

Internetové zdroje:

Český hydrometeorologický ústav [online] [cit. 4.11.2019]. Dostupné z: www.portal.chmi.cz

Český statistický úřad [online] [cit. 4.11.2019]. Dostupné z: www.czso.cz

Náš soused netopýr, 2020 [online] [cit. 21.5.2020]. Dostupné z: www.sousednetopyr.cz

Integrative Evolutionary and Conservation Biology Lab [online] [cit. 11.11.2019]. Dostupné z: <https://sites.google.com/site/thebantalab/>

Niche modeling flow chart, 2020 [online]. Dostupné z: <https://www.dropbox.com/s/yw87nxr3nq7v4do/niche%20modeling%20flow%20chart.pdf?dl=0>

A Brief Tutorial on Maxent, 2020 [online]. Dostupné z: https://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/Maxent_tutorial2017.pdf

8 Didaktická část

V rámci dodělávání pedagogického minima přidávám i kapitolu o tom, jak lze téma mé diplomové práce zakomponovat do výuky biologie.

Hlavním výsledkem je mapa s potencionálním výskytem netopýrů po Olomouci. Proto je tento materiál vhodný spíše pro školy nacházející se v Olomouci nebo jejího blízkého okolí. Nicméně je možné tento model prostorové distribuce použít i na jiná města (Brno, Praha).

Cíle:

- Žák bude mít možnost získat pozitivní vztah v netopýrům
- Žák bude schopen identifikovat a pozorovat netopýry ve volné přírodě
- Žák bude schopen vyjmenovat tři důvody, proč je dobré poskytovat netopýrům náhradní úkryty (budky)

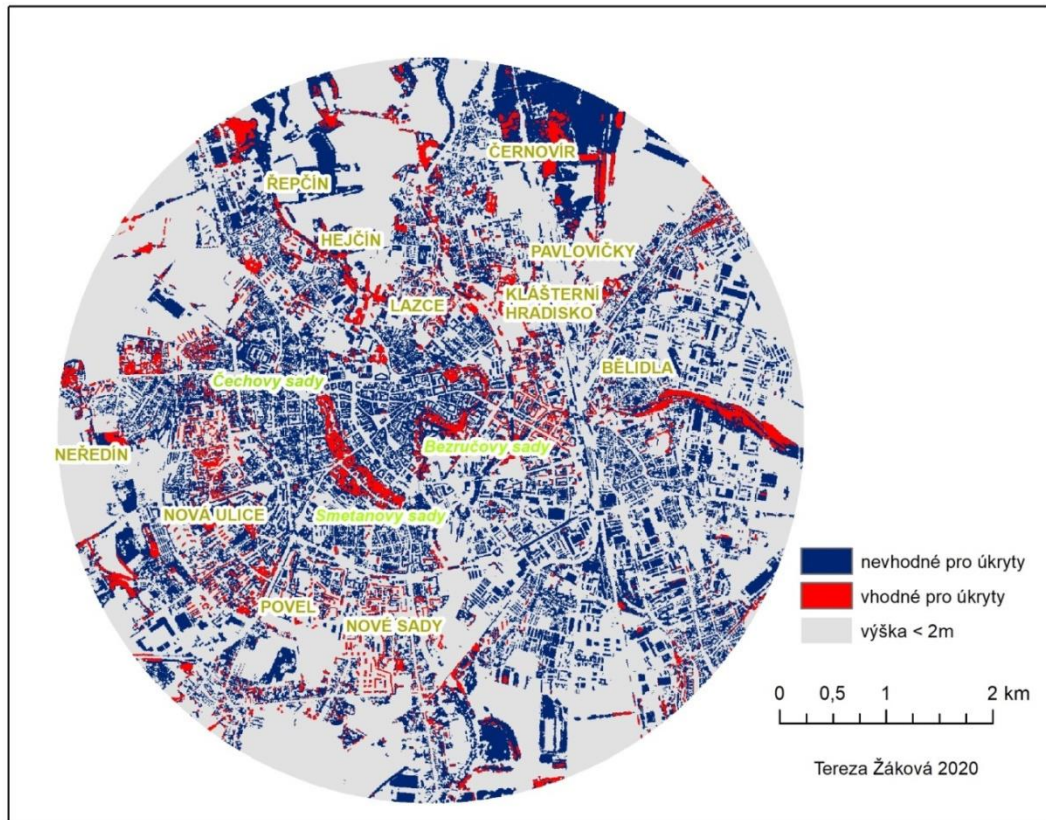
Pomůcky:

- mapy s potencionálním výskytem netopýrů
- batdetektor (výhoda)
- pomůcky na výrobu netopýří budky (desky, pilka na dřevo, kladívko, hřebíky)

Mezipředmětové vztahy:

- Zeměpis (geografie) – Žáci jsou schopni se orientovat v mapě
- Pracovní činnosti – společná výroba netopýří budky
- Fyzika – porozumění principu batdetektoru

1. Prvním úkolem studentů bude pomocí mapy zjistit, ve kterých částech Olomouce se netopýři mohou potencionálně vyskytovat a zda se mohou vyskytovat i někde v okolí jejich školy. Najdou si nejbližší místo s potencionálním výskytem, na které se pak ve speciální večerní hodině (třeba i s rodiči/prarodiči) vydají a ověří si, zda se tam opravdu nějací netopýři vyskytují.



2. Dalším úkolem žáků bude tedy zjistit, zda se v okolí jejich školy opravdu netopýři nachází.

Pokud by měl učitel k dispozici jednoduchý batdetektor, který si může buď zakoupit na stránkách <https://www.zelenadomacnost.com/> nebo půjčit od místního odborníka, může na něm studentům vysvětlit a ukázat princip echolokace.

3. Třetím úkolem bude pozorovat netopýry v přirozeném prostředí a najít základní rozdíly, kterými se liší od jiné skupiny živočichů (ptáků) a naopak co mají s nimi společného.

- Společné znaky s ptáky:

- Mají křídla - Aktivní let
- Adaptace na městské prostředí

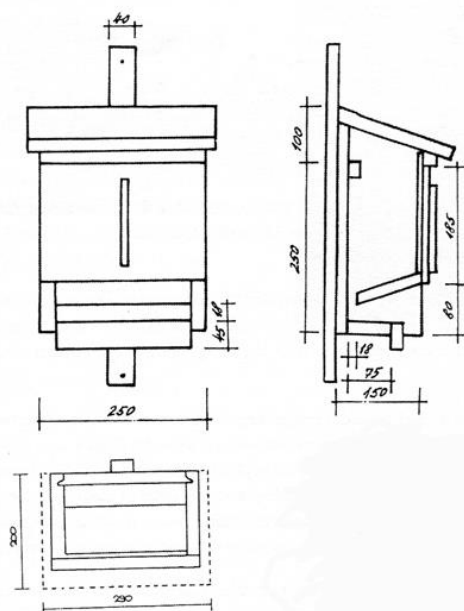
- Rozdíly:

- Netopýři aktivní v noci × ptáci spíše během dne
- Netopýři patří mezi savce – mají srst, rodí živá mláďata × ptáci mezi savce nepatří, mají peří, kladou vejce
- Netopýři mají zuby × ptáci mají zobák
- Netopýři se orientují sluchem – echolokací × ptáci zrakem

Učitel studenty seznámí s problematikou urbanizace (rozdávání se měst) a s tím spojenou změnou úkrytové strategie netopýrů. Vyjmenuje základní druhy netopýrů, které můžeme ve městech pozorovat (např. netopýr rezavý (*Nyctalus noctula*), netopýr nejmenší (*Pipistrellus pygmaeus*), netopýr hvízdavý (*Pipistrellus pipistrellus*), netopýr vodní (*Myotis daubentonii*) a zeptá se studentů, proč si myslí, že jsou pro nás netopýři důležití a je potřeba je chránit.

4. Dalším úkolem studentů bude popřemýšlet a např. ve dvou skupinách vymyslet co nejvíce důvodů proč chránit netopýry.

Učitel studentům ukáže výkres na výrobu netopýří budky.



5. V hodinách pracovní činnosti si studenti podle výkresu vyrobí netopýří budku
6. Na závěr ji společně půjdou vyvěsit na strom nebo budovu v okolí školy. Vhodné je vnitřek budky pomazat netopýřím trusem (guánem), aby se zvýšila pravděpodobnost osídlení budky netopýry.

Učitel může studenty motivovat, ať budku pravidelně sledují, zda se v ní usídlili netopýři a následně zaznamenávat výletovou aktivitu během celého roku.

Seznam obrázků

Obr. 1: Mapa zájmového území	19
Obr. 2: Netopýr rezavý (<i>Nyctalus noctula</i>)	21
Obr. 3: Mapa zájmového území se sledovanými úkryty netopýra rezavého.....	22
Obr. 4: GPS, dálkoměr a klinometr	23
Obr. 5: Postup získání vrstvy výšky	27
Obr. 6: Odvození proměnných zaplnění prostoru	28
Obr. 7: Metodický postup modelování prostorové distribuce druhů v MaxEnt.....	30
Obr. 8: RCO křivka – kombinace hodnot TP a FP při měnícím se prahu	31
Obr. 11: Výška výletového otvoru (n=50)	37
Obr. 12: Výška výletového otvoru u přirozených (n=29) a umělých úkrytů (n=21)	37
Obr. 14: Přehled orientace úkrytů vůči světovým stranám	38
Obr. 15: Počet umělých a přirozených úkrytů.....	38
Obr. 16: ROC křivka. Kombinace hodnot sensitivity a specificity.....	40
Obr. 17: Určení prahové hodnoty	41
Obr. 18: Významnost proměnných pro distribuci úkrytů na základě trénovací množiny...	43
Obr. 19: Významnost proměnných pro distribuci úkrytů na základě testovací množiny. ..	44
Obr. 20: Významnost proměnných pro distribuci úkrytů na základě AUC	45
Obr. 21: Reakční křivky proměnných.	46
Obr. 22: Výsledná mapa znázorňující potencionální distribuci netopýrů	47
Obr. 23: Výsledná mapa znázorňující potencionální distribuci netopýrů po použití prahové hodnoty s kumulativním prahem 26 %.....	48
Obr. 24: Výletová aktivita prvního netopýra bez vazby na proměnné.....	49
Obr. 25: Výletová aktivita v jednotlivých obdobích	50
Obr. 27: Výletová aktivita v období podzimních přeletů z umělých a přirozených úkrytů	51
Obr. 28: Výletová aktivita pouze z umělých úkrytů v jednotlivých obdobích.....	52

Seznam tabulek

Tab. 1. Přehled testovaných proměnných pro analýzu distribuce úkrytů.....	25
Tab. 2: Vybrané nekorelované vrstvy ($r < 0,7$)	39
Tab. 3: Ukázka výsledků nastavení parametrů z Enmevaluate	39
Tab. 4: Relativní důležitost jednotlivých proměnných.....	42
Tab. 5: Souhrnný přehled pozorování, pozitivních výletů a mediánů pozitivních výletů...	52
Tab. 6: Test proporce rizik při vlivu vždy jedné proměnné	53
Tab. 7: Výsledky dopředné regrese ($n= 255$, počet výletů = 115)	54

9 Přílohy

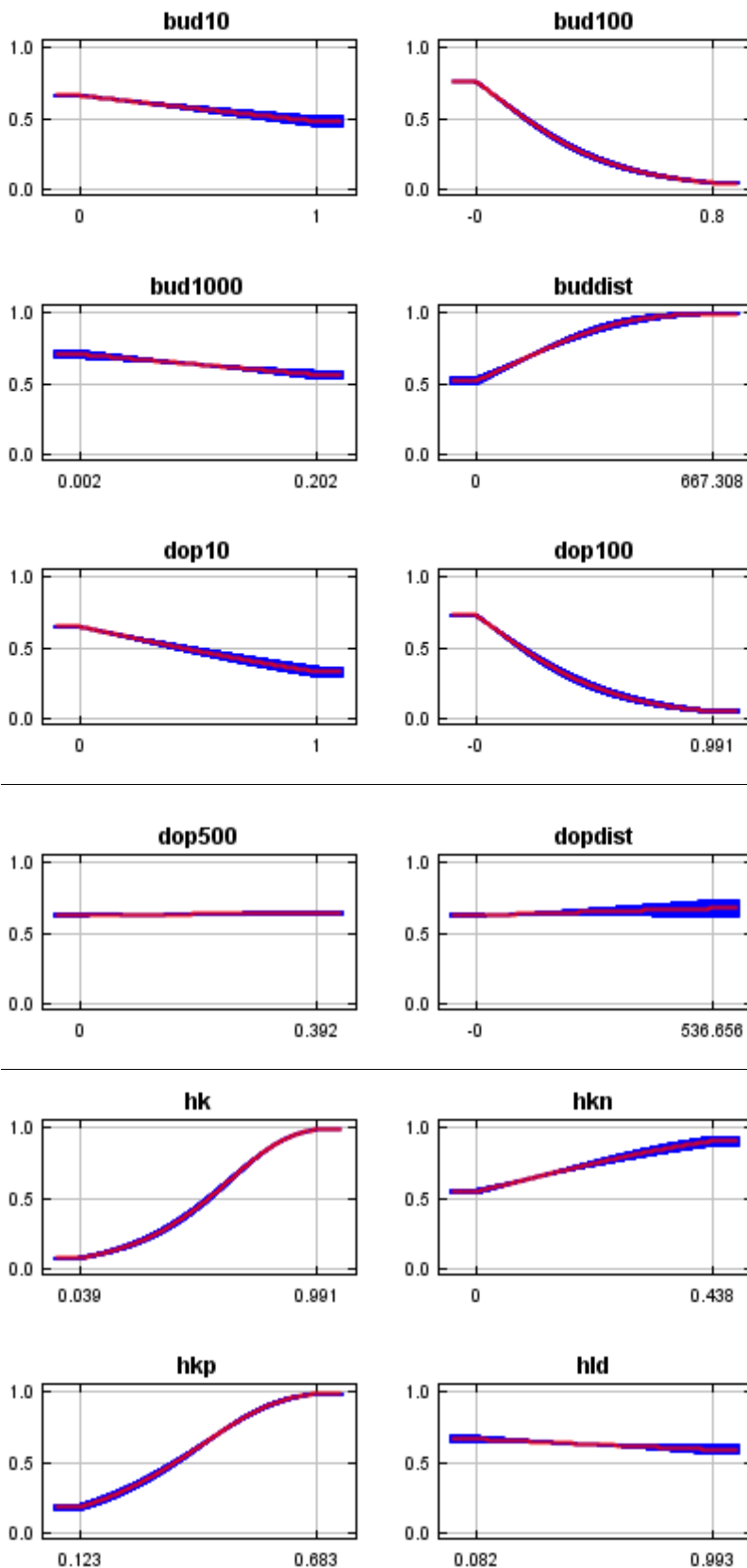
9.1 Přehled úkrytů a jejich využití v rámci modelování

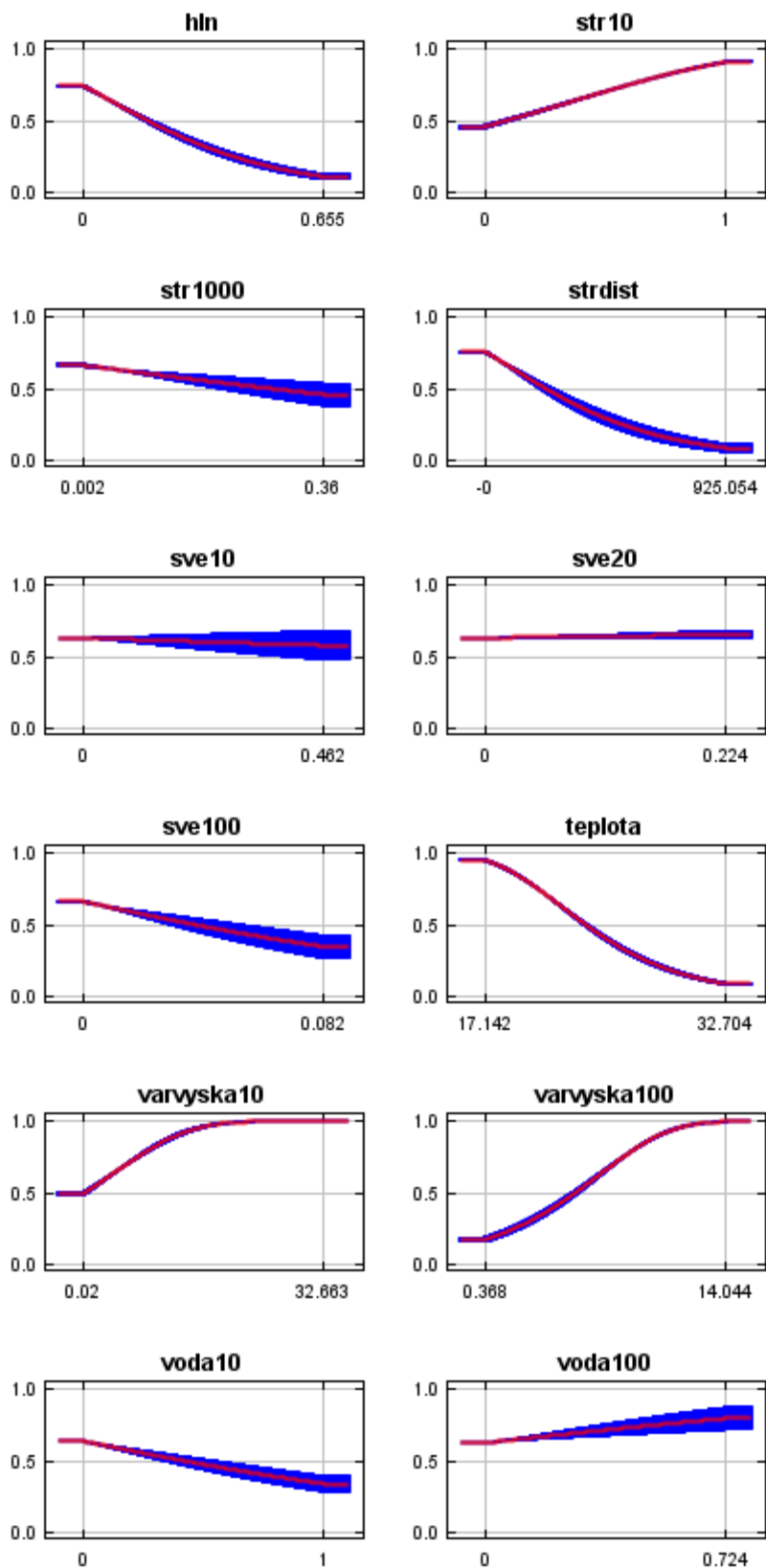
ID na mapě	Název úkrytu	souřadnice	pozorována výletová aktivita	použito pro výletovou aktivitu	použito pro MaxEnt
1	ZUŠ	49.5925219N, 17.2687039E	NE	NE	ANO
2	Jírovec poslední v aleji	49.5934797N, 17.2704664E	ANO	NE	ANO
3	Zažeh nudu	49.5936325N, 17.2726756E	ANO	NE	ANO
4	U Bystřičky 1	49.5944792N, 17.2714908E	ANO	ANO	ANO
5	Celní správa	49.5949719N, 17.2730653E	ANO	NE	ANO
6	Zeyerova 1	49.5947869N, 17.2734247E	ANO	ANO	ANO
7	Na Nábřeží	49.5964556N, 17.2679681E	ANO	ANO	ANO
8	Charkovská 1	49.5970800N, 17.2708056E	ANO	NE	ANO
9	Charkovská 2	49.5968483N, 17.2715672E	ANO	NE	ANO
10	U Bystřičky 2	49.5951222N, 17.2723078E	NE	NE	ANO
11	Hálkova	49.5900314N, 17.2743972E	ANO	ANO	ANO
12	Jungmannova	49.5905097N, 17.2750089E	ANO	NE	ANO
13	AB centrum	49.5892517N, 17.2683303E	ANO	ANO	ANO
14	Strom ČS	49.5943467N, 17.2448522E	ANO	NE	ANO
15	Na Střelnici	49.5983333N, 17.2520511E	ANO	ANO	ANO
16	Platan 2 Na Střelnici	49.5988653N, 17.2505894E	ANO	ANO	ANO
17	Platan 1 Na Střelnici	49.5988633N, 17.2501844E	ANO	ANO	ANO
18	Strom Řepčín	49.6055614N, 17.2318800E	ANO	ANO	ANO
19	Jasan řeka	49.5911042N, 17.2671203E	ANO	ANO	ANO
20	Jasan BS 4	49.5945269N, 17.2615250E	ANO	ANO	ANO
21	Jasan BS 5 schody	49.5940144N, 17.2604347E	ANO	ANO	ANO
22	Flóra most	49.5897342N, 17.2467931E	ANO	ANO	ANO
23	Jírovec kino	49.5985272N, 17.2605192E	ANO	ANO	ANO
24	Jírovec SS 3	49.5889744N, 17.2502275E	NE	NE	ANO
25	Jírovec SS 4 Rudolfova alej	49.5886056N, 17.2492675E	NE	NE	ANO
26	Totem SS	49.5862514N, 17.2512361E	NE	NE	VYŘAZEN
27	Olše SS jezírko	49.5863792N, 17.2534878E	NE	NE	ANO
28	Vrba BS	49.5905825N, 17.2572564E	NE	NE	ANO
29	Jasan BS 7 s budkou	49.5920997N, 17.2561728E	ANO	NE	ANO
30	Jírovec Baumax	49.5838242N, 17.2716919E	ANO	NE	ANO
31	SŠ polytechnická	49.5808300N, 17.2590589E	NE	NE	ANO
32	Topol 17. listopadu	49.5940336N, 17.2639633E	NE	NE	ANO
33	Gymnázium Slovan	49.5950594N, 17.2629978E	NE	NE	ANO
34	Jasan BS 1	49°35'42.1"N 17°15'42.4"E	NE	NE	ANO
35	Jasan BS 2	49.5951767N, 17.2617733E	NE	NE	ANO
36	Jasan BS 3	49.5950942N, 17.2617317E	NE	NE	ANO
37	Lípa BS 1 vedle jasanu	49.5943914N, 17.2614769E	ANO	ANO	ANO
38	Lípa BS 2	49.5939314N, 17.2600889E	NE	NE	ANO
39	Jasan BS 6 hradby	49.5944778N, 17.2590467E	NE	NE	ANO

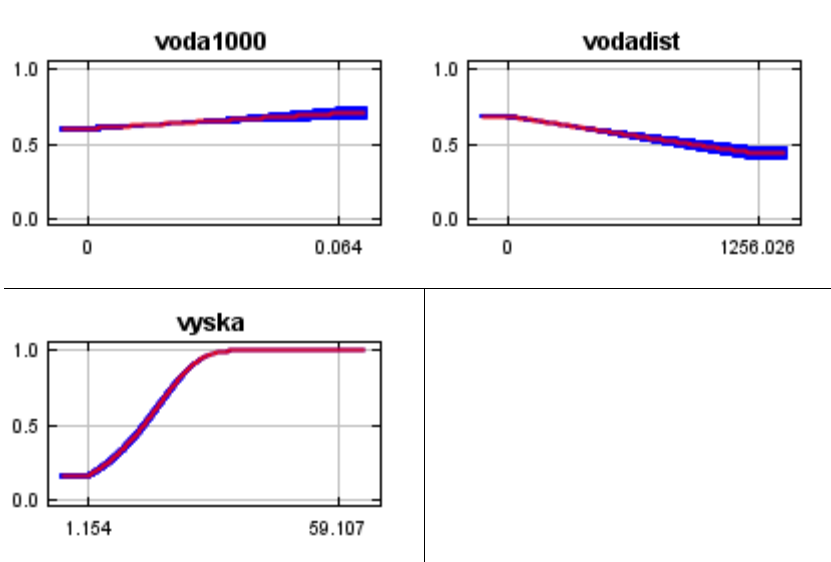
ID na mapě	Název úkrytu	souřadnice	pozorována výletová aktivita	použito pro výletovou aktivitu	použito pro MaxEnt
40	Lípa BS 3	49.5942847N, 17.2577833E	NE	NE	ANO
41	Jasan BS 8 u MŠ	49.5903425N, 17.2568233E	NE	NE	ANO
42	Jírovec SS 1	49.5873178N, 17.2549967E	NE	NE	ANO
43	Lípa SS 1 rozvětvená	49.5874694N, 17.2540714E	NE	NE	ANO
44	Jírovec SS 2 s budkou 1	49.5876258N, 17.2528014E	NE	NE	ANO
45	Jasan SS 1	49.5879444N, 17.2519431E	NE	NE	ANO
46	Jírovec SS 3 u altanku	49.5877581N, 17.2510886E	NE	NE	ANO
47	Jasan SS 2	49.5884400N, 17.2513997E	NE	NE	ANO
48	Jasan SS 3 velký	49.5887228N, 17.2506836E	NE	NE	ANO
49	Lípa SS 2	49.5889764N, 17.2503578E	NE	NE	ANO
50	Jasan SS 4 na druhé straně	49.5881836N, 17.2487406E	NE	NE	ANO
51	Jasan SS 5	49.5877558N, 17.2488317E	NE	NE	ANO
52	Lípa SS 3 u pavilonu	49.5878672N, 17.2467019E	NE	NE	ANO
53	Lípa SS 4 pokácená	49.5880506N, 17.2463439E	NE	NE	ANO
54	Jírovec ČS 1 u ušatého domu	49.5953061N, 17.2430447E	NE	NE	ANO
55	Jírovec ČS 2	49.5950003N, 17.2427364E	NE	NE	ANO
56	Barák Tř. Milady Horákové	49.5957514N, 17.2720664E	NE	NE	ANO
57	Barák Křížíkova	49.5935189N, 17.2713689E	NE	NE	ANO
58	Strom SS u vily	49.5886150N, 17.2516856E	NE	NE	ANO
59	S-club	49.5938361N, 17.2626450E	NE	NE	ANO
60	Barák Kaštanová	49.5984153N, 17.2718622E	NE	NE	ANO
61	Barák Neumannova	49.5940619N, 17.2743300E	NE	NE	ANO
62	Šmeralova 1	49.5946808N, 17.2673347E	NE	NE	ANO
63	Šmeralova 2	49.5946564N, 17.2670022E	ANO	NE	ANO
64	Charkovského 3 za rohem	49.5966869N, 17.2716639E	ANO	NE	ANO
65	Charkovského 4	49.5964333N, 17.2723667E	ANO	NE	ANO
66	Zeyerova 2 naproti	49.5947156N, 17.2738364E	ANO	NE	ANO
67	Strom ZŠ Zeyerova	49.5924833N, 17.2721950E	ANO	NE	ANO
68	Túje hřítov Neředín	49.5967572N, 17.2209136E	NE	NE	ANO
69	Lazce -Urxova 15	49.6045711N, 17.2535403E	NE	NE	ANO
70	Lazce -Urxova 5-11	49.6047692N, 17.2543233E	NE	NE	ANO
71	Černá cesta 4	49.6010042N, 17.2694833E	NE	NE	ANO
72	Fisherova 17 mezi 6. a 7. patrem	49.5725253N, 17.2539586E	NE	NE	ANO
73	Hejčín Mrštíkovo náměstí 18	49.6066536N, 17.2425753E	NE	NE	ANO
74	ZŠ Mozartova	49.5892550N, 17.2393889E	NE	NE	ANO
75	Andrův fotbalový stadion	49.5995042N, 17.2476714E	NE	NE	ANO
76	Řepčín Břetislavova 168/21	49.6092903N, 17.2356875E	NE	NE	ANO
77	MŠ Zeyerova	49.5926125N, 17.2727661E	NE	NE	ANO
78	strom Chválkovice	49.6131192N, 17.2907853E	NE	NE	ANO

ID na mapě	Název úkrytu	souřadnice	pozorována výletová aktivita	použito pro výletovou aktivitu	použito pro MaxEnt
79	strom Na Letné	49.6015483N, 17.2648617E	NE	NE	ANO
80	lípa 17. listopadu	49.5938494N, 17.2637619E	NE	NE	ANO
81	strom - Tř. Míru	49.5962433N, 17.2219517E	NE	NE	ANO
82	strom Neředínská	49.5914867N, 17.2211336E	NE	NE	ANO
83	Jírovec - Nové sady hřiště	49.5728719N, 17.2564261E	NE	NE	ANO
84	strom Morava soutok	49.5926653N, 17.2671900E	NE	NE	ANO
85	Masarykova třída 23	49.5944722N, 17.2717067E	NE	NE	ANO
86	strom Pionýrská 26	49.5769378N, 17.2358725E	NE	NE	ANO
87	strom Nová ulice hřbitov	49.5824700N, 17.2218042E	NE	NE	ANO
88	C4 - Strom neznámý ČS!	49.5906825N, 17.2457403E	NE	NE	ANO
89	B4 - Strom neznámý BS1	49.5939722N, 17.2582822E	NE	NE	ANO
90	B3 - Strom neznámý BS2	49.5940553N, 17.2586900E	NE	NE	ANO
91	B2 - Strom neznámý BS3	49.5937772N, 17.2609189E	NE	NE	ANO
92	A1 - Dub neznámý SS1	49.5864922N, 17.2542483E	NE	NE	ANO
93	A7 - Jasan neznámý SS2	49.5892569N, 17.2496886E	NE	NE	ANO
94	A3 - Dub neznámý SS3	49.5890967N, 17.2484333E	NE	NE	ANO
95	A4 - Jasan neznámý SS4	49.5882800N, 17.2471244E	NE	NE	ANO
96	2 - Jasan 1 neznámý hřbitov Černovír	49.6135103N, 17.2621017E	NE	NE	ANO
97	1 - Jasan 2 neznámý hřbitov Černovír	49.6135208N, 17.2622225E	NE	NE	ANO
98	4 - Javor klen 1 neznámý hřbitov Černovír	49.6135067N, 17.2625658E	NE	NE	ANO
99	3 - Jasan 3 neznámý hřbitov Černovír	49.6135033N, 17.2628044E	NE	NE	ANO
100	5 - Lípa neznámá hřbitov Černovír	49.6128664N, 17.2623994E	NE	NE	ANO
101	9 - Lípa neznámá hřbitov Černovír	49.6129081N, 17.2630833E	NE	NE	ANO
102	271 - Jírovec neznámý letní kino	49.5982786N, 17.2603422E	NE	NE	ANO
103	270 - Jírovec neznámý letní kino	49.5980956N, 17.2602725E	NE	NE	ANO
104	274 - Jírovec neznámý letní kino	49.5984275N, 17.2604172E	NE	NE	ANO
105	Lípa topolany	49.5860933N, 17.1779717E	NE	NE	VYŘAZEN
106	Jasan Fakultní nemocnice	49.5863736N, 17.2379350E	NE	NE	ANO
107	Lípa pokácená Na Letné	49.6039078N, 17.2616431E	NE	NE	ANO
108	Vrba Holice u cukrovaru	49.5739639N, 17.2931522E	NE	NE	ANO
109	Jírovec BS 1 torzo	49.5942017N, 17.2572550E	ANO	NE	ANO
110	Lípa pokácená Fakultní nemocnice	49.5850861N, 17.2363339E	NE	NE	ANO

9.2 Výstupy z MaxEntu - reakční křivky







9.3 Mapové přílohy

- Pozorované úkryty netopýra rezavého (*Nyctalus noctula*) v zájmovém území města Olomouce
- Potenciální distribuce netopýrů (cloglog)
- Potenciální distribuce netopýrů při použití prahové hodnoty s kumulativním prahem 26%

9.4 Obsah DVD

- Vlastní práce
- Tabulka s kompletními záznamy pozorování výletové aktivity
- Fotodokumentace úkrytů
- Vstupní vrstvy pro analýzu MaxEntu
- Program na zpracování hustoty prostorového zaplnění (hk)
- Pracovní postupy pro MaxEnt a analýzu přežívání
- Skripty v R v pro analýzu přežívání
- Výsledky MaxEntu
- Doprovodné nástroje