

Univerzita Karlova
Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Biologie

Studijní obor: Botanika



Bc. Martina Procházková

**Predikční modelování potenciálního výskytu vybraných druhů
mechorostů na území Národního parku České Švýcarsko**

Predictive distribution modelling of selected bryophyte species in Bohemian
Switzerland National Park

Diplomová práce

Školitel: Mgr. Matěj Man

Praha, 2019

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze dne 12. 8. 2019

Bc. Martina Procházková

Poděkování

Na tomto místě bych ráda poděkovala především svému školiteli Matěji Manovi za odborné vedení a podporu po celou dobu zpracovávání diplomové práce. Dále pak Zdeňku Soldánovi za poskytnuté konzultace a rady. Poděkování patří také Ivaně Markové ze Správy Národního parku České Švýcarsko za cennou pomoc při plánování terénního průzkumu. Dále bych chtěla poděkovat své rodině a všem, kteří mě při zpracovávání této diplomové práce podporovali.

Abstrakt

Hlavním cílem této diplomové práce bylo vytvoření modelů potenciálního výskytu druhů *Dicranum majus* (dvouhrotec velký) a *Polytrichum alpinum* (ploník horský) na území Národního parku České Švýcarsko. Tyto druhy mechorostů jsou na našem území vázány na chladné klimatické oblasti typicky ve vyšších nadmořských výškách. V Českosaském Švýcarsku se mohou i přes velmi nízkou nadmořskou výšku vyskytovat díky unikátním mikroklimatickým podmínkám hlubokých inverzních roklí. V rámci studovaného území měly tyto druhy před začátkem mého výzkumu nízký počet dosud zaznamenaných výskytových lokalit (4 lokality pro *Dicranum majus*, 8 lokalit pro *Polytrichum alpinum*). Modelování potenciálního výskytu vhodných stanovišť pro tyto druhy a následná prostorová interpolace mohou efektivně sloužit k zacílení terénního výzkumu a vytipování nových výskytových lokalit či návrhu managementových opatření.

Celkem jsem v rámci terénního průzkumu na území Národního parku České Švýcarsko zaznamenala 34 nových lokalit výskytu druhu *Dicranum majus* a 29 nových výskytových lokalit druhu *Polytrichum alpinum* dále využitých pro vytvoření predikčních modelů. Jako environmentální data jsem použila 8 topografických proměnných odvozených z digitálního modelu terénu s rozlišením 1 m. Za použití těchto dat jsem vytvořila modely potenciálního výskytu nejvhodnějších stanovišť pro oba druhy s využitím algoritmů Artificial neural networks (ANN), Generalised linear model (GLM) a Random forest (RF). Algoritmus RF vykazoval nejlepší predikční schopnost jak na trénovací sadě dat, tak na nezávislých validacích v případě obou cílových druhů. Největší vliv na výskyt druhu *Dicranum majus* měla dle vyhodnocení relativní důležitosti proměnných nadmořská výška. V případě výskytu druhu *Polytrichum alpinum* se jednalo o drsnost terénu. S použitím nejlepších modelů jsem provedla prostorové interpolace potenciální vhodnosti stanovištních podmínek pro výskyt obou druhů. V rámci terénní validace jsem poté zaznamenala 4 další nové lokality druhu *Dicranum majus* a 2 nové lokality druhu *Polytrichum alpinum* na místech, kde model předpovídal nevyšší pravděpodobnost výskytu vhodných stanovišť. Přes slabou predikční schopnost vytvořených modelů byla prostorová interpolace a následná terénní validace velmi úspěšná. Cílové druhy byly nalezeny na 20 % validačních lokalit. Hledání nových lokalit na základě modelem vybraných míst bylo také řádově efektivnější než hledání nových lokalit na základě expertní vědecké znalosti.

Klíčová slova: *Dicranum majus*, *Polytrichum alpinum*, mechorosty, rozšíření, model potenciálního výskytu, prostorová interpolace, mikroklima, digitální model terénu, Národní park České Švýcarsko

Abstract

The aim of this thesis was to create potential distribution models for *Dicranum majus* (Greater Fork Moss) and *Polytrichum alpinum* (Alpine Haircap) in Bohemian Switzerland National Park. In the Czech Republic these bryophyte species occur in cold climatic regions typically with higher altitudes. In Bohemian and Saxon Switzerland they can occur in really low altitudes thanks to unique microclimatic conditions of deep inversion ravines. These bryophyte species had low number of occurrence records in studied area before the start of my research (4 occurrence localities for *Dicranum majus*, 8 occurrence localities for *Polytrichum alpinum*). Predictive habitat suitability models can be an effective tool for selecting potential new occurrence localities, planning field research or management design.

During field research I recorded 34 new occurrence localities for *Dicranum majus* and 29 new occurrence localities for *Polytrichum alpinum* in Bohemian Switzerland National Park. I used 8 topographic parameters derived from digital elevation model with 1 m resolution as environmental data. Using these data I created models of potential distribution of the most suitable habitats for both species with algorithms Artificial neural networks (ANN), Generalised linear model (GLM) and Random forest (RF). RF algorithm had the best predictive power in case of both training data set and independent evaluations for both studied species. The most important variable predicting occurrence of *Dicranum majus* was the elevation. In case of *Polytrichum alpinum* it was the terrain ruggedness. Using the best models I did spatial interpolation of habitat suitability for both species. During field validation I recorded another 4 new localities for *Dicranum majus* and 2 new localities for *Polytrichum alpinum* in areas with the highest predicted suitability of habitats. Despite overall weak predictive power of created models, the spatial interpolation and the field validation were highly successful. Studied species were found on 20 % of validation localities. Moreover searching for new localities based on areas selected by model turned out to be much more effective than searching for new localities based on expert scientific knowledge.

Key words: *Dicranum majus*, *Polytrichum alpinum*, bryophytes, distribution, species distribution modelling, SDM, habitat suitability, microclimate, digital elevation model, Bohemian Switzerland National Park

OBSAH

1 ÚVOD	1
1.1 Mechorosty a prostředí	1
1.2 Hlavní cíle práce	2
1.3 Modelování potenciálního výskytu mechorostů	2
1.4 Rozšíření a biogeografie druhů <i>Dicranum majus</i> a <i>Polytrichum alpinum</i>	4
1.4.1 Rozšíření druhů <i>Dicranum majus</i> a <i>Polytrichum alpinum</i> ve světě	4
1.4.2 Rozšíření druhů <i>Dicranum majus</i> a <i>Polytrichum alpinum</i> v České republice	8
1.5 Morfologická a ekologická charakteristika cílových druhů mechorostů	10
1.5.1 <i>Dicranum majus</i> Sm. – dvouhrotec velký	10
1.5.2 <i>Polytrichum alpinum</i> Hedw. – ploník horský	12
2 METODIKA	14
2.1 Popis studovaného území	14
2.1.1 Národní park České Švýcarsko jako součást oblasti Labských pískovců	14
2.1.2 Výskyt mechorostů v Národním parku České Švýcarsko	15
2.2 Rešerše výskytových dat cílových druhů	16
2.3 Sběr výskytových dat	17
2.4 Výběr environmentálních proměnných	19
2.4.1 Odvození parametrů z Digitálního modelu terénu	20
2.5 Vytvoření predikčních modelů	21
2.5.1 Příprava dat	21
2.5.2 Vytvoření predikčních modelů	22
2.5.3 Evaluace výstupů modelování	24
2.5.4 Prostorová predikce potenciálně vhodných stanovišť	25
2.6 Terénní validace výstupů predikčního modelování	25
3 VÝSLEDKY	27
3.1 Výskytová data	27
3.2 Design a evaluace predikčních modelů	27
3.3 Prostorová predikce potenciální vhodnosti stanovišť	31

3.4 Terénní validace.....	36
4 DISKUSE.....	38
4.1 Cílové druhy a jejich výskytové lokality	38
4.2 Environmentální data.....	39
4.3 Zhodnocení algoritmů použitých pro predikční modelování.....	40
4.4 Terénní ověření výskytu cílových druhů na základě modelem vybraných lokalit.....	42
5 ZÁVĚR	43
6 LITERATURA.....	45
7 PŘEHLED POUŽITÝCH ZKRATEK.....	52
8 PŘÍLOHY	53

1 ÚVOD

1.1 Mechorosty a prostředí

Mechorosty představují skupinu suchozemských rostlin, jejichž evoluční úspěšnost, vysoká diverzita, ekologický význam a rozšíření napříč ekosystémy je předurčeno specifickými fyziologickými a ekologickými vlastnostmi (Vanderpoorten & Goffinet 2009). Vzhledem ke své velikosti (0,5 až 10 cm) a především nepřítomnosti vodivých pletiv (poikilohydrii) jsou úzce vázány na mikroklimatické podmínky prostředí, ve kterém se vyskytují (Glime 2013; Medina, Draper & Lara 2011). Změny v mikroklimatických podmínkách mohou mít na výskyt mechorostů zásadní vliv (Benítez, Prieto & Aragón 2015). Makroklimatické podmínky prostředí mohou naproti tomu ovlivňovat například skladbu epifytických společenstev (Bates, Roy & Preston 2004).

Specifický je také charakter šíření mechorostů, který se uskutečňuje prostřednictvím malých, lehkých jednobuněčných spor (7 až 100 μm velkých) a stejně efektivně také formou vegetativního rozmnožování pomocí rozmnožovacích tělísek (gem) nebo fragmentů stélek. Přenos těchto částic je uskutečňován převážně pomocí větru. Navzdory snadnému šíření diaspor mechorostů neplatí, že by měly všechny druhy široké areály rozšíření. Některé druhy navzdory produkci velkého množství diaspor vykazují limitované areály rozšíření, a naopak druhy s transkontinentálními areály jsou často sterilní. To může být způsobeno řadou faktorů jako jsou například úzce vymezené ekologické niky, lokální extinkce, historické události a další. Některé vzácné druhy mechorostů tak například navzdory své dobré schopnosti šíření nejsou schopny vytvářet životaschopné populace z důvodu silného kompetičního tlaku ze strany jiných druhů (Frahm 2008; Hutsemekers et al. 2008).

Dobrá znalost specifických vlastností mechorostů týkajících se jejich vztahu k prostředí je klíčová pro další studium ekologie a rozšíření mechorostů. Faktory jako je silná vazba mechorostů na prostředí mikrohabitatů, charakter jejich šíření, a také vliv biotických faktorů na jejich výskyt, ovlivňují poté například právě průběh modelování potenciálního výskytu mechorostů.

1.2 Hlavní cíle práce

1. Vytvořit predikční model potenciálně vhodných lokalit pro výskyt vybraných druhů mechorostů na území Národního parku České Švýcarsko – konkrétně pro boreomontánní druh *Dicranum majus* (dvouhrotec velký) a subarktiko-subalpinský druh *Polytrichum alpinum* (ploník horský).
2. Získat dostatečné množství přesně lokalizovaných výskytových dat pro tyto druhy potřebných pro vytvoření predikčních modelů.
3. Posoudit vhodnost volby environmentálních dat (typ, měřítko) využitých pro modelování potenciálního výskytu těchto druhů a pokusit se o vyhodnocení hlavních environmentálních faktorů ovlivňujících jejich výskyt.
4. Ověřit kvalitu výstupů modelování a vytvořené prostorové interpolace potenciálně vhodných stanovišť pro výskyt cílových druhů pomocí terénní validace.
5. Navrhnout možné praktické využití predikčních modelů například pro vytipování nových lokalit výskytu druhů *Dicranum majus* a *Polytrichum alpinum* na území NP České Švýcarsko nebo pro management tohoto chráněného území.

1.3 Modelování potenciálního výskytu mechorostů

Modelování výskytu druhů (Species Distribution Modelling, SDM) je v současné době hojně využívanou metodou usilující o objasnění vztahu mezi výskytem druhů a přírodními podmínkami jejich stanovišť. Modelování výskytu druhů se v současnosti využívá pro širokou škálu druhů v mnoha oblastech jako je například populační biologie, paleobiologie, ochránářská biologie, fylogenetika a další. S ohledem na cílový druh a účel modelování je při vytváření modelů potenciálního výskytu nutné zohlednit některé faktory, které mohou ovlivnit predikční schopnost vytvářených modelů:

- Modely potenciálního výskytu by měly zohledňovat ekologické a další charakteristiky konkrétních druhů a nezanedbávat vliv biotických faktorů, který nelze pomocí modelu plně objasnit (Wisz et al. 2013).
- Při přípravě dat je nutné zaměřit se především na charakter využívaných environmentálních dat co se týče například jejich měřítka vzhledem k velikosti cílového organismu (Guisan, Graham, Elith & Huettmann 2007).
- Příprava výskytových dat by měla reflektovat snahu o vhodnou volbu použitých dat („presence only“, „presence absence“ nebo „pseudoabsence“ data / herbářová data nebo nově získaná výskytová data) (Hernandez et al. 2006; Wisz et al. 2008).
- Významným faktorem je také volba odpovídající metodiky sběru výskytových dat co se týče například jejich rozlišení, počtu získaných dat („sample size“) nebo rozlohy studované

oblasti se zohledněním specifických charakteristik konkrétního organismu (Hernandez, Graham, Master & Albert 2006; Wisz et al. 2008).

Samotné vytváření modelu potenciálního výskytu poté přináší výzvy v podobě výběru ze široké škály dostupných statistických metod a nutnosti volby vhodného algoritmu vzhledem k charakteru cílového druhu a účelu modelování. Je také potřeba zabývat se evaluací predikční schopnosti jednotlivých metod a redukováním nejistoty vytvářených predikcí (Marmion, Parviainen, Luoto, Heikkinen & Thuiller 2009). Neméně významným je proces interpolace případně extrapolace získaných dat v rámci prostorového popřípadě časového měřítka, tedy predikce míry vhodnosti stanovištních podmínek pro výskyt daných druhů (Fielding & Bell 1991).

Modelování potenciálního výskytu je pro mechorosty zatím méně často využíváno v porovnání například s cévnatými rostlinami. S přihlédnutím k ekologickým vlastnostem a dalším charakteristikám mechorostů přináší modelování jejich potenciálního výskytu určitá specifika. Především se jedná o měřítko používaných environmentálních dat – přestože úzká vazba mechorostů na mikroklimatické podmínky jejich stanovišť je známá a studuje se, chybí dostatečné zohlednění tohoto faktoru v samotném procesu modelování (Cole et al. 2008). Existující studie stále často využívají environmentální data v hrubém rozlišení například proměnné odvozené z databáze WorldClim s rozlišením 1 km (například Číhal & Kaláb 2017; Delgadillo, Villasenor & Ortiz 2012; Kruijer, Raes, & Stech 2010). Přírodní podmínky mikrohabitatů a jejich gradienty jsou přitom velmi komplexní a významně ovlivňují druhové složení společenstev mechorostů (Cole et al. 2008; Mills & Macdonald 2004; Vitt & Belland 1997). Dalším problematickým faktorem při modelování potenciálního výskytu mechorostů jsou také nedostatečné znalosti o rozšíření mechorostů v mnoha oblastech a s tím spojený nedostatek dostupných výskytových dat. Tuto otázku by mohlo úspěšně řešit mimo jiné například vytváření výskytových databází a výskytových map pro mechorosty (Hunter & Webb 2002). V České republice byl aktuálně spuštěn provoz online výskytové databáze pro mechorosty a lišejníky „DALIBOR“ (dalibor.ibot.cas.cz).

Pro mechorosty stejně jako pro jiné skupiny organismů nabízí modelování potenciálního výskytu širokou škálu možného využití. Jedná se primárně o modelování ekologické niky jednotlivých druhů (například Sérgio, Vieira, Claro & Garcia 2011; Wangen 2015), dále o využití modelů potenciálního výskytu pro biogeografické studie nebo například pro predikce výskytu za změny klimatu (například Mateo, Vanderpoorten, Muñoz, Laenen & Désamoré 2013; Patiño et al. 2013). Velký potenciál skýtá modelování výskytu vzácných a ohrožených druhů mechorostů. Predikce potenciálního výskytu těchto druhů může napomáhat ke zpřesnění znalostí o jejich ekologii, stanovištních nárocích a míře jejich ohrožení a sloužit k vytipování možných nových lokalit výskytu. Modely potenciálního výskytu těchto druhů mechorostů přesto nemohou nahradit expertní vědeckou znalost, ale mohou efektivně sloužit právě k plánování terénního výzkumu (například Číhal & Kaláb

2017; Číhal, Kaláb & Plášek 2017; Spitale & Mair 2015). V případě vytváření modelů potenciálního výskytu vzácných druhů může působit problém nemožnost získání dostatečného počtu výskytových dat potřebných pro tvorbu modelu (Wisz et al. 2008). Predikční modely pro druhy s menšími areály rozšíření a vazbou na užší spektrum přírodních podmínek mohou být ale spolehlivější než modely výskytu druhů s velkými areály rozšíření a širokou ekologickou valencí (Hernandez, Graham, Master & Albert 2006).

1.4 Rozšíření a biogeografie druhů *Dicranum majus* a *Polytrichum alpinum*

Cílem této diplomové práce je vytvoření modelů potenciálního výskytu druhů *Dicranum majus* (dvouhrotec velký) a *Polytrichum alpinum* (ploník horský) na území Národního parku České Švýcarsko. Jedná se o chladnomilné druhy mechorostů vyskytující se na našem území primárně v horských oblastech s vyšší nadmořskou výškou, na území NP České Švýcarsko pak v hlubokých roklích s inverzním charakterem klimatu. V následující kapitole prezentuji přehled rozšíření těchto druhů v České republice a celosvětově s cílem objasnit unikátnost jejich výskytu v NP České Švýcarsko.

1.4.1 Rozšíření druhů *Dicranum majus* a *Polytrichum alpinum* ve světě

Níže uvádím přehled rozšíření a biogeografie druhů *Dicranum majus* a *Polytrichum alpinum* v celosvětovém měřítku čerpající z literárních zdrojů zabývajících se biogeografií mechorostů a z další bryologické literatury.

***Dicranum majus*:**

Atherton I. (2010): Mosses and Liverworts of Britain and Ireland: A Field Guide

- Velká Británie – Skotsko, jižní a západní Anglie hojně, východní Anglie vzácněji, západní a jižní Irsko, východní Irsko vzácněji

British Bryological Society: NBN Atlas

- druh s oceánickými tendencemi výskytu
- Čína, Korea, Japonsko, Rusko, Evropa, Severní Amerika

Dierssen K. (2001): Distribution, ecological amplitude and phytosociological characterization of European bryophytes

- arkticko-montánní druh
- cirkumpolární druh
- kryofytický až mezotermní druh
- Allosuro-Athyron, Qiercion roburi-petraeae (západní Evropa), Piceion, Calluno-Ulicetea, Adenostyletalia

Duell R. (1984): Distribution of the European and Macaronesian mosses (Bryophytina)

- boreální druh
- Evropa: Rakousko, Belgie, Velká Británie, Česká republika, Dánsko, Faerské ostrovy, Finsko, Francie, Německo, Irsko, Švýcarsko, Holandsko, Španělsko, Island, Itálie, Slovinsko, Chorvatsko, Bosna a Hercegovina, Portugalsko, Norsko, Polsko, Rumunsko, Švédsko, Špicberky, Litva, Lotyšsko, Estonsko, Ukrajina, severozápadní pobřeží Černého moře, Gruzie
- Turecko
- Rusko: severozápadní a centrální
- severovýchodní Asie
- východní Asie (například Japonsko, Korea, Mongolsko, Čína)
- střední Asie (například Indie, Himaláje, část jižní Číny)
- jihozápadní Asie (například Izrael, Sýrie, Libanon, Irák, Írán, Saudská Arábie; mimo Kavkaz)

Glime J. M. (2013): Bryophyte Ecology

- sever státu Michigan (Severní Amerika)
- Francie – Bretaň
- střední Norsko
- Wales – Swallow Falls

Hallingbäck T., Lönnell N. & Weibull H. (2008): Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. Bladmossor: Kompaktmossor – kapmossor.

- rozšířený ve skandinávských zemích, hranice výskytu ve spodní části vysokoalpínské zóny

Smith A. (1982): Bryophyte Ecology

- Irsko – Killarney

Smith A. (1978): The Moss Flora of Britain and Ireland

- v Evropě severně od Svalbardu, na Faerských ostrovech, na Islandu, v Turecku, na Kavkaze
- severní a střední Asie, Čína, Korea, Japonsko, Severní Amerika, Grónsko
- Velká Británie: v nížinách vzácně mimo jih, jinak často, místy hojně

Polytrichum alpinum:

Atherton I. (2010): Mosses and Liverworts of Britain and Ireland: A Field Guide

- Velká Británie – Skotsko, západní a severní Anglie, jižní a východní Anglie vzácně, místy v severním a západním Irsku

Dierssen K. (2001): Distribution, ecological amplitude and phytosociological characterization of European bryophytes

- antarktisko-tropický druh
- subalpínsko-alpínsko-arktický druh
- kosmopolitní druh
- kryofytický druh

- Dicranelletalia heteromallae, Nardetalia, výjimečně Thlaspietea rot., Caricetalia curvulae, Salicetea herbacea, Loiseleurio-Vaccinietae, Adenostyletalia, Vaccinio-Piceetea, Alnion incanae

Duell R. (1984): Distribution of the European and Macaronesian mosses (Bryophytina)

- subarkticko-subalpínský druh
- Evropa: Rakousko, Velká Británie, Bulharsko, Korsika, Česká republika, Dánsko, Faerské ostrovy, Finsko, Německo, Francie, Řecko, Irsko, Švýcarsko, Holandsko, Španělsko, Maďarsko, Island, Itálie, Slovinsko, Chorvatsko, Bosna a Hercegovina, Portugalsko, Norsko, Polsko, Rumunsko, Švédsko, Špicberky, Litva, Lotyšsko, Estonsko, Ukrajina, Gruzie
- Turecko
- Rusko: severozápadní a centrální
- severovýchodní Asie
- východní Asie (například Japonsko, Korea, Mongolsko, Čína)
- střední Asie (například Indie, Himaláje, část jižní Číny)
- jihozápadní Asie (například Izrael, Sýrie, Libanon, Irák, Írán, Saudská Arábie, mimo Kavkaz)
- severní Afrika
- tropická Afrika
- jižní Afrika
- Severní Amerika včetně Grónska
- střední Amerika (například Mexiko, Guatemala až Panama)
- jih Jižní Ameriky
- Austrálie a Nový Zéland
- Antarktida

Longton R. E. (1988): Biology of polar bryophytes and lichens

- Aljaška – Barrow
- Jižní Georgie (Antarktida)

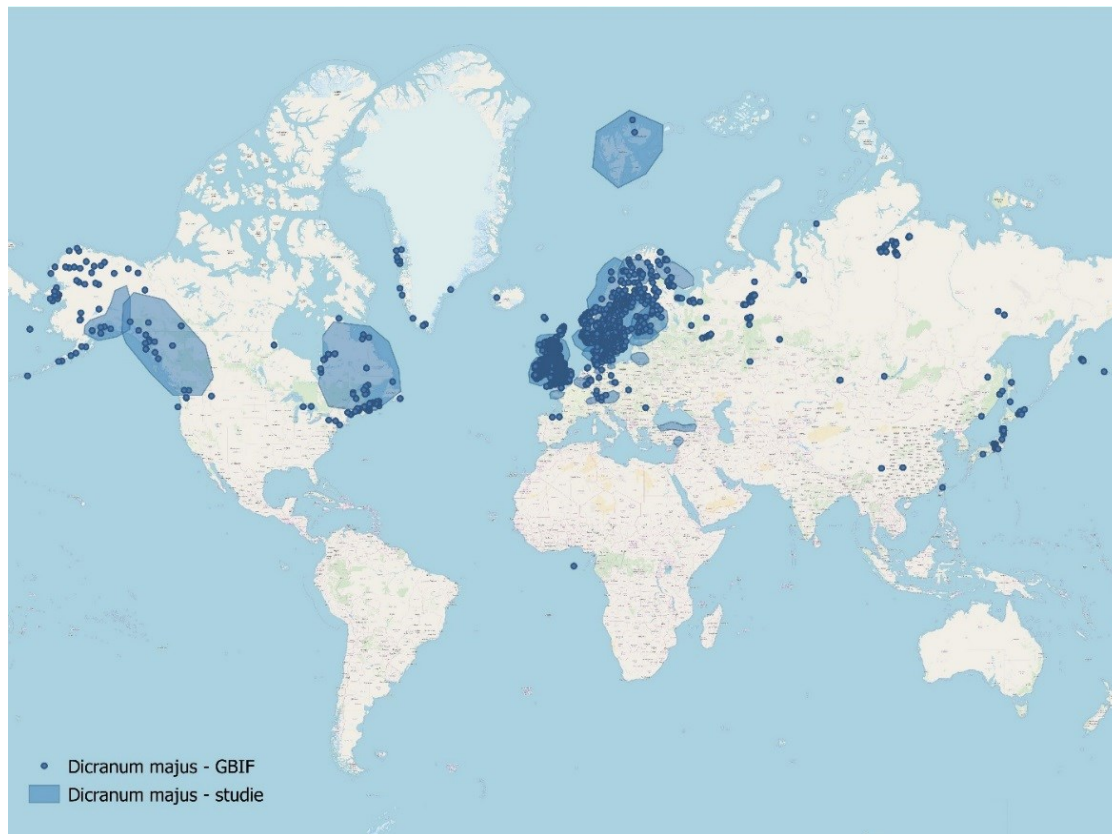
Smith A. (1982): Bryophyte Ecology

- Kanada – Ostrovy královny Alžběty
- Jižní Sandwichovy ostrovy
- Jižní Shetlandy
- Jižní Georgie
- Jižní Orkneje (ostrov Signy)
- Aljaška

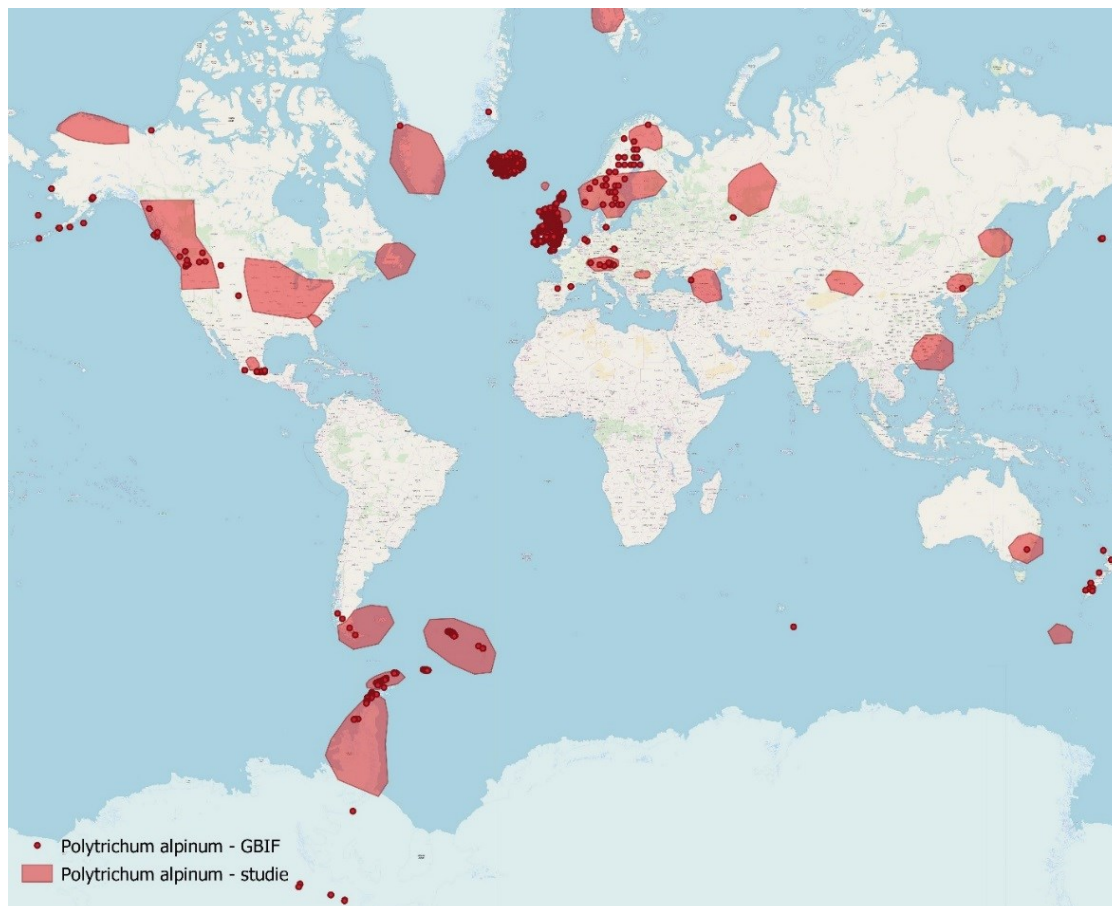
Smith A. (1978): The Moss Flora of Britain and Ireland

- v Evropě severně od Svalbardu, na Faerských ostrovech, na Islandu, na Kavkaze, v Turecku
- severní, střední a východní Asie, Severní Amerika, Grónsko, Mexiko, jih Jižní Ameriky, Antarktida, Kerguelenské ostrovy
- Velká Británie: v nížinách ne, jinak náhodně až hojně, místy v severozápadním Irsku, jinak vzácně

Na mapách níže je dále zobrazeno rozšíření druhů *Dicranum majus* a *Polytrichum alpinum* v celosvětovém měřítku vycházející z výskytových dat pro cílové druhy dostupných z databáze Global Biodiversity Information Facility (GBIF) a dále z vědeckých studií zabývajících se těmito druhy dostupných z webové stránky Scopus (scopus.com).



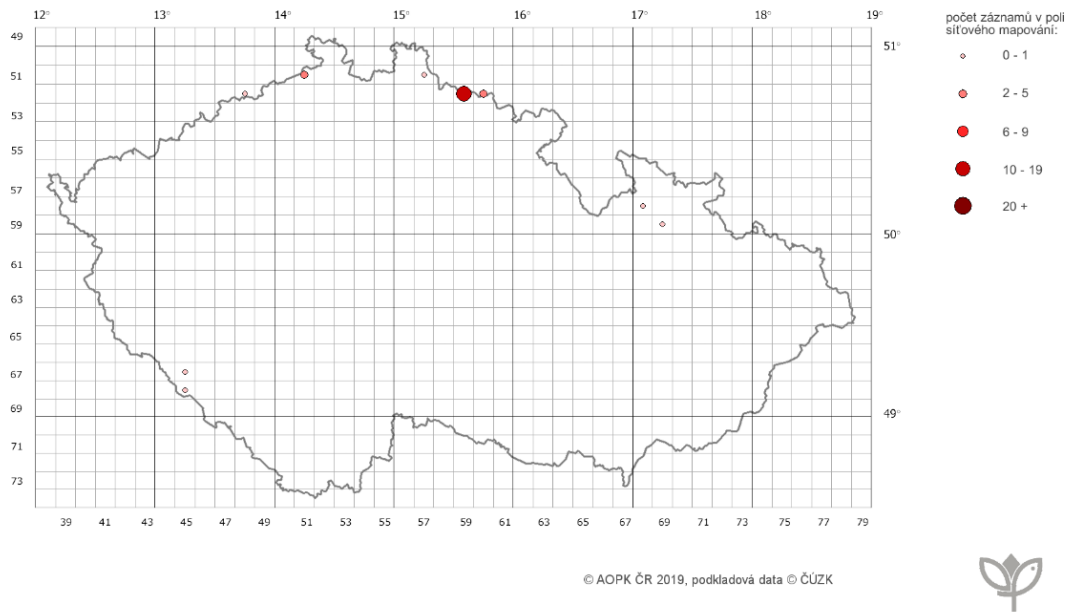
Obr. 1 Celosvětové rozšíření druhu *Dicranum majus* (zdroj dat: GBIF, Scopus)



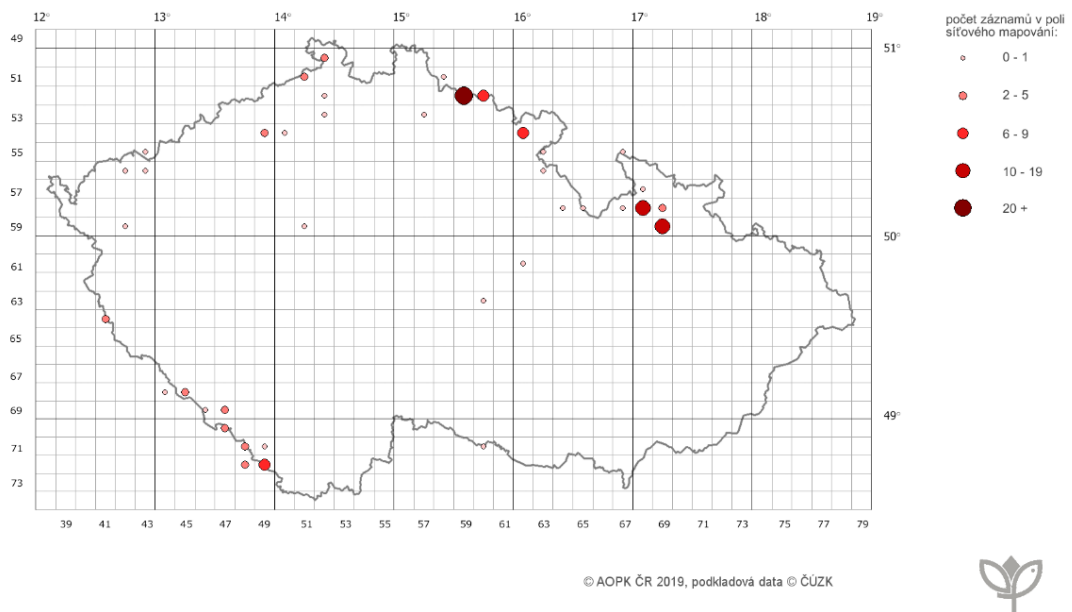
Obr. 2 Celosvětové rozšíření druhu *Polytrichum alpinum* (zdroj dat: GBIF, Scopus)

1.4.2 Rozšíření druhů *Dicranum majus* a *Polytrichum alpinum* v České republice

Níže uvádím mapové zobrazení rozšíření druhů *Dicranum majus* a *Polytrichum alpinum* na území České republiky čerpající z výskytových dat dostupných z NDOP (AOPK ČR, portal.nature.cz).



Obr. 3 Rozšíření druhu *Dicranum majus* v České republice (zdroj dat: (c) AOPK ČR, Nálezová databáze ochrany přírody)



Obr. 4 Rozšíření druhu *Polytrichum alpinum* v České republice (zdroj dat: (c) AOPK ČR, Nálezová databáze ochrany přírody)

Dicranum majus:

Jedná se o boreomontánní druh s cirkumpolárním charakterem rozšíření a oceánickými tendencemi výskytu. V České republice se *Dicranum majus* vyskytuje převážně ve vyšších polohách na území hraničních pohoří – Šumava, Krkonoše, Jizerské hory, Jeseníky a dále v Labských pískovcích převážně v místech s inverzním charakterem klimatu.

Polytrichum alpinum:

Jedná se o subalpínsko-alpínský až arktický druh s kosmopolitním charakterem rozšíření. Opět jde o druh s oceánickou tendencí výskytu. Na území České republiky se *Polytrichum alpinum* vyskytuje v horských až vysokohorských polohách na území Krkonoš, Šumavy, Jizerských hor a Jeseníků a dále v inverzních polohách Českého středohoří a Labských pískovců.

V případě obou studovaných druhů reflektuje jejich rozšíření na území České republiky chladnomilnost a oceánické tendence výskytu těchto mechorostů. Rozšíření studovaných druhů v horských až vysokohorských polohách odpovídá charakteru jejich rozšíření například ve skandinávských zemích. Unikátní je v České republice jejich výskyt v inverzních polohách mimo jiné právě na území Národního parku České Švýcarsko vzhledem k tomu, že se jedná o oblast s neobvykle nízkou nadmořskou výškou a obecně poměrně teplou oblast. Chladné klima hlubokých zastíněných roklí a pro toto území taktéž typický relativně oceánický charakter klimatu se ale podílejí na vytváření příznivých stanovištních podmínek pro výskyt druhů *Dicranum majus* a *Polytrichum alpinum*.

1.5 Morfologická a ekologická charakteristika cílových druhů mechorostů

1.5.1 *Dicranum majus* Sm. – dvouhrotec velký

Morfologie:

Druh statného vzrůstu (až 15 cm) tvořící mohutné porosty. Světle až hnědě zelený, slabě plstnatý. Až 15 mm dlouhé lístky, jednostranně srpovitě zahnuté s vejčitou bází, šídlovité až štětínovité vybíhají v ozubenou odstálou špičku. Žebro dosahující až do špičky lístku je na abaxiální straně pilovité, ale postrádá vystouplé lamely, v řezu pozorujeme dvě řady velkých buněk. Štěty nažloutlého zbarvení vyrůstají po 1-5 z jednoho obalu. Tobolka je podlouhle vejčitá a slabě rýhovaná, víčko dlouze zobanité (Pilous & Duda 1960; Smith 1978; Atherton 2010).

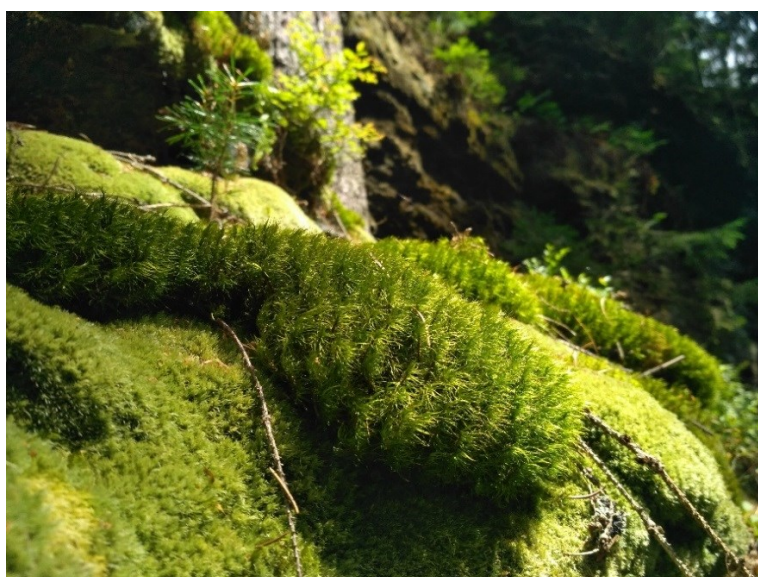


Obr. 5 *Dicranum majus* – příčný řez listem (foto: PhytoImages.siu.edu, D. H. Vitt)

Ekologie:

Acidofytní až mezofytní druh vyskytující se na stinných až mírně osluněných habitatech. Na chráněných kyselých humózních půdách, na stanovištích s chybějícím až středním vlivem člověka. Většinou na lesním humusu, výjimečně na skalách s dostatkem organické hmoty, dále na skalních římsách, ztrouchnivělém dřevě a chráněných březích. V lesích, méně často na vřesovištích (Pilous & Duda 1960; Smith 1978; Dierssen 2001).

Na Červeném seznamu mechorostů České republiky je tento druh uveden jako ohrožený – zranitelný (VU, vulnerable) (Kučera & Váňa 2005). V Labských pískovcích byl považován za velmi vzácný, v rámci bryofloristického průzkumu v letech 2008 a 2009 byl potvrzen jeho výskyt ve Střelecké rokli a Pryskeřičném dole. Jednalo se o první zaznamenané lokality výskytu přímo v Národním parku České Švýcarsko (Wild et al. 2009).



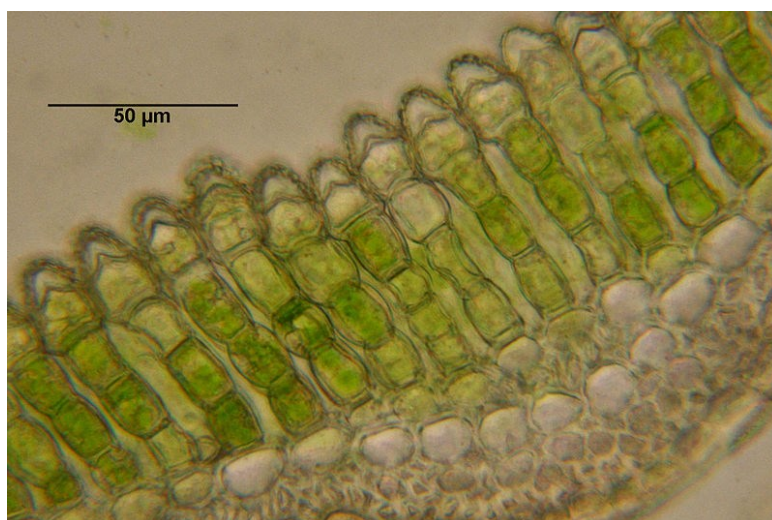
Obr. 6 *Dicranum majus* Sm. (foto: M. Procházková)

1.5.2 *Polytrichum alpinum* Hedw. – ploník horský

(syn. *Polytrichastrum alpinum*)

Morfologie:

Druh středního vzrůstu (do 10 cm) tvořící vysoké trsy matné zelené až šedozelené barvy. Lístky jsou až 10 mm dlouhé, čárkovitě kopinaté, šídlovitě zašpičatělé, rovné, za vlhka odstálé až odehnuté, za sucha přitisklé k lodyžce. Okraje lístků jsou slabě ozubené. Žebro chlupovitě vybíhá, nahoře je svrchu pilovité. Na spodní straně lístků pozorujeme 30-40 řad lamel 5-9 buněk vysokých s papilovitými, zvětšenými koncovými buňkami. Až 5 cm dlouhý štět má při bázi načervenalé zbarvení. Tobolka je slabě nachýlená, podlouhlá, zaoblená, bez rýhování. Víčko je dlouze šikmo zobanité. Čepička je červenohnědá, nepokrývající celou tobolku (Pilous & Duda 1960; Smith 1978; Atherton 2010).



Obr. 7 *Polytrichum alpinum* – příčný řez listem (lamely s koncovými buňkami) (foto: Wikimedia Commons, H. Schachner)

Ekologie:

Acidofytní až subneutrofytní (vzácně bazifytní) druh vyskytující se na zastíněných až mírně osluněných habitatech s vysokou až střední vlhkostí, na stanovištích s chybějícím nebo slabým vlivem lidské činnosti. Na kyselých, vzácněji bazických silikátových skalách, skalních římsách, převiscích a balvanech, vzácně na padlém dřevě, v lesích. V nejvyšších polohách i na zemi, na horských holích, případně na travnatých svazích a na vřesovištích. V nižších polohách na málo úživných vlhkých stanovištích, v roklích a na sutích (Pilous & Duda 1960; Smith 1978; Dierssen 2001).

Na Červeném seznamu mechorostů České republiky je tento druh uveden jako neohrožený (LC, least concern) (Kučera & Váňa 2005). V Národním parku České Švýcarsko byl druh

Polytrichum alpinum v rámci bryofloristického průzkumu inverzních roklí v letech 2008 a 2009 nalezen ve všech zkoumaných roklích mimo roklí u Dolského mlýna. Rozsáhlé plodné porosty byly zaznamenány v Priskyřičném dole (Wild et al. 2009).



Obr. 8 *Polytrichum alpinum* Hedw. (foto: Bryo.cz, Š. Koval)

2 METODIKA

2.1 Popis studovaného území

2.1.1 Národní park České Švýcarsko jako součást oblasti Labských pískovců

Národní park České Švýcarsko je společně s Národním parkem Saské Švýcarsko a chráněnými krajinnými oblastmi Labské pískovce a Saské Švýcarsko součástí geomorfologické jednotky Labské pískovce rozkládající se po obou stranách řeky Labe a přecházející ze severu České republiky konkrétně z Děčína do Saska ve Spolkové republice Německo. Tato oblast představuje přibližně 700 km² krajiny vyznačující se unikátními přírodními podmínkami a s nimi spojenou vysokou biodiverzitou. Jedná se o pískovcovou oblast České křídové pánve s častými výchozy třetihorních hornin, s vysokým zalesněním a minimálním osídlením. Všechny tyto faktory a také unikátní krajina tvořená kaňonem řeky Labe přispívají k jedinečnosti a evropskému významu této lokality. Samotný Národní park České Švýcarsko byl vyhlášen v roce 2000 jako čtvrtý a nejmladší národní park v České republice. Rozkládá se na Děčínsku mezi obcemi Krásná Lípa, Chřibská a Hřensko na zhruba 79 km². V jeho blízkosti se nacházejí další chráněná území – CHKO České Středohoří a CHKO Lužické hory. Na území Národního parku České Švýcarsko nalezneme charakteristická pískovcová města vzniklá erozí křídových mořských sedimentů – turonských pískovců v důsledku čtvrtohorního alpinského vrásnění (npcs.cz/priroda-krajina-ceskosaskeho-svycarska;ochranaprirody.cz/uzemni-ochrana/velkoplosna-chronena-uzemi).

Pískovcové oblasti České křídové pánve jsou typicky tvořeny rozlehlými pseudokrasovými zónami, na něž navazují zalesněné oblasti, náhorní roviny a případně lokálně se vyskytující mokřady a bazické pískovcové výchozy. Co se týče biodiverzity pískovcových oblastí ve střední Evropě jsou považovány za významnější právě lokálně rozmístěné ekosystémy a ekosystémy vyskytující se zde ve formě koridorů nebo fragmentů (vodní toky, aluviální oblasti, oblasti s výchozy vulkanických hornin aj.). Jedním z důvodů tohoto jevu může být živinami chudé složení křemenných pískovců, jejichž výskyt převažuje právě v oblasti Labských pískovců. Chudší druhové složení (v porovnání například s vápenci) se ale týká pouze cévnatých rostlin. Přírodní podmínky tohoto území zapříčiňují bohaté druhové složení nižších rostlin, a to zejména mechorostů a kaprad'orostů. V oblasti Labských pískovců pokrývá pseudokrasová jádrová zóna až jednu třetinu celkového území, na němž se rozkládají oba výše zmíněné národní parky. Předkřídové skalní výchozy se vyskytují na některých místech podél řeky Labe, jejíž kaňon tvořený vysokými skalními stěnami představuje další unikátní prvek místní krajiny. Co se týče lesních porostů v minulosti zde převažovaly acidofilní bučiny, které byly ale později masivně nahrazovány smrkovými výsadbami. Vrcholky skalních útvarů jsou hojně porostlé borovými lesy. Dále se zde vyskytují borovicovo-dubové porosty (na planinách) a podmáčené smrčiny (na dnech roklí) (Härtel & Marková 2005; Härtel, Sádlo, Świerkosz & Marková 2007).

Oblast Labských pískovců má mezi pískovcovými oblastmi České republiky největší rozpětí nadmořských výšek (110–726 m.n.m) a právě výskyt hlubokých stinných roklí má velký ekologický význam. V těchto roklích dochází k silné klimatické inverzi umožňující výskyt (sub)montánních druhů cévnatých rostlin a nižších rostlin (z mechorostů například *Hygrobiella laxifolia*, *Tetradontium brownianum*, *Dicranum majus*). Dalšími druhy této oblasti jsou pak druhy (sub)atlantické (z mechorostů například *Plagiothecium undulatum*, *Kurzia sylvatica*), dále druhy boreální nebo boreo-kontinentální a druhy (sub)alpínské a (sub)arktícko-(sub)alpínské. Výskyt rozličných ekologických skupin rostlin je zapříčiněn vysokou beta diverzitou těchto oblastí spojenou s výskytem výrazných environmentálních gradientů. Pískovcové oblasti také v rámci krajiny plní roli takzvaných ekologických ostrovů, které můžeme snadno vymezit, a které díky jejich izolovanosti a specifickému reliéfu a unikátnímu mikroklimatu umožňují výskyt reliktních druhů a společenstev (Härtel & Marková 2005; Härtel, Sádlo, Świerkosz & Marková 2007).



Obr. 9 Národní park České Švýcarsko (foto: M. Procházková)

2.1.2 Výskyt mechorostů v Národním parku České Švýcarsko

V Národním parku České Švýcarsko bylo do roku 2005 zaznamenáno celkem 300 druhů mechorostů, z toho 30 % játrovek a 70 % mechů. Celkem 71 druhů je zahrnuto do Červeného seznamu mechorostů České republiky. Z celkového počtu druhů mechorostů je 27 % boreálních a boreo-montánních, 17 % subboreálních a subboreo-montánních, asi 3 % subarktícko-subalpínských a asi 11 % oceánicko-suboceánických. Zásadní vliv na výskyt těchto skupin mechorostů mají specifické mikroklimatické

podmínky tohoto území a zejména pak inverzní charakter hlubokých roklí. Unikátní klima těchto roklí umožňuje výskyt ohrožených a vzácných druhů mechorostů. Zejména se jedná o chladnomilné druhy, které se zde vyskytují v extrémně nízkých nadmořských výškách právě na dnech zařízklých roklí. Ze subarkticky-subalpinských druhů je to například játrovka *Hygrobrella laxifolia*, dále například subboreo-montánní játrovka *Geocalyx graveolens* a suboceanicky-montánní mech *Tetradontium brownianum*. Dále se zde vyskytuje řada dalších méně vzácných chladnomilných druhů (například *Kurzia sylvatica*, *Calypogeia azurea*, *Dicranodontium denudatum*) (Marková 2005).

Prvními bryologickými průzkumy na území Národního parku České Švýcarsko se na přelomu 19. a 20. století zabývali zejména Němci Victor Schiffner (Schiffner 1896, Schiffner 1900, Schiffner 1905) a Anton Schmidt (Schiffner & Schmidt 1886). Dále můžeme zmínit Alwina Schadeho (Schade 1923, Schade 1924, Schade 1934, Schade 1936), Ernsta Riehmera (Riehmer 1926, Riehmer 1927) a Emila Stolleho (Stolle 1938-1940), kteří se zabývali výzkumem převážně v Saském Švýcarsku, ale navštěvovali i lokality v Českém Švýcarsku. V porovnání se Saským Švýcarskem ale nebylo území Českého Švýcarska v té době příliš prozkoumáno. Od druhé poloviny 20. století opět vzrůstal zájem bryologů o toto území (zejména práce profesora Váni a Dudy) (Duda & Váňa 1967-1978, Duda & Váňa 1970, Duda & Váňa 1979-1986). Bryofloristický průzkum tohoto území byl dále předmětem několika diplomových a rigorózních prací (Hubáčková 1987, Kurková 1974, Kurková 1977). V roce 2003 proběhlo na území NP České Švýcarsko jarní setkání Bryologicko-lichenologické sekce České botanické společnosti. Během tohoto setkání bylo nalezeno několik vzácných a ohrožených druhů. Mimo jiné byl poprvé na území České republiky zaznamenán výskyt reliktní subarkticky-subalpinské játrovky *Hygrobrella laxifolia*, která porůstá pískovcové balvany v periodicky vysychajících potocích na dně roklí (Kučera, Müller, Buryová & Voříšková 2003). V roce 2008 a 2009 proběhl v rámci komplexního monitoringu území NP České Švýcarsko podrobný bryofloristický průzkum v 8 inverzních roklích, které nebyly dosud podrobně zkoumány. V rámci tohoto průzkumu bylo nalezeno 118 druhů mechorostů (39 druhů játrovek, 79 druhů mechů) a největší druhová diverzita byla zaznamenána na lokalitě Zlé díry (Wild et al. 2009).

2.2 Rešerše výskytových dat cílových druhů

Prvním krokem při přípravě výskytových dat pro modelování potenciálního výskytu druhů *Polytrichum alpinum* a *Dicranum majus* bylo provedení rešerše literárních a herbářových dat týkajících se výskytu těchto druhů na území Národního parku České Švýcarsko. Níže uvádím přehled excerpaných herbářových a literárních zdrojů. Kvůli nepřesnému určení výskytových lokalit a nemožnosti položky zpětně lokalizovat, nebylo možné tato data pro následné predikční modelování výskytu cílových druhů využít. Vzhledem k tomu jsem neprovedla revizi herbářových položek a

nezabývala jsem se průzkumem dalších herbářových sbírek. Především literární data jsem ale využila pro vytipování některých lokalit pro sběr vlastních výskytových dat.

Excerpované herbáře:

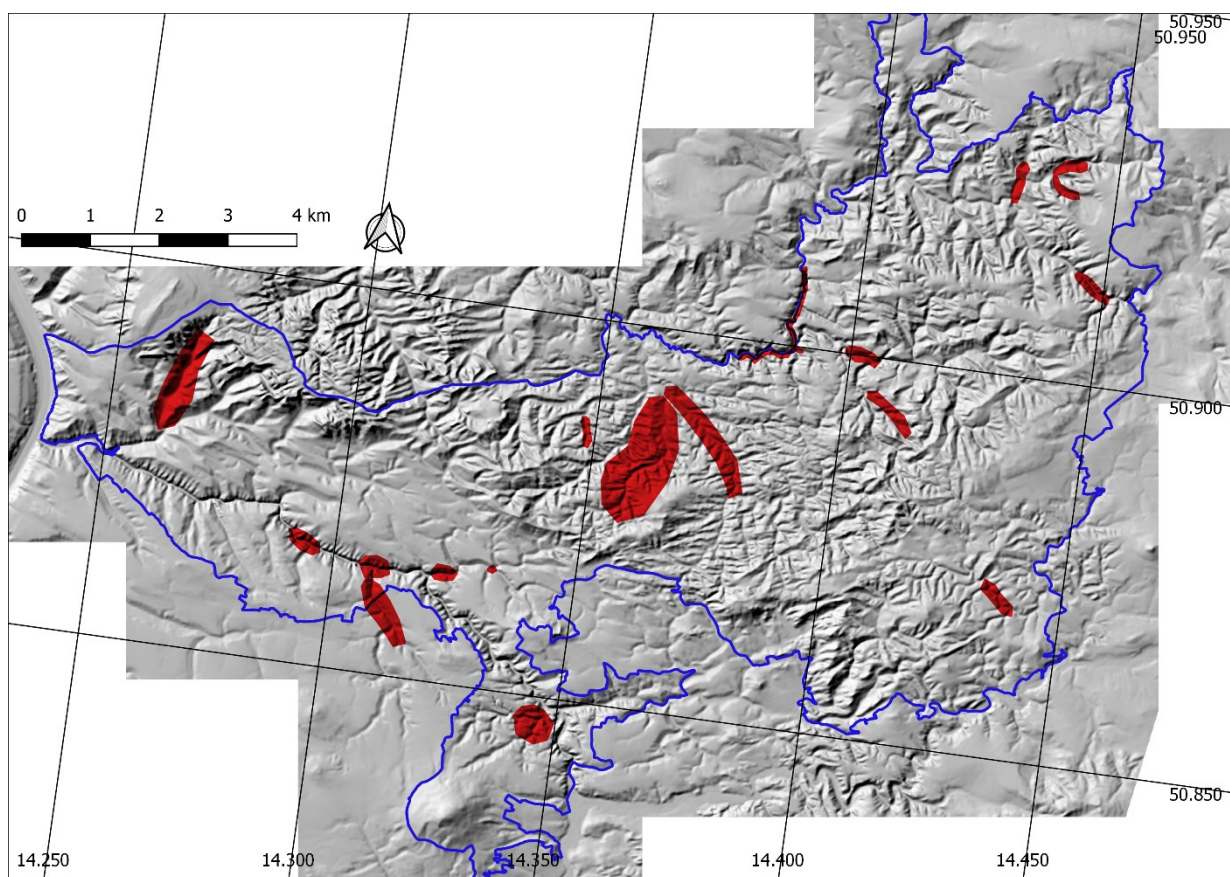
- Herbář PRC v budově Katedry botaniky Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy (Benátská 2)

Excerpovaná literatura:

- Hubáčková J. (1987): *Mechorosty Jetřichovických stěn*
- Kučera J., Müller F., Buryová B. & Voříšková L. (2003): *Mechorosty zaznamenané během 10. jarního setkání bryologicko-lichenologické sekce v Krásné Lípě (NP České Švýcarsko a CHKO Labské pískovce)*
- Kurková J. (1974): *Bryosociologické poměry pískovcových ekotopů v Čechách*
- Kurková J. (1977): *Společenstva mechorostů na pískovcích v Čechách*
- Novotný I., Popišil V. et Pospíšilová L. (1986): *Bryofloristický příspěvek k širšímu okolí Děčína*
- Zitová-Kurková J. (1984): *Bryophyte communities of sandstone rocks in Bohemia*

2.3 Sběr výskytových dat

Lokality pro sběr výskytových dat byly vytipovány na základě výše zmíněných literárních dat (převážně z diplomových prací) a především po konzultaci s bryoložkou NP České Švýcarsko Ivanou Markovou. Na základě jejích bryofloristických průzkumů a znalosti stanovištních nároků cílových druhů se jednalo zejména o vymezení bryologicky zajímavých lokalit – zařízých a členitých roklí (například Pryskeříčný důl, Pytlácká rokle, Sřelecká rokle) a zatím málo prozkoumaných lokalit (například území mezi Hlubokým dolem a Mlýnskou roklí). Níže uvádím mapu zobrazující rozmístění lokalit vytipovaných pro sběr výskytových dat v rámci území NP České Švýcarsko.



Obr. 10 Rozmístění lokalit vytipovaných pro sběr výskytových dat cílových druhů na území Národního parku České Švýcarsko

Samotný sběr výskytových dat jsem prováděla v období od listopadu 2017 do července 2018. Soustředila jsem se zejména na předem vytipované lokality a průzkum některých méně prozkoumaných území. Vzhledem ke stanovištním nárokům cílových druhů byl jejich výskyt častěji zaznamenáván především v hlubších a zařízlych inverzních roklích často odbočujících z hlavní širší rokle. U druhu *Dicranum majus* se jednalo zejména o stanoviště na dně rokle – v podmáčených smrkových porostech. Dále se tento druh vyskytoval při bázi stěn rokle. Výskyt druhu *Polytrichum alpinum* jsem zaznamenávala většinou na skalních výchozech nebo skalních stěnách rokle taktéž při její bázi. U obou druhů se jednalo o sběr vzrostlých jedinců tvořících mohutné trsy, ve většině případů nebyly porosty plodné. Níže uvádím přehled doprovodných druhů, které jsem zaznamenala při návštěvě vytipovaných lokalit:

Tab. 1 Doprovodné druhy mechorostů – *Dicranum majus*

Doprovodné druhy

Bazzania trilobata (L.) Gray

Dicranodontium denudatum (Brid.) E. Britton

Dicranum fuscescens Turner

<i>Dicranum polysetum</i> Sw. ex Anon.
<i>Dicranum scoparium</i> Hedw.
<i>Leucobryum glaucum</i> (Hedw.) Angst.
<i>Leucobryum juniperoideum</i> (Brid.) Müll. Hal.
<i>Pellia epiphylla</i> (L.) Corda
<i>Pellia neesiana</i> (Gottsche) Limpr.
<i>Plagiothecium undulatum</i> (Hedw.) Schimp.
<i>Pleurozium schreberi</i> (Brid.) Mitt.
<i>Polytrichum commune</i> Hedw.
<i>Sphagnum fallax</i> (H. Klinggr.) H. Klinggr.
<i>Sphagnum fimbriatum</i> Wilson
<i>Sphagnum quinquefarium</i> (Lindb. ex Braithw.) Warnst.
<i>Sphagnum palustre</i> L.

Tab. 2 Doprovodné druhy mechorostů – *Polytrichum alpinum*

Doprovodné druhy

<i>Bazzania trilobata</i> (L.) Gray
<i>Dicranodontium denudatum</i> (Brid.) E. Britton
<i>Pellia epiphylla</i> (L.) Corda
<i>Pellia neesiana</i> (Gottsche) Limpr.
<i>Plagiothecium undulatum</i> (Hedw.) Schimp.
<i>Polytrichum formosum</i> Hedw.
<i>Tetraphis pellucida</i> Hedw.

Následné určování sesbíraných položek jsem prováděla na mikroskopu Olympus CX21 pomocí určovacích klíčů Pilous & Duda (1960), Smith (1978). Použitá taxonomie podle Kučera et al. (2012).

2.4 Výběr environmentálních proměnných

K vytvoření modelů potenciálního výskytu cílových druhů jsem vzhledem k dostupnému měřítku a jeho vhodnosti pro modelování výskytu mechorostů jako environmentální data využila parametry odvozené z digitálního modelu terénu (Digital Elevation Model, DEM) pro území Národního parku České Švýcarsko s horizontálním rozlišením 1 m a vertikální chybou 30 cm. Další možností bylo doplnění těchto environmentálních proměnných vrstvou zaznamenávající strukturu lesního porostu s rozlišením 10 m odvozenou z družice Sentinel 2 (Anonymus 2018) a následujícími vrstvami teplot z družice LANDSAT s rozlišením 200 m – EURO LST (Metz et al. 2014):

BIO1: Annual_mean_temperature
 BIO2: Mean_diurnal_range
 BIO3: Isothermality
 BIO4: Temperature_seasonality
 BIO5: Maximum_temperature_of_the_warmest_month
 BIO6: Minimum_temperature_of_the_coldest_month
 BIO7: Temperature_annual_range
 BIO10: Mean_temperature_of_the_warmest_quarter
 BIO11: Mean_temperature_of_the_coldest_quarter

Tyto environmentální proměnné po zahrnutí do modelovacího procesu ale signifikantně nezvyšovaly vypovídací hodnotu modelu, což mohlo být následkem jejich příliš hrubého rozlišení.

2.4.1 Odvození parametrů z Digitálního modelu terénu

Digitální model terénu pro území Národního parku České Švýcarsko byl vytvářen na Technické univerzitě v Drážďanech v rámci projektu INTERREG IIIA GeNeSiS „Geoinformation Networks for the cross-border National Park Region Saxon-Bohemian Switzerland“ v období od ledna 2004 do prosince 2006. Pro vytváření predikčních modelů bylo využito 12 topografických proměnných odvozených z tohoto Digitálního modelu terénu.

Tab. 3 Přehled topografických proměnných odvozených z Digitálního modelu terénu

Parametry odvozené z DEM	Popis
Elevation_1m	Nadmořská výška
ConvergenceIndex_50m	Index konvergence (sbíhavost terénu) v okolí 50 m
DiurnalAnisotropicHeating	Ohřívání povrchu během dne
MassBalanceIndex	Sklon balanční křivky, která je funkcí horizontální vzdálenosti podél povrchu
SAGAwetnessIndex	Topografický vlhkostní index
slopeDegree	Sklon
TopographicPositionIndex30m	Porovnání hodnoty nadmořské výšky v buňce s průměrnou nadmořskou výškou buněk v definovaném rádiu - 30 m
TotalInsolation	Celkový příkon slunečního záření
VectorTerrainRuggedness_10m	Drsnost terénu v okolí 10 m
VectorTerrainRuggedness_1m	Drsnost terénu v okolí 1 m
VerticalDistancetoChannelNetwork	Výška nad říční sítí
WindExposition	Index vystavení větru

Výpočet topografických proměnných a jejich odvozování z Digitálního modelu terénu byl prováděn v programu SAGA GIS 6.2.0 a SAGA GIS 6.3.0 Mgr. Matějem Manem. Jednotlivé parametry byly získány pomocí geomorfometrické případně hydrologické analýzy terénu (*Terrain analysis > Morphometry/ Terrain analysis > Hydrology/ Terrain analysis > Channels*). Pro výpočet některých parametrů (SAGA wetness Index, Channel Network, Flow accumulation) byla využita úprava dat pomocí modulu Fill sinks XXL (Wang & Liu 2007) k vyplnění bezodtokých oblastí v digitálním modelu terénu.

2.5 Vytvoření predikčních modelů

2.5.1 Příprava dat

Pro vytvoření modelů potenciálního výskytu druhů *Dicranum majus* a *Polytrichum alpinum* jsem využila výskytová data zaznamenaná během terénního sběru v NP České Švýcarsko - 34 lokalit pro *Dicranum majus* a 29 lokalit pro *Polytrichum alpinum* z celkového počtu 183 navštívených lokalit. Jednalo se o takzvaná „presence absence data“. Pro vytvoření predikčních modelů byly tedy využity právě absence (lokality, kde se druhy nenacházely) nikoli uměle vygenerované pseudoabsence.

Jako environmentální data jsem použila parametry odvozené z DEM. Z celkového počtu 12 proměnných byly na základě vytvoření korelační matice vyloučeny 4 korelované faktory – ConvergenceIndex_50m, DiurnalAnisotropicHeating, slopeDegree, WindExposition (Spearmanův korelační koeficient větší než 0,7 a variance inflation factor větší než 2) vzhledem k citlivosti některých algoritmů jako například Generalised linear model (GLM) nebo Artificial neural network (ANN) na kolinearitě prediktorů.

Tab. 4 Přehled nekorelovaných topografických proměnných odvozených z Digitálního modelu terénu

Parametry odvozené z DEM – nekorelované

proměnné

Elevation_1m

MassBalanceIndex

SAGAwetnessIndex

TopographicPositionIndex_30m

TotalInsolation

VectorTerrainRuggedness_10m

VectorTerrainRuggedness_1m

VerticalDistancetoChannelNetwork

Dále byla provedena standardizace environmentálních dat (přeškálování) kvůli citlivosti některých algoritmů na rozdílné absolutní hodnoty environmentálních proměnných.

2.5.2 Vytvoření predikčních modelů

Vytváření modelů potenciálního výskytu druhů *Dicranum majus* a *Polytrichum alpinum* na území NP České Švýcarsko jsem prováděla v programu R verze 3.6.0 (R Core Team 2012) pomocí balíčku Biomod2 (Thuiller et al. 2009) umožňujícího souběžné modelování pomocí více statistických technik a vytvoření výsledných zprůměrovaných modelů z několika vybraných modelů s využitím stejného nebo různých algoritmů („ensemble modeling“). Samotné modelování probíhalo s využitím následujících algoritmů: Artificial neural network (ANN), Generalised linear model (GLM) a Random forest (RF). Jedná se o algoritmy v současnosti hojně využívané pro modelování potenciálního výskytu druhů. Na Web of Science (webofknowledge.com) můžeme nalézt přibližně 150 studií zabývajících se využitím metody ANN pro predikční modelování výskytu druhů od roku 2000 do současnosti, kolem 780 studií používajících metodu RF a asi 1330 studií zabývajících se metodou GLM a dalšími typy lineárních modelů jako je Generalised additive model (GAM), Hierarchical generalised model nebo Generalised linear mixed model (z toho 230 zaměřených přímo na GLM).

Umělá neuronová síť (artificial neural network, ANN) představuje jednu z technik strojového učení, která vychází z biologické struktury nervového systému. Jednotlivé umělé neuronové sítě se mezi sebou liší typem přenosových funkcí a způsobem propojení umělých neuronů. Specifiky této statistické techniky jsou zejména vysoká schopnost modelovat nelineární vztahy mezi proměnnými, zachytit interakce mezi prediktory a vysoká predikční schopnost. Zásadní je správná volba parametrů modelování – jedná se především o volbu počtu takzvaných skrytých jednotek („number of hidden units“) (Murata & Yoshizawa 2002) (Olden, Lawler & Poff 2008). Mimo modelování potenciálního výskytu druhů se v biologii tato metoda využívá například pro studium složení společenstev (Olden, Joy & Death 2006) nebo primární a sekundární produkce ve vodních ekosystémech (Scardi & Harding 1999).

Zobecněné lineární modely (generalised linear models, GLM) se vyznačují vysokým stupněm možné automatizace, transparentností modelovacího procesu, možností snadné interpretace vlivu jednotlivých vysvětlujících proměnných a snadným použitím (Olden, Lawler & Poff 2008). Od klasických lineárních modelů se liší tím, že nepředpokládají apriori normální rozdělení vysvětlovaných proměnných. Jedná se o metodu tradičně a široce využívanou v ekologii. Překážkou při využívání GLM pro modelování potenciálního výskytu druhů může být předpoklad lineárního vztahu mezi vysvětlovanou proměnnou a prediktory a prediktory navzájem. Ve skutečnosti může být ale tento vztah velmi komplexní (Muñoz & Felicísimo 2004). Volba parametrů při využití tohoto algoritmu spočívá ve volbě typu linkovací funkce (při modelování potenciálního výskytu je to

konkrétně „logit link function“ – pravděpodobnost výskytu) a typu rozdělení dat. Zobecněné lineární modely se hojně používají pro objasnění vztahu mezi výskytem organismů a environmentálními podmínkami prostředí již přibližně od poloviny 80. let 20. století až do současnosti (například Nicholls 1989; Austin et al. 1990; Nicholls 1991; Spitale & Mair 2015).

Náhodný les (random forest, RF) je další z technik strojového učení. Specifikem této velmi účinné klasifikační metody je využití takzvaného „baggingu“ (neboli „bootstrap aggregation“) a náhodného výběru environmentálních proměnných. Nevýhodou může být potřeba velkého množství trénovacích dat (James, Witten, Hastie & Tibshirani 2000). Přínosem využití algoritmu RF je zejména vysoká přesnost výsledných klasifikací, schopnost modelovat komplexní interakce mezi prediktory a široké spektrum využití pro různé typy statistických analýz. Jedná se o algoritmus často využívaný pro modelování potenciálního výskytu druhů a to pro nejrůznější skupiny organismů s následnou aplikací v mnoha oblastech (Cutler et al. 2007).

Pro jednotlivé algoritmy využité pro vytváření predikčních modelů jsem zvolila následující nastavení (volbu parametrů):

Artificial neural networks

- počet cross-validací: 5
- počet jednotek ve skryté vrstvě: NULL
- decay: NULL
- rang: 0.1
- maximální počet iterací: 200

V případě ANN bylo ponecháno defaultní nastavení. Počet jednotek ve skryté vrstvě, který ovlivňuje následnou interpretaci modelu byl optimalizován pomocí 5 běhů cross-validace na základě AUC modelu (testovaný počet jednotek: 2, 4, 6, 8). Stejným způsobem byl optimalizován i parametr „decay“ (testované hodnoty: 0.001, 0.01, 0.05, 0.1).

Generalised linear model

- typ: kvadratický
- interakce mezi proměnnými: 0
- test: BIC
- rozdělení dat: binomické
- linkovací funkce: logit

Vzhledem k charakteru dat a účelu modelování se jednalo o kvadratický zobecněný lineární model s binomickým rozdělením dat a linkovací funkcí „logit“.

Random forest

- klasifikace: ano
- počet rozhodovacích stromů: 500

- minimální velikost terminálních nodů: 1
- maximální počet terminálních nodů: maximální možný

Algoritmus RF byl využit ke klasifikaci, počet vytvářených rozhodovacích stromů byl ponechán na defaultním nastavení 500. Minimální velikost terminálních nodů byla vzhledem k prováděné klasifikaci nastavena na hodnotu 1 – toto nastavení by mělo vést k dobré predikční schopnosti modelu (stat.berkeley.edu).

S využitím jednotlivých algoritmů (ANN, GLM, RF) jsem spustila modelovací proces s celkem 10 běhy pro každý algoritmus. Dalším krokem bylo vytvoření takzvaných „model stacks“ pro jednotlivé algoritmy pomocí funkce „BIOMOD_EnsembleModeling“. V případě druhu *Dicranum majus* byly pro každý algoritmus vybrány modely s nejlepší predikční schopností (z celkového počtu 10 modelů pro každý algoritmus) – s hodnotou TSS vyšší než 0.1. Pro *Polytrichum alpinum* byla mezní hodnota TSS snížena na 0.05 vzhledem k celkově horší predikční schopnosti vytvořených modelů. Vybrané modely byly poté použity pro vytvoření výsledných zprůměrovaných modelů pro jednotlivé algoritmy. Pro *Dicranum majus* nebyl vytvořen „model stack“ pro algoritmus GLM vzhledem k jeho slabé predikční schopnosti. Pro *Polytrichum alpinum* byly vytvořeny „model stacks“ pro všechny algoritmy. Dále jsem spustila takzvaný „model ensemble“ (s 50 běhy modelování) – proces souběžného spouštění modelů se všemi algoritmy a následnou syntézou jejich výstupů. Výstupy „model ensemble“ dále sloužily například ke stanovení relativní důležitosti environmentálních proměnných.

2.5.3 Evaluace výstupů modelování

Pro testování predikční schopnosti vytvořených modelů jsem náhodně vygenerovala rozdělení dat na 75 % dat použitých na vytvoření modelu (trénovací data) jako takového a 25 % dat na evaluaci modelu (testovací data). Pomocí evaluace byla zhodnocena predikční schopnost 10 běhů modelování pro každý algoritmus – Artificial neural networks (ANN), Generalised linear model (GLM) a Random forest (RF). Pro evaluaci jsem použila výpočet hodnot Kappa, True Skill Statistics (TSS) a Receiver Operating Characteristic (ROC). Jednotlivé výsledné hodnoty těchto evaluačních nástrojů z 10 běhů modelování byly poté pro každý algoritmus zprůměrovány. Hodnoty TSS dále sloužily také k výběru nejlepších modelů pro vytvoření „model stacks“. Evaluační nástroje Kappa, TSS a ROC byly poté využity pro zhodnocení predikční schopnosti těchto „model stacks“ pro jednotlivé algoritmy.

Dále jsem vytvořila nulový model zahrnující virtuální druhy s náhodně vygenerovanými ekologickými nikami v rámci studovaného území. Tato kalibrace může efektivně sloužit k validaci predikčního modelu a k ověření signifikance výstupů modelování (Raes & ter Steege 2007). Nulový model jsem vytvořila pomocí rozmístění náhodných bodů (náhodných výskytových lokalit) v rámci studované oblasti v programu QGIS verze 3.4.8 (QGIS Development Team 2019) a náhodného

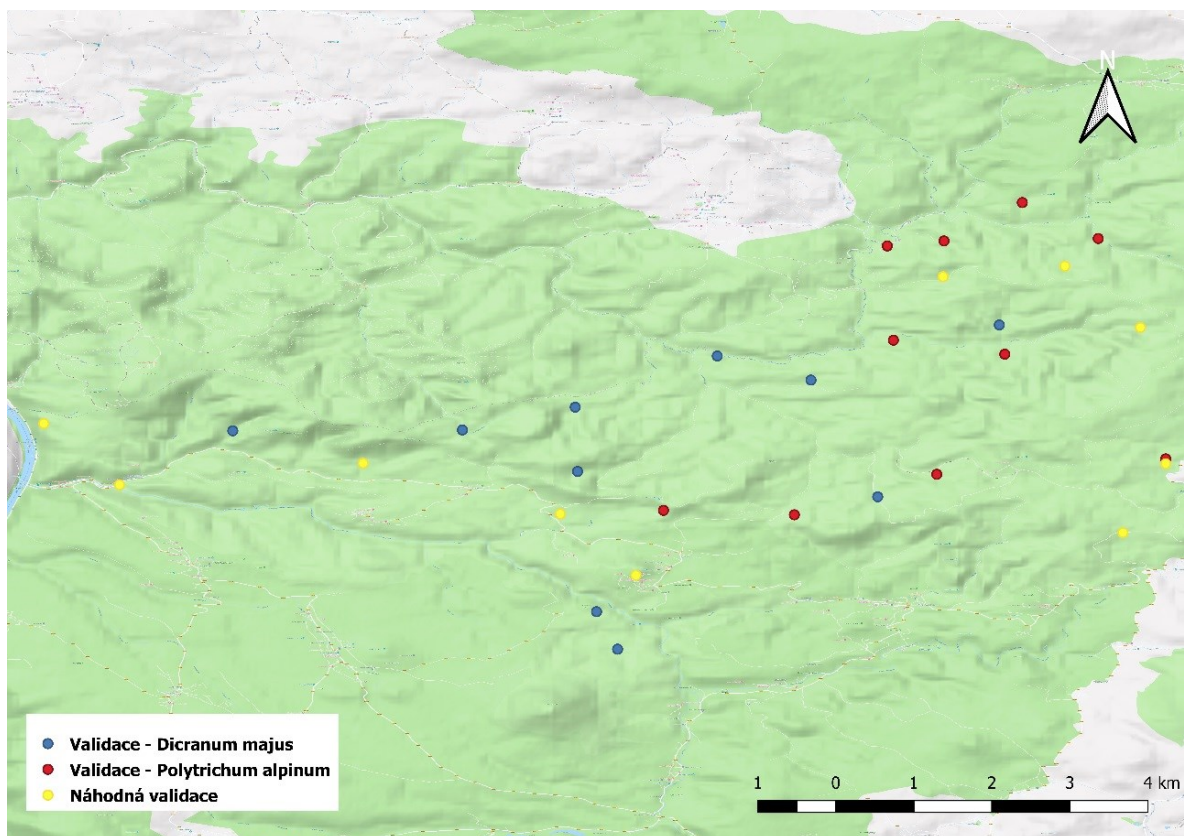
vygenerování stejného podílu prezencí z těchto bodů jako v případě cílových druhů. Modelování probíhalo s využitím stejných algoritmů jako modelování potenciálního výskytu cílových druhů (ANN, GLM, RF). Výstupy nulového modelu byly testovány pomocí evaluačních nástrojů Kappa, TSS a FAR.

2.5.4 Prostorová predikce potenciálně vhodných stanovišť

Pro vytvoření prostorové predikce jsem využila pouze oblasti spadající do rozsahu hodnot environmentálních proměnných zaznamenaných na výskytových lokalitách. V programu R 3.6.0 (balíček Biomod2) (R Core Team 2012) (Thuiller et al. 2009) jsem pomocí prostorové interpolace vytvořila predikce potenciální vhodnosti stanovištních podmínek pro výskyt druhů *Dicranum majus* a *Polytrichum alpinum* na základě vytvořených výsledných modelů („model stacks“) pro jednotlivé algoritmy – Artificial neural network (ANN), Generalised linear model (GLM) a Random forest (RF). Cílem tedy bylo získat mapy zobrazující predikované hodnoty pravděpodobnosti výskytu vhodných stanovištních podmínek pro cílové druhy na území NP České Švýcarsko za současného stavu přírodních podmínek.

2.6 Terénní validace výstupů predikčního modelování

Pro plánování terénní validace jsem u obou druhů použila mapy prostorové predikce pravděpodobnosti výskytu vhodných stanovišť vytvořené na základě výsledného modelu („model stack“) s algoritmem Random Forest. V programu QGIS verze 3.4.8 (QGIS Development Team 2019) jsem pro každý druh vybrala z celkového rozsahu prostorové predikce místa s nejvyšší predikovanou pravděpodobností výskytu vhodných stanovišť pro výskyt obou druhů (10 % z celkového rozsahu). V obou těchto vrstvách jsem poté náhodně rozmístila 10 validačních bodů (v programu R 3.6.0 pomocí hexagonálního rozmístění náhodných bodů) ležících mimo lokality navštívené během sběru výskytových dat (v programu QGIS 3.4.8 pomocí vytvoření bufferu 200 metrů kolem zaznamenaných lokalit výskytu). Dále jsem vygenerovala 10 náhodných validačních bodů ležících mimo oblasti s vysokou pravděpodobností výskytu vhodného stanoviště. Celkem jsem tedy získala 30 validačních bodů (10 bodů pro *Dicranum majus*, 10 bodů pro *Polytrichum alpinum* a 10 náhodných bodů) pro následné terénní ověřování výsledků prostorové predikce. Na mapě níže je zobrazeno rozmístění jednotlivých validačních lokalit na území NP parku České Švýcarsko.



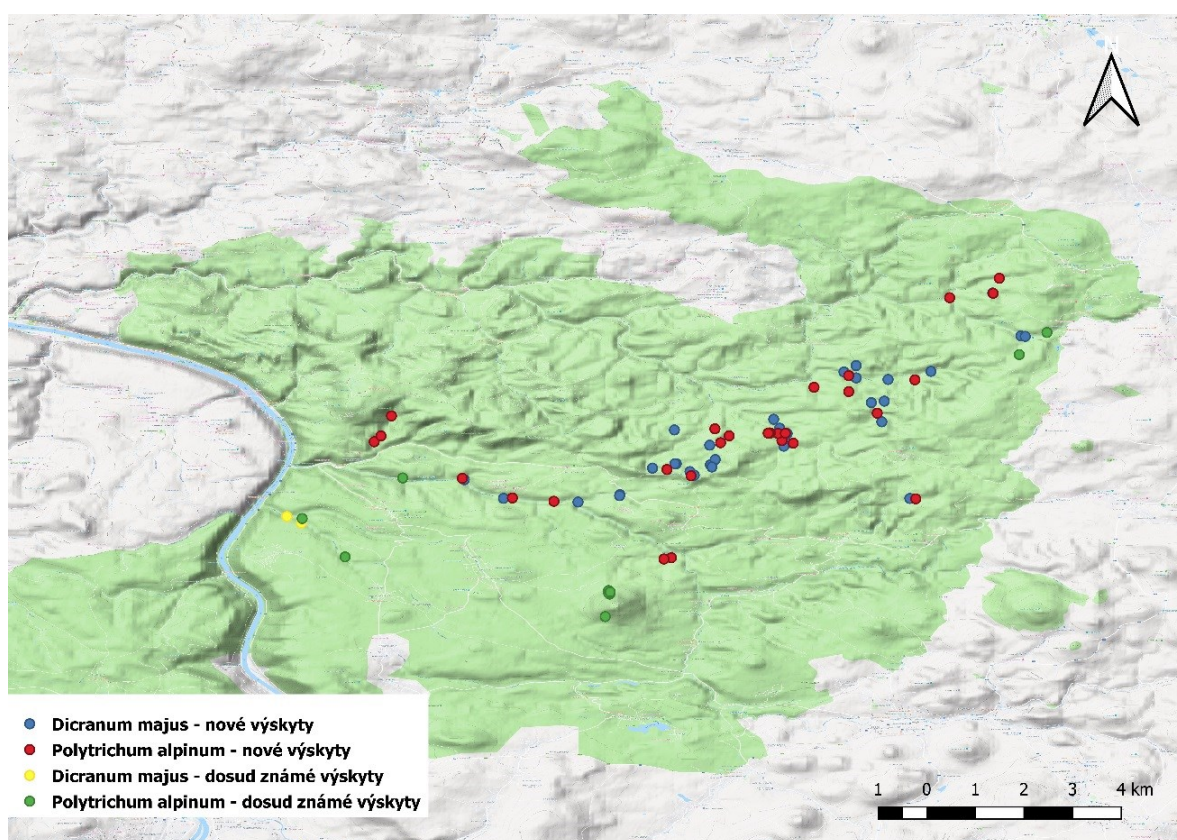
Obr. 11 Rozmístění lokalit pro terénní validaci na území Národního parku České Švýcarsko (podkladová mapa – Google Terrain)

Dalším krokem byla samotná terénní validace. Na každé validační lokalitě z celkového počtu 30 jsem prováděla průzkum daného území (na ploše o rozloze přibližně 20x20 m) s cílem posoudit vhodnost přírodních podmínek pro výskyt cílových druhů a ověřit, zda se zde tyto druhy skutečně vyskytují. Prováděla jsem také sběr položek a jejich určení na mikroskopu Olympus CX21 dle určovacích klíčů Pilous & Duda (1960), Smith (1978). Na každé lokalitě jsem zaznamenávala její umístění, charakter přírodních podmínek (celkový charakter dané lokality, geomorfologii, strukturu lesního porostu, přítomné druhy mechorostů případně cévnatých rostlin) a zda byl cílový druh nalezen či ne. Dále jsem pořizovala fotografickou dokumentaci.

3 VÝSLEDKY

3.1 Výskytová data

V rámci sběru výskytových dat pro potřeby sestavení predikčních modelů jsem na území NP České Švýcarsko zaznamenala celkem 34 nových lokalit výskytu pro druh *Dicranum majus* a 29 nových lokalit pro druh *Polytrichum alpinum*. Doposud byly přitom známé 4 lokality druhu *Dicranum majus* a 8 lokalit druhu *Polytrichum alpinum* v rámci území národního parku. Jednalo se o GPS lokalizovaná výskytová data dostupná z databáze NDOP (AOPK ČR, portal.nature.cz) a data zaznamenaná bryoložkou NPČŠ Ivanou Markovou. Rozmístění jednotlivých lokalit výskytu cílových druhů je zobrazeno na mapě níže. Přehled nově zaznamenaných lokalit výskytu dále uvádím v příloze.



Obr. 12 Nově zaznamenané a dosud známé lokality výskytu druhů *Dicranum majus* a *Polytrichum alpinum* na území Národního parku České Švýcarsko (podkladová mapa – Google Terrain)

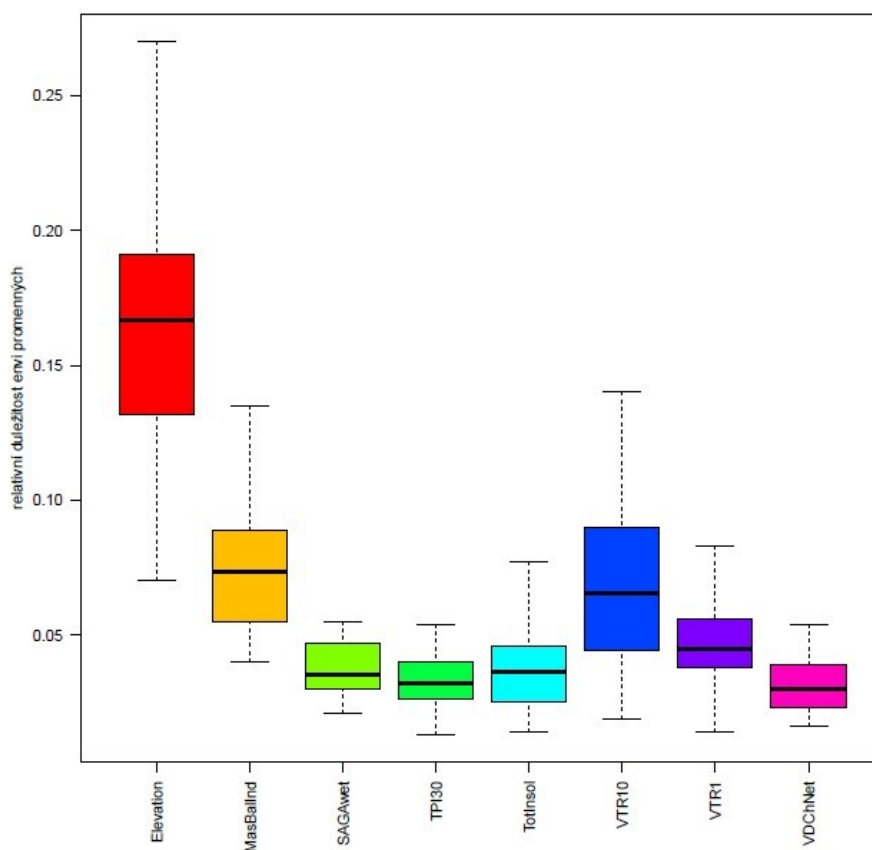
3.2 Design a evaluace predikčních modelů

Níže uvádím výsledky modelování potenciálního výskytu druhů *Dicranum majus* a *Polytrichum alpinum* spočívající ve zhodnocení vlivu jednotlivých environmentálních proměnných na výskyt cílových druhů a posouzení predikční schopnosti modelů s jednotlivými algoritmy. Pomocí stanovení relativní důležitosti environmentálních proměnných (průměr z 50 běhů „model ensemble“) byly jako environmentální proměnné s největším vlivem na výskyt druhu *Dicranum majus* vyhodnoceny

proměnná Elevation a následně proměnná MassBalanceIndex. V případě druhu *Polytrichum alpinum* se jednalo o proměnnou VectorTerrainRuggedness_10m a následně proměnnou TopographicPositionIndex_30m.

Tab. 5 Modelování potenciálního výskytu druhu *Dicranum majus*. Relativní důležitost environmentálních proměnných, průměr z 50 běhů modelování (model ensemble).

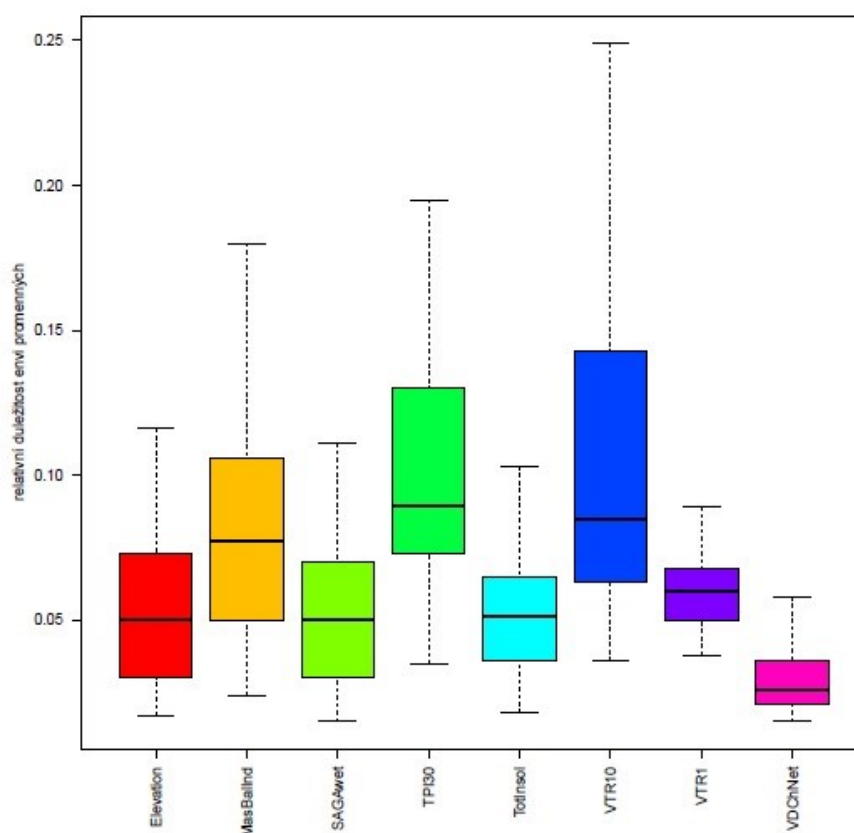
Environmentální proměnné	Relativní důležitost proměnných
Elevation	0.17494
MassBalanceIndex	0.07506
VectorTerrainRuggedness_10m	0.07208
VectorTerrainRuggedness_1m	0.04980
SAGAwetnessIndex	0.03940
TotalInsolation	0.03874
TopographicPositionIndex_30m	0.03594
VerticalDistancetoChannelNetwork	0.03210



Obr. 13 Modelování potenciálního výskytu druhu *Dicranum majus*. Graf zobrazující relativní důležitost environmentálních proměnných („model ensemble“, 50 běhů modelování)

Tab. 6 Modelování potenciálního výskytu druhu *Polytrichum alpinum*. Relativní důležitost environmentálních proměnných, průměr z 50 běhů modelování (model ensemble).

Environmentální proměnné	Relativní důležitost proměnných
VectorTerrainRuggedness_10m	0.10720
TopographicPositionIndex_30m	0.10112
MassBalanceIndex	0.08584
VectorTerrainRuggedness_1m	0.06440
SAGAwetnessIndex	0.05610
TotalInsolation	0.05290
Elevation	0.05270
VerticalDistancetoChannelNetwork	0.03008



Obr. 14 Modelování potenciálního výskytu druhu *Polytrichum alpinum*. Graf zobrazující relativní důležitost environmentálních proměnných („model ensemble“, 50 běhů modelování)

Níže uvádím výsledky hodnocení predikční schopnosti vytvořených modelů na základě využití evaluačních nástrojů Kappa, TSS a ROC. Uvedeny jsou průměrné hodnoty těchto evaluačních nástrojů týkající se trénování modelů s využitím všech dat a validace pomocí nezávislého datasetu (trénování modelů s využitím 75 % dat) (10 běhů modelování pro každý algoritmus).

Tab. 7 Modelování potenciálního výskytu druhu *Dicranum majus*. Trénovací dataset – průměrné hodnoty pro jednotlivé algoritmy.

	GLM	RF	ANN
Kappa	0.2197143	0.2343	0.2656
ROC	0.5860000	0.6079	0.5916
TSS	0.3042857	0.3620	0.3322

Tab. 8 Modelování potenciálního výskytu druhu *Dicranum majus*. Nezávislý dataset – průměrné hodnoty pro jednotlivé algoritmy.

	GLM	RF	ANN
Kappa	0.0415714	0.0214	0.0100
ROC	0.5205714	0.5313	0.5012
TSS	0.0141429	0.0801	0.0177

Tab. 9 Modelování potenciálního výskytu druhu *Polytrichum alpinum*. Trénovací dataset – průměrné hodnoty pro jednotlivé algoritmy.

	GLM	RF	ANN
Kappa	0.0910435	0.12608	0.1032826
ROC	0.3817391	0.45262	0.4689130
TSS	0.1217826	0.20102	0.1380000

Tab. 10 Modelování potenciálního výskytu druhu *Polytrichum alpinum*. Nezávislý dataset – průměrné hodnoty pro jednotlivé algoritmy.

	GLM	RF	ANN
Kappa	0.0427826	0.03356	-0.0078913
ROC	0.5788261	0.57868	0.4777174
TSS	0.0520000	0.08110	-0.0101739

Dále uvádím hodnoty týkající se posouzení predikční schopnosti nulového modelu, do kterého vstoupily virtuální druhy s náhodně vygenerovanou ekologickou nikou v rámci studované oblasti. V tomto případě byl pro potřebu vytvoření nulového modelu vygenerován stejný počet prezencí a absencí jako u druhu *Dicranum majus*. Z níže uvedených průměrných hodnot evaluačních nástrojů je patrné, že predikční schopnost nulového modelu je nižší než predikční schopnost vlastního modelu.

Tab. 11 Modelování potenciálního výskytu druhu *Dicranum majus* – nulový model. Trénovací dataset – průměrné hodnoty pro jednotlivé algoritmy.

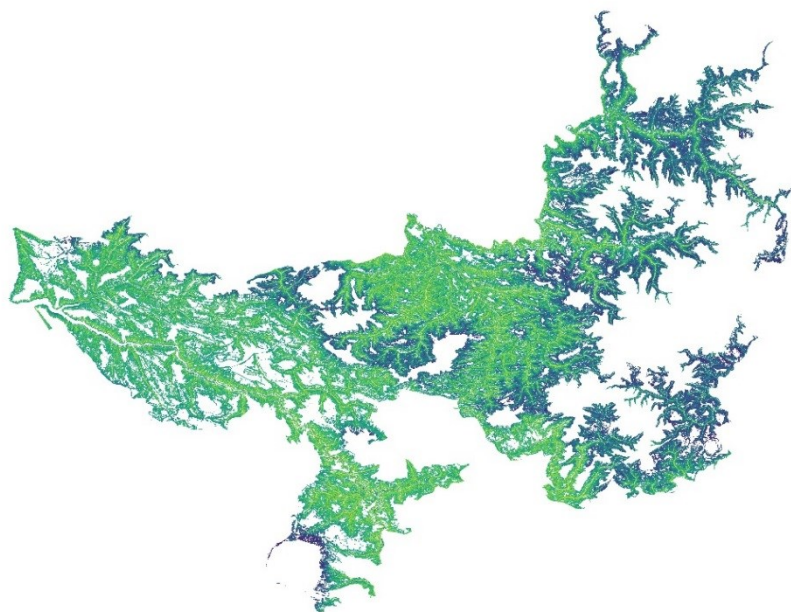
	GLM	RF	ANN
Kappa	0.31456	0.99658	0.33074
TSS	0.45626	0.99874	0.45934
FAR	0.63008	1.00000	0.63070

Tab. 12 Modelování potenciálního výskytu druhu *Dicranum majus* – nulový model. Nezávislý dataset – průměrné hodnoty pro jednotlivé algoritmy.

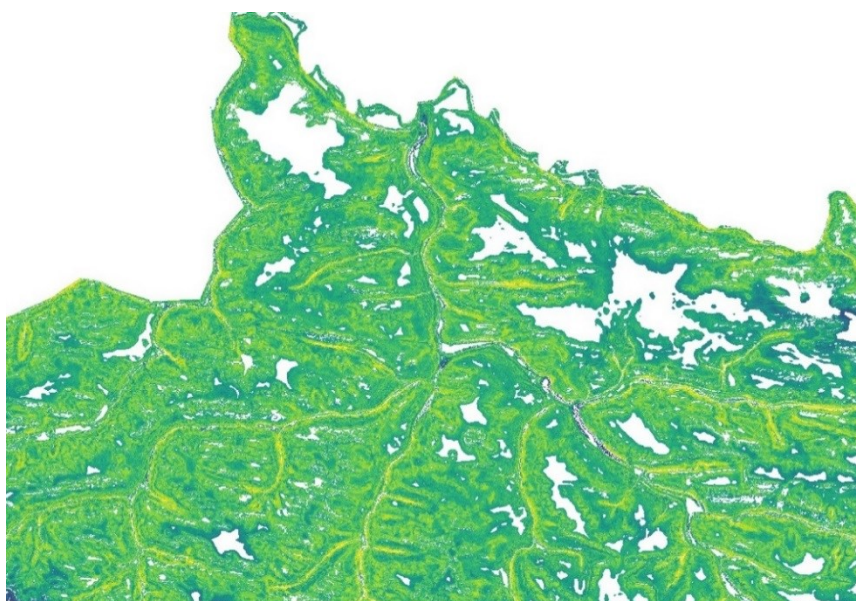
	GLM	RF	ANN
Kappa	0.00954	-0.00204	-0.02450
TSS	0.06664	-0.00336	-0.00778
FAR	-Inf	-Inf	-Inf

3.3 Prostorová predikce potenciální vhodnosti stanovišť

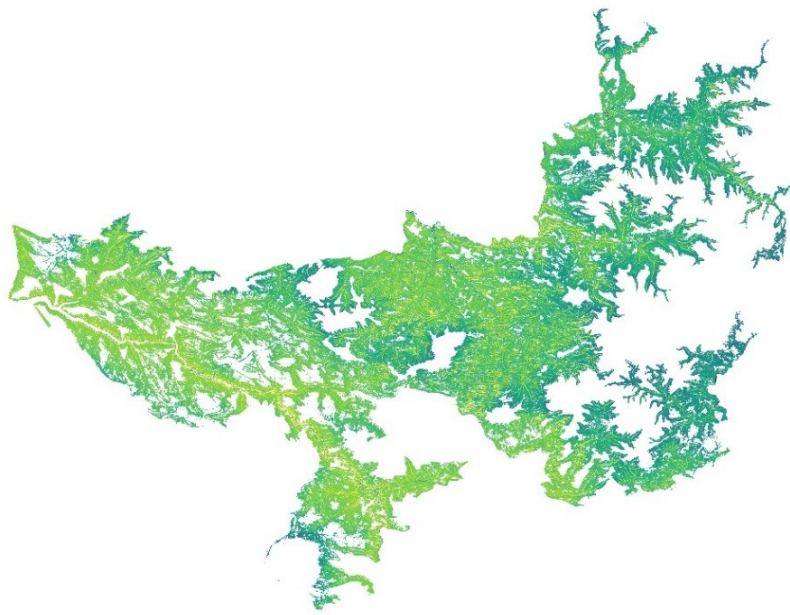
Níže uvádím mapy zobrazující jednotlivé predikce potenciální vhodnosti stanovišť pro výskyt druhů *Dicranum majus* a *Polytrichum alpinum* vytvořené na základě výstupů predikčního modelování - „model stacks“ s využitím algoritmů Artificial neural network (ANN), Generalised linear model (GLM) a Random forest (RF). Barevná škála odpovídá rozsahu predikovaných hodnot pravděpodobnosti výskytu vhodných stanovištních podmínek – světlejší barva představuje vyšší pravděpodobnost výskytu. Pro prostorovou interpolaci vytvořenou na základě „model stack“ s algoritmem RF, kterou jsem využila pro následnou terénní validaci uvádím i detail predikce.



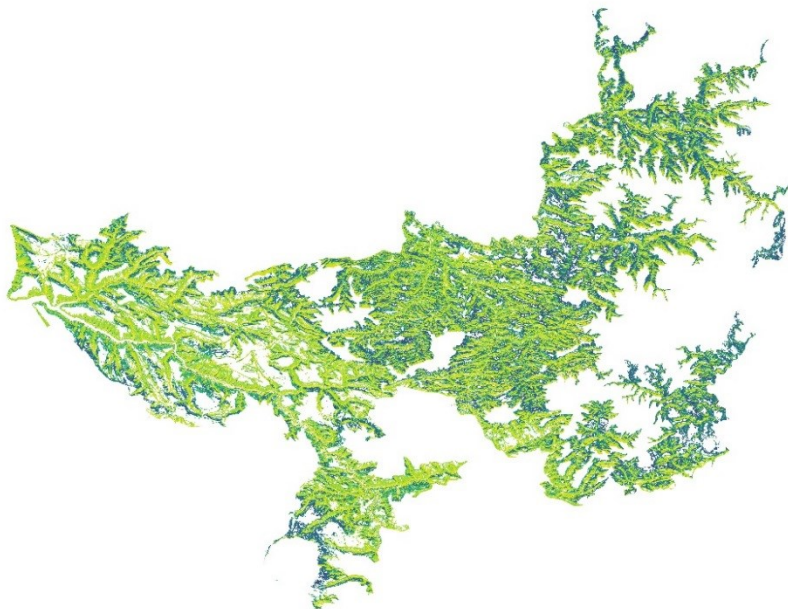
Obr. 15 Predikce potenciální vhodnosti stanovišť pro výskyt druhu *Dicranum majus* – algoritmus Random forest



Obr. 16 Detail predikce potenciální vhodnosti stanovišť pro výskyt druhu *Dicranum majus* – algoritmus Random forest



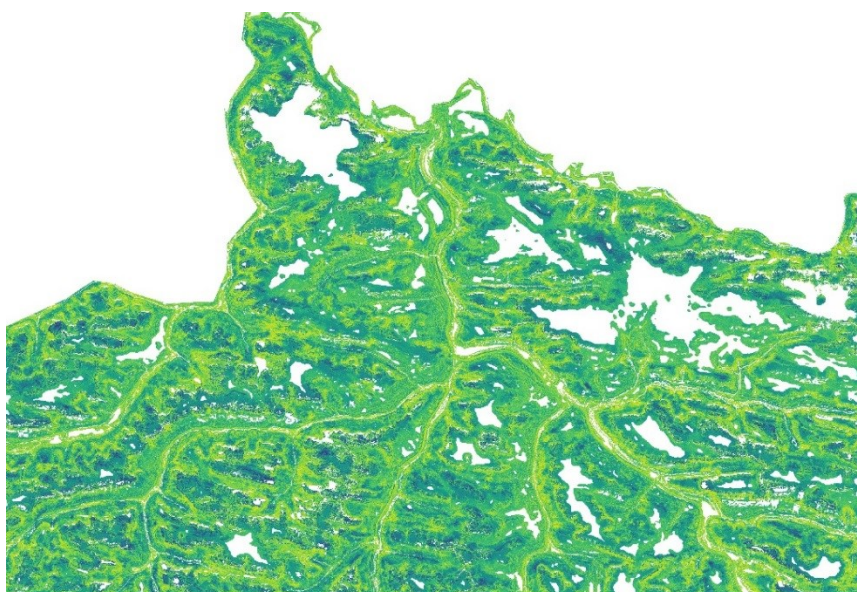
Obr. 17 Predikce potenciální vhodnosti stanovišť pro výskyt druhu *Dicranum majus* – algoritmus Generalised linear model



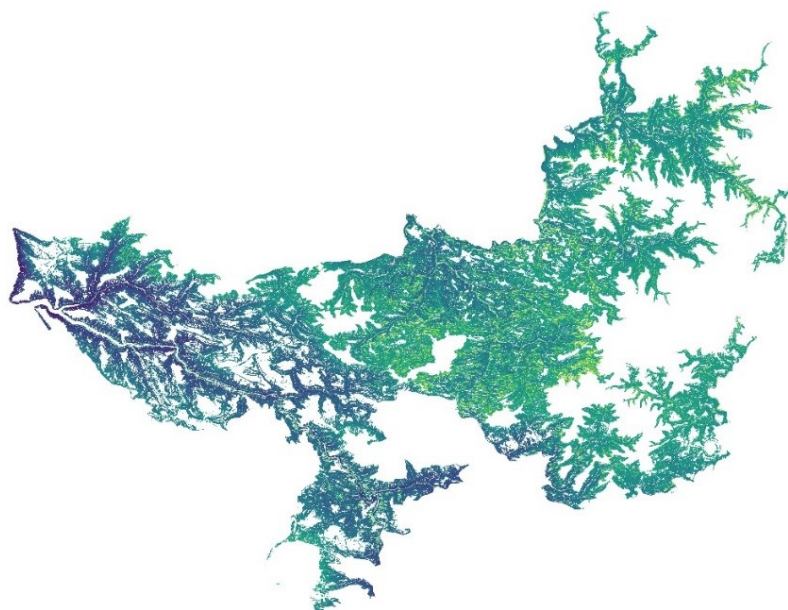
Obr. 18 Predikce potenciální vhodnosti stanovišť pro výskyt druhu *Dicranum majus* – algoritmus Artificial neural network



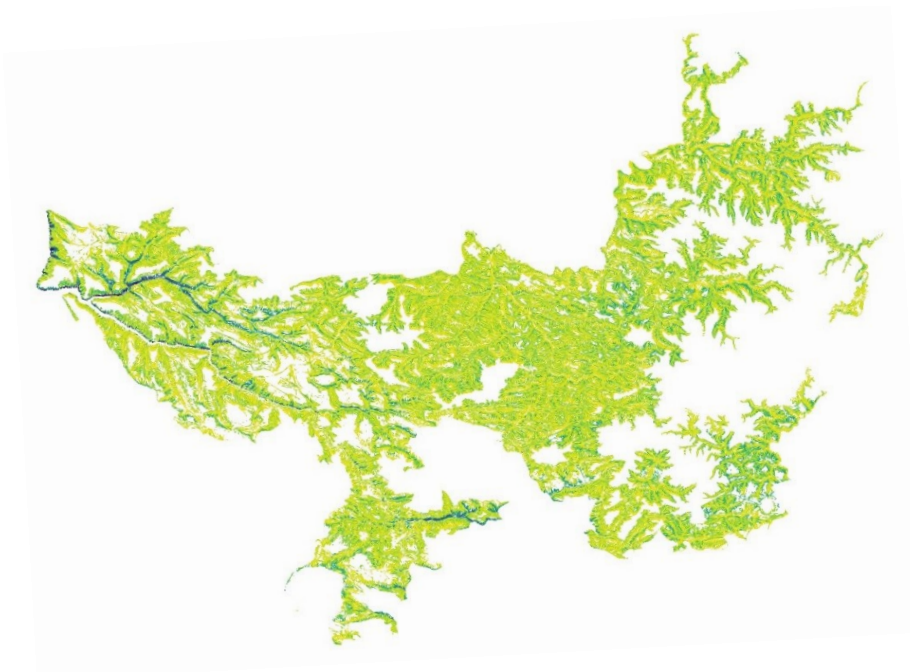
Obr. 19 Predikce potenciální vhodnosti stanovišť pro výskyt druhu *Polytrichum alpinum* – algoritmus Random forest



Obr. 20 Detail predikce potenciální vhodnosti stanovišť pro výskyt druhu *Polytrichum alpinum* – algoritmus Random forest



Obr. 21 Predikce potenciální vhodnosti stanovišť pro výskyt druhu *Polytrichum alpinum* – algoritmus Generalised linear model



Obr. 22 Predikce potenciální vhodnosti stanovišť pro výskyt druhu *Polytrichum alpinum* – algoritmus Artificial neural network

3.4 Terénní validace

Terénní validaci jsem prováděla na podkladu prostorové interpolace pravděpodobnosti výskytu vhodných stanovištních podmínek s použitím algoritmu RF. Celkem jsem navštívila 30 validačních lokalit s cílem nalézt studované druhy. Jednalo se o náhodně vygenerované validační body - 10 validačních bodů na místech s vysokou pravděpodobností výskytu vhodného stanoviště pro druh *Dicranum majus*, 10 validačních bodů na místech s vysokou pravděpodobností výskytu vhodného stanoviště pro druh *Polytrichum alpinum* a 10 zcela náhodných validačních bodů.

Většina ze 20 lokalit s vysokou pravděpodobností výskytu vhodných stanovišť připomínala na základě subjektivního pozorování vhodný biotop pro cílové druhy. 10 náhodných lokalit tyto podmínky nespĺňovalo. Pro potřeby mikroskopické determinace jsem v terénu sebrala 22 položek na 11 validačních bodech s podezřením na výskyt cílových druhů. Z toho jsem potvrdila 4 položky pro druh *Dicranum majus* a 2 položky pro druh *Polytrichum alpinum*. V příloze uvádím přehled jednotlivých lokalit navštívených v rámci terénní validace se stručným popisem dané lokality, soupisem druhů, fotografickou dokumentací a výsledkem sběru položek.

Vzhledem k tomu, že mám k dispozici vstupní data ze dvou přístupů k hledání nových lokalit cílových druhů ve studované oblasti („expert based“ a „model based“) níže uvádím jejich srovnání:

„Expert based“: Lokality vytipované na základě konzultace s I. Markovou, bryoložkou NPČŠ. Průměrná rozloha lokalit – cca 80 ha.

Tab. 13 „Expert based“ hledání nových lokalit výskytu cílových druhů

Počet navštívených lokalit	17
Časová náročnost terénního průzkumu	cca 110 hodin
Počet mikroskopovaných položek	183
Počet potvrzených lokalit	63 (34 pro <i>Dicranum majus</i> , 29 pro <i>Polytrichum alpinum</i>)

„Model based“: Validační lokality vycházející z prostorové interpolace pravděpodobnosti výskytu vhodných stanovišť s použitím algoritmu RF. Průměrná rozloha lokalit – 400 m² (plochy 20 x 20 m).

Tab. 14 „Model based“ hledání nových lokalit výskytu cílových druhů

Počet navštívených lokalit	30
Časová náročnost terénního průzkumu	cca 30 hodin
Počet mikroskopovaných položek	22

Počet potvrzených lokalit	6 (4 pro <i>Dicranum majus</i> , 2 pro <i>Polytrichum alpinum</i>)
----------------------------------	--

4 DISKUSE

4.1 Cílové druhy a jejich výskytové lokality

Cílovými druhy pro vytváření modelů potenciálního výskytu na území NP České Švýcarsko byly druhy *Dicranum majus* a *Polytrichum alpinum*. Predikčním modelováním potenciálního výskytu těchto druhů se dosud nikdo nezabýval. Jedná se o mechorosty výskytem vázané na specifické mikroklima inverzních roklí. Jde tedy o druhy s úzkou ekologickou valencí a potenciálem být vhodnými modelovými organismy pro predikční modelování. Široká ekologická valence cílových druhů totiž může vést ke snížení predikční schopnosti vytvářených modelů (Hernandez, Graham, Master & Albert 2006). Vzhledem k výše zmíněným specifikům studovaných druhů bylo obtížné získat vyšší počty výskytových dat pro vytváření modelů. Pro potřeby predikčního modelování bylo použito 34 bodových lokalit výskytu druhu *Dicranum majus* a 29 bodových lokalit výskytu druhu *Polytrichum alpinum*. Přestože je počet použitých výskytových dat obecně spíše nižší je v souladu se studiemi zabývajícími se minimálním počtem výskytových dat pro vytvoření predikčních modelů (Wisz et al. 2008; Van Proosdij et al. 2016). Přestože v případě druhů s úzce vymezeným areálem by měl být potřebný počet dat nižší než v případě druhů s širokou ekologickou valencí, snažila jsem se získat nejvyšší možný počet výskytových dat vzhledem k tomu, že vyšší počet trénovacích dat („sample size“) obecně zvyšuje predikční schopnost modelů (Tessarolo et al. 2014).

Pro vytváření modelů potenciálního výskytu cílových druhů nebyla využita literární a herbářová data. Počet lokalit výskytu těchto druhů zaznamenaný do doby zpracovávání této práce byl pro potřeby predikčního modelování nedostatečný. Terénní průzkum zaměřený na sběr výskytových dat probíhal pomocí vytipování potenciálních lokalit výskytu cílových druhů v rámci celého území NPCŠ na základě expertní vědecké znalosti. Lokality navštívené během sběru trénovacích dat tedy nebyly rozmístěny náhodně, tento design nebyl ale vzhledem k charakteru cílových druhů a jejich stanovištním nárokům možný. Variantou by bylo rozmístění náhodných bodů například pouze v rámci hlubších inverzních roklí. Metodika sběru trénovacích dat má silný vliv na kvalitu vytvářených modelů a nerovnoměrné pokrytí studovaného území („sampling bias“) snižuje predikční schopnost modelů zejména právě při nižších počtech použitých výskytových dat (Guillera-Arroita et al. 2015). Domnívám se ale, že v tomto případě byla metodika sběru trénovacích dat vhodně zvolená a neměla zásadní vliv na predikční schopnost modelů. Významnějším faktorem než prostorové rozmístění zaznamenaných lokalit výskytu je totiž spíše rovnoměrné pokrytí škály environmentálních podmínek přítomných na stanovištích daného druhu (viz kapitola 4.2) (Tessarolo, Rangel, Araújo & Hortal 2014). Pro vytváření predikčních modelů jsem měla k dispozici data zaznamenávající právě absence výskytu cílových druhů („presence absence data“). V případě využití tohoto typu dat není tak velký tlak na snížení vlivu chyby plynoucí z nerovnoměrného sběru dat jako

v případě „presence only dat“, kde dochází k rozporu mezi nerovnoměrně rozmístěnými prezencemi a náhodně generovanými absencemi (Phillips et al. 2009; Kramer-Schadt et al. 2013).

4.2 Environmentální data

Pro vytvoření modelů potenciálního výskytu druhů *Dicranum majus* a *Polytrichum alpinum* jsem jako data reprezentující škálu dostupných přírodních podmínek studovaného území využila 8 parametrů odvozených z DEM s rozlišením 1 m. Řada studií zabývajících se modelováním potenciálního výskytu mechorostů využívá environmentální proměnné s hrubším rozlišením (například proměnné odvozené z databáze WorldClim s rozlišením 1 km) (například Delgadillo, Luis Villasenor & Ortiz 2012; Kruijer, Raes & Stech 2010). Využití environmentálních dat s jemným rozlišením je ale vzhledem ke specifickým vlastnostem mechorostů klíčové (Mills et al. 2005; Cole et al. 2008).

Volba použití parametrů odvozených z DEM s rozlišením 1 m by měla být pro predikční modelování výskytu mechorostů vyhovující. Případně by bylo vhodné doplnit tato environmentální data například záznamy z mikroklimatických měření. Řada studií zdůrazňuje přínos využití v současnosti dostupných digitálních modelů terénu s vysokým rozlišením právě pro predikční modelování výskytu organismů menší velikosti vázaných na mikroklimatické stanovištní podmínky (spojené například s geomorfologickými útvary v hrubším rozlišení nezachytitelnými). Využití DEM s jemným rozlišením může podle těchto studií významně přispívat ke zvýšení predikční schopnosti modelů (Camathias, Bergamini, Küchler, Stofer & Baltensweiler 2013; Lassueur, Joost & Randin 2006; Mateo, Vanderpoorten, Muñoz, Laenen & Désamoré 2013). Význam volby vhodného měřítka použitých environmentálních dat jsem ověřila i při doplnění parametrů odvozených z DEM vrstvami teplot z družice LANDSAT (rozlišení 200 m) (Metz et al. 2014) a vrstvami zaznamenávajícími strukturu lesního porostu (rozlišení 10 m) (Anonymus 2018), které nepřispělo k významnému zvýšení predikční schopnosti modelu pravděpodobně kvůli hrubšímu měřítku stírajícímu lokální mikroklimatické poměry.

Při vytváření predikce potenciální vhodnosti stanovištních podmínek pro výskyt cílových druhů jsem omezila prostorovou interpolaci pouze na místa s rozsahem environmentálních podmínek odpovídajícím škále těchto podmínek na zaznamenaných lokalitách výskytu. Predikční schopnost modelů je silně ovlivněna právě mírou pokrytí rozsahu přírodních podmínek stanovišť cílového druhu při sběru trénovacích dat (Tessarolo, Rangel, Araújo & Hortal 2014). Ke snížení chyby plynoucí z nedostatečného pokrytí těchto přírodních podmínek slouží použité omezení prostorové interpolace (Lavorel, Thuiller, Brotons & Araújo 2004).

4.3 Zhodnocení algoritmů použitých pro predikční modelování

Modelování potenciálního výskytu druhů *Dicranum majus* a *Polytrichum alpinum* jsem prováděla s využitím tří algoritmů – Artificial neural network (ANN), Generalised linear model (GLM) a Random forest (RF). Výstupy modelování s využitím různých algoritmů a následné prostorové predikce se mohou mezi sebou výrazně lišit a volba vhodného algoritmu se odvíjí od charakteru cílového druhu, počtu použitých výskytových dat nebo plánovaného účelu modelování (Segurado & Araújo 2004; Johnson & Gillingham 2005). Proto je přínosné využít pro modelování potenciálního výskytu cílových druhů více algoritmů a srovnat vhodnost jejich použití.

Podkladem pro terénní validaci výstupů modelování byla prostorová predikce vytvořená na základě „model stack“ s využitím algoritmu Random forest. Algoritmus Random forest vykazoval nejlepší predikční schopnost jak na trénovací sadě dat, tak na nezávislých validacích v případě obou cílových druhů. Přes to, že RF je obecně vnímán jako algoritmus vyžadující velké množství trénovacích dat, existují práce, které to rozporují, a naopak jej doporučují i pro malé sady dat jako v tomto případě (Mi et al. 2017). Algoritmus RF je ale zatím méně často využíván pro modelování potenciálního výskytu mechorostů. Ve studiích zabývajících se touto problematikou převažuje využití algoritmu Maxent nebo modelování potenciálního výskytu v programu GIS (například Sérgio & Draper 2002; Kruijer et al. 2010; Delgadillo et al. 2012). V případě vytváření predikčních modelů pro druhy *Dicranum majus* a *Polytrichum alpinum* jsem algoritmus Maxent nepoužila, protože jsme měla k dispozici právě absence („presence absence data“). Maxent je tradičně používán především proto, že většina studií využívá „presence only data“ a tento algoritmus snadno generuje pseudoabsence.

V případě druhu *Dicranum majus* nebyl vytvořen „model stack“ na základě modelování s využitím algoritmu Generalised linear model vzhledem k velmi slabé predikční schopnosti vytvořených modelů. Pro druh *Polytrichum alpinum* vykazoval „model stack“ s využitím GLM nejnižší predikční schopnost ze všech tří srovnávaných algoritmů. Zobecněný lineární model (GLM) využívají pro modelování potenciálního výskytu mechorostů například autoři Spitale a Mair při vytváření predikčního modelu potenciálního výskytu druhu *Buxbaumia viridis* na území jižního Tyrolska nebo autoři Richter, Schütze a Bruelheide pro modelování potenciálního výskytu epifytických mechorostů v městském prostředí (Halle, Německo). V případě druhu *Buxbaumia viridis* bylo použití tohoto algoritmu úspěšné navzdory relativně nízkému počtu použitých trénovacích dat. Pro epifytické mechorosty v městském prostředí vykazovalo GLM signifikantní výsledky pouze pro druhy s hojným výskytem (Richter et al. 2009; Spitale & Mair 2015). Je tedy otázkou, nakolik je algoritmus GLM vhodný pro predikční modelování s využitím nižšího počtu trénovacích dat.

Algoritmus Artificial neural networks vykazoval v případě modelování potenciálního výskytu obou cílových druhů druhou nejlepší predikční schopnost po algoritmu RF. Tento výsledek potvrzuje výstupy srovnávání predikční schopnosti modelů s využitím ANN a modelů s využitím GLM a GAM. V tomto případě poskytovalo ANN výrazně signifikantnější výsledky než ostatní algoritmy (Segurado & Araújo 2004). I v rámci porovnávání osmi statistických technik často využívaných pro predikční modelování vykazoval tento algoritmus druhé nejlepší výsledky po algoritmu RF (Marmion et al. 2009). Přesto není algoritmus ANN pro modelování potenciálního výskytu mechorostů zatím využíván.

Pro jednotlivé algoritmy a oba cílové druhy byl vytvořen výsledný „model stack“ (na základě 10 běhů modelování) a dále byl pro oba druhy spuštěn „model ensemble“ (s 50 běhy modelování), který sloužil k vyhodnocení relativní důležitosti environmentálních proměnných. Metoda „ensemble modelling“ (vytváření průměrných modelů z více běhů modelování s využitím stejného nebo více různých algoritmů) s využitím balíčku Biomod (Thuiller et al. 2009) je v současnosti hojně používána pro široké spektrum organismů (Hao et al. 2019) a významně zvyšuje predikční schopnost vytvářených modelů vzhledem k zisku více robustních výstupů (Araújo & New 2007; Grenouillet et al. 2011).

Na základě vyhodnocení relativní důležitosti jednotlivých environmentálních proměnných měla největší vliv na výskyt druhu *Dicranum majus* nadmořská výška a následně proměnná Mass Balance Index. Pro *Polytrichum alpinum* se jednalo o proměnnou zaznamenávající drsnost terénu v okolí 10 metrů a následně Topographic position index. Určení nadmořské výšky jako hlavního faktoru ovlivňujícího výskyt druhu *Dicranum majus* je problematické vzhledem k tomu, že jednotlivé parametry DEM použité jako environmentální data jsou odvozovány právě z nadmořské výšky. Dalším aspektem znesnadňujícím interpretaci nadmořské výšky je rozdílná distribuce biotopů v nadmořské výšce na území národního parku. Úzké, zaříznuté rokly se vyskytují v území s nižší nadmořskou výškou, což není příznak roklí ale prostorové geografické schéma dané oblasti. Klíčový vliv nadmořské výšky odpovídá výskytu tohoto druhu při bázi hlubokých roklí. V případě druhu *Polytrichum alpinum* odpovídá klíčový vliv drsnosti terénu a rozdílů v nadmořské výšce (v okruhu 30 m) jeho výskytu na skalních výchozech případně balvanech (Smith 1978). Vzhledem ke specifickým stanovištním nárokům tohoto druhu ale může být stanovení klíčových environmentálních faktorů ztížené zejména co se týče výskytů zaznamenaných při bázi pískovcových skal. Celková predikční schopnost vytvořených modelů byla slabá a zhodnocení vlivu jednotlivých environmentálních proměnných na výskyt cílových druhů tak nemusí odpovídat skutečnosti. Ke zpřesnění by mohl přispět například vyšší počet trénovacích dat nebo využití dalších algoritmů.

4.4 Terénní ověření výskytu cílových druhů na základě modelem vybraných lokalit

Ve většině studií zabývajících se vytvářením modelů potenciálního výskytu různých skupin organismů se nesetkáme s terénní validací vytvořených predikcí. Obvykle je použita pouze teoretická validace pomocí nezávislé sady dat oddělené od trénovací množiny před začátkem procesu modelování. Tento způsob validace může vést k teoretickému posouzení kvality modelu (Hijmans 2012). Nicméně mým cílem nebylo vytvoření teoreticky nejlepšího modelu, ale skutečné nalezení nových lokalit cílových druhů na základě dostupných environmentálních dat.

Během terénní validace výstupů prostorové interpolace jsem z celkového počtu 20 náhodně rozmístěných validačních lokalit v rámci území s nejvyšší predikovanou mírou vhodnosti pro výskyt obou druhů našla celkem 4 nové lokality pro druh *Dicranum majus* a 2 nové lokality pro druh *Polytrichum alpinum*. Přestože celková predikční schopnost modelů potenciálního výskytu pro oba druhy byla slabá, validační lokality ve většině případů na základě subjektivního pozorování připomínaly vhodné stanoviště pro výskyt těchto druhů. Na žádné z těchto lokalit jsem nezaznamenala zcela nevyhovující přírodní podmínky (predikce na zastavěná území, komunikace, vrcholy pískovcových skal atd.). Na polovině z celkového počtu validačních lokalit pro druh *Dicranum majus* se navíc jednalo o opravdu typická stanoviště – podmáčené báze zařízlých roklí. Na 10 kontrolních validačních bodech mimo území predikce nebyly cílové druhy nalezeny. Prokázala jsem tak, že i model se špatnou kvalitou může být vhodný pro následné praktické využití (Box & Draper 1987). Tento závěr se shoduje se s tvrzením, že využití predikčních modelů s nižšími počty trénovacích dat (méně než 30) může být problematické pro objasnění ekologických nároků cílových druhů, ale vytvořené predikce mohou úspěšně sloužit k nalézání nových lokalit případně plánování managementových opatření (Wisniewski et al. 2008).

Výsledky terénní validace dále potvrdily, že může být přínosné srovnávat úspěšnost nalézání nových lokalit cílových druhů na základě výstupů predikčního modelu („model based“) a na základě expertní vědecké znalosti stanovištních nároků mechorostů („expert based“). Z hlediska poměru počtu nalezených lokalit k prozkoumané ploše byl „model based“ přístup výrazně úspěšnější. Tento přístup k hledání nových lokalit byl přibližně stokrát efektivnější než „expert based“ přístup (1 výskyt na 0,002 km² x 1 výskyt na 0,216 km²). Tím jsem prokázala, že zvláště v případě málo prozkoumaných území a vzácných druhů může být modelování potenciálního výskytu užitečným nástrojem pro zacílení terénního výzkumu a sběru dat a může vést ke zvýšení jeho efektivity (Callaghan & Ashton 2008; Hespanhol et al. 2015).

5 ZÁVĚR

V závěru bych ráda shrnula hlavní zjištění této práce zaměřené na predikční modelování potenciálně vhodných stanovišť pro výskyt druhů *Dicranum majus* a *Polytrichum alpinum* na území Národního parku České Švýcarsko. Na začátku svého výzkumu jsem se zaměřila na sběr dostatečného počtu výskytů pro cílové druhy. Do té doby byly z území NPČŠ známé 4 lokality druhu *Dicranum majus* a 8 lokalit druhu *Polytrichum alpinum*, což bylo pro potřeby predikčního modelování nedostatečné. Celkem jsem během terénních průzkumů zaznamenala 34 nových lokalit druhu *Dicranum majus* a 29 nových lokalit druhu *Polytrichum alpinum*. Na základě toho jsem dále vytvořila herbářové položky ze všech těchto lokalit, došlo tak ke zvýšení počtu dostupných herbářových dat pro cílové druhy z území NPČŠ.

Použitá metodika týkající se sběru výskytových dat, volby environmentálních podkladů a tvorby samotných predikčních modelů s následnou prostorovou interpolací a terénní validací byla dle mého názoru odpovídající stanovenému cíli práce a byla provedena správně. Nejlepší predikční schopnost vykazovaly pro oba cílové druhy na základě provedené evaluace modely s využitím algoritmu Random forest použité i pro následnou terénní validaci. Přestože teoretická výpovědní hodnota vytvořených predikčních modelů byla obecně velmi nízká, následná prostorová interpolace a validace výstupů modelování v terénu byla velmi úspěšná. Během terénní validace jsem našla další 4 nové lokality druhu *Dicranum majus* a 2 nové lokality druhu *Polytrichum alpinum*. Terénní ověření výskytu cílových druhů na základě modelem vybraných lokalit bylo, co se týče počtu zaznamenaných lokalit vzhledem k prozkoumané ploše efektivnější než nalézání nových lokalit na základě expertní vědecké znalosti.

Domnívám se tedy, že vytvořené predikční modely pro druhy *Dicranum majus* a *Polytrichum alpinum* lze úspěšně použít pro zacílení terénního průzkumu a pro vytipování potenciálních zájmových lokalit v rámci území NP České Švýcarsko. Prostorové interpolace potenciální vhodnosti stanovištních podmínek pro výskyt cílových druhů mohou dále sloužit jako podklad pro Správu NPČŠ při návrhu a provádění managementových opatření týkajících se ochrany vzácných a ohrožených druhů mechorostů. Přírodní podmínky inverzních roklí umožňující výskyt druhů *Dicranum majus* a *Polytrichum alpinum* jsou unikátní a snaha o objasnění ekologických nároků cílových druhů a nalézání nových lokalit jejich výskytu může významně přispět k ochraně přírody v této oblasti.

Za přínosný považuji také samotný nárůst počtu lokalit výskytu cílových druhů zaznamenaných během zpracovávání této práce na území NPČŠ. Zaznamenané lokality mohou být mimo jiné využity pro vytváření dalších predikčních modelů. Nabízí se například zahrnutí environmentálních proměnných z mikroklimatických měření do modelovacího procesu a testování, nakolik tato

environmentální data přispějí ke zvýšení predikční schopnosti modelů. Přínosné by také bylo pokusit se nalézt další lokality výskytu cílových druhů a mít tak k dispozici vyšší počet trénovacích dat pro vytváření predikčních modelů. Dále by bylo vhodné zaměřit se i na další druhy mechorostů vázané na specifické přírodní podmínky inverzních roklí na území NPCŠ. K přesnějšímu objasnění ekologických nároků obou druhů a stanovení klíčových faktorů ovlivňujících jejich výskyt by bylo také potřeba testování predikční schopnosti modelů s dalšími algoritmy a s kombinací více těchto algoritmů.

6 LITERATURA

- Anonymus 2018. **Dřevinný pokryv**. Pracoviště fotogrammetrie a DPZ Frýdek-Místek, Ústav pro hospodářskou úpravu lesů.
- Anonymus 2006. **Digital terrain models for the cross- border National Park Region Saxon- Bohemian Switzerland**. Chair of Remote Sensing, Institute of Photogrammetry and Remote Sensing, University of Technology, Dresden.
- AOPK ČR. **Nálezová databáze ochrany přírody**. [on-line databáze; portal.nature.cz]. 2019-07-10; [cit. 2019-07-10].
- Araújo, M.B., & New, M. 2007. **Ensemble forecasting of species distributions**. *Trends in Ecology and Evolution* 22: 42–47.
- Atherton, I. 2010. **Mosses and Liverworts of Britain and Ireland a field guide**. British Bryological Society.
- Austin, M.P., Nicholls, A.O., & Margules, C.R. 1990. **Measurement of the Realized Qualitative Niche : Environmental Niches of Five Eucalyptus Species**. *Ecological Monographs* 60: 161–177.
- Bates, J.W., Roy, D.B., & Preston, C.D. 2004. **Occurrence of epiphytic bryophytes in a “tetrad” transect across southern Britain. 2. Analysis and modelling of epiphyte–environment relationships**. *Journal of Bryology* 26: 181–197.
- Benítez, Á., Prieto, M., & Aragón, G. 2015. **Large trees and dense canopies: key factors for maintaining high epiphytic diversity on trunk bases (bryophytes and lichens) in tropical montane forests**. *Forestry*: 1–7.
- Box, G.E.P., & Draper, N.R. 1987. **Empirical Model Building and Response Surfaces**. John Wiley & Sons Ltd., New York.
- Callaghan, D. a., & Ashton, P. a. 2008. **Knowledge gaps in bryophyte distribution and prediction of species-richness**. *Journal of Bryology* 30: 147–158.
- Camathias, L., Bergamini, A., Kuchler, M., Stofer, S., & Baltensweiler, A. 2013. **High-resolution remote sensing data improves models of species richness**. *Applied Vegetation Science* 16: 539–551.
- Číhal, L., & Kaláb, O. 2017. **Species distribution models for critically endangered liverworts (Bryophyta) from the Czech Republic: a guide to future survey expeditions**. *Acta Musei Silesiae, Scientiae Naturales* 66: 101–110.
- Číhal, L., Kaláb, O., & Plášek, V. 2017. **Modeling the distribution of rare and interesting moss species of the family Orthotrichaceae (Bryophyta) in Tajikistan and Kyrgyzstan**. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 86: 3543.
- Cole, H. A., Newmaster, S.G., Bell, F.W., Pitt, D., & Stinson, A. 2008. **Influence of microhabitat on bryophyte diversity in Ontario mixedwood boreal forest**. *Canadian Journal of Forest Research* 38: 1867–1876.
- Conrad, O., Bechtel, B., Bock, M., Dietrich, H., Fischer, E., Gerlitz, L., Wehberg, J., Wichmann, V., & Böhner, J. 2015. **System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4**. *Geosci. Model Dev.* 8: 1991–2007.
- Cutler, D.R., Edwards, T.C., Beard, K.H., Cutler, A., Kyle, T., Gibson, J., Lawler, J.J., Beard, H., & Hess, T. 2007. **Random Forests for Classification in Ecology**. *Ecology* 88: 2783–2792.

- Delgadillo, C., Luis Villasenor, J., & Ortiz, E. 2012. **The potential distribution of Grimmia (Grimmiaceae) in Mexico.** *Bryologist* 115: 12–22.
- Dierssen, K. 2001. **Distribution, ecological amplitude and phytosociological characterization of European bryophytes.** Cramer in der Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung, Berlin.
- Duda, J. & Váňa, J. 1967-1978. **Die Verbreitung der Lebermoose in des Tschechoslowakei I.-XXIV.** *Čas. Slez. Mus. Opava*, ser. A: 16-27.
- Duda, J. & Váňa, J. 1970. **Die Verbreitung der Lebermoose in des Tschechoslowakei VII.** *Čas. Vlasten. Mus. Spolku Olomouc*, 60: 17-30.
- Duda, J. & Váňa, J. 1979-1986. **Rozšíření játrovek v Československu XXV.-XLVII.** *Čas. Slez. Mus. Opava*, ser. A: 28-35.
- Duell, R. 1984. **Distribution of the European and Macaronesian mosses (Bryophytina). Part I.** *Bryol. Beitr.* 4: 1–113.
- Duell, R. 1984. **Distribution of the European and Macaronesian mosses (Bryophytina). Part II.** *Bryol. Beitr.* 5: 110–232.
- Fielding, A.H., & Bell, J.F. 1991. **A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/ absence models.** *Environmental Conservation* 18: 4–5.
- Frahm, J.P. 2008. **Diversity, dispersal and biogeography of bryophytes (mosses).** *Biodiversity and Conservation* 17: 277–284.
- GBIF.org (14th January 2019) **GBIF Occurrence Download** <https://doi.org/10.15468/dl.ihewyf>.
- Glime, J.M. 2013. **Bryophyte Ecology.** [ebook], Michigan Technological University.
- Grenouillet, G., Buisson, L., Casajus, N., & Lek, S. 2011. **Ensemble modelling of species distribution: The effects of geographical and environmental ranges.** *Ecography* 34: 9–17.
- Guillera-Arroita, G., Lahoz-Monfort, J.J., Elith, J., Gordon, A., Kujala, H., Lentini, P.E., Mccarthy, M.A., Tingley, R., & Wintle, B.A. 2015. **Is my species distribution model fit for purpose? Matching data and models to applications.** *Global Ecology and Biogeography* 24: 276–292.
- Guisan, A., Graham, C.H., Elith, J., & Huettmann, F. 2007. **Sensitivity of predictive species distribution models to change in grain size.** *Diversity and Distributions* 13: 332–340.
- Hao, T., Elith, J., Guillera-Arroita, G., & Lahoz-Monfort, J.J. 2019. **A review of evidence about use and performance of species distribution modelling ensembles like BIOMOD.** *Diversity and Distributions* 25: 839–852.
- Hallingbäck, T., Lönnell, N. & Weibull, H. 2008. *Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. Bladmossor: Kompaktmossor – kapmossor. Bryophyta: Anoectangium – Orthodontium.* ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Härtel, H., & Marková, I. 2005. **Phytogeographic importance of sandstone landscapes.** *Ferrantia* 44: 103–106.
- Härtel, H., Sádlo, J., Świerkosz, K., Marková, I. 2007. **Phytogeography of the sandstone areas in the Bohemian Cretaceous Basin (Czech Republic/Germany/Poland).** *Sandstone landscapes. Academia:* 177–189.
- Hernandez, P. a., Graham, C.H., Master, L.L., & Albert, D.L. 2006. **The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods.** *Ecography* 29: 773–785.

- Hespanhol, H., Cezón, K., Felicísimo, Á.M., Muñoz, J., & Mateo, R.G. 2015. **How to describe species richness patterns for bryophyte conservation?** *Ecology and Evolution* 5: 5443–5455.
- Hijmans, R.J. 2012. **Cross-validation of species distribution models: removing spatial sorting bias and calibration with a null model.** *Ecology* 93: 679–88.
- Hubáčková, J. 1987. **Mechorosty Jetřichovických stěn.** [diplomová práce], Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta.
- Hunter, M.L., & Webb, S.L. 2002. **Enlisting Taxonomists to Survey Poorly Known Taxa for Biodiversity Conservation : a Lichen Case Study.** *Conservation Biology* 16: 660–665.
- Hutsemekers, V., Dopagne, C., & Vanderpoorten, A. 2008. **How far and how fast do bryophytes travel at the landscape scale?** *Diversity and Distributions* 14: 483–492.
- James, G., Witten, D., Hastie, T., & Tibshirani, R. 2000. *An Introduction to Statistical Learning with Applications in R.* Springer-Verlag, New York.
- Johnson, C.J., & Gillingham, M.P. 2005. **An evaluation of mapped species distribution models used for conservation planning.** *Environmental Conservation* 32: 117–128.
- Kramer-Schadt, S., Niedballa, J., Pilgrim, J.D., Schröder, B., Lindenborn, J., Reinfelder, V., Stillfried, M., Heckmann, I., Scharf, A.K., Augeri, D.M., Cheyne, S.M., Hearn, A.J., Ross, J., Macdonald, D.W., Mathai, J., Eaton, J., Marshall, A.J., Semiadi, G., Rustam, R., Bernard, H., Alfred, R., Samejima, H., Duckworth, J.W., Breitenmoser-Wuersten, C., Belant, J.L., Hofer, H., & Wilting, A. 2013. **The importance of correcting for sampling bias in MaxEnt species distribution models.** *Diversity and Distributions* 19: 1366–1379.
- Kruijer, H.J.D., Raes, N., & Stech, M. 2010. **Modelling the distribution of the moss species *Hypopterygium tamarisci* (Hypopterygiaceae, Bryophyta) in Central and South America.** *Nova Hedwigia* 91: 399–420.
- Kučera, J., Müller, F., Buryová, B., & Voříšková, L. 2003. **Mechorosty zaznamenané během 10. jarního setkání Bryologicko-lichenologické sekce v Krásné Lípě (NP České Švýcarsko a CHKO Labské pískovce).** *Bryonora* 31: 13–23.
- Kučera, J., & Váňa, J. 2005. **Seznam a červený seznam mechorostů České republiky (2005).** *Příroda* 23: 1–104.
- Kučera, J., Váňa, J., & Hradílek, Z. 2012. **Bryophyte flora of the Czech republic: Updated checklist and red list and a brief analysis.** *Preslia* 84: 813–850.
- Kurková, J. 1974. **Bryosociologické poměry pískovcových ekotopů v Čechách.** [diplomová práce], Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta.
- Kurková, J. 1977. **Společenstva mechorostů na pískovcích v Čechách.** [rigorózní práce], Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta.
- Lassueur, T., Joost, S., & Randin, C.F. 2006. **Very high resolution digital elevation models: Do they improve models of plant species distribution?** *Ecological Modelling* 198: 139–153.
- Lavorel, S., Thuiller, W., Brotons, L., & Araújo, M.B. 2004. **Effects of restricting environmental range of data to project current and future species distributions.** *Ecography* 27: 165–172.
- Longton, R.E. 1988. *Biology of polar bryophytes and lichens.* Cambridge University Press.
- Marková, I. 2005. **Bryophyte diversity of Bohemian Switzerland in relation to microclimatic conditions.** *Ferrantia* 44: 221–226.

- Marmion, M., Parviainen, M., Luoto, M., Heikkinen, R.K., & Thuiller, W. 2009. **Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling.** *Diversity and Distributions* 15: 59–69.
- Mateo, R.G., Vanderpoorten, A., Muñoz, J., Laenen, B., & Désamoré, A. 2013. **Modeling Species Distributions from Heterogeneous Data for the Biogeographic Regionalization of the European Bryophyte Flora.** *PLoS ONE* 8: 1–11.
- Medina, N.G., Draper, I., & Lara, F. 2011. **Biogeography of mosses and allies. Does size matter?** In Fontaneto, D. (ed.), *Biogeography of microorganism. Is everything small everywhere?*, pp. 209–233. Cambridge University Press.
- Metz, M., Rocchini, D., & Neteler, M. 2014. **Surface temperatures at the continental scale: Tracking changes with remote sensing at unprecedented detail.** *Remote Sensing* 6: 3822–3840.
- Mi, C., Huettmann, F., Guo, Y., Han, X., & Wen, L. 2017. **Why choose Random Forest to predict rare species distribution with few samples in large undersampled areas? Three Asian crane species models provide supporting evidence.** *PeerJ* 5: e2849.
- Mills, S.E., & Macdonald, S.E. 2004. **Predictors of moss and liverwort species diversity of microsites in conifer-dominated boreal forest.** *Journal of Vegetation Science* 15: 189–198.
- Mills, S.E., Macdonald, S.E., & Macdonald, A.S.E. 2005. **Factors Influencing Bryophyte Assemblage at Different Scales in the Western Canadian Boreal Forest.** *The Bryologist* 108: 86–100.
- Muñoz, J., & Felicísimo, Á.M. 2004. **Comparison of statistical methods commonly used in predictive modelling.** *Journal of Vegetation Science* 15: 285–292.
- Murata, N., & Yoshizawa, S. 2002. **Network information criterion-determining the number of hidden units for an artificial neural network model.** *Neural Networks* 5: 865–872.
- Nicholls, A.O. 1991. **Examples of the use of generalised linear models in analysis of survey data for conservation evaluation.** *Nature conservation: cost effective biological surveys and data analysis*: 54–63.
- Nicholls, A.O. 1989. **How to make biological surveys go further with generalised linear models.** *Biological Conservation* 50: 51–75.
- Novotný, I., Popíšíl, V., & Pospíšilová, L. 1986. **Bryofloristický příspěvek k širšímu okolí Děčína.** Severočes. Přír. Litoměřice: 77–85.
- Olden, J.D., Joy, M.K., & Death, R.G. 2006. **Rediscovering the species in community-wide predictive modeling.** *Ecological Applications* 16: 1449–1460.
- Olden, J.D., Lawler, J.J., & Poff, N.L. 2008. **Machine learning methods without tears: a primer for ecologists.** *The Quarterly Review of Biology* 83: 171–193.
- Patiño, J., Medina, R., Vanderpoorten, A., González-Mancebo, J.M., Werner, O., Devos, N., Mateo, R.G., Lara, F., & Ros, R.M. 2013. **Origin and fate of the single-island endemic moss *Orthotrichum handiense*.** *Journal of Biogeography* 40: 857–868.
- Phillips, S.J., Dudík, M., Elith, J., Graham, C.H., Lehmann, A., Leathwick, J., & Ferrier, S. 2009. **Sample selection bias and presence-only distribution models: Implications for background and pseudo-absence data.** *Ecological Applications* 19: 181–197.
- Pilous, Z., Duda, J. 1960. *Klíč k určování mechorostů ČSR.* Nakladatelství Československé akademie věd, Praha.
- QGIS Development Team 2019. **QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial**

Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>.

- Raes, N., & Ter Steege, H. 2007. **A null-model for significance testing of presence-only species distribution models.** *Ecography* 30: 727–736.
- R Core Team 2012. **R: A language and environment for statistical computing.** R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Riehmer, E. 1926. **Die Laubmoose Sachsens I.** *S. B. u. Abh. Naturwiss. Ges. Isis Dresden* 1925: 24-72.
- Riehmer, E. 1927. **Die Laubmoose Sachsens II.** *S. B. u. Abh. Naturwiss. Ges. Isis Dresden* 1926: 17-95.
- Richter, S., Schuütze, P., & Bruelheide, H. 2009. **Modelling epiphytic bryophyte vegetation in an urban landscape.** *Journal of Bryology* 31: 159–168.
- Scardi, M., & Harding, L.W. 1999. **Developing an empirical model of phytoplankton primary production: A neural network case study.** *Ecological Modelling* 120: 213–223.
- Segurado, P., & Araújo, M.B. 2004. **An evaluation of methods for modelling species distributions.** *Journal of Biogeography* 31: 1555–1568.
- Sérgio, C., & Draper, D. 2002. **How to evaluate species when distribution is poorly understood. The use of predictive studies for Iberian bryophytes.** *Portugaliae Acta Biologica* 20: 37–48.
- Sérgio, C., Vieira, C., Claro, D., & Garcia, C. 2011. **Conocephalum salebrosum Szweykowski, Buczkowska & Odrzykoski (Marchantiopsida): modelling the occurrence of a hygrophytic species new to the bryoflora of Portugal, Madeira and Azores.** *Journal of Bryology* 33: 30–34.
- Schade, A. 1923. **Die kryptogamischen Pflanzengesellschaften an den Felswänden der Säsischen Schweiz.** *Ber. Deutch. Bot. Ges., Berlin* 41: 49-66.
- Schade, A. 1924. **Die Lebermoose Sachsens.** *S. B. u. Abh. Naturwiss. Ges. Isis Dresden* 1922-1923: 3-70.
- Schade, A. 1934. **Die kryptogamische Pflanzenwelt an den Felswänden des Elbsandsteingebirges und ihre Lebensbedingungen.** *Feddes Repert., Beih., Berlin* 76: 12-32.
- Schade, A. 1936. **Nachträge zum Standortverzeichnis der Lebermoose Sachsens nebst einigen kritischen Bermerkungen.** *S. B. u. Abh. Naturwiss. Ges. Isis Dresden* 1935: 18-86.
- Schiffner, V. 1896. **Neue Bieträge zur Bryologie Nordböhmens und Riesengebirges I.** *Lotos, Prag* 44: 268-293.
- Schiffner, V. 1900. **Nachweis einiger für die böhmische Flora neuer Bryophyten nebst Bemerkungen über einzelne bereits daselbst nachgewiesene Formen.** *Lotos, Prag* 48: 322-356.
- Schiffner, V. 1905. **Ergebnisse der bryologischen Exkursionen in Nord-Böhmen und im Riesengebirge im Sommer 1904.** *Lotos, Prag* 53: 12-53.
- Schiffner, V. & Schmidt, A. 1886. **Moosflora des Nördlichen Böhmens.** *Lotos, Prag* 34: 18-36.
- Smith, A. 1978. *The moss flora of Britain and Ireland.* Cambridge University Press
- Smith, A. 1982. *Bryophyte Ecology.* Springer-Verlag, New York.
- Spitale, D., & Mair, P. 2015. **Predicting the distribution of a rare species of moss: The case of Buxbaumia viridis (Bryopsida, Buxbaumiaceae).** *Plant Biosystems*, [publikováno online].
- Stolle, E. 1938-1940. **Die Torfmoose Sachsens.** *S. B. u. Abh. Naturwiss. Ges. Isis Dresden* 1936/37: 85-132 & 1938/39: 112-164.

- Tessarolo, G., Rangel, T.F., Araújo, M.B., & Hortal, J. 2014. **Uncertainty associated with survey design in species distribution models.** *Diversity and Distributions* 20: 1258–1269.
- Thuiller, W., Lafourcade, B., Engler, R., & Arau, M.B. 2009. **BIOMOD - a platform for ensemble forecasting of species distributions.** *Ecography* 32: 369–373.
- Vanderpoorten, A., & Goffinet, B. 2009. *Introduction to bryophytes.* Cambridge University Press.
- Van Proosdij, A.S.J., Sosef, M.S.M., Wieringa, J.J., & Raes, N. 2016. **Minimum required number of specimen records to develop accurate species distribution models.** *Ecography* 39: 542–552.
- Vitt, D.H., & Belland, R.J. 1997. **Attributes of rarity among Alberta mosses: Patterns and prediction of species diversity.** *The Bryologist* 100: 1–18.
- Wang, L., & Liu, H. 2007. **An efficient method for identifying and filling surface depressions in digital elevation models for hydrologic analysis and modelling.** *International Journal of Geographical Information Science* 20: 193–213.
- Wangen, K. 2015. **Understanding the Ecology of Three Mixed Northern Hepatic Mat Species at Regional Scale through Species Distribution Modelling , and Local Scale through Growth Measurements and Micro-Climatic Assessment.** [diplomová práce], Norwegian University of Science and Technology.
- Wild, J., Hadincová, V., Holec, J., Kopecký, M., Marková, I., Němcová, L., Nováková, O., Palice, Z., Svoboda, D., Šanda, M., Štípek, A., & Zmeškalová, J. 2009. **Komplexní monitoring území NP České Švýcarsko – botanika.** Závěrečná zpráva o řešení projektu za rok 2009.
- Wisz, M.S., Hijmans, R.J., Li, J., Peterson, A.T., Graham, C.H., Guisan, A., Elith, J., Dudík, M., Ferrier, S., Huettmann, F., Leathwick, J.R., Lehmann, A., Lohmann, L., Loiselle, B.A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J.M., Phillips, S.J., Richardson, K.S., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R.E., Soberón, J., Williams, S.E., & Zimmermann, N.E. 2008. **Effects of sample size on the performance of species distribution models.** *Diversity and Distributions* 14: 763–773.
- Wisz, M.S., Pottier, J., Kissling, W.D., Pellissier, L., Lenoir, J., Damgaard, C.F., Dormann, C.F., Forchhammer, M.C., Grytnes, J.A., Guisan, A., Heikkinen, R.K., Høye, T.T., Kühn, I., Luoto, M., Maiorano, L., Nilsson, M.C., Normand, S., Öckinger, E., Schmidt, N.M., Termansen, M., Timmermann, A., Wardle, D.A., Aastrup, P., & Svenning, J.C. 2013. **The role of biotic interactions in shaping distributions and realised assemblages of species: Implications for species distribution modelling.** *Biological Reviews* 88: 15–30.
- Zitová-Kurková, J. 1984. **Bryophyte communities of sandstone rocks in Bohemia.** *Preslia* 56: 125–152.

Internetové zdroje:

AOPK ČR: <https://www.ochranaprirody.cz/uzemni-ochrana/velkoplosna-chranena-uzemi/>

Bryo.cz: <https://www.bryo.cz/>

DALIBOR (online výskytová databáze pro mechorošty a lišejníky): <https://dalibor.ibot.cas.cz/>

Google mapy: <https://maps.google.cz/>

Manual On Setting Up, Using, And Understanding Random Forests V3.1: <https://stat.berkeley.edu>

NBN Atlas (British Bryological Society): <http://www.nbnatlas.org>

Oficiální webové stránky NP České Švýcarsko a CHKO Labské pískovce: <https://www.npcs.cz/priroda-krajina-ceskosaskeho-svycarska>

Phyto Images: <https://www.PhytoImages.siu.edu>

Scopus: <https://www.scopus.com>

Web of Science: <https://www.webofknowledge.com>

Wikimedia Commons: <https://commons.wikimedia.org>

7 PŘEHLED POUŽITÝCH ZKRATEK

ANN	Artificial neural network, umělá neuronová síť
DEM	Digital elevation model, digitální model terénu
FAR	False alarm ratio
GAM	Generalised additive model, zobecněný aditivní model
GBIF	Global Biodiversity Information Facility
GIS	Geografický informační systém
GLM	Generalised linear model, zobecněný lineární model
NDOP	Nálezová databáze ochrany přírody, AOPK ČR
NPČŠ	Národní park České Švýcarsko
RF	Random forest, náhodný les
ROC	Receiver Operating Characteristic
SDM	Species distribution modelling
TSS	True Skill Statistics

8 PŘÍLOHY

Seznam příloh:

Příloha 1: Nově zaznamenané lokality výskytu druhů *Dicranum majus* a *Polytrichum alpinum* (2 strany)

Příloha 2: Validační lokality (30 stran)