

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA
V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA APLIKOVANÉ GEOINFORMATIKY A
ÚZEMNÍHO PLÁNOVÁNÍ



**Vliv terénu a struktury vegetace v okolí vodních
ploch na jejich obsazenost skokanem štíhlým**

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Vedoucí práce: Ing. Vítězslav Moudrý, Ph.D.

Vypracovala: Kateřina Kelbichová

2019

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Kateřina Kelbichová

Aplikovaná ekologie

Název práce

Vliv terénu a struktury vegetace v okolí vodních ploch na jejich obsazenost skokanem štíhlým

Název anglicky

Effect of terrain and vegetation structure in the vicinity of water bodies on their occupancy by Agile Frog

Cíle práce

Cílem bakalářské práce je posoudit vliv struktury vegetace a terénu na výsypkách po těžbě hnědého uhlí na obsazenost vodních ploch skokanem štíhlým. Formulace dílčích cílů je úkolem autorky.

Metodika

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

Úkolem autorky bude klasifikovat bodové mračno, vypočítat základní charakteristiky vegetace a terénu a s využitím techniky modelování druhové distribuce prozkoumat vztahy mezi vertikální a horizontální strukturou prostředí v okolí vodních ploch a obsazeností vodních ploch skokanem štíhlým.

Doporučený rozsah práce

30 stran

Klíčová slova

Formulace klíčových slov je úkolem autora.

Doporučené zdroje informací

- Davies, A. B., & Asner, G. P. (2014). Advances in animal ecology from 3D-LiDAR ecosystem mapping. *Trends in ecology & evolution*, 29(12), 681-691.
- Doležalová, J., Vojar, J., Smolová, D., Solský, M., & Kopecký, O. (2012). Technical reclamation and spontaneous succession produce different water habitats: a case study from Czech post-mining sites. *Ecological engineering*, 43, 5-12.
- Harabiš, F., Tichanek, F., & Tropek, R. (2013). Dragonflies of freshwater pools in lignite spoil heaps: Restoration management, habitat structure and conservation value. *Ecological Engineering*, 55, 51-61.
- Kolář, V., Tichanek, F., & Tropek, R. (2017). Effect of different restoration approaches on two species of newts (Amphibia: Caudata) in Central European lignite spoil heaps. *Ecological engineering*, 99, 310-315.
- Vojar, J., Doležalová, J., Solský, M., Smolová, D., Kopecký, O., Kadlec, T., & Knapp, M. (2016). Spontaneous succession on spoil banks supports amphibian diversity and abundance. *Ecological engineering*, 90, 278-284.
- Wehr, A., & Lohr, U. (1999). Airborne laser scanning—an introduction and overview. *ISPRS Journal of photogrammetry and remote sensing*, 54(2-3), 68-82.
-

Předběžný termín obhajoby

2018/19 LS – FŽP

Vedoucí práce

Ing. Vítězslav Moudrý, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra aplikované geoinformatiky a územního plánování

Konzultant

Lukáš Gábor

Elektronicky schváleno dne 11. 3. 2019

doc. Ing. Petra Šimová, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 11. 3. 2019

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 06. 04. 2019

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci vypracovala samostatně, pod vedením Ing. Vítězslava Moudrého, Ph.D., a že jsem uvedla veškeré literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpala.

V Praze dne 24. 4. 2019

.....

Poděkování

Tímto bych chtěla poděkovat vedoucímu práce Ing. Vítězslavu Moudrému, Ph.D. za odborné vedení, cenné rady a čas věnovaný konzultacím. Děkuji také své rodině za podporu a důvěru nejen při studiu.

Abstrakt

V důsledku sílících environmentálních změn dochází k ohrožení biologické diverzity a její ochrana tak neustále nabývá na důležitosti. Jedinečným prostředím zasluhujícím pozornost ochrany přírody, které je domovem mnoha vzácných druhů, je oblast výsypek po těžbě hnědého uhlí. Cílem této práce bylo posoudit vliv terénu a struktury vegetace v okolí vodních ploch na jejich obsazenost skokanem štíhlým (*Rana dalmatina*) v rámci dvou mosteckých výsypek. Pro získání potřebných údajů o terénu a struktuře vegetace výsypek byla použita data z leteckého laserového skenování. V porovnání s náročným sběrem dat přímo v terénu se metoda leteckého laserového skenování jeví jako optimální způsob pro studium těžbou zasažených oblastí. Pro hledání významných proměnných ve třech obalových zónách o velikostech 25, 50 a 100 m kolem vodních ploch byla použita technika modelování druhové distribuce (SDM). Konkrétními metodami byly zobecněné lineární modely (GLM), modely mnohorozměrné regrese (MARS) a podpůrné vektory (SVM). Nejlepšího ohodnocení dle hodnot AUC (*area under the curve*) dosáhly modely pro obalovou zónu 25 m, pro které vyšly hodnoty AUC 0,8 a vyšší. Jako nejvýznamnější se ukázaly 3 proměnné. Směrodatná odchylka svažitosti terénu s pozitivní odezvou druhu na její rostoucí hodnoty, a dále směrodatná odchylka profilového zakřivení povrchu a hustota vegetace vyšší než 3 m s negativní odezvou druhu na zvyšující se hodnoty těchto proměnných. Výsledky této práce ukazují vliv terénu a struktury vegetace na výskyt skokana štíhlého ve vodních biotopech na výsypkách během jeho rozmnožovací sezóny a zároveň prokazují využitelnost dat leteckého laserového skenování pro studium vztahů mezi obojživelníky a jejich prostředím.

Klíčová slova: LiDAR, skokan štíhlý, výsypky, struktura vegetace, terén

Abstract

Continuing environmental changes threaten biological diversity and its conservation is increasingly needed. The area of spoil banks represents a unique environment with a great potential for species conservation. Demand for nature conservation is caused by the living of rare species. Our aim was to evaluate an effect of terrain and vegetation structure in the vicinity of water bodies on their occupancy by Agile Frog (*Rana dalmatina*) in the two Czech North-West spoil banks. Data about terrain and vegetation structure were obtained by using of the airborne laser scanning. The airborne laser scanning method seems as an optimal way for the study of the brown coal mining area compared with data collection using the field methods. Species distribution modelling (SDM) was used for finding of important variables in the three buffers 25, 50 and 100 m around the ponds. Methods of generalized linear model (GLM), multivariate adaptive regression splines (MARS) and support vector machine (SVM) were used. The best assessment using AUC values was reached for the model of the buffer 25 m (AUC values ≥ 0.8). The most important variables were standard deviation of the slope with the Agile Frog positive response, standard deviation of the profile curvature and vegetation density above 3 m with Agile Frog negative response. Results represent an effect of the terrain and vegetation structure on the Agile Frog occurrence in the ponds during its breeding season. They further represent the airborne laser scanning data as useful tool for the study of relationship amphibians to their environment.

Key words: LiDAR, Agile Frog, spoil banks, vegetation structure, terrain

Obsah

1. Úvod a cíle práce.....	1
2. Literární rešerše.....	2
2.1 Obojživelníci.....	2
2.2 Ekologický potenciál hnědouhelných výsypek.....	3
2.3 Obojživelníci na výsypkách.....	5
2.4 Skokan štíhlý (<i>Rana dalmatina</i>)	5
2.5 Letecké laserové skenování	6
2.6 Letecké laserové skenování v ekologii živočichů.....	8
3. Metodika	9
3.1 Popis zájmového území	9
3.1.1 Hornojřetínská výsypka	9
3.1.2 Růžodolská výsypka.....	10
3.2 Vstupní data	10
3.2.1 Terénní data.....	10
3.2.2 Data z leteckého laserového skenování.....	11
3.3 Tvorba DTM a DSM.....	12
3.4 Zjišťované proměnné	13
3.4.1 Proměnné struktury vegetace	13
3.4.2 Topografické proměnné	13
3.5 Multikolinearita proměnných.....	15
3.6 Vytvoření modelu	15
4. Výsledky	17
4.1 Hodnocení modelů a významnost prediktorů	17
4.2 Finální model	18
4.2.1 Křivka odezvy	19
5. Diskuze.....	20
6. Závěr	22
7. Použitá literatura	24
8. Přílohy.....	29

1. Úvod a cíle práce

Člověk svými aktivitami nepochybně významně ovlivňuje životní prostředí, a to i v globálním měřítku. Stále naléhavěji je diskutována závažnost environmentálních změn způsobených člověkem, jejichž následkem je i celosvětové ohrožení druhové diverzity. Za jednu z nejvíce ohrožených skupin živočichů jsou dnes považováni obojživelníci. V důsledku znečištění prostředí, ztrát biotopů či výrazné přeměně krajiny dochází k jejich celosvětovému úbytku (Krása, 2009). Aby bylo možné druhy účinně chránit, je nezbytné porozumět jejich životním nárokům a znát i prostředí, ve kterém se vyskytují. Takové vztahy mezi druhy a jejich prostředím se nyní nabízí sledovat v území zasaženém těžbou nerostných surovin, zvláště pak hnědé uhlí. Povrchovou těžbou hnědé uhlí je v České republice nejvíce poznamenán severozápad území. Na rozsáhlých plochách zde byly zničeny přírodní i kulturní hodnoty. Avšak tím, jak těžba územím postupuje, vzniká krajina nová. Pozornost je zde často věnována výsypkám, útvarům vznikajících během těžby, které jak se ukazuje, jsou po ekologické stránce velice zajímavým prvkem (Řehounek a kol., 2015). Nabízí se na nich sledovat vývoj prostředí od raných sukcesních stádií. Na výsypkách nachází útočiště množství ohrožených a vzácných druhů rostlin i živočichů. Mezi nimi, jako jeden ze zástupců z řad obojživelníků, skokan štíhlý (*Rana dalmatina*).

Pro objektivní popis struktury biotopů jsou klíčová kvalitní data. A protože terénní sběr dat bývá časově náročný, prostorově omezený a v některých oblastech nemožný, jsou vhodnou alternativou či doplňkem metody dálkového průzkumu Země (DPZ). Těmito metodami lze zmonitorovat rozsáhlá území za kratší dobu, včetně takových, která by byla pozemní metodou obtížně dostupná. Za účelem monitorování struktury biotopů je často využíváným způsobem DPZ letecké laserové skenování, označované také jako LiDAR (Vierling a kol., 2008). Poskytuje data v podobě bodového mračka, ze kterého lze získat informace nejen o horizontální, ale i vertikální struktuře vegetace. Dále také umožňuje zjistit charakter terénu, a to i pod zapojeným porostem.

Pro studium vztahů mezi výskytem druhu a environmentálními proměnnými, které charakterizují strukturu jeho biotopu, se v současnosti používají různé metody, které jsou souhrnně označovány termínem modelování druhové distribuce (*species distribution modelling*, SDM; Elith a Leathwick, 2009). Cílem této práce je posoudit vliv struktury vegetace a terénu v okolí vodních ploch na obsazenost skokanem štíhlým v období rozmnožování, a to na posttěžebních lokalitách. Konkrétními lokalitami jsou Hornojřetínská a Růžodolská výsypka.

Dílčími cíli práce jsou: (a) Zpracování dat leteckého laserového skenování, (b) vytvoření digitálního modelu terénu a digitálního modelu povrchu z dat leteckého laserového skenování, (c) na základě zpracovaných dat vypočítat vybrané charakteristiky struktury vegetace a terénu a (d) pomocí metod SDM posoudit vztahy mezi druhem a vybranými charakteristikami struktury vegetace a terénu a vyhodnotit nejvýznamnější z nich.

2. Literární rešerše

2.1 Obojživelníci

Obojživelníci (*Amphibia*) jsou živočichové vyžadující pro svůj život specifické prostředí. Rozmnožováním a larválním vývojem jsou vázáni na sladkovodní biotopy. Jako dospělci se mimo období rozmnožování zdržují v terestrickém prostředí. Jsou to poikilotermní živočichové, což znamená, že teplota jejich těla není stálá, ale je závislá na teplotě okolí.

Řazení jsou do třech řádů. Ocasatí (*Caudata*), žáby (*Anura*) a červoři (*Gymnophiona*). Na území Evropy a současně i České republiky žijí zástupci obojživelníků z prvních dvou řádů (Zwach, 2013). Tedy druhy patřící do řádu ocasatých a žab. Na našem území bylo do současnosti popsáno 21 druhů obojživelníků. Z tohoto počtu 8 druhů náleží k řádu ocasatí a 13 druhů do řádu žáby.

Obojživelníci patří k nejlepším tzv. bioindikátorům. Prostředí, ve kterém se obojživelníci dlouhodobě vyskytují, lze považovat za významné. A naopak, pokud někde dochází k jejich úbytku, může to být znamením, že se s daným prostředím něco děje (Vojar a kol., 2012).

Dnes jsou obojživelníci považováni za jednu z nejohroženějších skupin živočichů. Dochází k jejich úbytku, a to v celosvětovém měřítku (Krása, 2009). Na obojživelníky má vliv více negativních faktorů, které se umocňují, pokud se vzájemně kombinují (Zavadil a kol., 2011). Nejčastěji jsou zmiňovány ztráta a znehodnocování biotopů nezbytných pro život obojživelníků, chemizace a eutrofizace krajiny (Zavadil a kol., 2011), závažné onemocnění chytridiomykóza (způsobuje patogenní houba *Batrachochytrium dendrobatidis*), v několika případech zaznamenaná i na území České republiky (Civiš P. a kol., 2012). Dále má nepříznivý efekt na obojživelníky rozdělování jejich prostředí, neboť během určitého období života i roku migrují mezi vodními a suchozemskými biotopy (Becker, 2007). K migraci potřebují dobře průchodnou krajinu, a právě silniční komunikace, zástavba, rozsáhlé polní nebo lesní celky představují pro obojživelníky těžko překonatelnou bariéru (Vojar a kol., 2012). Tyto a další vlivy se podílejí na ohroženosti

obojživelníků. Avšak mnohdy bývá příčina jejich úbytku nejasná (Stuart a kol., 2005).

V České republice je ze zákona č.114/1992 Sb. O ochraně přírody a krajiny, 19 druhů obojživelníků chráněno jako zvláště chráněný živočich. Jejich ochrana působí již na úrovni jedinců a zahrnuje všechna vývojová stádia. Tyto druhy jsou uvedeny v Seznamu zvláště chráněných rostlin a živočichů (vyhláška č. 395/1992 Sb.), kde jsou podle stupně ohrožení rozděleny do kategorií kriticky ohrožené, silně ohrožené a ohrožené.

2.2 Ekologický potenciál hnědouhelných výsypek

Těžbou hnědého uhlí je v České republice nejvýznamněji zasažena krajina Mostecká a Sokolovska na severozápadě našeho území. Výrazněji zde povrchová těžba probíhá od poloviny minulého století (Kabrna, 2011). Největší a těžebně nejvýznamnější je Severočeská hnědouhelná pánev ležící při úpatí Krušných hor a táhnoucí se od města Ústí nad Labem ke Kadani (Vráblíková a kol., 2008).

Povrchová těžba má za následek výraznou přeměnu místní krajiny. Vznikly rozsáhlé lomy, původní prostředí bylo zdevastováno (Vráblíková a kol., 2008). A ačkoli se to může zdát jako paradox, tak právě tyto, těžbou silně poničená území, mohou dát příležitost ke vzniku po ekologické stránce významným a zajímavým lokalitám (Řehounek a kol., 2015).

Během těžby hnědého uhlí jsou vytvářeny výsypky. Útvary o rozloze až stovek hektarů, které vznikají nasypáváním nadložního materiálu (Vojar a kol., 2012). Jak Vojar a kol.(2012) uvádějí, celková plocha výsypek (dohromady pro hnědouhelné výsypky a černouhelné haldy) není zanedbatelná a přibližně odpovídá rozloze všech národních rezervací na území České republiky. Podle umístění se výsypky rozlišují na vnitřní, zakládáné v těžebních prostorách a na vnější, které jsou zakládány mimo lomy (Prach, 2014). Na budoucí ekologickou hodnotu výsypky má výrazný vliv způsob provedení jejich rekultivace. Bývají využívány tři způsoby obnovy: technická rekultivace, spontánní sukcese a usměrňovaná sukcese (Prach, 2003).

Při obnově spontánní sukcesí se prostředí vyvíjí přirozenými pochody. Postupně dochází ke změnám půdních podmínek a ve složení rostlinných i živočišných společenstev (Kabrna, 2011). Terén je ponechán beze změny. Tím zůstává zachovaná heterogenita povrchu, která byla vytvořena nasypáváním materiálu. Díky tomu vzniká pestré prostředí charakteru lesostepi s množstvím vodních ploch, které se vytvářejí v terénních depresích Obr. 1 (Doležalová a kol., 2012). A protože jsou tato stanoviště živinově chudá, poskytují vhodné podmínky

pro organizmy na ně vázané. Tyto druhy v současné krajině z důvodu nadměrné eutrofizace ubývají (Řehounek a kol., 2015).

Průběh sukcese však závisí na různých faktorech. Důležitou roli mají například klimatické podmínky, kvalita substrátu, rozloha daného území, nebo také charakter okolí, které je zdrojem šíření potencionálních organizmů (Hendrychová, 2008). Spontánní sukcese je v podmínkách střední Evropy vhodným způsobem obnovy disturbovaných lokalit (Prach a kol., 2014). V případě usměrňované sukcese se do přirozených pochodů zasahuje například odstraňováním nežádoucích druhů, nebo naopak podporou žádoucích druhů (Hendrychová, 2008).

Výsledný charakter technicky rekultivované výsypky je odlišný. Terén je zarovnávan a odvodněn, naváží se ornice, vysazovány jsou konkrétní druhy dřevin. Nejčastěji vznikají lesy s neprodukční funkcí (Hendrychová, 2008). Vodní plochy, které jsou vytvářeny na technicky rekultivovaných výsypkách, mají ve srovnání s těmi sukcesními větší rozlohu a hloubku Obr. 2. Jejich průměrný počet na hektar je nižší (Doležalová a kol., 2012). Důsledkem těchto odlišných způsobů obnovy vznikají rozdíly ve druhové diverzitě i početnosti jedinců (Hendrychová a kol., 2008), (Harabiš a kol., 2013), (Vojar a kol., 2016a).

Mnohé studie dokazují vyšší druhovou diverzitu a celkovou ekologickou hodnotu (zvláště kvůli roli refugií) na lokalitách obnovených sukcesními procesy (Kabrna, 2011). V praxi momentálně převládají technické rekultivace. Z ekologického pohledu by bylo vhodné tyto způsoby kombinovat (Harabiš a kol., 2013). Gemlica a kol. (2011) doporučují při obnovách podíl sukcesních ploch alespoň 25 %.



Obr. 1 Pestrá mozaika biotopů sukcesních ploch Hornojřetínské výsypky (převzato z Vojar a kol., 2012)



Obr. 2 Větší vodní plocha vytvořena technickou rekultivací. Slatinická výsypka (převzato z Vojar a kol., 2012)

2.3 Obojživelníci na výsypkách

Obojživelníci preferují pestré a mozaikovitě prostředí s dostatkem vodních ploch, které je pro ně snadno dostupné a bez většího vlivu chemizace. Právě takové podmínky jim nabízejí hnědouhelné výsypky (Zavadil a kol. 2011). Vojar a kol. (2016a) zaznamenali v rámci 13 zkoumaných mosteckých výsypek 9 druhů obojživelníků. Z tohoto počtu náleželo 7 druhů do řádu žáby a zbylé 2 druhy do řádu čolci. V okolí výsypek je znám výskyt 12 druhů obojživelníků (Vojar a kol. 2016b). Ve starším výzkumu došel Galán (1996) k podobnému výsledku, kdy na zkoumaných výsypkách v severozápadním Španělsku zaznamenal výskyt 9 ze 13 místních druhů obojživelníků.

Druhové složení obojživelníků nalezených na Mostecku se lišilo mezi sukcesními a technicky rekultivovanými částmi výsypky. Na technicky rekultivovaných plochách bylo zaznamenáno 8 druhů obojživelníků a na sukcesních stanovištích 7. Avšak průměrný počet druhů na jednu vodní plochu byl vyšší v případě sukcesních ploch (Vojar a kol., 2016a). Jako významné environmentální proměnné ovlivňující výskyt obojživelníků v jezírkách se ukázaly: pokryv litorální vegetací, sklon břehů, konduktivita vody (závisející na množství rozpuštěných látek), a již zmíněný provedený způsob rekultivace. Vliv provedeného způsobu rekultivace byl významný zvláště pro skokana štíhlého (Vojar a kol., 2016a).

2.4 Skokan štíhlý (*Rana dalmatina*)

Skokan štíhlý patří k nejběžnějším druhům mosteckých výsypek, na kterých častěji obývá stanoviště, která byla ponechaná přirozenému vývoji (Vojar a kol., 2016b). Na nich nachází vhodné podmínky k životu, pro který preferuje prostředí charakteru stepi či lesostepi. Vyskytuje se od nížin po podhůří. Pravděpodobně následkem klimatických změn se jeho areál výskytu rozšiřuje (Zwach, 2013). Zimuje ve vodě i na souši. Po zimním spánku se probouzí již v únoru. Je naším nejdříve se rozmnožujícím druhem obojživelníka. Rozmnožuje se v malých tůních a rybnících, lomech i v periodických kalužích. Samičky své snůšky kladou jednotlivě a umísťují je na dno nebo vodní vegetaci. Vývoj pulců trvá 2,5 – 3 měsíce. Dospělci po páření vodu opouštějí a zbytek roku tráví na souši. Obvykle ve světlých listnatých lesích. Skokan štíhlý se zvládá pohybovat na značné vzdálenosti. Během roku je schopný urazit i přes 20 km. Během letního období je aktivní převážně v nočních hodinách a za deště. Jeho potravu tvoří drobní bezobratlí. Je druhem značně citlivým ke znečištění prostředí (Zwach, 2013).

2.5 Letecké laserové skenování

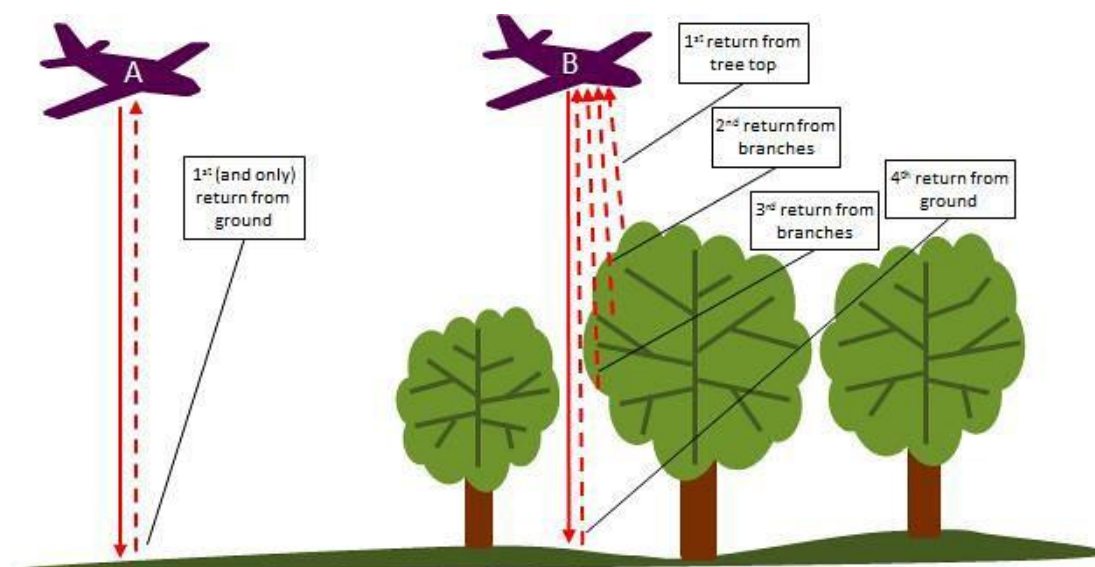
Letecké laserové skenování, označované též jako LiDAR, je metodou dálkového průzkumu Země (DPZ), která pro měření vzdálenosti využívá laserového záření (Melin a kol., 2017). Pojem LiDAR je akronymem z anglických slov *light detection and ranging* (Dolanský, 2004). Toto označení bylo poprvé použito v roce 1960. Pro lesnictví byl poprvé aplikován v 70. letech minulého století a v ekologii byl poprvé využit po roce 2000 (Melin a kol., 2017). Jedná se tedy o poměrně mladou technologii. Dále je možné setkat se s označením ALS (*airbone laser scanning*) nebo LLS (letecké laserové skenování). LiDAR je aktivním typem DPZ. To znamená, že používá vlastní zdroj záření, které je po odrazu detekováno snímačem (Wehr a Lohr, 1999). Tím se liší od tzv. pasivních způsobů DPZ, například fotogrammetrie, při které je detekováno sluneční záření, které se odrazilo od povrchu (Vierling a kol., 2008). Pro LiDAR to představuje výhodu v nezávislosti na kvalitě denního světla. Další významnou předností lidarů je, že laserové záření má schopnost pronikat do zapojeného lesního porostu. Tím umožňuje vzniknout velice přesným 3D modelům zájmových oblastí a následně v nich studovat například strukturu vegetace (Melin a kol. 2017).

Laserové záření je emitováno ze speciálního zařízení, které je umístěné na příslušném nosiči. Tím obvykle bývá letadlo, které v předem naplánované trase letu skenuje povrch pod sebou. Používané záření bývá v rozmezí vlnových délek 900 - 1100 nm, tedy blízké infračervenému záření (Dolanský, 2004). Pro porovnání, viditelné světlo spadá do rozmezí vlnových délek 400 – 770 nm (Losos a kol., 1984). Vyslaný paprsek se odráží od objektů na povrchu. Díky své šířce, tzv. stopě (*footprint*), se paprsek nemusí od objektu odrazit celý, ale může se odrážet od jeho jednotlivých vrstev. Nejvíce je to patrné v případě vegetace (Dolanský, 2004). Tím vzniká několik typů odrazů Obr. 3. V lesních porostech vzniká první odraz (*first return*) odrazem paprsků od horní vrstvy korun stromů. Poté může jeho část putovat mezerami do spodní části porostu a vytvářet další odrazy. Poslední odraz (*last return*) vzniká odrazem paprsků od samotného zemského povrchu, ale může být i odrazem od nižší vrstvy porostu (Patočka a Mikita, 2016). Velikost laserové stopy je ovlivněna divergencí paprsku a výškou letu. Při výšce letu kolem 500 m má laserová stopa na zemském povrchu velikost přibližně 30 cm (Dolanský, 2004).

Výsledkem leteckého laserového skenování je tzv. bodové mračno (*point cloud*), ve kterém je každý jednotlivý odraz představován bodem se známou polohou o souřadnicích x , y , z (Melin a kol., 2017). Pro každý bod je přesná poloha vypočítána na základě času, který paprsek urazil od jeho vyslání po detekci, a také z pozice a polohy senzoru na palubě letadla (Dolanský, 2004). Přesná pozice senzoru je známa díky zabudovanému systému GPS (*global positioning system*), který je

navíc doplněn o měření navigační jednotky IMU (*inertial measurement unit*). Ta měří polohu senzoru na palubě letadla, jako je náklon či zrychlení v závislosti na letu (Dolanský, 2004). Výsledná data jsou nejčastěji poskytována ve formátu LAS, nebo komprimované formě LAZ. Tato data obsahují informace o počtu, typech (zda první, poslední atd.) a přesné lokaci odrazů. Rozlišení, tedy hustota bodového mračka, bývá nejčastěji mezi 0,8 – 3 body/m² a je ovlivněno výškou letu (Melin a kol., 2017). Při nižší výšce letu je hustota bodového mračka vyšší, avšak snímaná část povrchu je menšího rozsahu (Davies a Asner, 2014).

Nově nasbíraná lidarová data je možné vizualizovat, ale aby se jejich vypovídající schopnost a možnost následného využití zvýšila, je nutné tato primární data ve speciálních softwarových programech zpracovat. Nejprve bývá prováděna filtrace, při které jsou rozlišeny body na ty, které leží na zemském povrchu, tedy na body tvořící terén, a na body představující veškeré objekty nad terénem. Poté následuje klasifikace bodového mračka, kdy jsou body rozděleny do předem určených tříd. Tyto třídy jsou obvykle vegetace a budovy. Je možná i podrobnější klasifikace jednotlivých pater vegetace, komunikací, vedení vysokého napětí atd. (Dolanský, 2004). Častým výstupem po zpracování lidarových dat bývají digitální modely terénu a povrchu ve formě rastru, kde každá buňka obsahuje informaci o výškové hodnotě. Digitální model terénu lze následně využít pro získání některých charakteristik terénu, jako je jeho svažitost, zakřivení, expozice atd. Z digitálního modelu povrchu je možné získat informace o charakteru budov či vegetace, například hodnoty jejich výšky. Z DSM lze také zjistit hodnoty insolace dané lokality. LiDAR nachází uplatnění skrze různé obory, kterými jsou například ekologie, lesnictví, geografie, geologie, pedologie, hydrologie atd. (Melin a kol., 2017).



Obr. 3 Princip leteckého laserového skenování (URL 1)

2.6 Letecké laserové skenování v ekologii živočichů

Prostorové uspořádání vegetace a terénu vytváří pro živočichy prostředí, ve kterém se pohybují, rozmnožují, hledají potravu či úkryt před nepříznivými vlivy nebo predátory (Hill a kol., 2004; Palminteri a kol., 2012; Vauhkonen a Imponen, 2016). Jsou jím ovlivňováni přímo, kdy se živočichové při pohybu dostávají s jednotlivými složkami jejich prostředí do styku. A nepřímo, kdy charakter jejich prostředí ovlivňuje množství propuštěného světla a mikroklima (Davies a Asner, 2014). Podrobné znalosti o 3D struktuře vegetace jsou nezbytné pro studování vztahů mezi druhy a jejich prostředím, a to zejména v lesních ekosystémech (Froidevaux a kol., 2016). Vertikální strukturou se rozumí uspořádání porostu v z rozměru, tedy výška porostu či charakter rozvrstvení jednotlivých pater. Horizontální struktura představuje uspořádání porostu v x , y rozměru. Příkladem může být procento pokryvu vegetací daného území nebo zápoj porostu (Davies a Asner, 2014). Informace o horizontální struktuře vegetace je možné získat pasivními metodami DPZ. Pro detailnější informace o vertikální struktuře porostu je zapotřebí využít jiné metody, kterou může být právě LiDAR. S pomocí leteckého laserového skenování lze získat informace o charakteru prostředí i pro značně rozlehlá území a významný je zvláště tam, kde je získávání dat terénními metodami obtížné nebo nemožné (Froidevaux a kol., 2016). Z lidarových dat struktury vegetace lze získat např. informace o výšce porostu, její minimální, maximální a střední hodnotu, směrodatnou odchylku, percentily (Melin a kol., 2017), hustotu vegetace, počty pařezů či padlých stromů, údaje o spodní vrstvě, terénu atd. (Vierling a kol., 2008). Tyto a další charakteristiky struktury vegetace pomáhají zhodnotit kvalitu prostředí konkrétních živočichů (Goetz a kol., 2010).

Dosud bylo na základě dat z leteckého laserového skenování uskutečněno nemalé množství vědeckých studií zkoumající vztahy mezi živočichy a jejich prostředím (Vierling a kol., 2008). V některých případech bývají data doplněna o data získaná z terénního sběru, a pak je zkoumán vliv struktury vegetace na konkrétní biologickou aktivitu živočicha. V závislosti na zaměření konkrétní studie mohou terénní data poskytovat informace o shánění potravy, lovu nebo rozmnožování určitého druhu živočicha (Hill a Hinsley, 2015). Jedna z nejčastěji zkoumaných skupin živočichů jsou ptáci, neboť ke svému životu využívají díky schopnosti letu téměř celý prostor. Posuzovány byly vztahy mezi strukturou vegetace, která byla zjištěna na základě lidarových dat a abundancí i diverzitou ptačích druhů (Goetz a kol., 2010; Hill a kol., 2004; Swift a kol., 2017). V práci Froidevaux a kol. (2016) se zabývali vlivem prostředí na aktivitu dalších, letu schopných živočichů, netopýrů. Palminteri a kol. (2012) s pomocí lidarových dat zjišťovali preferované typy lesů tropickým druhem primáta. Vztah mezi strukturou

vegetace a ptačími druhy z řádu hrabaví našli Graf a kol. (2009) a Melin a kol. (2016). Preference kopytníků k typu prostředí za určitých klimatických podmínek zkoumali Coops, Koot a Duffe (2010), Ewald a kol. (2014) a Melin a kol. (2014). Dále to, jak je vztah predátora a kořisti ovlivňován charakterem porostu zjišťoval Davies a kol. (2016) a Lone a kol. (2014). Několik studií aplikovalo data z leteckého laserového skenování také pro výzkum živočichů ze skupiny bezobratlých (Hess a kol., 2013; Müller a Brandl, 2009; Vierling a kol., 2011).

Zmiňované studie hodnotí metodu leteckého laserového skenování pozitivně, jako efektivní nástroj pro poskytování informací o ekologii živočichů, jejichž kvalita je srovnatelná s těmi získanými z terénu (Froidevaux a kol., 2016). Dále pro poskytování velice kvalitních dat i pro rozsáhlé oblasti, pro které by bylo získat data terénním způsobem obtížné (Palminteri a kol., 2012). Tyto výhody jsou nepochybně důvodem vzrůstajícího množství případů využití metod leteckého laserového skenování v ekologii (Hill a Hinsley, 2015).

3. Metodika

3.1 Popis zájmového území

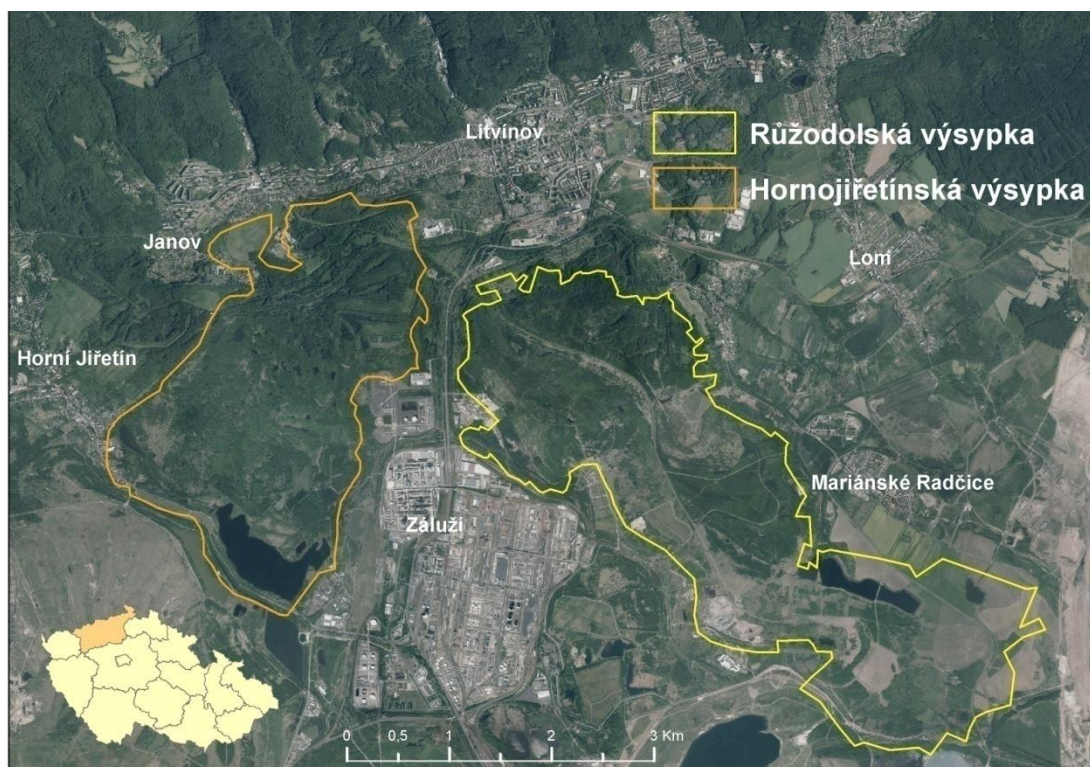
Vliv struktury vegetace a terénu na výskyt skokana štíhlého pomocí leteckého laserového skenování byl studován na Růžodolské a Hornojiřetínské výsypce. Obě výsypky se nacházejí na severozápadě České republiky v Ústeckém kraji, v oblasti mostecké hnědouhelné pánve. Vznikly při těžbě hnědého uhlí nasypáváním nepotřebného odtěženého materiálu. Leží ve vzájemné těsné blízkosti mezi městy Horní Jiřetín, Litvínov a chemickým areálem Záluží viz Obr. 4 v nadmořské výšce pohybující se kolem 300 m n. m. Z klimatického hlediska se jedná o poměrně teplou a suchou oblast.

3.1.1 Hornojiřetínská výsypka

Hornojiřetínská výsypka je vnější výsypkou dolu Obránců míru. Rekultivační práce zde probíhaly od roku 1969 do roku 2006. V původním záměru se brala v úvahu možnost jejího odtěžení, protože výsypka leží na doposud nevytěženém území. Svou rozlohou výsypka zaujímá přes 700 ha. Z této celkové rozlohy bylo zhruba 351 ha technicky rekultivováno a 352 ha ponecháno spontánní sukcesi (Doležalová a kol., 2012). Na technicky rekultivovaných plochách byly provedeny lesnické práce. Na částech, které byly ponechány bez terénních úprav, vznikla pestrá mozaika biotopů s množstvím vodních ploch (Vojar a kol., 2012). Doležalová a kol. (2012) uvádějí pro Hornojiřetínskou výsypku celkový počet přes 200 vodních ploch. Z toho se naprostá většina nachází v sukcesní části výsypky.

3.1.2 Růžodolská výsypka

Růžodolská výsypka byla vytvořena jako vnější výsypka lomu ČSA. Stejně, jako již zmíněná Hornojířetínská výsypka, i tato byla původně zakládána jako dočasná se záměrem budoucího odtěžení. Avšak na rozdíl od Hornojířetínské výsypky, převažuje téměř na celé ploše Růžodolské výsypky technický způsob rekultivace, která byla zahájena roku 1972. Jedná se o rozsáhlou výsypku, jejíž celková rozloha činí přibližně 983 ha. Na ploše o rozloze asi 953 ha proběhly technické rekultivační práce, zvláště pak lesnické. Zbýlých přibližně 30 ha bylo ponecháno přirozenému vývoji. Počet vodních ploch se pohybuje kolem 80 (Doležalová a kol., 2012).



Obr. 4 Vymezení Hornojířetínské a Růžodolské výsypky na ortofoto snímku.

3.2 Vstupní data

3.2.1 Terénní data

Data o výskytu skokana štíhlého poskytnutá pro tuto práci byla sbírána v průběhu dubna 2017. Pro detekci skokana štíhlého byla použita metoda počítání nakladených snůšek. Při této metodě je pomalou chůzí procházeno litorální pásmo daného vodního útvaru, které samičky skokana štíhlého vyhledávají pro kladení svých snůšek a zaznamenávají jejich množství. Snůšky skokana štíhlého jsou poměrně snadno rozpoznatelné, protože jsou samičkami kladeny jednotlivě. Na základě počtu snůšek lze na dané lokalitě odhadnout abundanci skokana štíhlého,

neboť každá samička naklade za rozmnožovací sezónu pouze jednu snůšku (Vojar a kol., 2016a). Poskytnutá data ve formě tabulky obsahovala informace o přibližně 330 vodních biotopech z Hornojřetínské výsypky a 80 z výsypky Růžodolské. Data obsahovala pro každý konkrétní vodní biotop informace o jeho označení, počtu snůšek skokana štíhlého, dále charakteristiky vodní plochy (rozloha, hloubka, svažitost břehů), kvality vody, okolního prostředí a způsobu rekultivace.

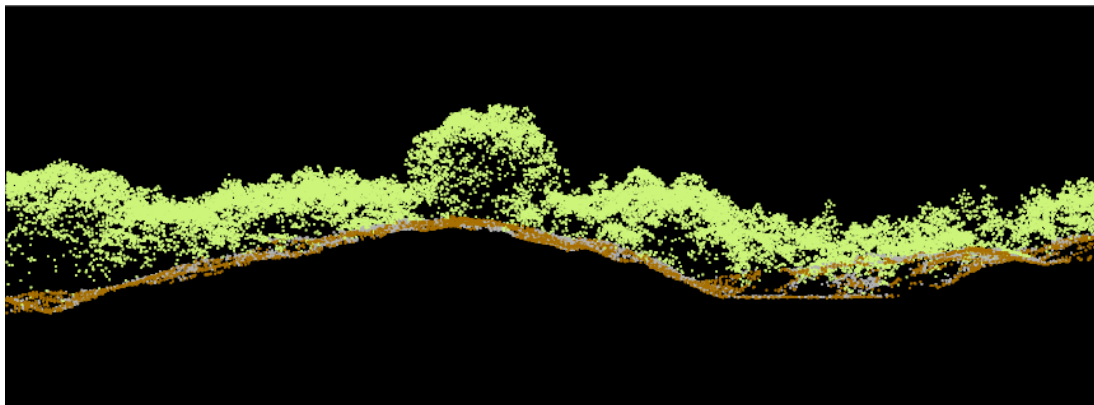
Použitá data vodních ploch z oblasti Hornojřetínské a Růžodolské výsypky byla poskytnuta v podobě bodové vrstvy formátu SHP (*shapefile*). Každá konkrétní vodní plocha byla představována bodem s informacemi v atributové tabulce o jejím označení, popisu charakteru (rozloha, insolace, typ okolí, způsob rekultivace atd.), poloze a datu záznamu. Většina dat byla zaznamenána během průzkumů severočeských výsypků v roce 2011 a 2015 v průběhu měsíce dubna, což je období rozmnožování skokana štíhlého. Vodní biotopy byly během terénního průzkumu lokalizovány pomocí GPS.

Pro tuto práci bylo z celkového počtu vybráno 100 vodních biotopů a v úvahu brána informace o přítomnosti a nepřítomnosti snůšky skokana štíhlého v daném vodním útvaru. Konkrétní vodní plochy byly vybírány podle přesnosti jejich lokalizace. V některých případech bylo určení lokality z důvodu mírné nepřesnosti nejisté, zvláště v částech s vyšší hustotou vodních útvarů na plochu. Přednostně tedy byly vybírány takové lokality, u kterých byla jistota přesného určení, na základě poskytnutých dat, digitálního modelu svažitosti a ortofotomapy, vyšší. V prostředí programu ArcGIS Desktop 10.5.1 byla vektorizací vytvořena SHP vrstva, ve které je presence skokana štíhlého představována 40 a absence 60 vodními plochami. Z toho je situováno 13 presencí a 15 absencí na Růžodolské výsypce a 27 presencí a 45 absencí skokana štíhlého na Hornojřetínské výsypce. Následně byly vytvořeny kolem vybraných lokalit obalové zóny o vzdálenostech 25, 50 a 100 m, pro které byly dále zjišťovány konkrétní metriky vegetace a terénu. Vyšší počty vybraných vodních ploch na Hornojřetínské výsypce odrážejí skutečnost celkově většího množství vodních biotopů na Hornojřetínské výsypce oproti Růžodolské.

3.2.2 Data z leteckého laserového skenování

Poskytnutá data z leteckého laserového skenování byla pořízena v roce 2017 nasnímáním území, které se rozprostírá mezi městy Litvínov, Most, Bílina a hnědouhelnými lomy ČSA o rozloze přibližně 100 km². Lidarová data byla ve formátu LAS uspořádána v podobě tzv. dlaždic, a již klasifikovaná do kategorií vegetace a terén Obr. 5. Tato klasifikace byla pro práci dostačující, protože na studovaném území výsypky se žádné objekty typu budov nenacházejí. Z důvodu velké náročnosti na paměť počítače byla data z formátu LAS převedena pomocí nástroje *laszip* programu LAStools (LAStools, 2018) do komprimovaného formátu

LAZ. A pro následnou práci vybrány dlaždice představující území Hornojřetínské a Růžodolské výsypky. Pro zpracování dat z leteckého laserového skenování byl použit program LAStools (LAStools, 2018).



Obr. 5 Detailní průřez klasifikovaným bodovým mračnem. Vegetace znázorněna zelenou barvou, terén hnědou.

3.3 Tvorba DTM a DSM

Jak již bylo uvedeno, běžnými výstupy po zpracování lidarových dat jsou digitální modely terénu (*digital terrain model*, DTM) a digitální modely povrchu (*digital surface model*, DSM). DTM je model představující pouze zemský povrch bez objektů na něm. Odlišně DSM je model, který reprezentuje povrch terénu společně s objekty na něm, kterými jsou například vegetace či budovy.

Digitální modely terénu i povrchu pro území Hornojřetínské a Růžodolské výsypky byly z dat leteckého laserového skenování vytvořeny programem LAStools pomocí nástroje *las2dem*. Při vytváření digitálního modelu terénu bylo filtrování nastaveno na *keep_classification* (2), tak aby byly zachovány pouze takové odrazy, které představují zemský povrch. Pro vytvoření digitálního modelu povrchu bylo filtrování nastaveno pro *first_only*, tím byly do modelu zahrnuty pouze první odrazy.

Výsledkem byly modely ve formátu TIFF, jednak v podobě výškového rastru s rozlišením 0,5 m, ve kterém každá buňka obsahuje hodnotu nadmořské výšky, a dále modely ve stínované formě tzv. *hillshade*. Model v podobě *hillshade* je příhodný zejména pro vizualizaci, kdy je stínováním vytvořen plastický vzhled modelovaného území. Rastrové výstupy z LAStools byly dále upravovány v programu ArcGIS. Nástrojem *mozaic to new raster* byl vytvořen jeden rastr pro každou výsypku a nástrojem *clip* upraven do konkrétního tvaru výsypek. Z takovýchto modelů lze následně získat údaje o různých vlastnostech terénu i objektů na něm. Například informace o sklonu, expozici ke světovým stranám, zakřivení, viditelnosti, insolaci atd.

3.4 Zjišťované proměnné

Pro charakteristiku okolí vodních ploch bylo vybráno 13 vlastností popisujících strukturu vegetace a charakter terénu Tab. 1. Podle kategorizace proměnných dle Austin (1980) se jedná o tzv. nepřímé proměnné. Znamená to, že nemají přímý vliv na vývoj organismů, ale mohou korelovat s dalšími typy proměnných. Těmi jsou zdrojové proměnné (světlo, voda, živiny, atd.) a přímé proměnné (teplota, vlhkost vzduch, pH, atd.)

3.4.1 Proměnné struktury vegetace

Jednotlivé metriky struktury vegetace pro vybrané okolní zóny vodních ploch (25, 50 a 100 m) byly zjišťovány pomocí nástroje *lascanopy* v programu LAStools. Vstupními daty bylo normalizované a klasifikované bodové mračno, kde každý z bodů ležících na terénu nese nulovou výškovou hodnotu. Normalizace bodového mračna byla provedena nástrojem *lasheight* s nastavením *replace_z*. Tím všem bodům, které představují terén, byla přidělena hodnota o nulové nadmořské výšce. Počítány byly hodnoty vertikální struktury vegetace od výšky 0,1 m (nastavení *height cutoff*), a to konkrétně průměrná hodnota, směrodatná odchylka a medián. Dále byly zjišťovány pokryvnost (*canopy cover*) a hustota vegetace (*canopy density*) vyjádřené v procentech. Pokryvnost vegetace (*canopy cover*) je počítána jako podíl počtu prvních odrazů ležících nad zvolenou hranicí a počtu všech prvních odrazů. Hranice byla nastavena na 3 m, aby byla vegetační pokryvnost počítána pro vzrostlejší vegetaci reprezentující stromové vegetační patro. Hustota vegetace (*canopy density*) je počítána jako podíl všech odrazů nacházejících se nad zvolenou hranicí a celkového počtu odrazů. Hustota byla počítána pro jednotlivá výšková patra vegetace. Tato vegetační patra byla rozdělena dle výšky vegetace do intervalů 0,1 – 1 m (bylinné patro), 1 – 3 m (keřové patro) a 3 a více m (stromové patro). Výsledné hodnoty byly uloženy do tabulek a následně vyhodnocovány.

3.4.2 Topografické proměnné

Charakter terénu byl v zónách kolem lokalit zjišťován pomocí příslušných nástrojů programu ArcGIS. Počítány byly hodnoty pro svažitost a zakřivení terénu. Vstupní vrstvou byl digitální model terénu výsypek vytvořený z dat leteckého laserového skenování.

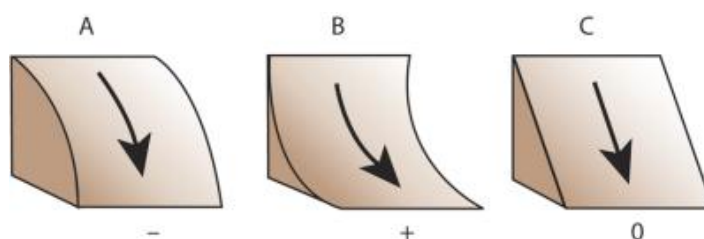
Svažitost terénu

Pomocí nástroje *slope* byl vytvořen pro území výsypek digitální model svažitosti ve formě rastru. Tento nástroj pro každou buňku definuje hodnotu svažitosti na základě hodnot nadmořských výšek okolních buněk. Sklon terénu je možné vyjádřit buď ve stupních, nebo procentech. Zde byly zvoleny stupně.

Následně nástrojem *zonal statistic as table* byla zjištěna střední hodnota a směrodatná odchylka svažitosti pro zóny studovaných lokalit. Hodnoty byly následně vyexportovány a uloženy do tabulky formátu csv.

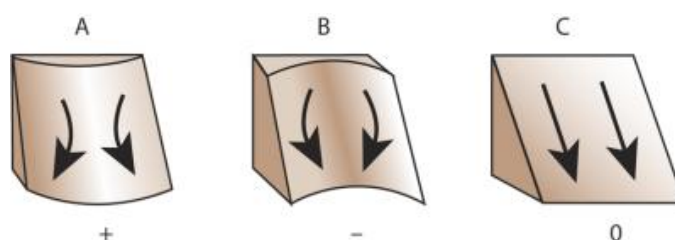
Zakřivení povrchu

Zakřivení je fyzikální vlastnost povrchu, která vyjadřuje charakter svažitosti a ovlivňuje zvláště hydrologické poměry lokality. V prostředí ArcGIS je možné použitím nástroje *curvature* vytvořit tři typy rastrů znázorňujících zakřivení povrchu. Tzv. *profile curvature* zakřivení je paralelní ke směru maximální svažitosti a ovlivňuje zrychlení vody proudící po povrchu. Negativní hodnoty značí, že zakřivení je na buňku shora konvexní (A). Pozitivní profil vyjadřuje konkávní zakřivení na buňku shora (B). Nulové hodnoty představují lineární povrch (C) Obr. 6, (ESRI, 2017).



Obr. 6 Znázornění *profil curvature* zakřivení (URL 2).

Dalším typem zakřivení povrchu je tzv. *planform curvature*. Je kolmé ke směru maximální svažitosti a ovlivňuje divergenci a konvergenci proudění vody po povrchu. Kladné hodnoty vyjadřují, že povrch je na buňku bočně konvexní (A) a záporné hodnoty značí, že povrch je na buňku bočně konkávní (B). Nulová hodnota vyjadřuje lineární povrch (C) Obr. 7 (ESRI, 2017).



Obr. 7 Znázornění *plan curvature* zakřivení (URL 2).

Třetí typ je kombinací předchozích dvou typů. V programu ArcGIS je označován jako *standard curvature*. Poskytuje možnost lepšího a přesnějšího porozumění proudění vody po povrchu (ESRI, 2017).

Pro konkrétní data Hornojřetínské a Růžodolské výsypky byly vytvořeny nástrojem *curvature* rastry *profile* a *plan curvature*. Z nichž následně byly pro určené zóny vybraných vodních biotopů spočítány, přes *zonal statistic as table*, průměrné

hodnoty a směrodatná odchylka zakřivení. Výsledné hodnoty byly uloženy do tabulky formátu csv a následně vyhodnocovány.

Tab. 1 Přehled použitých proměnných struktury vegetace a terénu.

Vegetace	
<i>Vyska_avg</i>	Průměrná výška [m]
<i>Vyska_std</i>	Směrodatná odchylka pro výšku [m]
<i>Vyska_median</i>	Medián výšky [m]
<i>dens_1</i>	Hustota bylinného patra (0,1 – 1 m), [%]
<i>dens_2</i>	Hustota keřového patra (1 – 3 m), [%]
<i>dens_3</i>	Hustota stromového patra (nad 3 m), [%]
<i>canopy_cov</i>	Pokryvnost – <i>canopy cover</i> (nad 3 m), [%]
Terén	
<i>Slope_mean</i>	Průměrná hodnota svazitosti [°]
<i>Slope_STD</i>	Směrodatná odchylka pro svazitost [°]
<i>Curv_plan_mean</i>	Průměrná hodnota <i>plan curvature</i> zakřivení
<i>Curv_plan_STD</i>	Směrodatná odchylka pro <i>plan curvature</i> zakřivení
<i>Curv_profil_mean</i>	Průměrná hodnota <i>profil curvature</i> zakřivení
<i>Curv_profil_STD</i>	Směrodatná odchylka <i>profil curvature</i> zakřivení

3.5 Multikolinearita proměnných

Výstupem předchozích kroků bylo celkem 13 environmentálních prediktorů s potencionálním vlivem na výskyt skokana štíhlého ve vodním biotopu, které by mohly být zahrnuty do modelu. Nejprve však bylo nutné ověřit, jestli mezi prediktory není významný vzájemný vztah a ověřit tzv. multikolinearitu. Jedná se o jev, kdy jsou proměnné spolu silně korelovány. Pak není možné příliš dobře určit nezávislý vliv jedné z proměnných na výsledek a dochází tak ke snížení jejich statistické významnosti (Matematická biologie, 2013).

Pro zjištění multikolinearity byl použit faktor zvětšení rozptylu VIF (*variance inflation factor*) v prostředí programu R (R 3.5.3) příkazem *vifcor*. Hodnoty VIF větší než 10 indikují silnou multikolinearitu a mohou způsobit problémy při vytváření modelu (Lin, 2006). Pro zóny 25 m a 50 m byl zjištěn problém s kolinearitou pro 3 proměnné: *canopy_cov*, *curv_plan_STD* a *vyska_avg*. V případě zóny 100 m měla navíc tento problém i proměnná *curv_profil_STD*. Aby nedocházelo k následnému ovlivňování modelu těmito problémovými proměnnými, byly z tabulek prediktorů odstraněny a do modelu následně použity pouze zbylé prediktory.

3.6 Vytvoření modelu

Výsledkem předešlých postupů byla presenčně – absenční data (ve formě 1 a 0, binomické distribuce) druhu na zkoumaných lokalitách a data kvantitativně popisující prostředí v daných lokalitách. Technikou modelování, která využívá data o

výskytu či abundanci druhů společně s daty popisujícími prostředí, je modelování druhové distribuce SDM (*species distribution modelling*). Tyto modely bývají označovány i jako modely ekologické niky. Tato technika je široce využívaná k získávání pochopení vztahů mezi druhy a jejich prostředím, a také k predikci distribuce druhu v prostředí (Elith a Leathwick, 2009). Jsou důležitými nástroji používanými v ekologii, biogeografii i ochraně přírody. Ale stejně jako u jiných statistických modelů, jde o redukci složité reality do zjednodušených modelů.

Momentálně existuje řada používaných metod modelování pro SDM. Výběr vhodné metody závisí na popisovaných datech, a také na účelu, pro který je daný model vytvářen. Proto někdy může být složité určit metodu modelování tak, aby byla pro konkrétní případ nejvhodnější (Rangel a Loyola, 2012). Statistické programy umožňují zahrnout do modelu více metod najednou, a poté na základě jejich hodnocení vybrat nejvíce optimální model. Pro hodnocení modelu je používána metoda ROC (*receiver operating curve*), vycházející z tzv. chybové matice (*confusion matrix*). ROC křivka je vztahem mezi tzv. specifitou, což je poměr správně negativních pozorování a všech negativních pozorování, a tzv. sensitivitou, která je poměrem správně pozitivních pozorování a všech pozitivních pozorování. K její interpretaci je využívána AUC (*area under the ROC curve*), tedy plocha pod ROC křivkou, která může nabývat hodnot od 0 do 1 (Kienast a kol., 2012) viz Tab. 2. Další metoda používaná k hodnocení presenčně – absenčních SDM je TSS (*true skill statistic*). TSS může nabývat hodnot od -1 do +1. Kde +1 značí perfektní model a -1 náhodný model (Allouche a kol., 2006).

Tab. 2 Hodnoty AUC používané pro hodnocení modelů (převzato z Kienast a kol., 2012), upraveno.

Přesnost	AUC
výborná	0,9 – 1
dobrá	0,8 – 0,9
průměrná	0,7 – 0,8
podprůměrná	0,6 – 0,7
nedostačující	0,5 – 0,6

Modely byly vytvářeny pro zkoumané obalové zóny 25, 50 a 100 m. K vytvoření modelů byl použit program R (R 3.5.3) s rozšířením o *sdm package* (Naimi a Araujo, 2016). Vstupními daty do jednotlivých modelů byly presenčně – absenční data skokana štihlého jako závislá proměnná a environmentální charakteristiky s již ověřenou multikolinearitou jako nezávislé proměnné. Pro model byly zahrnuty tyto metody modelování: zobecněný linární model (GLM), model

mnohorozměrné adaptivní regrese (MARS) a podpůrné vektory (SVM). Jedná se o modely, které jsou založeny na regresní analýze. K interpretaci výsledků byl použit graf významnosti proměnných (*variable importance*) a tzv. křivka odezvy (*response curve*).

4. Výsledky

4.1 Hodnocení modelů a významnost prediktorů

V rámci SDM bylo vytvořeno celkem 9 modelů. Pro každou obalovou zónu (25, 50 a 100 m) byly provedeny 3 metody modelování (GLM, MARS, SVM). Nejprve byla pozornost zaměřena na hodnocení modelu. Téměř ve všech případech překračovala hodnota AUC 0,8. Model s takovou hodnotou AUC lze považovat za dobrý. Pouze v případě modelu GLM pro 100 m dosahovala hodnota AUC 0,69 viz Tab. 3. Takový model se uvažuje již jako slabší.

Tab. 3 Hodnocení modelů dle hodnot AUC pro obalové zóny 25 m (A), 50 m (B) a 100 m (C).

(A)	methods	:	AUC

	glm	:	0.81
	svm	:	0.9
	mars	:	0.89
(B)	methods	:	AUC

	glm	:	0.79
	svm	:	0.88
	mars	:	0.91
(C)	methods	:	AUC

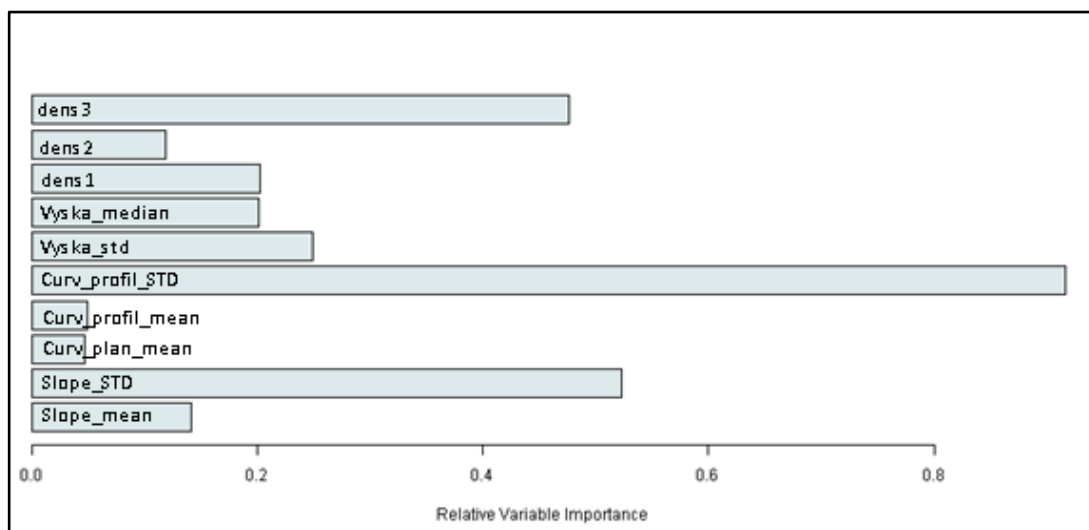
	glm	:	0.69
	svm	:	0.85
	mars	:	0.88

Co se významnosti prediktorů týče, byly na základě výsledků modelů ohodnoceny jako nejvýznamnější 3 proměnné, a to hustota vegetace nad 3 m (*dens3*), směrodatná odchylka *profil curvature* zakřivení (*curv_prof_STD*) a směrodatná odchylka svažitosti (*slope_STD*). Tento trend byl nejvíce patrný pro zónu 25 m, a to

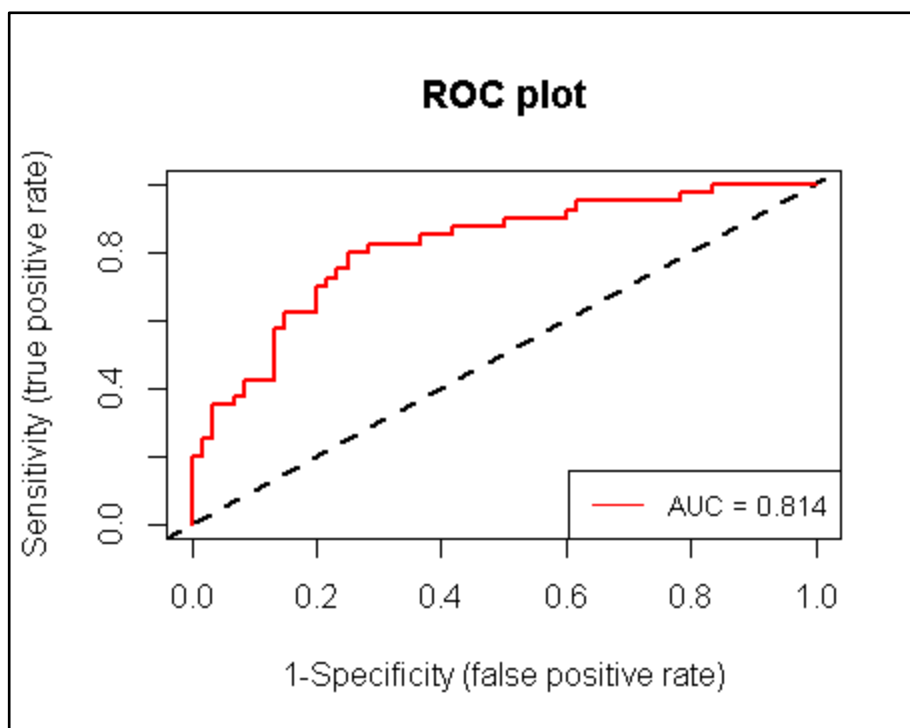
v rámci všech použitých metod. Pouze v případě modelu SVM byla významnost proměnné *dens3* nižší, avšak u proměnných *curv_prof_STD* a *slope_STD* byla stále nejvyšší. Jako významné se tyto 3 proměnné ukázaly i pro zónu 50 m. Avšak v porovnání se zónou 25 m to bylo méně zřejmé. Významnost proměnných *dens3*, *curv_prof_STD* a *slope_STD* předpověděl model GLM. U modelů MARS a SVM zůstaly významnými prediktory *curv_prof_STD* a *slope_STD*. Pro zónu 100 m bylo určení nejdůležitějších proměnných na základě výsledků modelů méně jisté. Z tohoto důvodu, a také i proto, že hodnocení dle AUC bylo pro všechny metody optimální, bude dále zaměřována pozornost na výsledky modelů pro buffer zónu 25 m.

4.2 Finální model

Jak již bylo popsáno, byly v rámci SDM vyzkoušeny 3 metody modelování. Pro podrobnější popis byla vybrána obalová zóna 25 m, pro kterou výsledky modelů vycházely nejlépe. Všechny použité metody modelování pro zónu 25 m měly hodnoty AUC vyšší než 0,8 a hodnoty TSS nad 0,5. Všechny modely také předpověděly významnost proměnných *dens3*, *curv_prof_STD* a *slope_STD* viz Obr. 8 **Chyba! Nenalezen zdroj odkazů.** Proto budou pro zjednodušení popisovány výsledky z modelu GLM, jehož hodnocení dle AUC bylo 0,81 a hodnota TSS 0,55. ROC křivka s vyobrazenou AUC pro model GLM viz Obr. 9. Hodnota AUC je rovna hodnotě plochy pod touto křivkou.



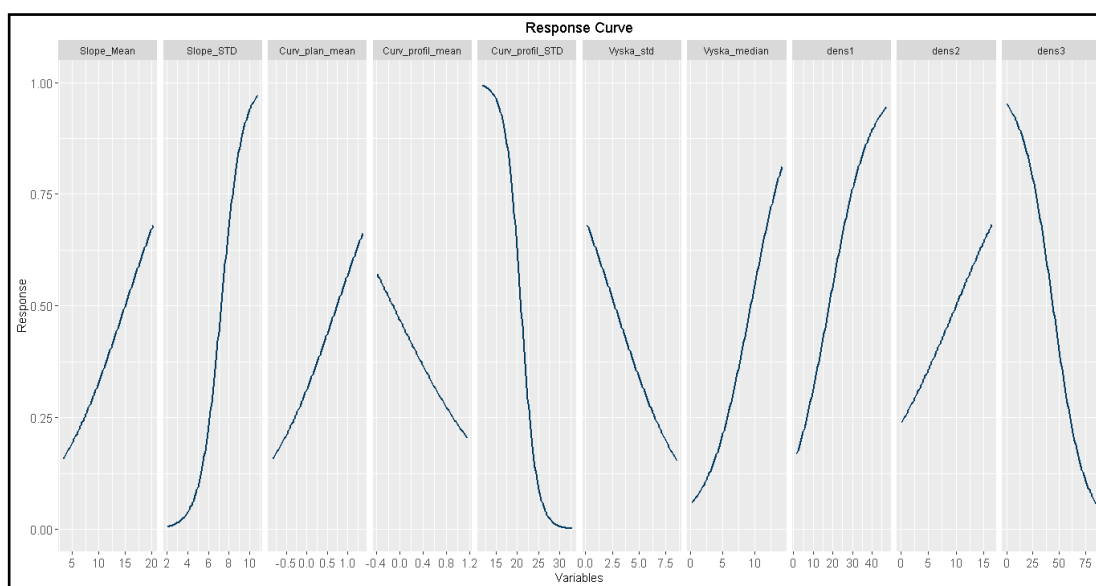
Obr. 8 Graf významných proměnných. Největší význam patrný pro hustotu vegetace nad 3 m (*dens3*), směrodatná odchylka *profile curvature* zakřivení (*Curv_profil_STD*) a směrodatná odchylka svažitosti terénu (*Slope_mean*).



Obr. 9 Graf ROC se znázorněnou AUC křivkou pro model GLM, obalová zóna 25 m.

4.2.1 Křivka odezvy

Křivka odezvy (*response curve*) představuje odpověď druhu na různé hodnoty environmentálních proměnných. Konkrétněji se jedná o pravděpodobnost výskytu druhu v závislosti na nějaké určité proměnné. Z grafu Obr. 10 je zřejmé, že proměnné, které byly modelem předpovězeny jako nejvýznamnější, mají zároveň nejvýraznější křivku odezvy.



Obr. 10 Křivka odezvy pro model GLM, obalová zóna 25 m. Patrná pozitivní odezva pro směrodatnou odchylku svazitosti (*Slope_STD*), negativní odezva pro *profile curvature* zakřivení (*Curv_prof_STD*) a hustotu vegetace vyšší než 3 m (*dens3*).

Z grafu lze vyčíst, že se zvětšující se směrodatnou odchylkou svažitosti v okolí vodních biotopu stoupá pravděpodobnost výskytu skokana štíhlého v něm. Naopak, se zvyšující se směrodatnou odchylkou *profil curvature* zakřivení a se zvyšující se hustotou horního patra vegetace (nad 3 m výšky) klesá pravděpodobnost jeho výskytu ve vodním biotopu.

5. Diskuze

Tato práce se zabývala zkoumáním biotopových nároků skokana štíhlého s využitím dat z leteckého laserového skenování. Jedná se o významný nástroj pro ekologii, což potvrzuje i množství studií zaměřených na zkoumání vztahů mezi živočichy a jejich prostředím s využitím lidarových dat (Vierling a kol., 2008). Nicméně, žádná studie se zatím nezabývala jejich využitím pro studium obojživelníků a jejich prostředí. Běžně používané metody sběru dat přímo v terénu jsou časově náročné a vyžadují velké úsilí mnoha lidí (Doležalová a kol., 2012). Metriky struktury vegetace a terénu tak byly s pomocí dat leteckého laserového skenování získány nesrovnatelně rychleji. Z bodového mračka bylo již na počátku možné pouhou vizualizací získat prvotní představu o zkoumaných lokalitách, v tomto případě o dvou hnědouhelných mosteckých výsypkách. Ještě lepší představu o studovaném území poskytly digitální modely terénu a povrchu vytvořené z bodového mračka. Z digitálního modelu terénu s vysokým rozlišením byla patrná detailní heterogenita terénu výsypek, zvláště v technicky nerekulturních částech. Z digitálního modelu povrchu pak rozložení vegetace na jejich ploše. Tento úhel pohledu, který by pouhým terénním průzkumem nebylo možné získat, byl důležitý pro lepší prvotní pochopení studovaného území výsypek. Nespornou výhodou dat z leteckého laserového skenování je možnost opakovaného měření a uchování informace pro danou dobu. Nicméně, jak je uvedeno níže, ne všechny charakteristiky prostředí lze laserovým skenováním nebo jinými metodami DPZ získat. V takových případech mají terénní průzkumy jako zdroj informací pro ekologii druhů své nezastupitelné místo.

Jako významné charakteristiky vegetace a terénu se nejvýrazněji projevíly 3 proměnné odvozené přímo z bodového mračka (struktura vegetace), nebo z digitálního modelu terénu. A to zejména pro obalovou zónu 50 m a výrazněji pro obalovou zónu 25 m v okolí daných vodních lokalit. Jako nejvýznamnější prediktor se ukázala směrodatná odchylka *profile curvature* zakřivení, s jejíž rostoucí hodnotou byla modelem předpovězena klesající pravděpodobnost výskytu skokana ve vodním biotopu. Po ní ve významnosti následovala směrodatná odchylka svažitosti a hustota vegetace vyšší než 3 m. Ve studii Muñoz a kol. (2016), kde byly zkoumány vztahy mezi environmentálními proměnnými a výskytem obojživelníků a

plazů na dvou lokalitách ve Španělsku, se jako významné proměnné ukázaly právě i topografické charakteristiky. Je však nutné brát v úvahu, že se jedná o proměnné, které na zkoumaný druh nemají přímý vliv (Austin, 1980), ale v závislosti na jejich charakteru jsou vytvářeny různorodé podmínky mikrostanovišť v rámci jedné lokality.

Lze tedy předpokládat nepřímý negativní vliv křivosti terénu na výskyt skokana štíhlého ve vodním biotopu. Zakřivení terénu ovlivňuje pohyb vody po povrchu a tím i pohyb půdních částic (Bastian a Steinhard, 2002). Směrodatná odchylka *profile curvature* zakřivení vyjadřuje variabilitu jeho hodnot. Při různých hodnotách zakřivení terénu se tedy bude lišit charakter proudění vody po povrchu, což pravděpodobně ovlivňuje další faktory, mající vliv na vytváření charakteru daného prostředí. Je tedy možné uvažovat, že v závislosti na rostoucí míře variability hodnot zakřivení povrchu bude přibývat pro daný druh méně optimálních podmínek. Pro lepší pochopení tohoto vztahu by se však nabízelo zahrnout i další proměnné, které by s variabilitou povrchu mohly souviset a mít vliv na výskyt druhu (např. *topographic wetness index*, TWI). Druhým významným prediktorem byla směrodatná odchylka svažitosti terénu, s jejíž rostoucí hodnotou model předpověděl pozitivní odezvu v pravděpodobnosti výskytu druhu. Opět se jedná o proměnnou s nepřímým vlivem. Významnost tohoto prediktoru by mohla odrážet preferenci heterogenního prostředí, které se na výsypkách nachází. Především v částech ponechaných přirozenému vývoji umožňuje heterogenita terénu i v podobě jeho svažitosti vzniknout různorodým stanovištím (Doležalová a kol., 2012). S přihlédnutím ke střední hodnotě svažitosti, která byla modelem ohodnocena jako méně významný prediktor, odpovídá jejímu zvyšování nárůst pravděpodobnosti výskytu druhu. To je odlišný výsledek oproti závěrům Muñoz a kol. (2016), kteří se zvyšujícími hodnotami svažitosti na zkoumané lokalitě předpověděli klesající pravděpodobnost výskytu obojživelníků.

Jako třetí nejvýznamnější proměnná byla modelem vybrána hustota vegetace vyšší než 3 m. S její rostoucí hodnotou pravděpodobnost výskytu skokana štíhlého ve vodním biotopu klesala. Hustota vegetace je parametrem, který ovlivňuje mikroklima dané lokality. Zásadní vliv má na množství propuštěného světla, na teplotu nebo na vlhkost pod porostem. Hustota nižších pater vegetace se v modelu ukázala jako méně významná, avšak na křivce odezvy lze vidět vzrůstající pravděpodobnost výskytu druhu se zvyšujícími se hodnotami hustoty vegetace do 3 m. Uvedené závěry jsou zřejmě v souladu s charakteristikou prostředí obývaném skokanem štíhlým, které popisuje Zwach (2013). Tedy upřednostnění stepí a lesostepí s výslunnými stráněmi a keřovým porostem. V práci Vojara a kol. (2016a), která se zabývá obojživelníky na mosteckých výsypkách, byly jako prediktory vysvětlující výskyt obojživelníků ve vodním biotopu používané charakteristiky samotných vodních útvarů (např. max.

hloubka, svažitost břehů, pH vody, litorální vegetace, konduktivita) i okolního prostředí (např. typ vegetace, typ rekultivace). Jejich výsledky ukázaly jednak význam u prediktorů popisujících samotné vodní útvary, tzn. svažitost břehů, pokryv litorální vegetací, konduktivita vody, ale také způsob provedené rekultivace, který se odráží v charakteru vodních ploch i okolního prostředí.

Jak uvádějí Guisan a Zimmerman (2000), příroda je příliš složitá a heterogenní na to, aby byla popsána jedním, i když komplexním modelem. Platí to i v tomto případě posuzování vztahu mezi strukturou vegetace a terénu v okolí vodních biotopů a jejich obsazením skokanem štíhlým. Je třeba mít na vědomí, že faktorů ovlivňujících rozmnožování skokana na dané lokalitě je mnoho. Pro lepší a podrobnější pochopení by ale bylo zapotřebí zvolit odlišný přístup a do modelu zahrnout i další proměnné. Guisan a Zimmerman (2000) zmiňují použití nepřímých proměnných jako nevýhodu, neboť aplikace modelu je limitovaná. V jiné oblasti se stejnou topografickou pozicí se totiž může projevit odlišná kombinace přímých a zdrojových proměnných. Při zkoumání vztahů pro konkrétní případ určité lokality, má tedy smysl používat nepřímé proměnné. Tedy i v případě, kdy byl hledán vztah mezi strukturou vegetace, topografií a výskytem skokana štíhlého ve vodním biotopu na dvou mosteckých výsypkách. Výsledky tak nelze brát jako obecné, neboť, jak již bylo zmíněno, pro jiné území se s použitím stejných metod mohou projevit jako významné proměnné odlišné environmentální charakteristiky. Pro obecnější model, který by měl být aplikovatelný ve větším měřítku, by bylo zapotřebí zahrnout i jiné přímé a zdrojové proměnné, např. klimatické proměnné (Guisan a Zimmerman, 2000). Nicméně, získané výsledky lze brát jako určující ve studované oblasti a využít je například jako doporučení pro management výsypek.

6. Závěr

Cílem práce bylo na základě dat leteckého laserového skenování posoudit, zda struktura vegetace a terénu v okolí vodních ploch na dvou mosteckých výsypkách má vliv na obsazenost skokanem štíhlým v době jeho rozmnožování. Z dat leteckého laserového skenování byly pro 3 obalové zóny o velikosti 25, 50 a 100 m kolem vodních ploch odvozeny následující environmentální charakteristiky: střední hodnota, směrodatná odchylka a medián výšky vegetace, hustota vegetace ve 3 výškových patrech, pokryvnost vegetace, střední hodnota a směrodatná odchylka svažitosti terénu, střední hodnota a směrodatná odchylka *plan* a *profile curvature* zakřivení povrchu. K nalezení možného vztahu mezi druhem a prostředím byly použity tyto metody modelování: GLM, MARS a SVM. Optimálních hodnot AUC (nad 0,8) dosáhly modely pro obalovou zónu 25 m. Analýza významnosti jednotlivých proměnných ukázala jako nejvýznamnější tyto

prediktory: směrodatnou odchylku *profile curvature* zakřivení povrchu, směrodatnou odchylku svažitosti terénu a hustotu vegetace vyšší než 3 m. Pozitivní odezva druhu na měnící se hodnoty byla zaznamenána pro směrodatnou odchylku svažitosti terénu. Naopak se zvyšujícími se hodnotami směrodatné odchylky zakřivení povrchu a hustoty vegetace stromového patra pravděpodobnost výskytu druhu klesala.

Závěrem lze uvést, že výsledky této práce nevyvrátily možnost vlivu struktury vegetace a terénu na výskyt skokana štíhlého ve vodním biotopu. Tři nejvýznamnější prediktory je však třeba uvažovat pouze pro případ mosteckých výsypek. Tyto výsypky představují v současné krajině poměrně jedinečné prostředí a při použití stejných postupů v jiném regionu by se výsledky mohly lišit. Metoda leteckého laserového skenování poskytla kvalitní data, ze kterých byly odvozeny potřebné charakteristiky terénu a struktury vegetace. Tento způsob získávání uvedených charakteristik pro oblast hnědouhelných výsypek se zdá být optimální.

7. Použitá literatura

Allouche O., Tsoar A., Kadmon R., 2006: Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology* 43: 1223 – 1232. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x.

Becker C. G., Fonseca C. R., Haddad C. F. B., Batista R. F., Prado P. I., 2007: Habitat split and the global decline amphibians. *Science* 318: 1775-1777. DOI: 10.1126/science.1149374.

Civiš P., Vojar J., Literák I., Baláž V., 2012: Current state of bd occurrence in the Czech Republic. *Herpetological Review* 43(1): 150-159.

Coops N. C., Duffe J., Koot C., 2010: Assessing the utility of lidar remote sensing technology to identify mule deer winter habitat. *Canadian Journal of Remote Sensing* 2: 81-88. DOI: 10.5589/m10-029.

Davies A. B., Asner G. P., 2014: Advances in animal ecology from 3D-LiDAR ecosystem mapping. *Trends in Ecology & Evolution* 12: 681-691. DOI: 10.1016/j.tree.2014.10.005.

Davies A. B., Tambling C. J., Kerley G. H. I., Asner G. P., 2016: Effects of vegetation structure on the location of lion kill sites in African thicket. *PLoS ONE* 11(2): e0149098 (online) [cit 22. 4. 2019], dostupné z: <<https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0149098>>. DOI: 10.1371/journal.pone.0149098.

Dolanský T., 2004: Lidary a letecké laserové skenování. Univerzita J. E. Purkyně, Ústí nad Labem.

Doležalová J., Vojar J., Smolová D., Solský M., Kopecký O., 2012: Technical reclamation and spontaneous succession produce different water habitats: a case study from Czech post-mining sites. *Ecological Engineering* 43: 5-12. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2011.11.017.

Elith J., Leathwick J. R., 2009: Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 40: 677 – 97. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159. ISSN 1543-592x.

ESRI, 2017: Curvature function (online) [cit. 22. 4. 2019], dostupné z: <<http://desktop.arcgis.com/en/arcmap/10.5/manage-data/raster-and-images/curvature-function.htm>>.

Ewald M., Dupke C., Heurich M., Müller J., Reineking B., 2014: LiDAR remote sensing of forest structure and GPS telemetry data provide insights on winter habitat selection of European Roe deer. *Forests* 5: 1374-1390. DOI: 10.3390/f5061374.

Froidevaux J. S. P., Zellweger F., Bollman K., Jones G., Obrist M. K., 2016: From field surveys to LiDAR: Shining a light on how bats respond to forest structure. *Remote Sensing of Environment* 175: 242-250. DOI: 10.1016/j.rse.2015.12.038.

Galán P., 1997: Colonization of spoil benches of an opencast lignite mine in northwest Spain by amphibians and reptiles. *Biological Conservation* 79(2): 187–195. DOI: 10.1016/S0006-3207(96)00097-3.

Gemlica T., Cílek V., Vrabec V., Zavadil V., Lepšová A., 2011: Využívání přirozené a usměrňované ekologické sukcese při rekultivacích území dotčených těžbou nerostných surovin. Ústav pro ekopolitiku, o. p. s., Praha.

Goetz S. J., Steinberg D., Betts M. G., Holmes R. T., Doran P. J., Dubayah R., Hofton M., 2010: Lidar remote sensing variables predict breeding habitat of a Neotropical migrant birds. *Ecology* 91(6): 1569-1576. DOI: 10.1890/09-1670.1.

Graf R. F., Mathys L., Bollman K., 2009: Habitat assessment for forest dwelling species using LiDAR remote sensing: Capercaillie in the Alps. *Forest Ecology and Management* 257: 160-167.

Harabiš F., Tichánek F., Tropek R., 2013: Dragonflies of freshwater pools in lignite spoil heaps: Restoration management, habitat structure and conservation value. *Ecological Engineering* 55: 51-61. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2013.02.007.

Hendrychová M., 2008: Reclamation Access in post-mining landscapes in the Czech Republic: A review of pedological and biological studies. *Journal of Landscape Studies* 1: 63-78.

Hess A. N., Falkowski M. J., Webster Ch. R., Storer A. J., Pocewicz A., Martinuzzi S., 2013: Employing lidar data to identify butterfly habitat characteristics of four contrasting butterfly species across a diverse landscape. *Remote Sensing Letters* 4(4): 354-363. DOI: 10.1080/2150704X.2012.734932.

Hill R. A., Hinsley S. A., Gaveau D. L. A., Bellamy P. E., 2004: Cover: Predicting habitat quality for Great Tits (*Parus major*) with airborne laser scanning data. *International Journal of Remote Sensing* 25 (22): 4851 – 4855. DOI: 10.1080/0143116031000139962.

Hill R. A., Hinsley S. A., 2015: Airborne lidar for woodland habitat quality monitoring: Exploring the significance of lidar data characteristics when modelling organism-habitat relationships. *Remote Sensing* 7: 3446-3466. DOI: 10.3390/rs70403446.

Isenburg M., 2018: LAStools – efficient LiDAR processing software (version 190114, licensed), <https://rapidlasso.com/>

Kabrna M., 2011: Studies on land restoration on spoil heaps from brown coal mining in the Czech Republic – a literature review. *Journal of Landscape Studies* 4: 59-69.

Kráska A., 2009: Globální úbytek obojživelníků. *Ochrana přírody* 5: 30-33.

Lone K., Loe L. E., Gobakken T., Linnell J. D. C., Odden J., Remmen J., Mysterud A., 2014: Living and dying in a multi-predator landscape of fear: roe deer are squeezed by contrasting pattern of predation risk imposed by lynx and humus. *Oikos* 123: 641 – 651. DOI: 10.1111/j.1600-0706.2013.00938.x.

Losos B., Gulička J., Lellák J., Pelikán J., 1985: EKOLOGIE ŽIVOČICHŮ. Státní pedagogické nakladatelství, Praha.

Matematická biologie, 2013: Multikolinearita (online) [cit. 22. 4. 2019], dostupné z: <http://portal.matematickabiologie.cz/index.php?pg=analyza-a-hodnoceni-biologickych-dat--regresni-modelovani--prakticke-otazky-vicenasobne-linearni-regrese--multikolinearita>.

Melin M., Matala J., Mehtätalo L., Tiilikainen R., Tikkanen O., Maltamo M., Pusenius J., Packalen P., 2014: Moose (*Alces alces*) reacts to high summer temperatures by utilizing thermal shelters in boreal forests – an analysis based on airborne laser scanning of the canopy structure at moose locations. *Global Change Biology* 20: 1115 – 1125. DOI: 10.1111/gcb.12405.

Melin M., Mehtätalo L., Miettinen J., Tossavainen S., Packalen P., 2016: Forest structure as a determinant of grouse brood occurrence – An analysis linking LiDAR data with presence/absence field data. *Forest Ecology and Management* 380: 202 – 211. DOI: 10.1016/j.foreco.2016.09.007.

Melin M., Shapiro A., Glover – Kapfler P., 2017: Lidar for ecology and conservation. WWF Conservation Technology Series 1(3), WWF-UK, Woking, United Kingdom. DOI: 10.13140/RG.2.2.22352.76801.

Muñoz A., Santos X., Felicísimo Á. M., 2016: Local – scale models reveal ecological niche variability in amphibian and reptile communities from two contrasting biogeographic regions. *PeerJ* 4: e2405 (online) [cit. 22. 4. 2019], dostupné z: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC5068418/>.

Müller J., Brandl R., 2009: Assessing biodiversity by remote sensing in mountainous terrain: the potential of LiDAR to predict forest beetle assemblages. *Journal of Applied Ecology* 46: 897 – 905. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2009.01677.x.

Naimi B., Araujo M. B., 2016: SDM: a reproducible and extensible R platform for species distribution modelling. *Ecography* 39: 368 – 375. DOI: 10.1111/ecog.01881.

Palminteri S., Powell G. V. N., Asner G. P., Peres C. A., 2012: LiDAR measurements of canopy structure predict spatial distribution of a tropical mature forest primate. *Remote Sensing of Environment* 127: 98 – 105. DOI: 10.1016/j.rse.2012.08.014.

Patočka Z., Mikita T., 2016: Využití plošného přístupu ke zpracování dat leteckého laserového skenování v inventarizaci lesa. *Zprávy lesnického výzkumu* 61(2): 115 – 124.

Prach K., 2003: Spontaneous succession in Central-European man-made habitats: What information can be used in restoration practice?. *Applied Vegetation Science* 6: 125-129. DOI: 10.1111/j.1654-109X.2003.tb00572.x.

Prach K., Řehouňková K., Lencová K., Jírová A., Konvalinková P., Mudrák O., Študent V., Vaněček Z., Tichý L., Petřík P., Šmilauer P., Pyšek P., 2014: Vegetation succession in restoration of disturbed sites in Central Europe: the direction of succession and species richness Gross 19 seres. *Applied Vegetation Science* 17(2): 193-200. DOI: 10.1111/avsc.12064.

Rangel T. F., Loyola R. D., 2012: Labeling Ecological Niche Models. *Natureza & Conservação* 10(2): 119 – 126. DOI: 10.4322/natcon.2012.030.

Řehounek J., Řehouňková K., Tropek T., Prach K., 2015: Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla, České Budějovice.

Stuart S. N., Chanson J. S., Cox N. A., Young B. E., Rodrigues A. S. L., Fischman D. L., Waller R. W., 2005: Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* 306: 1783-1786. DOI: 10.1126/science.1103538.

Swift Ch. E., Vierling K. T., Hudak A. T., Vierling L. A., 2017: Relationships among Vegetation Structure, Canopy Composition, and Avian Richness Patterns across an Aspen-Conifer Forest Gradient. *Canadian Journal of Remote Sensing*. DOI: 10.1080/07038992.2017.1317205.

Vauhkonen J., Imponen J., 2016: Unsupervised classification of airborne laser scanning data to locate potential wildlife habitats for forest management planning. *Forestry* 0: 1 – 14. DOI: 10.1093/forestry/cpw011.

Vierling K. T., Vierling L. A., Gould W. A., Martinuzzi S., Clawges R. M., 2008: Lidar: shedding new light on habitat characterization and modeling. *Front Ecol Environ* 6(2): 90 – 98. DOI: 10.1890/070001.

Vierling K. T., Bässler C., Brandl R., Vierling L. A., Weiß I., Müller J., 2011: Spinning a laser web: predicting spider distributions using LiDAR. *Ecological Applications* 21(2): 577 – 588. DOI: 10.1890/09-2155.1.

Vojar J., Doležalová J., Solský M., 2012: Hnědouhelné výsypky – nová příležitost (nejen) pro obojživelníky. *Ochrana přírody* 3: 8-11.

Vojar J., Doležalová J., Solský M., Smolová D., Kopecký O., Kadlec T., Knapp M., 2016a: Spontaneous succession on spoil banks supports amphibian diversity and abundance. *Ecological Engineering* 90: 278284. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2016.01.08.

Vojar J., Doležalová J., Solský M., 2016b: Obojživelníci na výsypkách: nové poznatky o biologickém významu post-těžebních území (nejen) pro obojživelníky. *Fórum ochrany přírody* 1: 20-22.

Vráblíková J., Blažková M., Farský M., Jeřábek M., Seják J., Šoch M., Beránek J., Jirásek P., Neruda M., Vráblík P., Zahálka J., 2008: Revitalizace antropogenně postižené krajiny v Podkrušnohoří II. část Teoretická východiska pro možnost revitalizace území modelové oblasti. Univerzita Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem. Fakulta životního prostředí, Ústí nad Labem.

Wehr A., Lohr U., 1999: Airbone laser scanning – an introduction and overview. *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing* 54: 68 – 82.

Zavadil V., Sádlo J., Vojar J., 2011: Biotopy našich obojživelníků a jejich management. AOPK ČR, Praha.

Zwach I., 2013: Obojživelníci a plazi České republiky. Grada Publishing, a. s., Praha.

Seznam odkazů

URL 1: <<https://www.flickr.com/photos/environmentagencyopensurveydata/29670476293/>>

URL 2: <<https://www.esri.com/arcgis/blog/products/product/imagery/understa-ding-curvature-rasters/>>

Ostatní zdroje

Vyhláška č. 395/1992 Sb., vyhláška ministerstva životního prostředí České republiky, kterou se provádějí některá ustanovení zákona České národní rady č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny.

8. Přílohy

Příloha č. 1: Výřez ze stínovaného DTM, Hornojřetínská výsypka.



Příloha č. 2: Výřez z normalizovaného DSM. Hornojřetínská výsypka.

