

**Univerzita Karlova**  
**Přírodovědecká fakulta**

Studijní program: Chemie

Studijní obor: Učitelství chemie a pro střední školy – Učitelství biologie pro střední školy



**Bc. Filip Pelant**

**Plži, stromy, pH, podloží a epifytické lišejníky**  
**Gastropods, trees, pH, subsoil and epiphytic lichens**

Diplomová práce

Vedoucí práce: RNDr. David Svoboda, Ph.D.

Praha, 2020



## **Prohlášení**

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

**V Praze, 10. 8. 2020**

**Bc. Filip Pelant**

## **Poděkování**

Upřímně děkuji svému školiteli Davidu Svobodovi. Oba víme, že bez jeho výjimečné snahy a ochoty by tato práce nikdy nevznikla. Stejný dík patří mé konzultantce Ivaně Černajové, která mi navzdory všem okolnostem neustále poskytovala podporu.

Práce vznikla s dopomocí dalších odborníků. Dík patří zejména doktorce Lucii Juříčkové, která mi poskytla cenné rady ohledně výzkumu plžů a pomohla mi s jejich určováním. Dále pak celému osazenstvu Myko-bryo-lichenologické pracovní skupiny konstruktivní kritiku během poseminářů, která můj výzkum výrazně posunula. Zdeněk Musil ze Správy CHKO Moravský kras si pak zaslouží dík za pomoc s hledáním lokality a za povolení na ní pracovat.

Díky rodičům za možnost studovat a za podporu, jíž se mi dostávalo s naprostou samozřejmostí.

## **Abstrakt**

Epifytické lišejníky jsou vystaveny silnému predačnímu tlaku ze strany bezobratlých, ponejvíce plžů. Ti mohou spásáním výrazně ovlivnit vertikální distribuci lišejníků, jejich habitatové preference i celkový areál rozšíření. Předpokládá se, že predační tlak je silnější na lokalitách s bazickým podložím a dostatečnými zdroji vápníku, neboť takové lokality svědčí lišejníkovým spásáčům. Proto velká část výzkumů s tematikou lichenofágie probíhá na lokalitách s vápencovým podložím, ačkoliv hypotéza o silnějším predačním tlaku zatím nebyla formálně testována. Dále je obecně známo, že složení epifytického společenstva je do značné míry ovlivněno vlastnostmi borky, zejména jejím pH. Není ovšem známo, jestli vlastnosti borky ovlivňují aktivitu spásáčů a jak moc se tedy síla predačního tlaku liší v závislosti na druhu stromu.

Ve své diplomové práci jsem se věnoval oběma těmto otázkám. Na území Moravského krasu jsem provedl transplantační experiment, který srovnával sílu predačního tlaku na dvou stanovištích s různým podložím (granodiorit vs. vápenec). Experiment probíhal na šedesáti stromech tří druhů (habr, jedle, buk) po dobu osmdesáti dnů. Součástí experimentu byl i sběr plžů přímo na lokalitě. Zjištěný predační tlak byl ve srovnání s podobnými výzkumy poměrně vysoký a jeho míra prokazatelně souvisela s vlastnostmi podloží. Vliv druhu stromu se naopak nepodařilo prokázat. Z pokusu vyplývá, že předpoklad vyššího tlaku na vápenitých stanovištích je oprávněný. Pro jeho plné pochopení je nicméně nutný další výzkum.

## **Klíčová slova**

epifytické lišejníky, plži, lichenofágie, predační tlak, pH borky, vápenec, granodiorit, *Parmelia sulcata*, *Melanohalea exasperatula*, Moravský kras

## **Abstract**

Epiphytic lichens are under considerable grazing pressure due to invertebrate lichenivores, mostly gastropods. Preferences of tree-climbing gastropods affect vertical distribution of lichens, their habitat preferences and whole area of distribution. Higher grazing pressure is expected on sites with basic subsoil and sufficient sources of calcium, where the abundance of gastropods is higher. Most of researches about the topic of grazing pressure were therefore conducted on such sites, although this hypothesis has never been formally tested. Epiphytic communities are also affected by pH and other properties specific to its photophyte. Nevertheless, it is not known, if the same applies for grazing gastropods and how is the grazing pressure affected by tree species.

I have addressed these questions in my thesis. I set an 80-days-long field transplantation experiment in the mixed forest of Moravský kras (South Moravia, Czech Republic). Glass fiber meshes with lichen thalli were placed on sixty trunks of three tree species (*Carpinus betulus* - hornbeam, *Abies alba* - fir, *Fagus sylvatica* – common beech) on both calcareous (limestone) and acidic (granodiorite) sites. Abundance and diversity of gastropods were measured. Determined grazing pressure was higher than pressure detected by other authors and was significantly affected by the subsoil. The effect of tree species on grazing was not detected. Hypothesis of higher grazing pressure on calcareous sites was confirmed, yet more research is needed for full understanding of this phenomena.

## **Key words**

epiphytic lichens, gastropods, lichenivory, grazing pressure, bark pH, limestone, granodiorite, *Parmelia sulcata*, *Melanohalea exasperatula*, Moravský kras

# Obsah

ÚVOD.....	7
1.1    Východiska .....	7
1.2    Hypotézy .....	9
1.3    Poznámky k použité terminologii .....	10
2    ÚVOD DO PROBLEMATIKY.....	11
2.1    Vlivy působící na distribuci epifytických lišejníků .....	11
2.1.1    Druh stromu a jeho vlastnosti .....	11
2.1.2    Znečištění prostředí.....	14
2.2    Vlivy působící na plže .....	16
2.3    Vliv plžů na lišejníky .....	18
3    METODY .....	20
3.1    Lokalita .....	20
3.1.1    Výběr lokality .....	21
3.1.2    Popis vybrané lokality .....	22
3.2    Stromy .....	27
3.2.1    Výběr druhů stromů .....	27
3.2.2    Výběr konkrétních stromů .....	27
3.2.3    Vlastnosti stromů.....	28
3.3    Transplantační experiment.....	30
3.3.1    Sběr a určování plžů .....	33
3.4    Statistická analýza.....	35
4    VÝSLEDKY.....	38
4.1    pH .....	38
4.2    Obžer .....	40
4.3    Plži .....	45
5    DISKUZE.....	46
5.1.1    pH .....	46
5.1.2    Metoda .....	47
5.1.3    Rozdíly mezi stanovišti .....	50
5.1.4    Rozdíly mezi stromy.....	52
5.1.5    Obvod stromu.....	53
5.1.6    Metoda sběru plžů.....	53
6    ZÁVĚR.....	55
7    Seznam použité literatury.....	56
8    PŘÍLOHY .....	61

# ÚVOD

## 1.1 Východiska

Lišejníky jsou symbiotické organismy, které je možné najít napříč všemi kontinenty a takřka na všech představitelných stanovištích, od vysokých hor přes tropické pralesy až po pouště (Seaward, 1977). Jako takové vstupují do celé řady vztahů s dalšími organismy - s bakteriemi, houbami, rostlinami i živočichy (Asplund & Wardle, 2017).

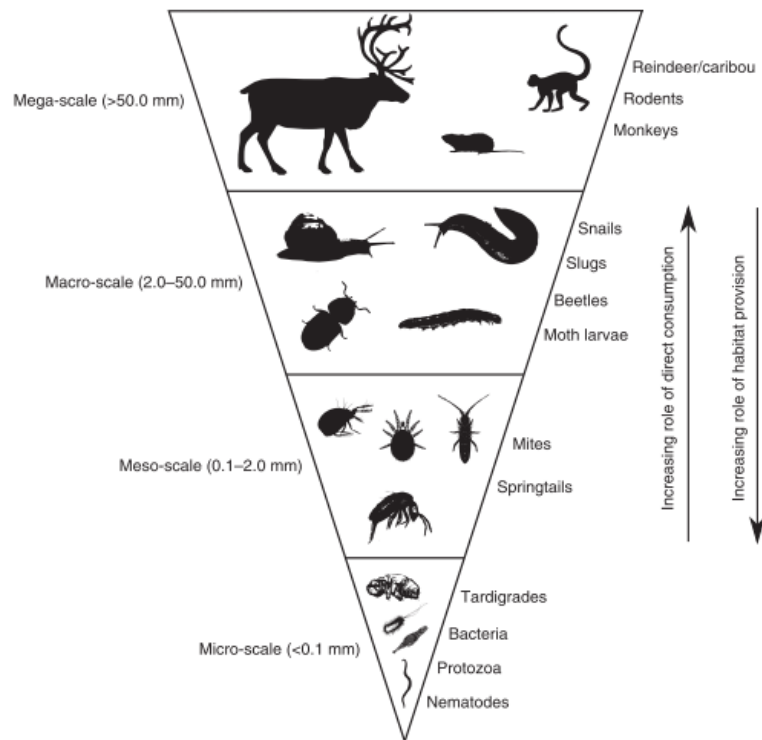
Skupina epifytických lišejníků žije ze své podstaty v úzkém propojení s rostlinami, a to povětšinou se stromy, jež využívají jako substrát i jako stanoviště pro svůj růst a rozmnožování. Vyvýšená pozice jim zajišťuje dostatek světla a v některých případech i ochranu před spásací, borka stromu zase zadržuje vlhkost i živiny potřebné pro život lišejníků (Barkman, 1958; Ellis & Coppins, 2007). Borku stromů osidlují kromě nich také některé mechy a řasy, se kterými si mohou prostorově konkurovat, stejně jako si mohou konkurovat i jednotlivé druhy či jedinci lišejníků mezi sebou (Boch et al., 2016)

Co se vztahů s živočichy týče, existuje celá řada zdokumentovaných případů interakcí s obratlovci. Kromě těch obecně známých, kde lišejníky slouží za potravu sobů (den Herder et al., 2003), jsou to i interakce méně známé či málo prozkoumané. Lišejníky konzumují i svišti, languři či létající veverka, které si z nich dokonce i stavějí svá hnízda (Grueter et al., 2009). V mírném pásmu Evropy a Severní Ameriky netvoří stálý zdroj potravy žádné skupiny obratlovců a stávají se potravou pro jeleny a další zvířata (Richardson & Young, 1977). Známé současné lichenofágy zobrazuje Obrázek 1-1.

O to významnější je proto vztah mezi lišejníky a bezobratlými. Kromě situací, při kterých mohou některé keříčkovité či lupenité druhy sloužit jako úkryt pro drobné členovce (Gerson, 1973), se jedná zejména o vztah mezi lichenofágem a jeho potravou. Za tu slouží lišejníky rozličným skupinám – zdokumentováno je to u roztočů, chvostoskoků, larev hmyzu a hlavně u suchozemských plžů (Asplund & Wardle, 2017) (Obrázek 1-1). Ač to doposud není s jistotou prokázáno, jsou právě dendrofilní plži považováni za nejvýznamnější skupinu lichenofágů, která ovlivňuje společenství epifytických lišejníků (Černajová & Svoboda, 2014; Froberg et al., 2011).

Tento vliv byl v minulosti mnohokrát zkoumán, a to z různých úhlů pohledu. Kromě výjimek, kdy autoři zkoumali možnosti rozšiřování úlomků lišejníkové stélky trusem plžů či lišejníkových propagulí na jejich povrchu (Boch et al., 2011), se výzkum zaměřil zejména na

vliv predačního tlaku plžů na distribuci lišejníků na stromech. Konkrétně vznikly např. práce zabývající se vztahem těchto dvou skupin v kontextu pH borky stromu, vzdálenosti stélek na kmenech od země či drsnosti kůry (Spier et al., 2010).



Obr 0-1 Pyramida organismů využívajících lišejníky jako zdroj potravy (tento aspekt má zvyšující se důležitost směrem vzhůru) a jako habitat pro život (důležitost se zvyšuje směrem dolů). (Převzato z Asplund et al. (2017).)

Abychom vliv plžů na lišejníky dokázali plně pochopit, je důležité si nejprve ujasnit, které další faktory vstupují do hry. Jak lišejníky tak plži jsou totiž výrazně ovlivňováni dalšími biotickými i abiotickými vlivy, a pokud bychom je nebrali při zkoumání v potaz, snadno bychom jejich opomenutím mohli dojít k mylným výsledkům.

Jedním z nejdůležitějších faktorů pro plže je zdroj vápníku – plži jsou na přísunu vápníku do značné míry závislí (Skeldon et al., 2007). I proto byla velká část výzkumných prací zabývajících se plži a jejich vlivem na lišejníky prováděna právě v lokalitách s jeho dostatkem, zhusta tedy přímo na podloží karbonátových či jinak vápníkem bohatých hornin (Asplund & Gauslaa, 2008a). Druhým významným faktorem pro plže je pH půdy a borky stromů, kdy plžům obecně nevyhovuje jeho nízká hodnota (Kappes & Topp, 2014). Lokality na vápenci jsou tudíž pro plže ideální – vápníku je na nich dostatek a pH půdy je příznivé (Martin & Sommer, 2004a). To ovšem neznamená, že by se na jiném (kyselejších) podloží plži nebo lišejníky nevyskytovaly



a jejich vzájemná interakce nešla zkoumat, pozornost ale byla v minulosti upřena jinam (Asplund et al., 2018; Gauslaa, 2008; Vatne et al., 2010).

Nabízí se proto zajímavá otázka – jsou principy pozorované ve vztahu lišejníků a plžů, doposud pozorované převážně na vápnitém podloží, přenositelné i na jiné, na vápník chudé (tzv. kyselé) podloží? Bude na takovém podloží predační tlak plžů jiný (nižší)? A je podloží opravdu tak silným faktorem, nebo se jiné vlastnosti zkoumaných lokalit (např. druhy stromů a pH jejich borky či opadu) ukáží jako důležitější?

Tyto otázky jsou výchozím bodem mého výzkumu, který jsem se rozhodl vést na podloží vápnitém (vápenec) a podloží kyselém (granodiorit), abych vlivy na obou typech podloží mohl srovnat. Na základě otázek a související literatury jsem také formuloval základní dvě hypotézy.

## 1.2 Hypotézy

- predační tlak plžů je na vápnitém podloží vyšší než na podloží kyselém
- predační tlak plžů se liší v závislosti na druhu stromu

Kromě ověření pravdivosti hlavních hypotéz měl výzkum vytyčené další dílčí cíle – srovnat pH borky mezi druhy stromů a stanovišti s různým podložím, zjistit celkový predační tlak na lišejníky na daném území a popsat, jací plži tento tlak vytvářejí.

### 1.3 Poznámky k použité terminologii

Vzhledem k tomu, že jsem práci úzce konzultoval s konzultantkou této práce Mgr. Ivanou Černajovou, přejal jsem terminologii, kterou použila ve svém diplomové práci (Černajová, 2013).

Slovo spásání používám jako ekvivalent anglického „*grazing*“. Podobně termín „*grazing pressure*“ překládám jako tlak spásačů.

Pro spásače lišejníků používám termín lichenofág namísto někdy užívaného termínu herbivor, který by měl z logiky věci označovat pouze spásače rostlin.

Jako termín označující škodu způsobenou spásací jsem přejal od své konzultantky novotvar „*obžer*“, a to navzdory tomu, že v češtině existuje jiný příbuzný termín „*požerek*“ označující škody způsobené hmyzem na rostlinách.

#### Použité zkratky a symboly:

- PAR pro lišejník *Parmelia sulcata*
- MEL pro lišejník *Melanohalea exasperatula*
- DBH (diameter in breast hight) – obvod ve výši hrudi
- % pro označení procentuálních hodnot
- = pro označení absolutních hodnot

Pro stanoviště s granodioritovým podložím používám označení stanoviště kyselé. Zprvč toto označení vzniklo již v době před výběrem konkrétní lokality, zadruhé je důležitou charakteristikou stanoviště právě jeho kyselost, nikoliv konkrétní hornina.

Pro zjednodušení jsem při psaní o plžích se schránkou používal termín „*šneci*“, a termín „*slimáci*“ při psaní o plžích bez schránky. Nejedná se sice o taxonomické rozdělení, pro jednoduché morfologické rozlišení plžů je praktické. Zároveň termíny odpovídají v odborné anglické literatuře běžně používaným termínům „*snails*“ a „*slugs*“.

Latinská jména plžů jsem přejal z knihy Měkkýši Moravského krasu (Vašátko et al., 2006).

## 2 ÚVOD DO PROBLEMATIKY

Před samotným zkoumáním toho, jak plži ovlivňují lišejníky na konkrétní lokalitě, je nutné mít jasno v tom, kterými dalšími vlivy může být na daném místě ovlivněna abundance a distribuce obou těchto skupin. Jejich vzájemné interakce jsou totiž těmito vlivy výrazně poznamenány.

### 2.1 Vlivy působící na distribuci epifytických lišejníků

Byť lišejníky nepatří mezi nejzkoumanější organismy, v posledních letech byla publikována celá řada výzkumů, jež se jejich ekologickými preferencemi zabývá.

#### 2.1.1 Druh stromu a jeho vlastnosti

Již od devatenáctého století si lichenologové všimají, že některé druhy epifytických lišejníků mají silnou vazbu na konkrétní druhy stromů (Hilizer, 1925). Tato vazba je způsobena souhrou mnoha vlivů, které byly v minulosti řadou autorů zkoumány. Zájem lichenologů o rozklíčování významnosti jednotlivých vlivů je patrný mimo jiné na velmi obsáhlých bibliografiích, které provázejí jak novější články zabírající touto tematikou (Aude & Poulsen, 2000; Mežaka et al., 2012), tak publikace starší (Barkman, 1958; Brodo, 1973), a které odkazují na desítky výzkumů zabývajících se právě vazbami mezi stromy a na nich rostoucími epifytickými lišejníky.

#### Textura borky

Jednou z charakteristik stromu, které ovlivňují distribuci epifytických lišejníků, je bezpochyby textura jeho borky. Ta se navzájem překrývá s dalšími faktory, jako je stáří stromu a jeho schopnost zadržovat povrchem vodu a živiny. Některé výzkumy ukázaly, že na borce s hlubokým zvrásněním se daří zejména korovitým lišejníkům, lišejníky lupenité a keříčkovité mají na zvrásněné borce nižší abundanci i (Aude & Poulsen, 2000; Ranius et al., 2008). Ovšem například Isabel Käffer (Käffer et al., 2016) došla při výzkumu prováděném v Brazílii k úplně opačnému závěru, kdy podle ní „hostitelské stromy s hladkou borkou znamenaly nejmenší druhovou bohatost i počet jedinců“. Dále je také známým faktem, že korovité zástupce čeledi *Graphidaceae* můžeme najít takřka výhradně na stromech s hladkou borkou (Halda et al., 2016, str. 258). Texturou borky je vysvětlována rozdílná abundance epifytických lišejníků nejen na stromech různých druhů, ale také mezi mladými a starými zástupci téhož druhu či dokonce mezi výškovými zónami u téhož jedince (Barkman, 1958).

## Zadržování vody

Textura borky souvisí se schopností absorbovat a uvolňovat vodu, která je pro optimální růst lišejníků nezbytná. Absorbční kapacitou se také snažila celá řada vědců vazbu některých lišejníků na konkrétní druhy stromů vysvětlit, ovšem naráželi na zásadní problém. Schopnost zadržovat vodu v borce se totiž může často zásadně lišit u téhož jedince v prostoru i čase. Výsledky měření absorbční kapacity se lišily pro různé partie stromu (například v závislosti na jejich orientaci či výšce na kmeni) i z roku na rok. Stejně tak se lišila absorpční kapacita mezi jedinci téhož druhu na různých stanovištích (Brodo, 1973).

## Zdroj živin

Vliv stromu na růst epifytických lišejníků je daný také množstvím živin, které jsou usazené na povrchu stromu a které může lišejník využívat pro svůj růst (Brodo, 1973). Tyto živiny pocházejí z rozkladu starších částí borky (Nash, 1996) a pak také z atmosféry, odkud se do borky dostávají spolu se srážkami (Pike, 1978). Jiná studie zkoumající živiny v borce mj. javoru a smrku zjistila, že voda stékající po kmeni přináší jiné množství a poměr minerálních látek u různých druhů stromů. To by mohlo být také jednou z příčin rozdílů v diverzitě na borce hostitelských stromů (Kaul & Billings, 1965).

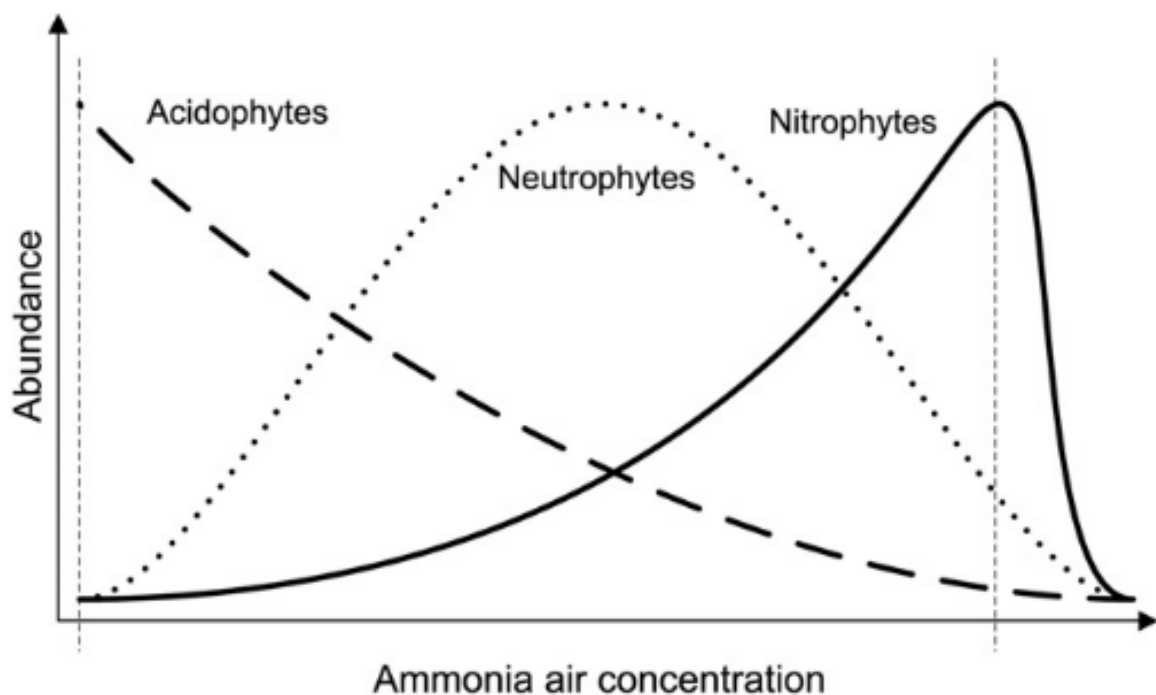
## pH borky

Důležitým parametrem pro preferenci stromu lišejníkem je rozhodně pH jeho borky. Brodo (1973, str. 411) píše: „*Ze všech chemických vlastností substrátu, které můžeme brát v potaz, je koncentrace vodíkových iontů neboli pH tím nejstudovanějším a nejdiskutovanějším.*“ I podle současné publikační činnosti se zdá, že pH borky je pro lišejníky významným parametrem rozhodujícím o tom, zda na daném stromě dokáže přežít. V takovém duchu je alespoň psáno velké množství článků (Larsen et al., 2007; Marmor & Randle, 2007; Spier et al., 2010).

Epifytické lišejníky jsou v literatuře tradičně děleny do dvou skupin dle pH substrátu, na němž se nejčastěji vyskytují, a to na acidofyty a neutrofyty (Larsen et al., 2007; Van Herk, 1999; Wolseley et al., 2006). Toto rozdělení není jasně definováno konkrétním rozpětím hodnot pH, nicméně v obecné rovině se dá říci, že acidofyty jsou lišejníky preferující kyselé pH kolem hodnot 3-4 (např. *Hypogymnia physodes* či *Evernia prunastri*), zatímco nitrofyty naopak preferují pH neutrální kolem hodnoty 6 a výše (např. *Parmelia sulcata* či *Lecanora carpinea*). Toto rozdělení do skupin je předpokladem mnoha výzkumů.

Jeden takový zjistil, že změna pH borky o 2 stupně v důsledku nedaleké těžby vápence vedla k nahrazení acidofytního společenstva neutrofytním (Gilbert, 1976). Van Herk (Van Herk, 2001) zase ukázal, že pH borky dubu letního se pohybuje v širokém rozmezí hodnot od 3,6 do 6,4 v závislosti na lokalitě výskytu, přičemž jedinci z opačných konců tohoto spektra pak mohou hostit acidofytní a naopak neutrofytní lišejníky.

Nicméně toto jednoduché rozdělení založené čistě na hodnotě pH borky není zcela vypovídající. Ukazuje se totiž, že vyšší hodnota pH borky je v mnoha případech způsobena přítomností živin (zejména zdrojů dusíku) v prostředí (Bakker, 1989). Dusík zároveň ovlivňuje distribuci lišejníků i jinak než jen skrze hodnotu pH, kterou může zvyšovat. Lišejníky mají podle některých autorů různou míru tolerance k dusíku a jejich distribuce je poté mírou tolerance určena (Larsen et al., 2007; Sparrius, 2007). Opačně vnímá tento vztah van Herk (2007), ten mluví o skupině lišejníků nitrofilních, které potřebují kromě pH určitou hladinu dusíku. Dusík tak ovlivňuje skupinu nitrofilů eutrofizací borky. A je to právě dělení na acidofyty (preferující kyselou borku) a neutrofyty a nitrofilly (preferující neutrální borku, respektive borku úživnou), se kterým se v literatuře setkáme nejčastěji.



Obr 2-1 Křivky výskytu jednotlivých skupin lišejníků v závislosti na koncentraci amoniaku ve vzduchu. Svislé čáry naznačují hranice reálného výskytu v přírodě. (Převzato z Sparrius, 2007.)

Je očividné, že dělení lišejníků do skupin jen na základě preferovaného pH není optimální. Vždy se jedná totiž jedná o kombinaci více faktorů, přičemž zejména vliv sloučenin dusíku je zásadní a poměrně dobře prozkoumaný.

Přístup vědců k této problematice se různí. Zatímco jedni se snaží kvantifikovat vlivy pH a dusíku nezávisle na sobě (Wirth, 2010), druzí to odmítají s argumentem, že oba vlivy jsou spolu provázané a do značné míry korelují (Spier, 2010). Sparrius (2007) ve svém výzkumu poté vliv pH a amoniaku v atmosféře zcela propojil a vytvořil graf ukazující závislost abundance jednotlivých skupin lišejníků na koncentraci amoniaku ve vzduchu (Obrázek 2-1).

O vlivu pH borky se tedy dá s jistotou říci jen to, že určitě existuje, jen nevíme, jak přesně za daných okolností působí. Brodo to již před půl stoletím shrnul následovně: „*Mnoho autorů uvádí pH jako hlavní nebo dokonce jediné vysvětlení určité distribuce lišejníků, zatímco jiní nenašli souvislost vůbec žádnou.*“ (Brodo, 1973)

### 2.1.2 Znečištění prostředí

Výrazný vliv na lišejníky má oxid siřičitý (SO<sub>2</sub>). Ten ovlivňuje epifytická společenstva dvojným způsobem – jednak snižuje hodnotu pH borky, druhak působí na většinu lišejníků toxicky (Türk & Wirth, 1975). Lišejníky proto slouží a v minulosti sloužily jako velmi dobré indikátory znečištění ovzduší oxidem siřičitým.

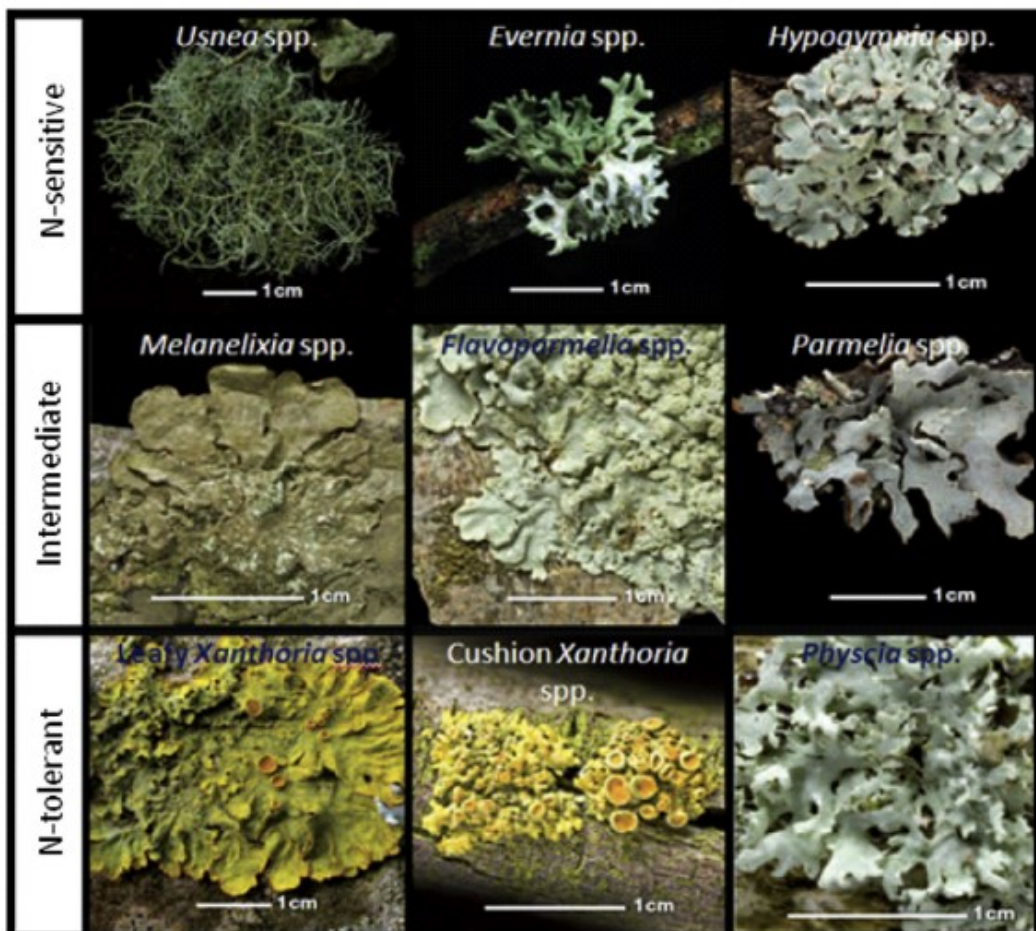
Asi nejpoužívanější desetibodovou škálu pro bioindikaci SO<sub>2</sub> vytvořil Hawksworth v Británii (Hawksworth, 2002). Tato škála propojila (ne)přítomnost určitých modelových lišejníků na lokalitě s konkrétní hladinou SO<sub>2</sub> v ovzduší a vytvořila jednoduchý a levný způsob, jak měřit množství splodin vznikající tehdy především spalováním uhlí (Příloha 1). Výzkum vedoucí k vytvoření této škály přesvědčivě potvrdil citlivost lišejníků na oxid siřičitý, od velmi tolerantního modelového druhu *Lecanora conizaeoides* po extrémně citlivý druh *Lobaria amplissima*. Výzkumy potvrzující citlivost lišejníků na tento typ znečištění proběhly po celém světě včetně území Československa (Pišút & Lisická, 1985).

Compound:		Source	Effect
Ammonia	NH <sub>3</sub>	Cattle	Basic, increases both bark pH and nitrogen content of bark
Ammonium	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Atmosphere	No effect on bark pH, but increases nitrogen content of bark
Nitrogen oxides	NO <sub>x</sub>	Traffic	Acid, but not readily absorbed by bark
Nitrate	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Atmosphere	Increases nitrogen content of bark
Dust		Traffic, industry	Often basic, increases both bark pH and nitrogen content of bark

Tab 2-1 Vliv různých dusíkatých emisních sloučenin na eutrofizaci a pH borky. (Převzato z Van Herk, 2007.)

V posledních letech se epifytické lišejníky začaly využívat také jako bioindikátory znečištění sloučeninami dusíku (Tabulka 2-1). Některé studie se zabývaly vlivem oxidů dusíku na epifytické lišejníky (Larsen et al., 2007; Marmor & Randlane, 2007), jiné zase vlivem redukovaných sloučenin dusíku, typicky amoniaku (Larsen et al., 2007; Van Dobben & Ter Braak, 1998). Na základě těchto a dalších výzkumů vzniklo orientační dělení lišejníků na N-tolerantní, N-senzitivní a N-neutrální, čehož je možné využít při zkoumání emisí vznikajících například v dopravě či v zemědělství (Aptroot et al., 2009; Seed et al., 2013), a to i se zapojením laické veřejnosti (Obrázek 2-2).

O vlivu ovzduší na distribuci lišejníků má vědecké komunita naštěstí jasnější představu než je tomu u vlivu pH borky. Z hlediska výzkumu epifytických lišejníků je pak zejména důležité uvědomovat si možnost znečištění ovzduší a pečlivě si vybrat lokalitu, tak, aby nedošlo ke kontaminování výsledků.



Obr 2-2 Tabulka lišejníků sloužící laické veřejnosti k rozlišení základních N-tolerantních, N-neutrálních a N-senzitivních epifytických lišejníků. (Převzato z Van Hert, 2007.)

## 2.2 Vlivy působící na plže

### Zdroj vápníku

Jako nejvýznamnější faktor ovlivňující distribuci a abundanci suchozemských plžů považuje většina autorů zdroj vápníku (Gardenfors et al., 1995; Jonasson et al., 1991). Ten je důležitý primárně pro plže s ulitou (dále označované obecně jako šneci), zatímco pro plže bez ulity (dále jako slimáci) není vápník určující (Skeldon et al., 2007). Vápník je pro šneky důležitý zejména jako stavební materiál na ulitu a dále kvůli rozmnožování (Wäreborn, 1979).

Vápník může do ekosystému plžů vstupovat dvěma způsoby – z podloží nebo z organického materiálu. Podloží bylo dlouho považováno za hlavní zdroj vápníku pro plže. To, že vápencové lokality jsou bohaté na plže, je ostatně pozorováno stále (Beier et al., 2012; Horsák et al., 2008; Juříčková, 2005). Vápník z podloží je vymýván a uvolňován do půdy, kde se objevuje i vápník z druhého hlavního zdroje vápníku, kterým je organický materiál tvořený opadem ze stromů. Tento zdroj vápníku hraje významnou roli (Bishop, 1977; Saari, 2014), možná dokonce výraznější nežli podloží (Wareborn, 1969).

Důležitost vápníku z opadu je patrná i ze zjištění, že zatímco v okolí dubu, který ukládá vápník do šťavelanu vápenatého, je nízká abundance šneků, v okolí stromů ukládajících vápník do snadněji využitelných solí, jako je šťavelan vápenatý, je abundance výrazně vyšší. Takovými stromy jsou například javory či lípy (Hotopp, 2002).

Ať už vápník pochází z prvního nebo druhého zdroje, nebo je do půdy přidáván uměle (Kappes & Topp, 2014), panuje shoda na tom, že koncentrace vápníku ve svrchní vrstvě půdy je z hlediska šneků až na výjimky určující (Beier et al., 2012; Dvořáková & Horsák, 2012). To uznávají i Horsák et al. (Horsák et al., 2008), kteří kvantifikovali korelaci mezi druhovou diverzitou a obsahem vápníku v opadu, což je bohužel veličina, která se velmi špatně měří.

### pH

Druhým významným faktorem pro distribuci i abundanci plžů, který je ovšem s koncentrací vápníku úzce spojený, je pH půdy (Martin & Sommer, 2004a). Velmi



přesně tento trend zmapoval Valovirta (Valovirta, 1968), který na základě měření pH půdy a sčítání plžů přišel s tvrzením, že s rostoucím pH půdy roste i abundance plžů, s vrcholem v rozmezí hodnot 6,1-6,5. S acidifikací půdy pak může docházet ke snižování množství plžů (Wareborn, 1992).

Hodnotu pH a koncentraci vápníku je od sebe ovšem možné jen velmi obtížně oddělit, nízké pH totiž znemožňuje uvolňování vápníku do půdy a zvyšování koncentrace vápníku zase vede do jisté ke zvýšení hodnoty pH. Jak píše Dvořáková a Horsák

(Dvořáková & Horsák, 2012)

v diskusi své práce: „silná

pozitivní korelace proměnných

odpovídajících podobným

podmínkám, jako je obsah

vápníku a pH, nebyly

překvapením (...).“ Tento vztah

je dobře vidět v Tabulce 2-2,

který zobrazuje nejnižší

hodnoty pH a obsahu vápníku

v opadu (spolu s „base

saturation“, což je termín pro

zastoupení kyselých a

bazických kationtů v půdě),

při kterých byly nalezeny

někteří zástupci plžů.

	Base satur. %	Calcium ‰	pH
<i>Nesovitrea hammonis</i>	23	3.7	3.8
<i>Euconulus fulvus</i>	23	4.2 <sup>1</sup>	3.8
<i>Columella aspera</i>	23	4.4	3.8
<i>Vertigo substriata</i>	27	4.3	3.8
<i>Punctum pygmaeum</i>	32	4.8	4.4
<i>Vitrina pellucida</i>	32	4.8	4.4
<i>Clausilia bidentata</i>	37	4.8	4.7
<i>Cochlicopa lubrica</i>	37	4.8	4.7
<i>Discus rotundatus</i>	37	4.8	4.7
<i>Oxychilus alliarius</i>	38	5.6	4.5
<i>Discus ruderatus</i>	38	5.9 <sup>1</sup>	4.5
<i>Carychium tridentatum</i>	40	8.9	4.7
<i>Aegopinella pura</i>	44	9.7	4.8
<i>Cochlodina laminata</i>	44	9.9	4.9
<i>Vitreola crystallina</i>	44	9.9	4.9
<i>Bradybaena fruticum</i>	46	8.9	5.2
<i>Vertigo pusilla</i>	46	7.0	4.9
<i>Cochlicopa lubricella</i>	48	11.2	4.9
<i>Nesovitrea petronella</i>	48	12.5	4.9
<i>Vitreola contracta</i>	48	12.5	4.9

Tab 2-2 Nejnižší hodnota obsahu vápníku, pH a zastoupení kationtů, při níž byli nalezeni uvedení plži. (Převzato z Gardenfors, 1995.)

Celou funkci pH půdy jako faktoru ovlivňujícího plže pak shrnuje Valovirta (Valovirta, 1968): „pH samo o sobě nepůsobí vždy přímo na plže, ale je spíše indikátorem několika jiných měřitelných faktorů.“

Stále nezodpovězenou otázkou zůstává, jaký přesně vliv má na plže pH borky. Asplund (Asplund & Gauslaa, 2008b) prokázal rozdíly v obžeru lišejníků na stromech s rozdílným pH, stejně jako rozdíly v obžeru na různých výškových zónách téhož stromu, které se lišily právě hodnotou pH. Zda je pH hlavním faktorem, nebo zda podobně jako v případě opadu slouží spíše jako indikátor, není zatím jasné.

## Vlhkost

Aktivita plžů je velmi úzce vázána na vlhkost prostředí. Tuto závislost v rámci experimentů prokázal Boag (Boag, 1985). Vlhkost není určující pouze pro aktivitu, ale také obecně pro výskyt plžů na dané lokalitě. Zdá se, že většina druhů plžů má určitý práh minimální vlhkosti půdy, pod nímž nejsou schopni delší dobu existovat. Při překročení tohoto prahu jsou již ale pro jejich rozšíření klíčové jiné faktory (vápník, pH). Výjimkou jsou specifická stanoviště, např. louky a velmi suché lokality, kde může být půdní vlhkost určujícím faktorem pro distribuci plžů (Martin & Sommer, 2004a, 2004b).

Plži jsou aktivnější za tmy než za světla. Tento jev je ovšem vysvětlitelný také pomocí vlhkosti, neboť šnekům nevadí sluneční záření jako takové, ale vysychání, které způsobuje. Ze stejného důvodu jsou šneci aktivnější na severně orientovaných svazích či v lesích s větším korunovým zápojem (Černajová & Svoboda, 2014). Obdobné je to s preferencí nižších teplot – byť plži potřebují určité minimální prohřátí půdy (přibližně 3 °C), vyšší teploty nad 20 °C už jejich aktivitu snižují (Boag, 1985).

## Další vlivy

Někteří autoři poukazují na negativní vliv fosforu v opadu na některé druhy (Bishop, 1977). Valovirta (Valovirta, 1968) zase dává některé vlastnosti vrstvy opadu (např. její pH) do souvislosti s její tloušťkou.

## 2.3 Vliv plžů na lišejníky

Z různých vztahů mezi lišejníky a plži stojí poslední dobou v centru pozornosti převážně predanční tlak plžů na lišejníky a jeho důsledky. Jen v posledních několika letech na toto téma vznikla celá řada výzkumů (Asplund et al., 2015; A. Baur et al., 2015; B. Baur et al., 2015; Bokhorst et al., 2015; Gauslaa & Johlander, 2018).

Jedna ze zkoumaných hypotéz je, jestli mohou být výškové a druhové preference vůči stromům způsobené právě spásáním plži. Asplund et al. (2018) pracují s možností, že některé druhy lišejníků (v tomto případě *Lobaria amplissima* a *L. scrobiculata*) jsou predančním tlakem plžů vytlačovány z nejnižších částí kmene do částí vyšších. Borka ve

vyšších částech kmene má nižší pH, které je už pro plže odpudivé, ovšem pro lišejník ještě přijatelné.

S podobnou hypotézou přišla i Černajová (Černajová & Svoboda, 2014), když spekuluje, zda obvyklé stanoviště lišejníku *Melanohalea exasperatula* v korunách stromů či na větvích není vynuceno právě predačním tlakem plžů. Vzhledem k tomu, že tento lišejník neprodukuje žádné sekundární metabolity, je pro plže lákavou potravou, jak bylo prokázáno během experimentu.

Produkce sekundárních metabolitů lišejníky je dalším zkoumaným tématem. Zatímco část výzkumů potvrzuje představu, že sekundární metabolity jsou tvořeny jako ochrana proti plžům (Asplund et al., 2013; Asplund & Wardle, 2012, 2013; Gauslaa, Lie, et al., 2006; Gauslaa et al., 2010), jiné poukazují na jiné funkce těchto látek, jako je ochrana proti UV záření (Lawrey, 1983). Boch et al. (Boch et al., 2014) pak experimentálně zjistili, že mnohé ze sekundárních metabolitů nemají žádný významný vliv na spásání plži a některé dokonce spásání podporují.

Vznikají ovšem i výzkumy, které naznačují možný pozitivní vliv plžů na lišejníky. Plži mohou pomoci k šíření lišejníků. Boch et al. (Boch et al., 2011) našli v trusu plžů laloky stélek *Lobaria pulmonaria*, Fröberg et al. (Fröberg, 2001) pak našli také v trusu životaschopné buňky řasy *Trebouxia*, fotobionta lišejníku *Xanthoria parietina*.

## 3 METODY

Má diplomová práce myšlenkově navazuje na výzkum Ivany Černajové, konzultantky této práce, který mimo jiné poukázal na různou míru obžeru lišejníků plži na různých stanovištích. Na základě jejích výsledků ovšem nebylo možné oddělit vlivy různých environmentálních faktorů na míru obžeru, ať již abiotických (např. podloží, nadmořská výška) nebo biotických (druh stromu). Metodika mého výzkumu navazuje také na metodiku použitou Černajovou (Černajová & Svoboda, 2014). Vzhledem ke zvoleným cílům jsem ji ovšem částečně upravil. Úpravy umožnily eliminovat či alespoň výrazně omezit vliv faktorů, jež nebyly ve středu zájmu mého výzkumu.

### 3.1 Lokalita

Na distribuci epifytických lišejníků má vliv celá řada faktorů, přičemž mezi ty nejvýznamnější patří dostupnost vody na lokalitě (srážky, vzdušná vlhkost), druhové složení lesa či působení člověka (Giordani, 2006). Také distribuce suchozemských plžů je ovlivněna širokým spektrem faktorů, přičemž některé z nich jsou obdobné jako u lišejníků (druhové složení lesa, dostupnost vody), jiné jsou typické pro plže (dostupnost vápníku, pH podloží) (Wareborn, 1969). Síla predačního tlaku plžů na lišejníky poté vychází z kombinace všech těchto faktorů. Současné znalosti ovšem neumožňují rozlišit významnost jednotlivých faktorů

Pro ověření pravdivosti stanovených hypotéz proto bylo možno zvolit v zásadě jen jeden ze dvou výzkumných přístupů. První by spočíval v práci na velkém množství lokalit s rozdílnými podmínkami. Tento přístup by vyžadoval získání velkého množství dat, což by umožnilo oddělit od sebe vliv jednotlivých faktorů. Takové množství dat ovšem nebylo možné získat, a to kvůli omezenému prostoru na vypracování diplomové práce a také kvůli finanční náročnosti.

Kvůli těmto překážkám a vzhledem k tomu, že se jedná o pilotní průzkum dané problematiky, kterou zatím, až kam je mi známo, nikdo nezkoumal, zvolil jsem přístup druhý. Ten spočíval v provedení výzkumu na jediné lokalitě, která splňovala přísná kritéria na homogenitu výše zmíněných faktorů, a to v celé své ploše. To mi umožnilo sledovat pouze vybrané proměnné, tedy zejména vliv podloží a vliv druhu stromu.

### **3.1.1 Výběr lokality**

#### **Nároky na lokalitu**

Na základě zvolených hypotéz a zároveň na základě zvoleného přístupu k jejich ověření vznikla poměrně přesná specifikace hledané lokality. Aby bylo možno ověřit vliv vápencového a kyselého podloží, musela lokalita obsahovat obě tato podloží. Vápencové i kyselé stanoviště muselo být pokryto stejným typem lesa, tj. lesem pokud možno stejně starým a se stejnou densitou porostu (kvůli množství dopadajícího světla). Také bylo nutné, aby byly přítomné stejné druhy stromů. Dále bylo třeba, aby obě stanoviště byla co možná nejvíce podobná v dalších proměnných, hlavně co se týče vlhkosti, orientace svahu a nadmořské výšky.

Další důležitou podmínkou bylo nízké ovlivnění lidskou činností. Nedaleké pole by mohlo lokalitu ovlivnit splachováním hnojiv, továrna svými emisemi a cementárna zase uvolňovaným basickým prachem (Gilbert, 1976).

#### **Shrnutí sledovaných faktorů:**

- přítomnost vápencového a kyselého podloží
- přítomnost stejných druhů stromů na obou podložích
- stáří a hustota lesa
- vlhkost
- sklon a orientace svahu
- nadmořská výška
- vliv lidské činnosti

Rozhodující podmínka, přítomnost vápencového podloží, sama o sobě omezila hledání lokality do tří dostupných oblastí: Český kras, Moravský kras a Muránska planina na Slovensku. Po prozkoumání geologických mapových podkladů daných lokalit jsem vybral Moravský kras jakožto oblast s největším potenciálem pro najít vhodnou lokalitu. Podle geologické mapy a doporučení Mgr. Zdeňka Musila ze Správy CHKO Moravský kras jsem vytipoval čtyři potenciální lokality pro provedení experimentu. Ty jsem následně spolu se svým školitelem navštívil a porovnal. Z nich jsem vybral nejvhodnější lokalitu nedaleko Adamova.



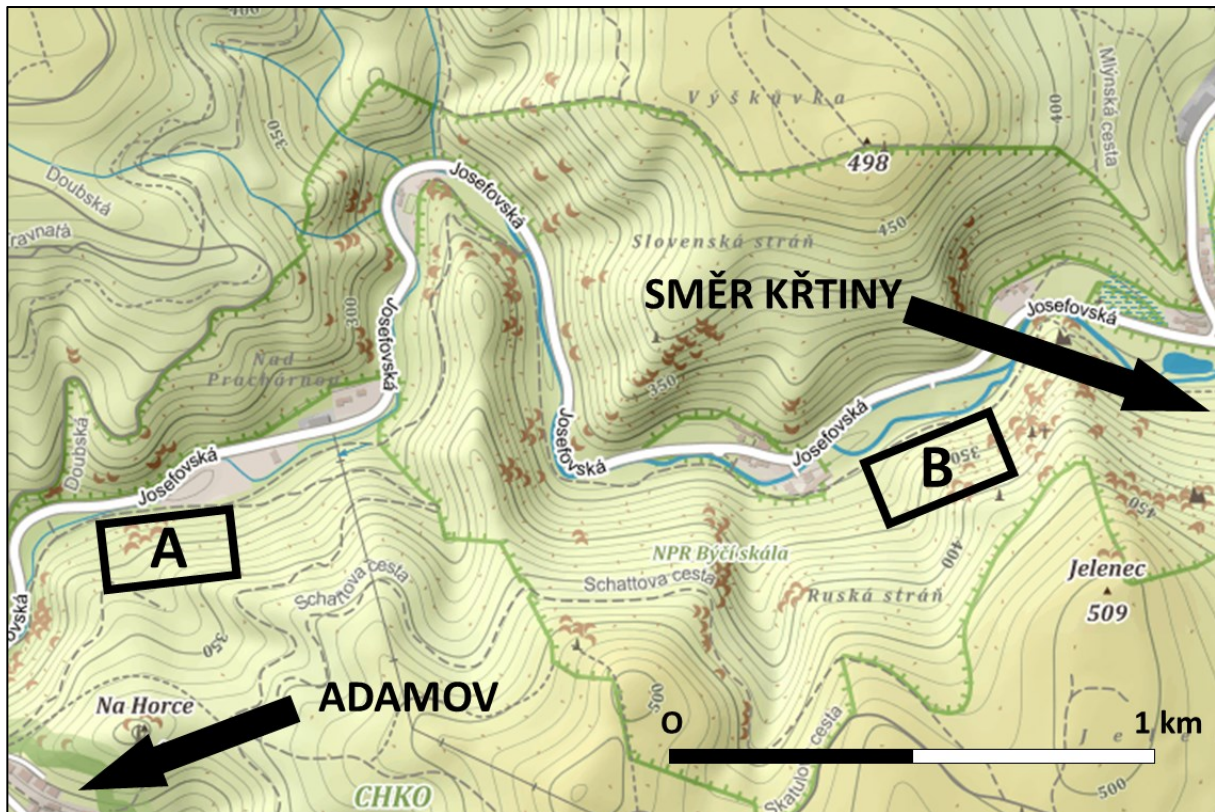
Obr 3-1 Mapa ČR; ve výřezu oblast Moravského krasu. Šipka označuje vybranou lokalitu. (Zdroj podkladu: mapy.cz a ČÚZK.)

### 3.1.2 Popis vybrané lokality

#### Geografie

Lokalita se nachází na západním okraji CHKO Moravský kras nedaleko silnice spojující Adamov s obcí Křtiny (Obrázek 3-2). Na základě geologické mapy podloží jsem na lokalitě vybral dvě stanoviště – vápencové a kyselé. Jedná se o pruhy lesa o délce 200 a šířce zhruba 50 metrů vzdálené od sebe zhruba kilometr vzdušnou čarou. Spodní strana obou stanovišť je jasně určena pěší cestou vedoucí podél potoka, ostatní strany jsem vymezil určenými stromy. Střed vápencového stanoviště byl na souřadnicích 49,3066N, 16,6835E, střed kyselého stanoviště pak na souřadnicích 49,3052N, 16,6643E (Obrázek 3-2).

Jedná se o svah se severní až severozápadní orientací (azimuty v rozpětí od 314° až 8°), svah vápencového stanoviště směřuje o něco západněji (azimut průměrně 331° proti 353° u kyselého). Nadmořská výška je v rozsahu 260 až 330 m n. m., vápencové stanoviště celé posazené přibližně o 40 metrů výše. Vzdálenost spodního okraje stanoviště od potoka je



Obr 3-2 Mapa lokality s vyznačeným kyselým (A) a vápencovým (B) stanovištěm. (Zdroj podkladu: Česká geologická služba.)

na obou stanovištích stejná. Sklon svahu se pohybuje v rozmezí od  $24^\circ$  do  $40^\circ$  s průměrnou hodnotou  $30^\circ$ .

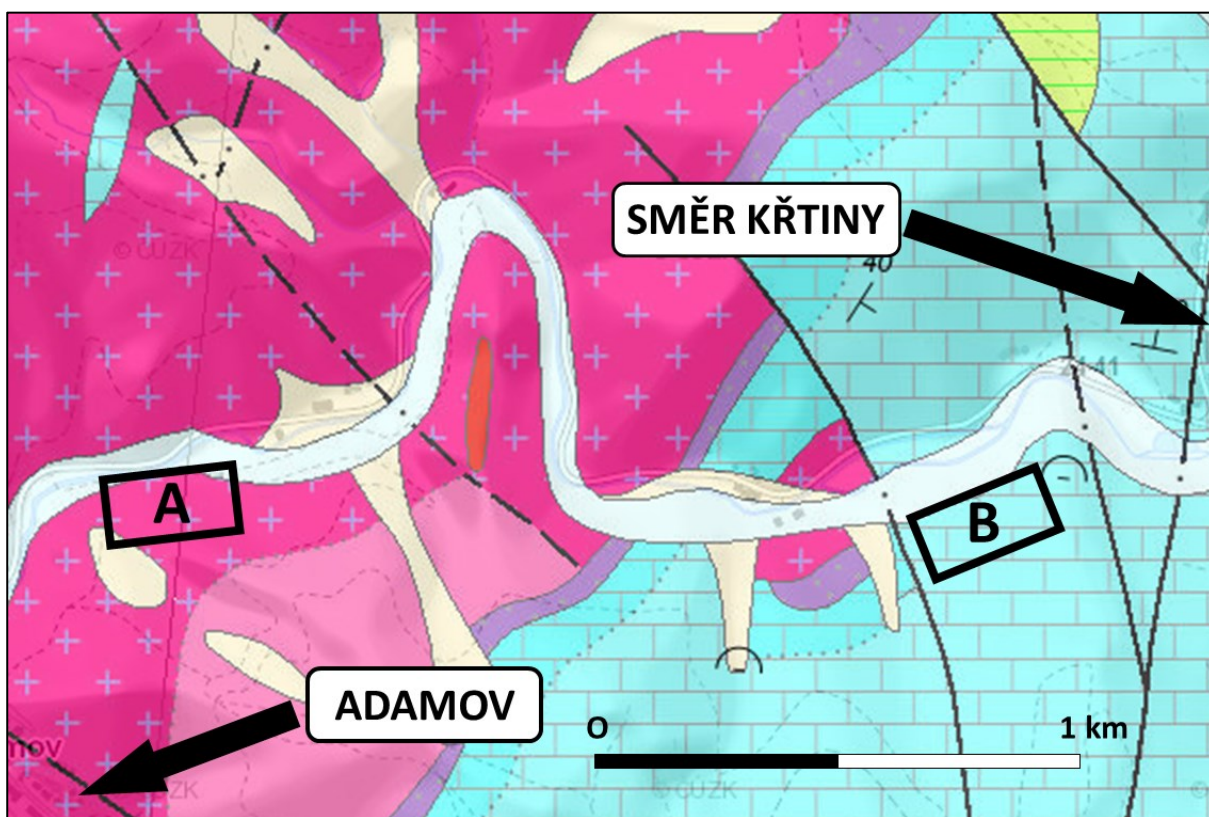
Orientaci svahu jsem změřil pomocí buzoly a své měření následně zkontroloval pomocí aplikace Mapy.cz. Sklon jsem měřil pomocí buzoly vybavené sklonoměrem, která byla přiložena na dřevěnou lištu umístěnou na svah mimo zřejmé terénní nerovnosti. Měření jsem provedl u každého ze stromů, na nichž posléze probíhal transplantační experiment.

## Geologie a geomorfologie

Lokalita se nachází na zlomu mezi vápencovým a kyselým podložím. Tento přechod rozděluje lokalitu na dvě stanoviště, na nichž probíhal transplantační experiment (Obrázek 3-3). Podle geologických map je kyselé stanoviště tvořeno horninou ze skupiny hlubinných magmatitů, konkrétně amfibol biotitickým granodioritem. Stanoviště vápencové je tvořeno tmavě šedým lažáneckým vápencem, který patří do macošského souvrství (Česká geologická služba).

Lokalita se nachází v prudkém svahu, který je z větší části tvořen suťovým polem překrytým vrstvou humusu s lesním opadem. Na obou stanovištích jsou přítomné skalní výstupy tvořené vápencem, respektive granodioritem.

Údolí, ve kterém se lokalita nachází, je poměrně hluboce zaříznuté do okolního terénu s rozdílem převýšení přes 200 metrů. Údolí je strmé (sklon svahu zhruba 30°).

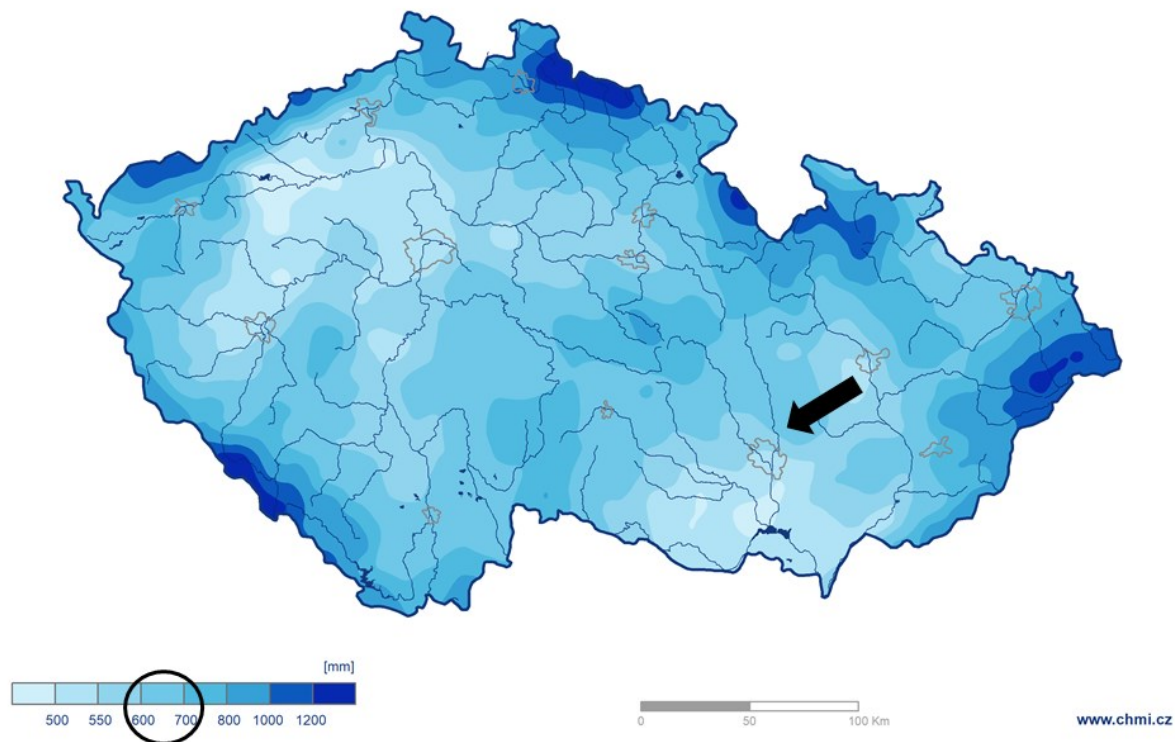


Obr 3-3 mapa geologického podloží lokality s vyznačeným kyselým (A) a vápencovým (B) stanovištěm. Růžová a fialová barva značí granodioritové podloží, světle modrá vápencové podloží. Bílá barva označuje sedimenty kolem potoka. (Geologická mapa 1 : 50 000. In: Geovědní mapy 1 : 50 000 [online]. Praha: Česká geologická služba [cit. 2020-08-05]. Dostupné z: <https://mapy.geology.cz/geocr50/>.)

## Srážky

Moravský kras nijak nevybočuje svým ročním úhrnem srážek, v roce 2019 se roční úhrn srážek v Moravském krasu pohyboval mezi hodnotami 600-700 mm, zatímco pro celou republiku platil průměr 692 mm (Český hydrometeorologický ústav, [www.chmi.cz](http://www.chmi.cz)). Tato hodnota zároveň odpovídá dlouhodobému průměru, jak ukazují data za období 1981-2010 (Obrázek 3-4). U dna údolí v blízkosti Křtinského potoka, kde probíhal experiment, je stále poměrně vlhko.





Obr 3-4 Průměrný roční úhrn srážek za období 1981-2010. Šipka označuje lokalitu v Moravském krasu, kroužek odpovídající úhrn srážek. (Zdroj mapy: Český hydrometeorologický ústav, www.chmi.cz.)

## Fytogeografie a vegetační poměry

„Druhově bohatá přírodní společenstva dubového, bukovo-dubového, dubovo-bukového a bukového vegetačního stupně, vzniklá převážně působením přírodních sil v údolí Křtinského potoka ve střední části Moravského krasu, a rovněž krasové jevy a jeskyně.“ (drusop.cz, portál ochrany přírody)

Celá lokalita je pokryta středně zapojeným vzrostlým smíšeným lesem se světlinami. Dominantními druhy jsou habr (*Carpinus betulus*) a buk (*Fagus silvatica*), doplněné jedlí (*Abies alba*) a javorem klenem (*Acer pseudoplatanus*). Ve vyšších pozicích na svahu se vyskytují i duby zimní (*Quercus petraea*), v blízkosti potoka pak olše lepkavé (*Alnus glutinosa*) a lípy (*Tilia* spp.). Zem je pokrytá vrstvou humusu a tlejícího opadu, bylinné patro je vzhledem k suťovitému charakteru podloží velmi chudé. Keřové a spodní stromové patro je zastoupeno výhradně mladými listnáči. Stromy jsou u paty porostlé mechorosty (dominuje *Hyphnum*, dále *Brachytecium*, *Dicranum*, z jätrovek *Lepidozia* a *Chiloscyphus*), kmeny jsou zpravidla porostlé zelenými řasami a stélkami korovitých lišejníků (např. *Lepraria* spp., *Porina aenea*, místy *Graphis scripta* či vzácně *Pyrenula*

*nitida*) s občasným výskytem lišejníků lupenitých (*Parmelia sulcata*, *Hypogymnia physodes*, *Melanelixia glabratula*, *M. subaurifera*, *Melanohalea exasperatula*, *Physcia* spp.) (Obrázek 3-5 a 3-6).



Obr 3-5 *Graphis scripta* a *Pyrenula nitida* na habru (kyselé stanoviště). Foto autor.



Obr 3-6 *Parmelia sulcata* a *Melanelixia* spp. na padlém kmeni (vápencové stanoviště). Foto autor.

### Ovlivnění člověkem

Lokalita se nachází na území CHKO Moravský kras, vápencové stanoviště je zároveň součástí NPR Býčí skála, takže vliv člověka je zde minimalizován. Nejbližší pole se nachází přibližně dva kilometry vzdušnou čarou u obce Babice nad Vltavou. Amoniak uvolňující se z hnojených polí má schopnost eutrofizovat okolí a ovlivňovat tak epifytická společenstva. Většina amoniaku z polí se ukládá do vzdálenosti 200 metrů, k ovlivnění lišejníkových společenstev pak dochází do vzdálenosti jednoho kilometru (Wolseley et al., 2006). Lokalita by tedy neměla být polem nijak ovlivněna.

Údolím probíhá nepříliš frekventovaná silnice a turistická značka. Nedaleko se nachází město Adamov, v němž v minulém století sídlily strojírenské podniky, ovšem již od osmdesátých let zde docházelo k útlumu a v devadesátých letech k zániku většiny provozů.

## 3.2 Stromy

### 3.2.1 Výběr druhů stromů

Jednou ze základních hypotéz této práce je, že predační tlak na lišejníky se liší v závislosti na druhu stromu, na němž rostou. To může být teoreticky způsobeno celou řadou faktorů, jako je zvrásněnost borky či její pH. Proto jsem do experimentu vzhledem k zastoupení na lokalitě vybral buk, habr a jedli, které se liší jak zvrásněností, tak obvyklou hodnotou pH borky (Sadeghifar et al., 2010).



*Obr 3-7 Vzrostlý smíšený les s dominantním bukem a habrem. Foto autor.*

### 3.2.2 Výběr konkrétních stromů

Určení konkrétních stromů, které byly součástí experimentu, jsem provedl náhodně tak, abych zároveň dodržel všechny níže představené podmínky. Po vstupu na stanoviště z prostředku jeho severní strany (to je z pěší cesty) jsem provedl dva hody kostkou. První hod kostkou určil azimut, kterým se vydat k dalšímu stromu, a to podle přepočtu, kdy jednička znamenala azimut  $0^{\circ}$ - $60^{\circ}$  a tak dále. Druhý hod určil vzdálenost. Vzhledem k tomu, že se lokalita nachází v poměrně prudkém suťovitém svahu, nebylo možné

vzdálenost krokovat, protože číslo určilo, kolikátý strom v daném výseku zvolit. Pokud by následování pokynů kostky bylo znamenalo opustit stanoviště, házel jsem znovu.

Takto vybraný strom ještě musel splňovat podmínku, že jeho obvod není menší než 40 a větší než 170 cm, čímž jsem z experimentu vyřadil stromy velmi mladé i staré. Výzkumy totiž naznačují, že takové stromy mohou mít velmi odlišnou distribuci lišejníků (Ranius et al., 2008). Zároveň jsem z experimentu vyřadil stromy odumírající a mrtvé či stromy výrazně nakloněné.

Tímto způsobem jsem provedl náhodný výběr u buku a habru, kterých bylo na stanovištích dostatek. U jedlí jsem tento způsob nemohl provést, neboť na vápencovém stanovišti byl vhodných jedlí přesně potřebný počet (10), na granodioritovém pak jen o dvě více. Zde jsem proto pouze vyřadil dva stromy, které stály v těsné blízkosti jiné jedle.

U každého stromu jsem provedl měření GPS souřadnic pomocí chytrého telefonu. Vzhledem ke členitosti terénu a výškovým rozdílům se ovšem ukázaly takto získané souřadnice jako naprosto nespolehlivé a dále jsem s nimi v experimentu nepracoval.

### **3.2.3 Vlastnosti stromů**

U každého stromu zařazeného do experimentu jsem změřil některé jeho vlastnosti.

#### **pH borky**

Ze stromu jsem ve výšce hrudi nožem odebral dva vzorky borky o velikosti zhruba 3 × 3 cm, a to tak, aby byly pokud možno zcela bez epifytů či nečistot. Jeden jsem odebral na straně odvrácené od cesty (tedy na straně, kde visela transplantovaná mřížka), druhý na straně opačné. Tyto vzorky jsem uložil do označené papírové obálky a použil k určení hodnoty pH borky. pH jsem měřil v laboratoři pomocí přístroje WTW InoLab pH 720.

Při měření jsem používal plochou elektrodu na měření pH povrchu borky. Tato metoda je podle současných znalostí přesnější než metoda založená na drcení borky, neboť pro lišejníky je významné zejména pH její nejsvrchnější vrstvy (Farmer et al., 1991; Spier et al., 2010). Postupoval jsem podle metodiky užívané v současnosti mnohými autory (Kricke, 2002; Marmor et al., 2010; Marmor & Randlane, 2007). Na suchou borku jsem kapátkem kápnul 0.1M roztok KCL, počkal jednu minutu, následně přiložil elektrodu přístroje a odečetl hodnotu pH. Ve své práci dále užívám hodnotu pH, která je

aritmetickým průměrem hodnot získaných ze dvou vzorků z každého stromu zaokrouhleným na jedno desetinné místo. U několika vzorků jsem provedl opakované měření, které potvrdilo jeho konzistentnost (Obrázek 3-8).



Obr 3-8 Měření pH borky pomocí ploché elektrody. Foto autor.

## pH půdy

Celý výzkum vycházel mimo jiné z předpokladu, že pH půdy se na vápencovém a granodioritovém podloží bude lišit. Aby byl tento předpoklad ověřen, provedl jsem také měření pH půdy, a to vždy u druhého a sedmého stromu daného druhu na dané lokalitě. Ve vzdálenosti dva metry od stromu jsem odebral dva vzorky půdy, jeden hned z povrchu po odhrnutí listů a jiných organických zbytků, druhý z hloubky 20 cm pod povrchem. Vzorky jsem uložil do označených obálek a následně použil pro změření pH půdy.

V laboratoři jsem postupoval podle metodiky publikované Adamchukem (Adamchuk et al., 2015). V kádince jsem smíchal lžičku půdy s destilovanou vodou ve váhovém poměru 1:1. Ponornou elektrodu jsem po důkladném promíchání vložil do roztoku a po ustálení odečetl hodnotu pH.

## **Obvod stromu**

U každého stromu zařazeného do experimentu jsem pomocí krejčovského metru změřil jeho obvod ve výšce hrudi (DBH).

## **Vlastnosti svahu**

Zároveň jsem u každého stromu změřil orientaci a sklon svahu. Více o měření těchto veličin v kapitole 3.1.2. Popis vybrané lokality.

## **3.3 Transplantační experiment**

Výzkum lišejníků pomocí transplantace stélek na stromy je široce využívanou technikou (Asplund et al., 2010; Froberg et al., 2011; Gauslaa et al., 2016). Někteří autoři lepí stélky lišejníků přímo na borku, jiní stélky lepí na nylonovou mřížku, kterou poté přichytí na borku (Bokhorst et al., 2015; Palmqvist & Sundberg, 2000). To umožňuje velmi snadnou manipulaci s transplantovanými lišejníky a zároveň to velmi zjednodušuje jejich focení a měření. Já jsem pracoval podle metodiky použité v práci Černajová & Svoboda (Černajová & Svoboda, 2014), která pracuje s mřížkami ze sklo-vláknité perlinky.

## **Výběr druhů**

Mnoho druhů lišejníků tvoří ve svých stélkách sekundární metabolity. Některé z těchto metabolitů slouží jako chemická ochrana proti lichenofágům (Asplund, 2011; Nybakken et al., 2010). To, že plži preferují konzumaci lišejníků bez těchto obranných látek, potvrdilo již více autorů (Asplund et al., 2015; Boch et al., 2014). Proto jsem pro transplantační experiment vybral dva druhy, jeden zcela bez sekundárních metabolitů (*Melanohalea exasperatula* – dále jen MEL) a druhý s nimi (*Parmelia sulcata* – dále jen PAR) (Černajová & Svoboda, 2014). Jedná se o dva běžné druhy, které se vyskytují i na vybrané lokalitě, což je důležité mimo jiné proto, aby zde žijící plži byli na tuto „potravu“ zvyklí.

## **Sběr stélek**

Pro transplantační experiment jsem potřeboval dostatečný počet lišejníkových stélek. Ty jsem sbíral na dvou lokalitách – PAR v Brdech v okolí vrchu Hvíždinec (49,9047N, 14,2616E), MEL pak nedaleko obce Zadní Kopanina (50,0007N, 14,3209E). Celkem jsem

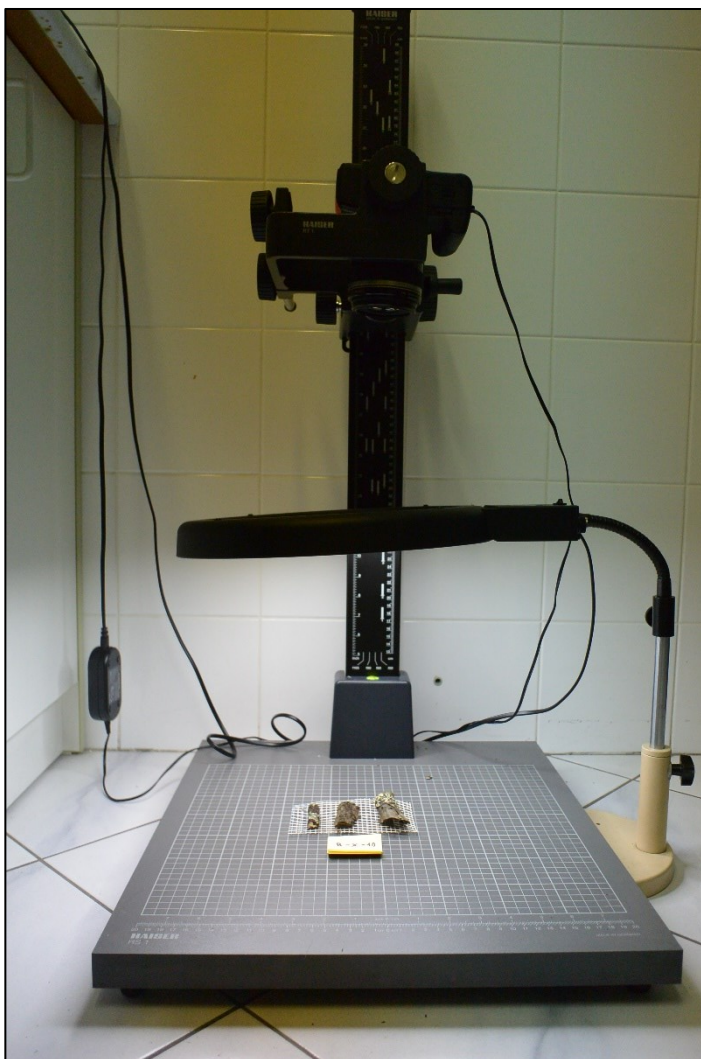
nasbíral přes 150 stélek PAR a 80 stélek MEL. Stélky jsem sbíral vždy i s kusem podkladu (borky).

Kontrolu správného určení jsem provedl v lichenologické laboratoři na Katedře botaniky PřF UK s pomocí binokulární lupy a pod dohledem školitele.

### **Lepení a focení**

Stélky jsem nechal na filtračním papíře po dobu dvou dnů v teplé a suché místnosti, aby proschly. Ze všech stélek jsem vybral 120 PAR a 60 MEL, které byly nejvíce soudržné, abych předešel pozdějšímu odtržení. Případné špatně držící laloky a nečistoty jsem odstranil pinzetou. Lišejníky jsem poté za jejich podklad přilepil pomocí dvousložkového epoxidového lepidla (Alteco 3-TON) na mřížky, obdélníky o velikosti zhruba 10 × 15 cm vystřižené ze sklovláknité perlinky. Na jeden obdélník připadly dvě stélky PAR a jedna stélka MEL. Stélky jsem na mřížky vybíral náhodně.

Hotové mřížky jsem losováním předem přidělil ke konkrétním stromům na lokalitě – ke konkrétní mřížce jsem z hromádky již popsaných obálek náhodně vytáhl jednu, do níž jsem poté mřížku uložil. Obálky jsem předem popsal kódem, který obsahoval informace o stanovišti, druhu stromu a jeho pořadí, čehož jsem poté využil při samotné transplantaci.



*Obr 3-9 Focení mřížek s nalepenými stélkami. Foto autor.*

Takto připravené a roztříděné transplantační mřížky jsem nafotil. K focení jsem použil fotoaparát Canon EOS 500D z mykologické laboratoře. Focení probíhalo pod kruhovou lampou a na měřicí podložce (Obrázek 3-9).

### **Transplantace**

Na lokalitě jsem postupoval přesně podle systému popsaného v kapitole (ČÍSLO) Výběr stromů. Na takto náhodně vybrané stromy jsem sponkovačkou připevnil mřížky, a to na straně odvrácené od cesty (to znamená zhruba z jihu) a ve výšce hrudi. Mřížky jsem na vybrané stromy připevňoval podle pořadí určeného losováním obálek (viz kapitola (ČÍSLO) Lepení a focení). Abych zamezil případné záměně mřížek při sběru, nastřelil jsem vždy do spodního okraje mřížky sponu ve čtverci odpovídajícím pořadí stromu na stanovišti, abych od sebe mřížky bezpečně rozeznal (Obrázek 3-10).



*Obr 3-10 Transplantační mřížka na borce habru. Stav na konci experimentu. Foto autor.*

### **Průběh experimentu**

Transplantaci jsem provedl 24. května 2018. První kontrolu jsem provedl 5. července, tedy po 42 dnech. Všechny MEL byly již takřka úplně spasené, ovšem PAR byly obežrané jen v malé míře. Z toho důvodu jsem se rozhodl nechat transplantační experiment běžet.



Ukončil jsem jej až při kontrole 12. srpna, tedy přesně po 80 dnech. To už nesly stélky PAR také výrazné známky obžeru.

## Focení a měření

Po sundání ze stromů jsem mřížky v obálkách ponechal dva dny v teplé a suché místnosti, aby lišejníky proschly stejně, jako když jsem je nechal schnout před přípravou experimentu. Poté jsem v mykologické laboratoři nafotil mřížky za identických podmínek jako při focení prvním.

Následně jsem změřil plochu stélek před a po transplantaci. K tomu jsem využil pořízené fotografie a program ImageJ (Rasband, 1997-2018). Kalibrace fotek byla možná díky focení na měřicí podložce. Každou stélku jsem měřil pomocí nástrojů ručního výběru. Při opakovaném měření téže stélky jsem zjistil odchylku měření menší než jedno procento.

### 3.3.1 Sběr a určování plžů

Podle dosavadních výzkumů se zdá, že nejvýznamnějšími spásací epifytických lišejníků jsou zástupci plžů (Asplund & Gauslaa, 2008b; Lücking & Bernecker-Lücking, 2000). Pro zasazení zjištěného obžeru do širšího kontextu bylo důležité, abych získal představu o tom, jaké druhy plžů a v jakém množství se na obou stanovištích vyskytují. Proto jsem na lokalitě provedl sběr a následné určení plžů zde se vyskytujících. Obojí probíhalo pod supervizí doktorky Lucie Juříčkové z Katedry zoologie PřF UK.

Sběr a počítání plžů jsem provedl dvakrát. Poprvé 27. září, zhruba šest týdnů po



Obr 3-11 *Cochlodina laminata* na buku. Foto autor.

ukončení experimentu, podruhé 11. května následujícího roku. V obou případech jsem se sběrem plžů čekal na optimální podmínky pro jejich výskyt, tedy na vlhké období s teplotami stabilně nad bodem mrazu. Sběr jsem prováděl vždy hned po rozednění a za deště.

## **Metodika sběru**

Ve vědecké komunitě bohužel neexistuje všeobecně přijímaná metodika na sbírání a počítání plžů. Situace je ještě komplikovanější v případě, že je sběr zaměřen na dendrofilní plže zodpovědné za spásání lišejníků. Existuje sice dříve využívaná metoda, která umožňuje zjistit diverzitu plžů na stanovišti pomocí prosívání hrabanky z okolí stromů (Gardenfors et al., 1995), ovšem přesnost a vhodnost této metody byla Vatnem přesvědčivě zpochybněna (Vatne et al., 2010). Zároveň mě zajímaly primárně druhy lezoucí na stromy za potravou.

Srovnávaná stanoviště jsou od sebe na lokalitě vzdálena asi 25 minut chůzí. Aktivita plžů je řízena celou řadou faktorů, přičemž teplota, sluneční svit a déšť jsou některými z nich (Rollo, 1982). Proto probíhal sběr plžů podle následujícího systému: na každém stanovišti jsem celkově strávil 90 minut, nejprve 45 minut (tedy polovinu času) na prvním stanovišti, poté celých 90 minut na stanovišti druhém a nakonec opět 45 minut na stanovišti prvním. Tak jsem alespoň v rámci možností omezil vliv případné změny atmosférických podmínek při sběru na obou stanovištích. Při prvním sběru jsem začal na stanovišti vápencovém, při druhém sběru na stanovišti granodioritovém.

Na stanovištích jsem se pohyboval od stromu ke stromu, nahodile ve směru ze západu na východ, tak, abych pokryl celou plochu stanoviště. Za hodinu a půl se mi podařilo vždy prohlédnout mezi 70 a 80 stromy. Započítal jsem všechny plže, kteří se nacházeli přímo na borce stromu, a to od jeho paty až do výšky dvou metrů.

Při prvním (podzimním) počítání jsem odebral vzorky všech nalezených druhů plžů, které jsem převezl k přesnému určení doktorkou Juříčkovou (Obrázek 3-12). Zatímco všichni šneci byli určeni až do druhů, slimáci vzhledem k obtížnému určování jen do čeledí. Při druhém počítání jsem již plže nesbíral a provedl jen rozlišení na šneky a slimáky.



*Obr 3-12 Vzorky šneků přivezené pro přesné určení. Foto autor.*

### **3.4 Statistická analýza**

#### **Data**

Všechny statistické analýzy jsem počítal v programu XLSTAT 2020.3 (Addinsoft), který funguje jako rozšíření programu Microsoft Excel (Microsoft 365).

Statisticky jsem pracoval pouze s hodnotami z PAR. Všechny MEL byly totiž během experimentu spaseny takřka beze zbytku, a pokud někde nějaký lalok zůstal, tak očividně jen proto, že byl na špatně dostupném místě podložky, například v hluboké rýze v borce.

Získaná data bohužel nebyla kompletní. Při sundávání mřížek ze stromů po skončení transplantačního experimentu jsem zjistil, že dvě mřížky zcela zmizely (podle ohnutých sponek se jednalo s velkou pravděpodobností o lidský zásah) a ze dvou mřížek dalších zmizela vždy jedna stélka PAR (podle trusu pod stromem pravděpodobně kvůli nějakému ptákoví) (viz příloha 1 – kompletní data). Pokud chyběla jedna ze stélek,

pracoval jsem s druhou ze stélek. To ovšem šlo jen v případech, kdy jsem pracoval s procentuálními hodnotami (např. obžeru). V případě hodnot absolutních by to ovšem byl problém, protože jsem v takových případech vyřadil celou mřížku.

Normální rozložení dat jsem ověřoval pomocí Shapiro-Wilkova testu (Shapiro & Wilk, 1965), případně pomocí q-q diagramů. Zobrazení v histogramech jsem nepoužíval, neboť jsem ve většině případů pracoval s příliš malým objemem dat na to, aby mi umožnily normalitu posoudit.

Ve všech případech jsem počítal s hladinou významnosti  $\alpha = 0,05$ . Pokud není uvedeno jinak, počítal jsem vždy s two-tailed hypotézou.

## **pH**

Nejprve jsem srovnával hodnoty pH borky mezi stromy i stanovišti. Všechny skupiny hodnot byly normálně rozdělené. Proto jsem použil dvouvýběrový t-test pro srovnání mezi vápencovým a kyselým stanovištěm, pro srovnání mezi druhy stromů navzájem pak jednovýběrovou ANOVU. Pro každý strom jsem vypočítal průměrnou hodnotu pH borky a jeho směrodatnou odchylku.

Při srovnávání pH borky u jednotlivých druhů mezi stanovišti jsem použil t-test pro habr, zatímco pro jedli a buk jsem použil Mann-Whitney test (Mann & Whitney, 1947), jelikož jejich hodnoty nebyly normálně rozložené. S hodnotami pH půdy jsem statisticky nepracoval, neboť jich bylo příliš málo.

## **Obžer**

Zda je spasená plocha závislá na ploše původní jsem počítal lineární regresí. Stejně jsem postupoval i při počítání závislosti procentuálního obžeru na původní ploše.

Úroveň obžeru jsem srovnával nadvakrát – jednak v procentuálním vyjádření, druhak v absolutní hodnotě spasené plochy. Při srovnání obžeru mezi dvojicemi druhů stromů jsem používal dvouvýběrový t-test, pro srovnání ve trojici pak jednovýběrovou ANOVU. Pro srovnání mezi stanovišti jsem použil neparametrický Mann-Whitneyho test, jelikož úroveň obžeru na vápencovém stanovišti nesplňovala podmínku normálního rozdělení. Použil jsem one-tailed hypotézu, neboť na vápencovém stanovišti jsem oprávněně očekával větší obžer.

Poté jsem srovnával úroveň obžeru v rámci jednotlivých druhů stromů, tedy v závislosti na stanovišti. Podmínku normálního rozdělení splňoval při počítání s procentuálními hodnotami pouze buk. Při počítání s absolutními hodnotami splňoval podmínku normálního rozdělení buk a habr. Srovnání jsem provedl pomocí t-testu pro normálně rozdělená data, pro ostatní jsem použil Mann-Whitney test. Protože rozdíly v pH borky mezi stanovišti vyšly pro habr a buk signifikantně, počítal jsem v jejich případě s one-tailed hypotézou.

Dále jsem testoval kombinovaný efekt podloží a druhu stromu na procentuální i absolutní obžer. Kombinovaný efekt těchto dvou proměnných jsem ověřoval pomocí two-way ANOVY.

Vztah mezi dalšími proměnnými a obžerem jsem počítal pomocí lineární regrese – takto jsem spočítal DBH a také pH.

Vzhledem k tomu, že jednotlivé testované proměnné nemají až na absolutní výjimky na obžer žádný signifikantní efekt, nestavoval jsem žádný komplexnější model.

## **Plži**

Data získaná sběrem plžů neumožňují svou strukturou formální testování. Použil jsem je proto k dokreslení kontextu bez statistické významnosti.

## 4 VÝSLEDKY

Na všech mřížkách došlo ke spásání lišejníků. Všechny stélky MEL byly úplně, nebo téměř úplně spasené. Proto se veškeré zde prezentované výsledky týkají pouze PAR. S těmi nebylo nakládáno jednotlivě po stélkách, ale vždy společně za celou mřížku.

U PAR se procentuální obžer pohyboval od 1 % až do 100 %.

Průměrná hodnota obžeru byla 45 % celkově, přičemž průměr na vápencovém podloží byl 49 %, zatímco na podloží kyselém 40 %.

V tabulkách a grafech používám následující symboly: % pro procentuální obžer, = pro absolutní obžer. Růžová barva značí kyselé podloží, modrá vápencové.

### 4.1 pH

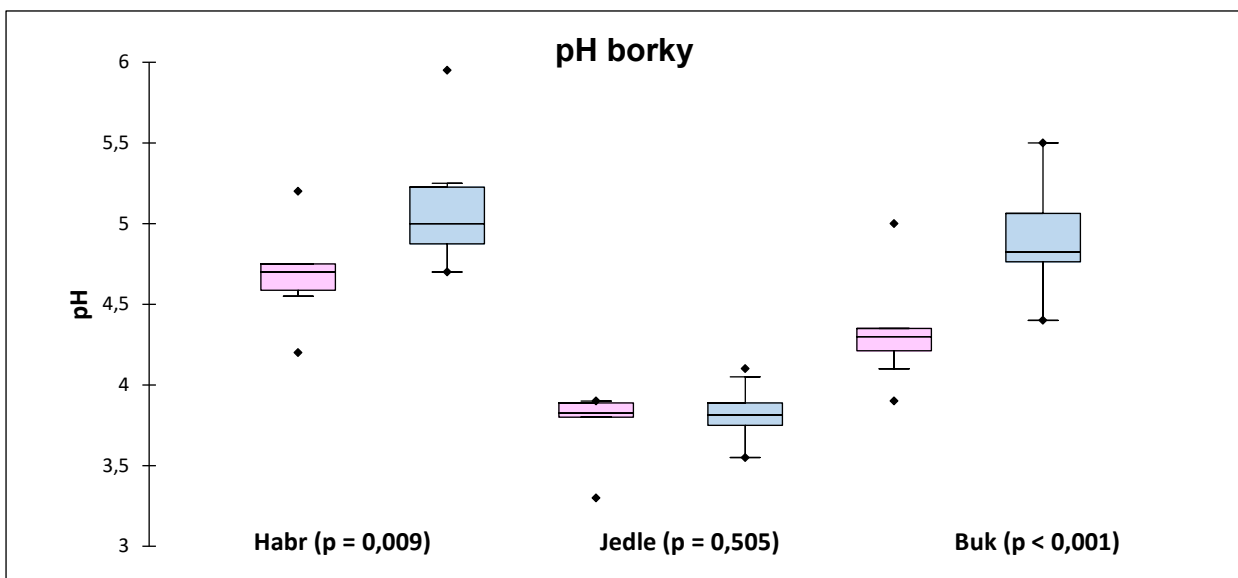
Hodnoty pH půdy jsou zobrazeny v Tabulce 4-1. Na první pohled je patrné, že hodnota pH na povrchu je ve většině případů o něco vyšší. O rozdílech mezi stromy těžko cokoliv usuzovat. Prosté zprůměrování hodnot na povrchu i v hloubce však ukazuje rozdíl v pH mezi podložími větší než jeden stupeň.

Tab 4-1 Hodnoty pH půdy. Rozdíl = pH povrch – pH hloubka. Červeně jsou zvýrazněné výjimečné hodnoty.

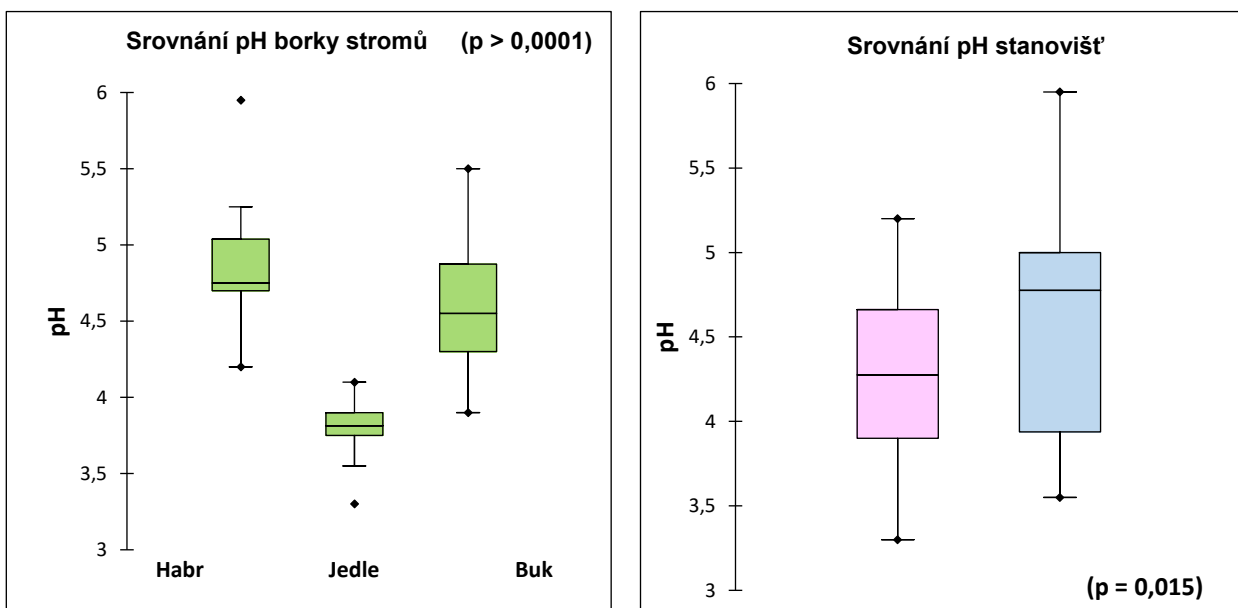
Stanoviště	Strom	pH povrch	pH hloubka	Rozdíl
Kyselé	Habr	5,25	4,46	0,79
		4,45	3,7	0,75
	Jedle	5,12	4,33	0,79
		4,75	3,86	0,89
	Buk	4,7	4,74	-0,04
		4,97	4,1	0,87
Průměr		4,87	4,2	0,67
Vápencové	Habr	6,28	7,1	-0,82
		6	5,65	0,35
	Jedle	5,17	4,55	0,62
		5,67	4,75	0,92
	Buk	7,37	7,49	-0,12
		5,48	4,6	0,88
Průměr		6,0	5,69	0,31

Všechny druhy stromů se od sebe signifikantně liší hodnotou pH borky (ANOVA,  $F = 63,404$ ,  $DF = 38$ ,  $p < 0,0001$ ). Jejich srovnání nezávisle na podloží zobrazuje krabicový graf (Obrázek 4-2). Průměrná hodnota pH borky je u habru  $4,9 \pm 0,3$ , u jedle  $3,8 \pm 0,2$  a u buku  $4,6 \pm 0,4$ . Liší se také pH habrů (t-test,  $DF = 18$ ,  $p = 0,009$ ) a buků (Mann-Whitney,  $p < 0,001$ ) mezi lokalitami, jen pH borky jedle je na obou lokalitách stejné (Mann-Whitney,  $p = 0,505$ ) (Obrázek 4-1).

I z celkového porovnání stanovišť je patrný rozdíl (t-test,  $DF = 58$ ,  $p = 0,015$ ), kdy na vápencovém stanovišti je pH borky vyšší než na stanovišti kyselém (Obrázek 4-3).



Obr 4-1 Srovnání pH borky mezi druhy i stanovišti (Mann-Whitney pro jedli a buk, t-test pro habr)

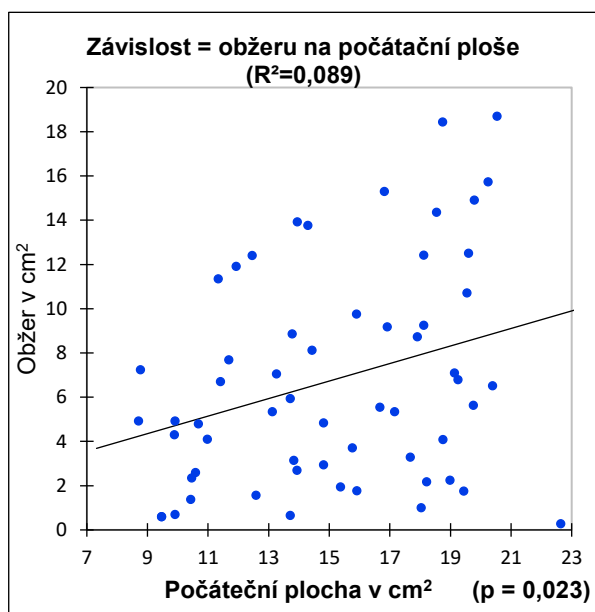


Obr 4-2 srovnání pH borky druhů stromů nezávisle na stanovišti (one-way ANOVA).

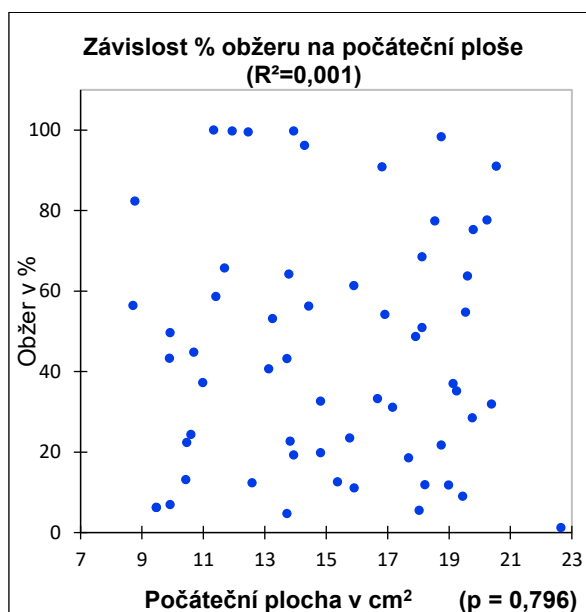
Obr 4-3 Srovnání pH borky všech měřených stromů na kyselém a vápencovém stanovišti (t-test).

## 4.2 Obžer

Procentuální obžer není závislý na počáteční ploše PAR na mřížce (lineární regrese,  $R^2 = 0,001$ ,  $p = 0,796$ ) (obrázek 4-4). Na počáteční ploše je do jisté míry naopak závislý absolutní obžer (lineární regrese,  $R^2 = 0,089$ ,  $p = 0,023$ ), ovšem plocha obžer vysvětluje jen z necelých 9 %. Tento vztah je podle regrese možné vyjádřit rovnicí, kdy obžer =  $0,786 + 0,396 * \text{plocha}$  (obojí v  $\text{cm}^2$ ). Regresní přímka je zobrazena na Obrázku 4-4.



Obr 4-4 Závislost absolutního obžeru na počáteční ploše, signifikantní, ale málo významná (lineární regrese).



Obr 4-5 procentuální obžer nijak nesouvisí s velikostí stélek na mřížce (lineární regrese)

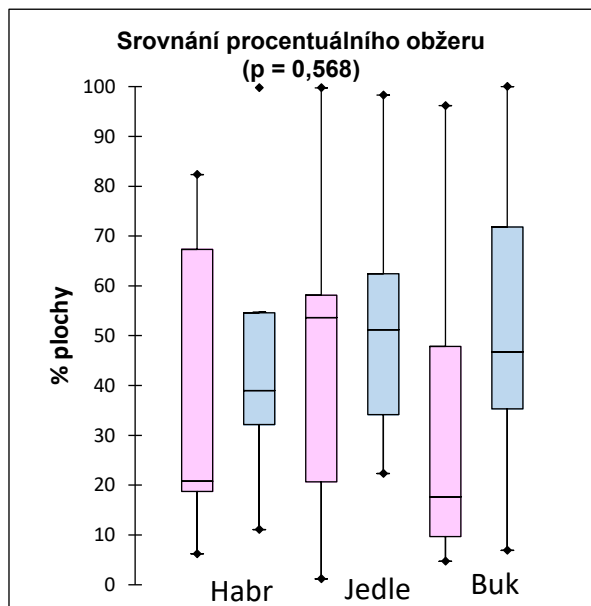
Rozdíly v procentuálním obžeru mezi druhy stromů nejsou signifikantní, a to ani při srovnávání ve dvojici (t-testy – tabulka 2), ani při srovnávání všech tří stromů dohromady (ANOVA,  $R^2 = 0,02$ ,  $p = 0,568$ ). Srovnání procentuálního obžeru zobrazuje Obrázek 4-6.

Rozdíly v absolutním obžeru mezi druhy stromů nejsou signifikantní, výsledky párových t-testů jsou zaneseny v tabulce (tabulka 2), ANOVA vyšla také neprůkazně ( $R^2 = 0,007$ ,  $p = 0,828$ ). Srovnání absolutního obžeru zobrazuje Obrázek 4-7.

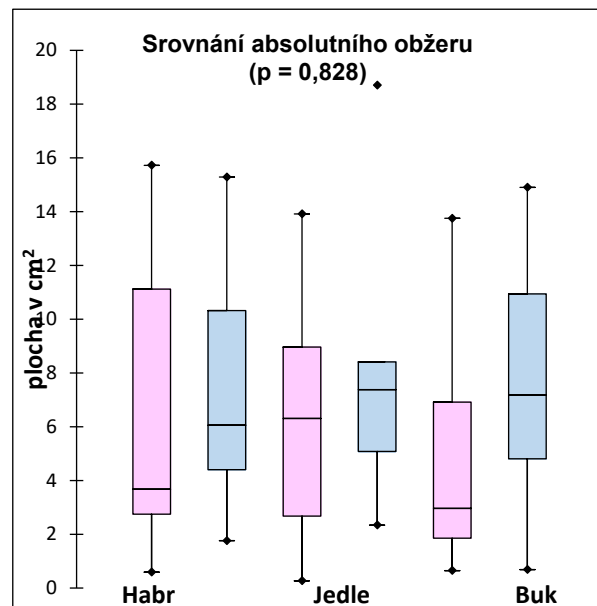


Tab 4-2 Srovnání procentuálního a absolutního obžeru mezi druhy stromů t-testy bez signifikantních výsledků.

%	t-value	DF	p-value	=	t-value	DF	p-value
Habr x jedle	-0,820	38	0,417	Habr x jedle	-0,393	38	0,696
Habr x buk	0,200	38	0,843	Habr x buk	0,322	38	0,749
Jedle x buk	0,998	38	0,324	Jedle x buk	0,707	38	0,484



Obr 4-6 Srovnání procentuálního obžeru na všech stromech a stanovištích (ANOVA).

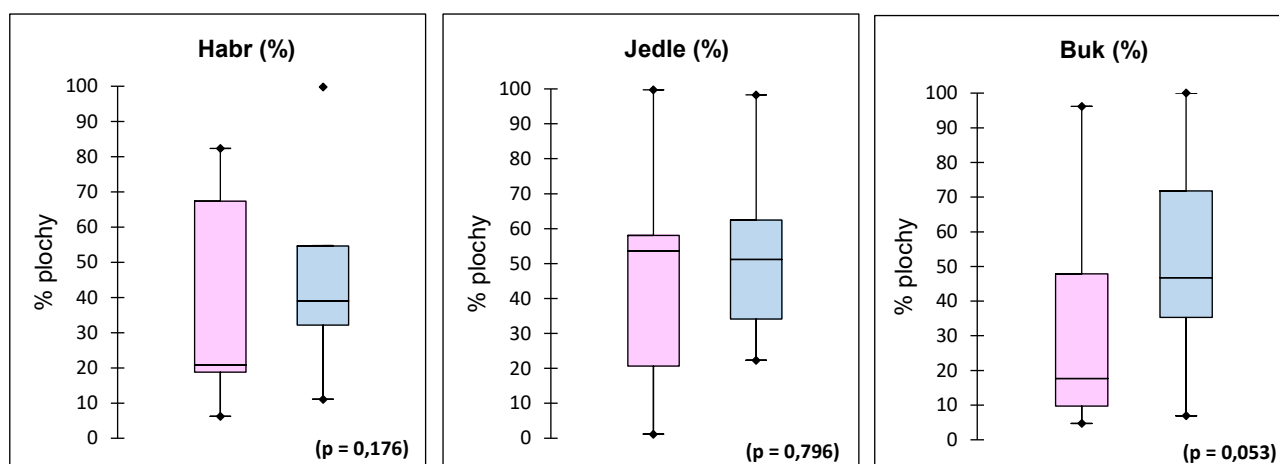


Obr 4-7 Srovnání absolutního obžeru na všech stromech a stanovištích (ANOVA).

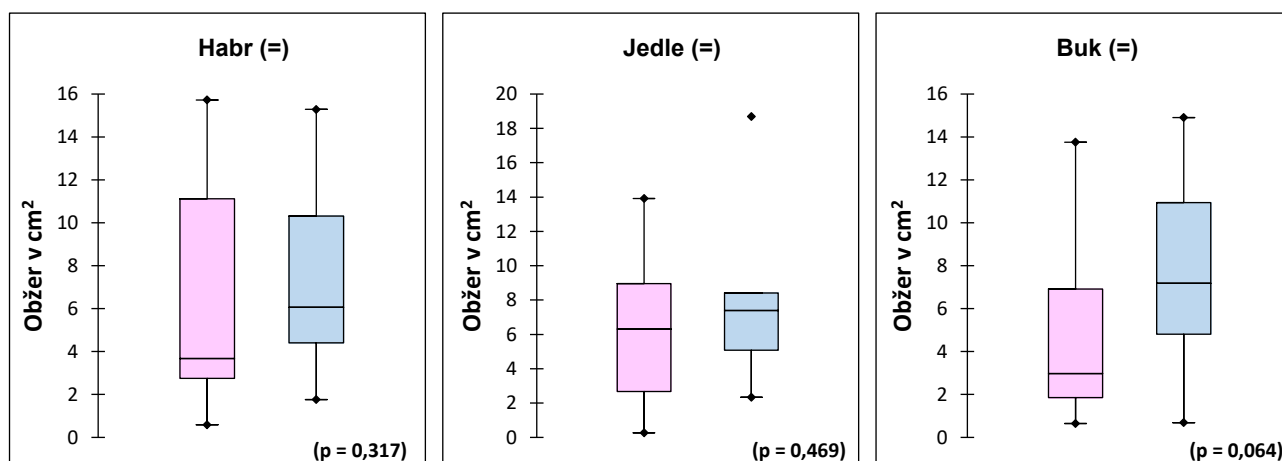
Obžer v rámci jednotlivých druhů stromů se mezi lokalitami signifikantně neliší, a to nezávisle na tom, zda byly použity procentuální nebo absolutní hodnoty. Marginálně signifikantní hodnoty vycházejí v obou výpočtech pouze u buku ( $p = 0,053$  a  $p = 0,064$ ). Výsledky všech testů jsou uvedeny v tabulce 3, srovnání obžeru v grafech (procentuální Obrázek 4-8, absolutní Obrázek 4-9).

Tab 4-3 Srovnání procentuálního a absolutního obžeru v rámci jednoho stromu mezi stanovišti. Zvýrazněné jsou výsledky marginálně signifikantní.

OBŽER	Procentuální			Absolutní		
	test	DF	p-value	test	DF	p-value
Habr	M-W	x	0,176	t-test	18	0,317
Jedle	M-W	18	0,796	M-W	X	0,469
Buk	t-test	x	<b>0,053</b>	t-test	18	<b>0,064</b>

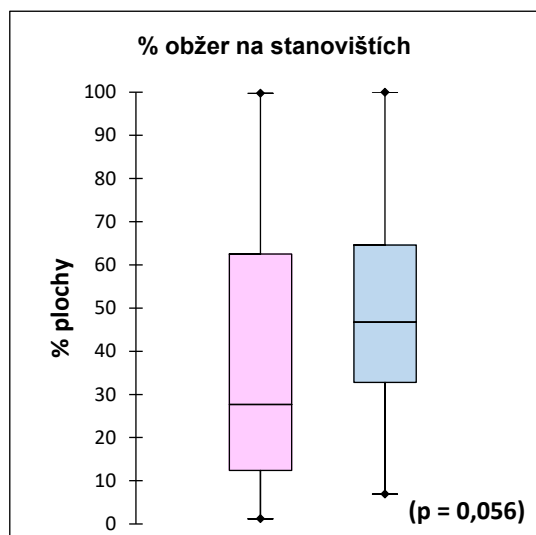


Obr 4-8 Srovnání procentuálního obžeru v rámci jednoho druhu mezi stanovišti (Mann-Whitney pro habr a jedli, t-test pro buk)

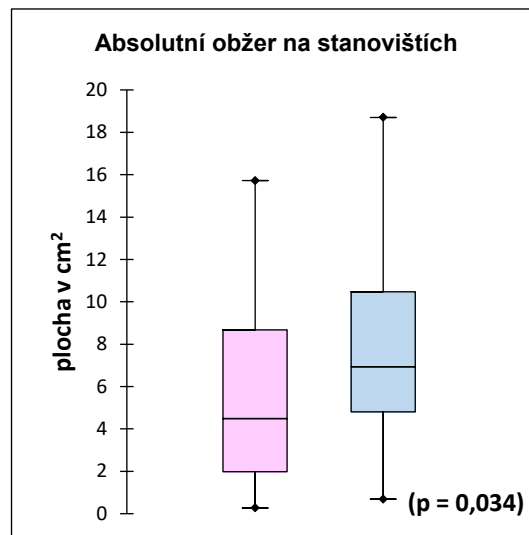


Obr 4-9 srovnání absolutního obžeru v rámci jednoho druhu mezi stanovišti (Mann-Whitney pro jedli, t-test pro buk a habr)

Mann-Whitney testy vlivu stanoviště na obžer vycházejí odlišně pro absolutní a procentuální hodnoty. Výsledek je nesignifikantní pro procentuální obžer (one-tailed Mann-Whitney,  $p = 0,056$ ), ale signifikantní pro obžer počítaný v absolutních hodnotách (one-tailed Mann-Whitney,  $p = 0,034$ ). Obojí je vidět v grafech (Obrázky 4-10 a 4-11).



Obr 4-10 Srovnání procentuálního obžeru na všech stromech mezi stanovišti (Mann-Whitney)



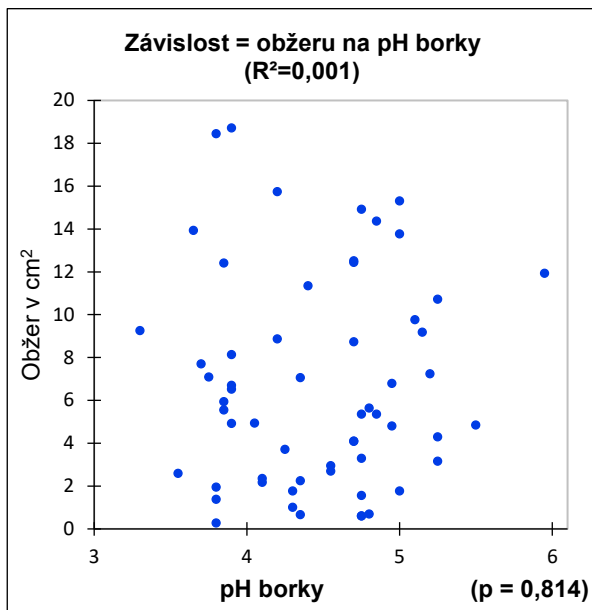
Obr 4-11 Srovnání absolutního obžeru na všech stromech mezi stanovišti (Mann-Whitney)

Testování neprokázalo žádný vliv kombinace druhu stromu a podloží na obžer. Kombinovaný efekt nebyl signifikantní ani při výpočtech s hodnotami procentuálního obžeru (two-way ANOVA,  $R^2 = 0,056$ ,  $p = 0,357$ ), ani při výpočtech s hodnotami absolutního obžeru (two-way ANOVA,  $R^2 = 0,052$ ,  $p = 0,406$ ).

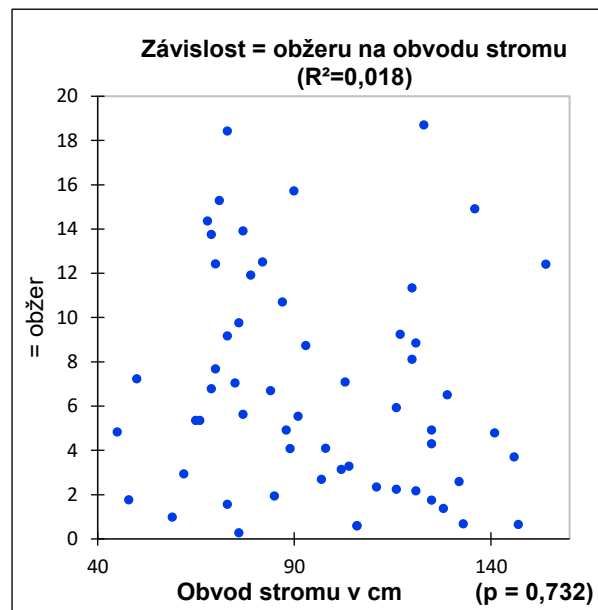
Vliv DBH u stromu ani pH borky na obžer se neukazují jako statisticky průkazné nezávisle na tom, zda počítáme s procentuálními nebo absolutními hodnotami (Tabulka 4-4 a Obrázky 4-12 až 4-15).

Tab 4-4 Vliv obvodu kmene a pH borky na absolutní i procentuální obžer, počítáno lineární regresí.

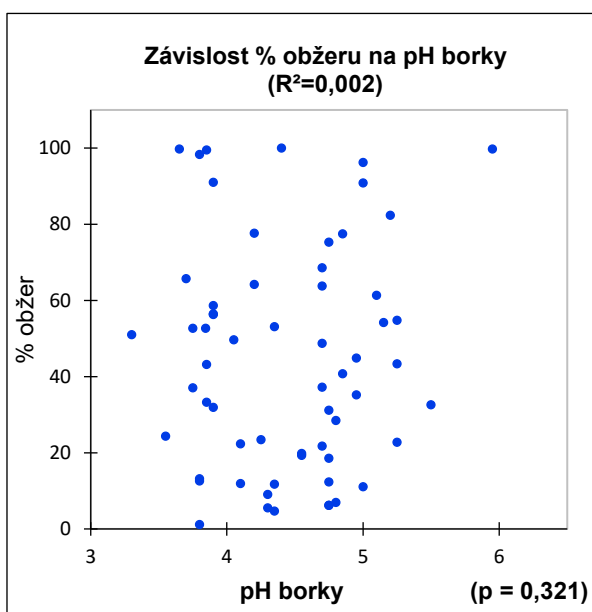
	Absolutní obžer		Procentuální obžer	
	$R^2$	$p$ -value	$R^2$	$p$ -value
<b>pH borky</b>	0,001	0,815	0,018	0,321
<b>Obvod kmene</b>	0,002	0,732	0,015	0,359



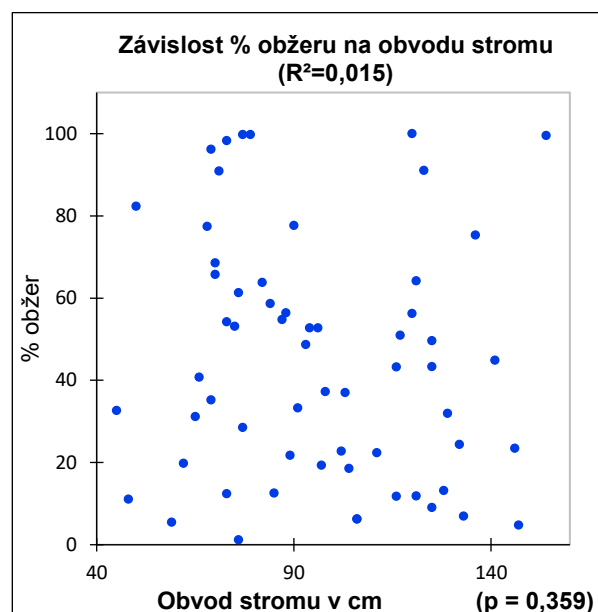
Obr 4-12 Závislost absolutního obžeru na pH borky (lineární regrese).



Obr 4-13 Závislost absolutního obžeru na obvodu stromu měřeném ve výšce hrudi (lineární regrese)



Obr 4-14 Závislost procentuálního obžeru na pH borky (lineární regrese)



Obr 4-15 Závislost procentuálního obžeru na obvodu stromu měřeném ve výšce hrudi (lineární regrese)

### 4.3 Plži

Celkově bylo na obou stanovištích během obou návštěv napočítáno 487 plžů. Přibližně 70 % z nich se nacházelo na vápencovém podloží. Také přibližně 70 % ze všech plžů spadalo mezi šneky. Přesné počty nalezených šneků a slimáků uvádí Tabulka 4-5.

Tab 4-5 Počty plžů na stanovištích, tučně je vyznačený celkový počet na kyselém a vápencovém stanovišti

Počítání plžů		Podzim	Jaro	Celkem
Kyselé	Šneci	47	16	63
	Slimáci	77	8	85
	<b>Celkem</b>	<b>124</b>	<b>24</b>	<b>148</b>
Vápencové	Šneci	192	90	282
	Slimáci	38	9	47
	<b>Celkem</b>	<b>240</b>	<b>99</b>	<b>339</b>

Z čísel vyplývá, že na vápencovém stanovišti je abundance plžů vyšší. Při prvním sčítání jich byl dvojnásobek, při druhém čtyřnásobek. Tento rozdíl je dán zejména vyšším zastoupením šneků, kterých bylo na vápenci celkově přibližně čtyřikrát více než na kyselém podloží.

Tab 4-6 Seznam všech nalezených druhů plžů. Počty některých podobných zástupců jsou uváděny za celou skupinu. Informace o lišejnících v potravě od dr. Lucie Juříčkové.

Plži - podzimní sběr		
Druh	Počet zástupců	Lišejníky v potravě
<i>Cochlodina laminata</i>	157	ANO
<i>Ena montana</i>	38	ANO
<i>Merdigera obscura</i>		ANO
<i>Macrogastera plicatula</i>		ANO
<i>Macrogastera ventricosa</i>		ANO
<i>Alinda biplicata</i>		ANO
<i>Helicigona lapicida</i>	29	???
<i>Caepea</i> sp.	18	NE
<i>Monachoides incarnatus</i>	4	NE
<i>Helix pomatia</i>	2	NE
<i>Helicodonta obvolunta</i>	1	NE
<i>Limacidae</i> ( <i>Malacolimax tenellus</i> ) ( <i>Lehmania marginata</i> )	79	???
<i>Agriolimacidae</i> ( <i>Deroceras turcicum</i> )	17	???
<i>Arionidae</i> ( <i>Arion fuscus</i> ) ( <i>Arion silvaticus</i> )	19	???

Na kyselém podloží se vyskytovalo (navzdory nízké celkové abundanci) více slimáků než na vápenci, a to zhruba dvojnásobek.

Seznam všech identifikovaných druhů i s jejich počty z prvního sčítání je obsahem Tabulky 4-6. Jednotlivé druhy jsou doplněny informací, zda jsou součástí jejich potravy i lišejníky a jestli jsou tudíž pro tento výzkum relevantní.

## 5 DISKUZE

### 5.1.1 pH

Ačkoliv srovnání hodnot pH borky nebylo hlavním cílem mého výzkumu, jednalo se o jeho důležitou a neoddelitelnou součást. To, že se pH borky liší mezi jednotlivými druhy stromů, je všeobecně známou skutečností (Barkman, 1958; Everhart et al., 2008). Výsledky mého výzkumu jsou s tímto zjištěním v souladu, neboť všechny zkoumané stromy vykazovaly signifikantně odlišné hodnoty pH borky (Obrázek 4-2).

Řada výzkumů v minulosti nicméně ukázala, že pH borky stromu je proměnlivou veličinou, která se může pro daný druh stromu lišit v závislosti na mnoha faktorech. pH může být ovlivněno různými látkami v ovzduší (amoniak, SO<sub>2</sub>, bazický prach), stářím stromu, druhovým složením lesa a samozřejmě i složením podloží (Bakker, 1989; Barkman, 1958; Brodo, 1973). Při měření na dvou různých lokalitách je tak běžné naměřit odlišné hodnoty (Van Herk, 2001). V takovém případě bývá často velmi obtížné zjistit, který z faktorů je za rozdílnou hodnotu zodpovědný.

Na své studované lokalitě v Moravském krase jsem naměřil různé hodnoty pH borky jednoho druhu stromu na dvou různých stanovištích, od sebe nepříliš vzdálených. Při výzkumu probíhalo měření na lokalitě, která byla homogenní ve všech sledovaných faktorech kromě podloží. Zjištěný rozdíl v hodnotách pH borky je tedy možné přisuzovat právě vlivu podloží, kterým byl granodiorit na jednom a vápenec na druhém stanovišti. To je v souladu s některými z mála publikovaných prací na toto téma.

Tento efekt se ale vztaženo na jednotlivé druhy stromů projevil pouze u habru a buku, u kterých bylo na kyselém granodioritovém podloží pH borky signifikantně nižší než na podloží vápencovém (průměrně o 0,4, respektive 0,6 stupně pH). pH borky jedle bělokoré se ale signifikantně nelišilo. S možným vysvětlením tohoto rozdílu přišli Gustafsson a Eriksson (Gustafsson & Eriksson, 1995). Ti při výzkumu provedeném ve Švédsku zjistili, že množství vápníku dostupné v borce je kladně korelované s hodnotou pH půdy. Gauslaa (Gauslaa, 1985) pak našel silnou korelaci mezi množstvím vápníku v borce a jejím pH. Tato pozorování vedla k závěru, že pH borky může být přímo ovlivněno množstvím vápníku v půdě, a to transportem vápenatých kationtů z půdy skrz kořeny. Bates (Bates, 1992) vztah mezi vápníkem v půdě a pH borky nepozoroval na

kyselém podloží, nabízí se tak možnost, že pH borky a množství dostupného vápníku je půdou významně ovlivněno jen na bazických stanovištích s dostatkem vápníku v půdě. Kyselá půda s nedostatkem vápníku pak pH borky pravděpodobně tolik neovlivňuje (Svoboda, unpublished results). Tento mechanismus by mohl být vysvětlením pro to, co jsem zjistil u habru a buku, tedy že pH jejich borky je závislé na povaze podloží. Zásaditější půda v kombinaci se zdrojem vápníku v podobě vápence mohla zvýšit pH jejich borky (Obrázek 4-3). U jedle se ale jedná pravděpodobně o jinou situaci, ke které nemám v této fázi poznání žádné vysvětlení.

### 5.1.2 Metoda

Celé téma vlivu plžů na distribuci epifytických lišejníků je v posledních letech hojně zkoumáno autory jako jsou Johan Asplund a Yngvar Gauslaa zejména na území Skandinávie. Ve střední Evropě provedla pilotní výzkum inspirovaný jejich pracemi Černajová na Muránské planině na Slovensku (Černajová & Svoboda, 2014). Krom tohoto výzkumu zůstává ovšem interakce plžů a epifytických lišejníků na našem území převážně nezmapovaná.

To samé se dá říci i o transplantačním experimentu jako takovém. Na území České republiky se jedná o metodu dosud až na naprosté výjimky (Häffner et al., 2000) nevyužívanou, respektive nepublikovanou. Úspěšnou pokusnou transplantaci *Lobaria pulmonaria* na Šumavě prováděli např. Svoboda a Peksa v letech 2001-2003 (unpubl.). Výsledky mé i výsledky Černajové a Svobody nicméně ukazují, že se jedná o metodu funkční, která si najde ve výzkumu interakcí lišejníků a jejich spásáčů uplatnění. Její síla spočívá v tom, že v sobě kombinuje výhody laboratorního experimentu s výhodami pozorování v terénu. Stejně jako laboratorní experimenty zkoumající spásání umožňuje velmi přesně změřit jeho míru (vážením či měřením plochy), zároveň ale experiment probíhá v přirozeném prostředí, kde panuje jistota, že nebyla opomenuta žádná důležitá proměnná. To je vzhledem ke komplexnosti vlivů působících na lišejníky i plže zásadní.

Dále je jasnou výhodou i ekonomičnost metody. Na celém rozpočtu na tento výzkum byla v největší položkou doprava, neboť náklady na materiál (prakticky jen perlinka, lepidlo a sponkovačka) se pohybovaly v řádu desetikorun.

Jasnou nevýhodou tohoto přístupu je časová náročnost měření stélek na základě fotografií. V této úpravě experimentu, který svým rozsahem nebyl nijak rozsáhlý, zabralo měření plochy desítky hodin. S použitím profesionálního softwaru pro analýzu fotografie by tato doba mohla být rapidně zkrácena, případně by tuto slabinu bylo možné odstranit jiným přístupem k měření. Černajová a Svoboda (2014) zjistili, že plocha stélky je při měření obžeru stejně dobrým parametrem jako její hmotnost.

### ***Celkový obžer***

Transplantační experiment ukázal, že predanční tlak na epifytické lišejníky je ve smíšeném lese v Moravském krasu velmi vysoký. Za dobu 80 dní dosáhl procentuální obžer hodnot od 40 do 50 % v závislosti na druhu stromu a stanovišti (Obrázek 4-8). Tato čísla zároveň pracují pouze s lišejníkem *Parmelia sulcata*, který produkuje sekundární metabolity působící mimo jiné jako obrana proti lichenofágům (Asplund et al., 2015; Benesperi & Tretiach, 2004). Predanční tlak na lišejník *Melanohalea exasperatula*, který sekundární metabolity neprodukuje, je mnohem silnější, neboť nejpozději po 42 dnech experimentu byly veškeré jeho stélky spaseny.

Zjištění o velikosti predančního tlaku je v souladu s poznatky publikovanými v Černajová a Svoboda (2014) z Muránské planiny. Na podobně situované lokalitě v údolí Dolinského potoka dosáhl procentuální obžer hodnoty 69 % za 112 dní, v průměru s ostatními sledovanými lokalitami byl procentuální obžer 35%. To je srovnatelné s hodnotami zjištěnými v Moravském krasu (40-50 %).

Síla predančního tlaku vynikne o to více, když se srovná s výsledky podobných transplantačních experimentů opakovaně prováděných Asplundem et al. (Asplund et al., 2018), Vatnem et al. (Vatne et al., 2010) a Gauslaa (Gauslaa, 2008). Jimi zjištěné hodnoty obžeru se obvykle pohybují v rozmezí od pěti do dvaceti procent, a to za období pohybující se od 70 do 140 dní. Během některých experimentů byl predanční tlak tak nízký, že po 100 dnech od transplantace byl jen u dvou stélek z šesti set pozorován obžer větší než 25 % (Gauslaa, Holien, et al., 2006). Přesto se výše zmínění autoři shodují na tom, že již tato (slabší) intenzita predančního tlaku může být zodpovědná za poměrně významné důsledky pro lišejníková společenstva.



Příkladem takového důsledku může být preference lišejníku *Lobaria amplissima* pro vyšší partie kmene ve srovnání s příbuzným lišejníkem *L. virens*, který naopak preferuje bázi stromu. Tento jev popisují Asplund et al. (2010) jako únikovou strategii, kdy je spásači preferovaná *L. amplissima* vytlačována do vyšších poloh s nižší hodnotou pH borky. Ta je sice pro samotný lišejník méně příhodná, ale to samé platí i pro spásače, kterým nižší pH také nevyhovuje.

Jiným příkladem může být experiment, který provedli Boch et al. (Boch et al., 2016). Ti spásačům na šestileté období zamezili v lezení na vybrané stromy a polně tak na nich odstranili vliv predáčního tlaku. Přes krátkodobý nárůst pokryvnosti tato změna lišejníky znevýhodnila. V dlouhodobém horizontu totiž byly vytlačovány konkurenceschopnějšími řasami a mechorosty, pro něž tato nová situace byla výhodnější.

Dalo by se namítnout, že všechny tyto výzkumy probíhaly v odlišných klimatických podmínkách a s jinými druhy lišejníků (zpravidla *Lobaria* sp.), takže jsou jejich výsledky s těmi mými těžko porovnatelné. Nicméně i kdybychom si z těchto výzkumů měli odnést pouze fakt, že vztah mezi epifytickými lišejníky a plži je velmi úzký a komplexní, je na místě se ptát, jak může tento vztah fungovat v našich podmínkách. Zjištění o velké síle predáčního tlaku by tak mělo být jen začátkem dalšího zkoumání.

Otázkou může být, jak významně je zjištěný predáční tlak ovlivněný samotným vystavěním experimentu. Ač byly transplantované druhy na lokalitě běžně k nalezení, lišejníkové stélky koncentrované na transplantované mřížce mohly být pro spásače atraktivním zdrojem potravy. To by mohlo ovlivnit jejich aktivitu a zvýšit tak zjištěný predáční tlak. Takové ovlivnění se jen velmi těžko odhaluje. Na základě experimentálních dat mohu alespoň konstatovat, že neexistuje signifikantní vztah mezi počáteční plochou stélek a procentuálním obžerem, což je možné interpretovat tak, že výhodný zdroj potravy nevede nutně k vyššímu predáčnímu tlaku.

Ovšem i v případě, že by k ovlivnění predáčního tlaku tímto způsobem opravdu docházelo, má zvolený výzkumný přístup jasná pozitiva. Jak jsem demonstroval na výše zmíněných příkladech, pomocí obdobně vystavěných experimentů se již podařilo získat zajímavé a cenné informace. Ač se může experimentálně zjištěný predáční tlak od toho skutečného v přesných číslech lišit, důležité tendence experiment jasně ukazuje.

Poznatky o predačním tlaku z tohoto experimentu mohou přinést také zajímavý kontext experimentu, který provedli Boch et al. (Boch et al., 2014). Ti na základě pokusu s vymýváním lišejníkových stélek acetonem tvrdili, že *Melanohalea exasperatula* musí obsahovat sekundární metabolity odpudivé pro plže, zatímco u *Parmelia sulcata* žádný projev přítomnosti sekundárních metabolitů nepozorovali. To bylo v přímém rozporu se zjištěním Černajové a Svobody (2014), kteří sekundární metabolity u MEL pomocí TLC neprokázali a u PAR naopak ano (konkrétně atranorin a kyselinu salazinovou). Jejich účinnost pak potvrdili v laboratorním i transplantačním experimentu. Boch et al. tento rozpor vysvětlovali zahrnutím jiných druhů plžů do experimentu. Plži z různých skupin podle nich mohou preferovat různé druhy lišejníků. Ve svém experimentu ovšem použili z velké části stejné druhy plžů, kteří početně dominovali i na stromech na mé lokalitě (Tabulka 4-6). Konkrétně se jednalo o plže *Ena montana*, *Alinda biplicata*, *Cochlodina laminata*, *Macrogastra plicatula* a *Macrogastra ventricosa*, kteří v experimentu Bocha et al. tvořili přes 90 % všech použitých jedinců. Zhruba 90 % z celkového počtu tvořili tito plži také na vápencovém stanovišti z mého výzkumu. Přesto zde spásači jasně preferovali MEL před PAR – to by znamenalo, že i kdyby MEL ochranu proti plžům měla (ať už v podobě sekundárních metabolitů nebo jiné), je výrazně méně účinná než ochrana PAR. Bohužel není možné ověřit, zda je tato možnost v souladu se zjištěním Bocha et al., protože z publikovaných výsledků jejich experimentů nelze zjistit celkový obžer lišejníku. Zjistit lze pouze rozdíl mezi obžerem u stélek s ponechanými sekundárními metabolity a stélek bez nich. To neumožňuje provést srovnání efektivity ochrany u MEL a PAR.

### 5.1.3 Rozdíly mezi stanovišti

Hlavním zkoumaným faktorem v tomto výzkumu byl druh podloží. Na základě literatury jsem předpokládal, že obžer na vápencovém stanovišti bude větší než na stanovišti kyselém, ovšem jednalo se opravdu jen o předpoklad – nikdo tuto hypotézu v minulosti neověřoval (např. Gauslaa et al., 2008, Vatne et al., 2010). Tento předpoklad se ukázal jako správný. Na vápencovém stanovišti byl průměrný obžer vyšší, při vyjádření v procentech přibližně o 10 % (marginálně signifikantní,  $p = 0,056$ ), Při vyjádření v absolutních hodnotách signifikantně vyšší (Obrázky 4-10 a 4-11).

První hypotéza se tedy ukázala jako pravdivá – predační tlak je opravdu vyšší na vápencovém podloží, alespoň v tomto konkrétním případě.

Dostupnost vápníku v půdě je jedním z nejdůležitějších faktorů, které ovlivňují abundanci šneků. Pokud se dostupnost zvýší, zvýší se i abundance (Skeldon et al., 2007). To by mohlo vést k většímu predačnímu tlaku i na epifytické lišejníky na vápencovém podloží. Celá tato myšlenka stála na pozadí mého výzkumu, a že byla pravdivá, to potvrzují i výsledky počítání plžů na lokalitě - na vápencovém stanovišti jsem našel více než čtyřikrát větší množství šneků než na stanovišti kyselém a celkový počet plžů byl na vápenci více než dvakrát vyšší (Tabulky 4-5 a 4-6).

Nejdominantnějším plžem na vápencovém stanovišti byl zcela jednoznačně šnek *Cochlodina laminata*, kterých se na kyselém stanovišti naopak vyskytoval jenom zlomek. O tomto šnekovi je známo, že je typickým lichenofágem. Valovirta (Valovirta, 1968) o druhu *Cochlodina laminata* píše, že jej při svém obsáhlém výzkumu nenašel na žádné lokalitě s pH půdy nižším než šest. Gardenfors et al. (Gardenfors et al., 1995) zase o tomtéž šnekovi zjistili, že se nevyskytoval na stanovištích bez vápence. Tyto informace mohou pomoci vysvětlit mé pozorování, kdy počet těchto šneků byl na vápencovém stanovišti vůči stanovišti kyselému v poměru 13:2, přičemž vápencové stanoviště s průměrným pH 6,0 na povrchu půdy splňovalo obě zmíněné podmínky. Přítomnost tohoto šneka musela mít na (rozdílný) obžer významný vliv, neboť dohromady tvořil nadpoloviční většinu všech plžů na vápencovém stanovišti.

Zajímavé je, že byl rozdíl v množství šneků na stanovištích tak výrazný. Mezi malakology totiž panuje shoda na tom, že vápník uvolňovaný do půdy z opadu stromů je pro šneky mnohem důležitější než obsah  $\text{Ca}^{2+}$  iontů v půdě, neboť je pro ně v této podobě (šťavelan vápenatý) mnohem snadněji využitelný (Saari, 2014; Wareborn, 1969). Opadavým stromem s vysokým obsahem vápníku v listech je mimo jiné javor (Hotopp, 2002), který se nacházel hojně na obou stanovištích. Přítomnost javorů může úplně přehlušit jiné faktory (Lucie Juříčková, os. sdělení). To se neprokázalo, což ale otevírá otázku, jak je to možné? Znamená to, že je vliv javoru na šneky přeceňovaný či vliv podloží naopak podceňovaný? Nebo že podloží působí i jiným způsobem než jakožto zdroj vápníku, třeba ovlivňováním pH půdy, jak tvrdí jiní autoři (Dvořáková & Horsák, 2012)?

Dalším aspektem, kvůli kterému je rozdíl v obžeru mezi stanovišti o něco méně samozřejmý, je abundance slimáků (plžů bez schránky). Ta je totiž na množství vápníku nezávislá (Skeldon et al., 2007) a na stanovištích s nižším pH se může slimáků vyskytovat dokonce výrazně více než šneků (Kerney & Cameron, 1979, in Asplund et al., 2018). Přesně tato situace nastala na mých stanovištích, což se projevilo při počítání plžů – na kyselém stanovišti se vyskytoval dvojnásobek slimáků oproti stanovišti vápencovému (Tabulka 4-5). Slimák, který se na kyselém stanovišti vyskytoval nejčastěji, byl *Lehmannia marginata*. Tento druh vzhledem k tomu, že dorůstá až do délky 70 mm, může spásat potravu rychleji a ve větším množství než řádově menší zástupci šneků (Horsák et al., 2010). To by teoreticky mohlo vést k situaci, kdy je na kyselém stanovišti vyšší predační tlak na epifytické lišejníky díky několika velkým a efektivním spásáčům (slimákům). Ti by se díky vyšší rychlosti spásání mohli vyrovnat početnějším, avšak drobným spásáčům (šnekům) na stanovišti vápencovém. To se ale mým průzkumem nepotvrdilo, vyšší obžer byl na vápencovém stanovišti, kde početně dominovali šneci.

Vysvětlením pro rozdíl v obžeru tak může být rozdíl v pH borky stromů, které bylo na kyselém stanovišti u habru a buku signifikantně nižší. Jak ukázalo několik výzkumů (Gardenfors et al., 1995; Johannessen & Solhøy, 2001), plži se vyhýbají substrátům s nižším pH. Proto by doplňujícím mechanismem stojícím za vyšším obžerem na vápencovém stanovišti mohlo být právě vyšší pH borky, které je provázané mimo jiné i s pH půdy (Gustafsson & Eriksson, 1995).

#### **5.1.4 Rozdíly mezi stromy**

Druhá hypotéza motivující celý tento výzkum předpokládala rozdílný predační tlak mezi jednotlivými druhy stromů. Takový rozdíl by dal smysl zejména proto, že každý druh stromu má vlastnosti, které jej činí více či méně přitažlivým pro plže, ať už se jedná o texturu borky, schopnost zadržovat vodu, o živiny v ní nebo o hodnotu jejího pH (Barkman, 1958).

Výzkum ovšem nepřinesl žádné signifikantní výsledky, zdá se, že vliv druhu stromu tedy přinejmenším v tomto případě není tak zásadní, jak jsem předpokládal.

Bylo by zajímavé vědět, čím je to způsobené. Nabízí se vysvětlení související s celkově vysokým predačním tlakem. Na stanovištích bylo veliké množství plžů, kteří působili tak

velký obžer, že se v tom případné rozdíly mezi druhy stromů mohly ztratit. Taková situace mohla souviset i s klimatickými podmínkami na lokalitě – jedná se o hluboce zařízlé údolí s dostatečnými zdroji vlhkosti (jak ze srážek, tak z okolí potoka), což v kombinaci s vysokým zastíněním dává vzniknout ideálním podmínkám pro aktivitu plžů.

Překvapivým výsledkem byl pro mě vysoký obžer na jedli. Ač se nejedná o signifikantní výsledky, je patrné, že na jedli probíhal obžer minimálně ve stejné míře jako na ostatních stromech. Předpoklad nízkého obžeru vznikl na základě nízkého pH borky, kterou by plži neměli preferovat. Zde jim ale očividně nízké pH nedělalo problém.

Pravděpodobným vysvětlením tedy bude, že v podmínkách ideálních pro výskyt plžů se méně závažné faktory (jako druh stromu) nemají možnost tolik projevit. Rozhoduje obsah vápníku v půdě i na borce, pH a vlhkost. Až jakmile jsou optimální podmínky narušeny, mohou se projevit faktory slabší.

### **5.1.5 Obvod stromu**

Jedním ze zkoumaných faktorů byl obvod stromu ve výši hrudi (DBH). Černajová a Svoboda (2014) pracovali s možností vlivu šířky báze i kmene ve výšce 110 cm na úroveň obžeru. Důvodů k tomu je několik – širší báze umožňuje snazší nalezení stromu plži a šířka zároveň přímo souvisí se stářím stromu, které je jedním z faktorů ovlivňující abundanci i distribuci lišejníků (Barkman, 1958). V experimentu jsem nepracoval s bází stromu, kterou nebylo vzhledem k terénu možno měřit (Obrázek 3-7). DBH, který jsem pro měření zvolil, žádný prokazatelný vliv na obžer neměl.

### **5.1.6 Metoda sběru plžů**

Během přípravy experimentu jsem narazil na otázku, jakým způsobem ověřit množství a druhové složení plžů na lokalitě. To je problém, se kterým se potýkají i další autoři: „plži asociovaní se stromy jsou velmi málo zdokumentováni, a to kvůli neefektivním postupům při vzorkování těchto spásáčů s noční aktivitou“, píše Asplund (2018). Hlavním problémem je, že plži jsou živočichové s noční aktivitou, což výrazně komplikuje jejich sběr za pro jejich výskyt ideálních (tj. nočních) podmínek. Proto se sbírají vzorky z lesního opadu, v němž se část plžů přes den schovává. Tyto se poté prosívají přes síto se širokými oky (Wareborn, 1992). Jak ale zjistili Vatne et al. (Vatne et al., 2010), tato

metoda neposkytuje výsledky odpovídající reálnému stavu. To potvrzují i další a navrhuji kombinaci více různých metod, jako je prosívání a ruční sběr, který je zejména u zástupců slimáků nevyhnutelný (Hotopp, 2002).

Problémem není jen otázka jak, ale také kdy. Ač je bezpečně známo, že aktivita plžů je podmíněná vlhkostí (Martin & Sommer, 2004), shoda nepanuje již ani o vlivu světelných podmínek. Zatímco Valovirta (Valovirta, 1968) tvrdí, že za deštivého počasí má světlo na plže již poměrně malý vliv, Boag (Boag, 1985) tomuto názoru oponuje a na základě laboratorních experimentů ukazuje, že světlo je důležité nezávisle na vlhkosti.

Tyto nejasnosti se projevily i na mém výzkumu, kdy jsem ke sčítání plžů zvolil dva deštivé dny, jeden zářijový a druhý květnový. Ačkoliv jsem byl přesvědčený, že jsou oba dny podmínkami naprosto srovnatelné, výsledky byly velmi různé. Přesto všechny tyto nedokonalosti mi dva provedené sběry poskytly zajímavé informace, které dokreslují výsledky mého výzkumu. Násobně vyšší celkový počet plžů na vápencovém stanovišti (zjištěný během obou návštěv) nabízí vysvětlení pro vyšší hodnotu obžeru. Vyšší zastoupení šneků na vápencovém a slimáků na kyselém stanovišti je zase potvrzením výsledků jiných studií (Skeldon, 2007; Kerney & Cameron, 1979, in Asplund et al., 2018).

Má metoda počítání má jednu jasnou výhodu – plži lezoucí za ideálních podmínek přímo po stromě jsou (až na náhodné výjimky) zcela jistě zodpovědní za spásání epifytů, přičemž při jiných metodách počítání je spásání možné jen předpokládat. Pro další studium vztahů mezi lišejníky a plži by nicméně bylo na místě najít vhodnou metodu, která by umožnila spolehlivě a reprodukovatelně zaznamenat diverzitu i abundanci šneků na lokalitě.

## 6 ZÁVĚR

S cílem ověřit hypotézy týkající se predačního tlaku plžů na epifytické lišejníky jsem připravil transplantační pokus. Ten byl nastavený tak, aby mi umožnil zjistit vliv podloží a druhu stromu na predační tlak.

Pro transplantační pokus jsem zvolil dva běžné druhy lišejníků – *Parmelia sulcata* a *Melanohalea exasperatula*. Transplantační pokus proběhl na vybrané lokalitě v CHKO Moravský kras, která se vyznačovala přítomností dvou různých podloží – vápencového a granodioritového (kyselého). Na lokalitě jsem vybral šedesát stromů, po třiceti na každém z podloží. Jednalo se o habry, jedle a buky, rovnoměrně zastoupené na obou podložích. Změřil jsem pH půdy a borky všech vybraných stromů. Jednotlivé druhy stromů se od sebe signifikantně lišily hodnotou pH borky.

Mřížky s lišejníkovými stélkami byly připevněné na vybrané stromy na osmdesát dní. Spásání bylo zjišťováno analýzou fotografií lišejníků před a po transplantaci. Zaznamenané bylo na všech mřížkách ve vysoké míře – stélky druhu *M. exasperatula* byly spaseny úplně, u druhu *P. sulcata* bylo v průměru spaseno 40-50 % původní plochy stélek. Rozdíly v míře obžeru je možné prokazatelně vysvětlit rozdílným podložím, souvislost s druhem stromu se nicméně prokázat nepodařilo.

Na lokalitě jsem také provedl sběr a počítání plžů. To odhalilo, že stanoviště s vápencovým podložím má mnohem vyšší celkovou abundanci plžů, zejména pak plžů s ulitou. Stanoviště kyselé je naopak bohatší na druhy plžů bez ulity. Nejčastěji nalezeným plžem patřícím mezi spásače byl druh *Cochlodina laminata*, z druhů bez ulity pak *Lehmannia marginata*.

V této diplomové práci potvrzuji předpoklad, že na bazických stanovištích s dostatkem vápníku je predační tlak na lišejníky vyšší než na stanovištích kyselých. Zároveň jej dávám do souvislosti s abundancí plžů, která je na bazickém stanovišti výrazně větší. Důležitá je také zpráva o predačním tlaku obecně – experiment ukázal, že na vybrané lokalitě a potenciálně i na dalších podobných územích je tlak velmi vysoký. Mnohem vyšší, než udávají např. autoři ze skandinávských zemí.

Vztahy mezi epifytickými lišejníky a plži jsou podle dosavadních zjištění bohaté zajímavé, ale zatím velmi málo prozkoumané. Bude potřeba další výzkumu, který by poznatky (nejen) této práce doplnil a vhodně rozšířil.

## 7 Seznam použité literatury

- Adamchuk, V. I., Morgan, M. T., & Ess, D. R. (2015). *An automated sampling system for measuring soil pH*. 53(6), 1–25.
- Aptroot, A., Seaward, M. R. D., & Sparrius, L. B. (2009). Climate change and ammonia from cars as notable recent factors influencing epiphytic lichens in Zeeland, Netherlands. *Bibliotheca Lichenologica*, 99(January), 205–224.
- Asplund, J. (2011). Snails avoid the medulla of *Lobaria pulmonaria* and *L. scrobiculata* due to presence of secondary compounds. *Fungal Ecology*, 4(5), 356–358. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2011.05.002>
- Asplund, J., Bokhorst, S., Kardol, P., & Wardle, D. A. (2015). Removal of secondary compounds increases invertebrate abundance in lichens. *Fungal Ecology*, 18, 18–25. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2015.07.009>
- Asplund, J., Bokhorst, S., & Wardle, D. A. (2013). Secondary compounds can reduce the soil micro-arthropod effect on lichen decomposition. *Soil Biology and Biochemistry*, 66, 10–16. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.06.013>
- Asplund, J., & Gauslaa, Y. (2008a). Mollusc grazing limits growth and early development of the old forest lichen *Lobaria pulmonaria* in broadleaved deciduous forests. *Oecologia*, 155(1), 93–99. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0891-z>
- Asplund, J., & Gauslaa, Y. (2008b). *Mollusc grazing limits growth and early development of the old forest lichen Lobaria pulmonaria in broadleaved deciduous forests*. 123, 93–99. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0891-z>
- Asplund, J., Larsson, P., Vatne, S., & Gauslaa, Y. (2010). Gastropod grazing shapes the vertical distribution of epiphytic lichens in forest canopies. *Journal of Ecology*, 98(1), 218–225. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01584.x>
- Asplund, J., Strandin, O. V., & Gauslaa, Y. (2018). Gastropod grazing of epiphytic lichen-dominated communities depends on tree species. *Basic and Applied Ecology*, 32, 96–102. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2018.07.007>
- Asplund, J., & Wardle, D. A. (2012). Contrasting changes in palatability following senescence of the lichenized fungi *Lobaria pulmonaria* and *L. scrobiculata*. *Fungal Ecology*, 5(6), 710–713. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2012.06.004>
- Asplund, J., & Wardle, D. A. (2013). The impact of secondary compounds and functional characteristics on lichen palatability and decomposition. *Journal of Ecology*, 101(3), 689–700. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12075>
- Asplund, J., & Wardle, D. A. (2017). How lichens impact on terrestrial community and ecosystem properties. *Biological Reviews*, 92(3), 1720–1738. <https://doi.org/10.1111/brv.12305>
- Aude, E., & Poulsen, R. S. (2000). Influence of management on the species composition of epiphytic cryptogams in Danish *Fagus* forests. *Applied Vegetation Science*, 3(1), 81–88. <https://doi.org/10.2307/1478921>
- Bakker, A. J. de. (1989). Effects of ammonia emission on epiphytic lichen vegetation. *Acta Botanica Neerlandica*, 38(3), 337–342. <http://natuurtijdschriften.nl/search?identifier=540745>
- Barkman, J. J. (1958). *Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes*.
- Bates, J. W. (1992). Influence of Chemical and Physical Factors on *Quercus* and *Fraxinus* Epiphytes at Loch Sunart, Western Scotland: A Multivariate Analysis. *The Journal of Ecology*, 80(1), 163. <https://doi.org/10.2307/2261073>
- Baur, A., Baur, B., Frøberg, L., & Url, S. (2015). *International Association for Ecology Herbivory on Calcicolous Lichens: Different Food Preferences and Growth Rates in Two Co-Existing Land Snails*. 98(3), 313–319.
- Baur, B., Frøberg, L., & Baur, A. (2015). Species diversity and grazing damage in a calcicolous lichen community on top of stone walls in Öland, Sweden. *Finnish Zoological and Botanical Publishing Board*, 32(4), 239–250.
- Beier, C. M., Woods, A. M., Hotopp, K. P., Gibbs, J. P., Mitchell, M. J., Dovčiak, M., Leopold, D. J., Lawrence, G. B., & Page, B. D. (2012). *Changes in faunal and vegetation communities along a soil calcium gradient in northern hardwood forests*. 1152, 1141–1152. <https://doi.org/10.1139/X2012-071>
- Benesperi, R., & Tretiach, M. (2004). Differential land snail damage to selected species of the lichen genus *Peltigera*. *Biochemical Systematics and Ecology*, 32(2), 127–138. [https://doi.org/10.1016/S0305-1978\(03\)00141-8](https://doi.org/10.1016/S0305-1978(03)00141-8)
- Bishop, J. (1977). *The Mollusca of Acid Woodland in West Cork and Kerry Au*. 77(1977), 227–244.
- Boag, D. A. (1985). Microdistribution of three genera of small terrestrial snails (Stylommatophora: Pulmonata). *Canadian Journal of Zoology*, 63(5), 1089–1095. <https://doi.org/10.1139/z85-163>
- Boch, S., Fischer, M., & Prati, D. (2014). To eat or not to eat - Relationship of lichen herbivory by snails with secondary compounds and field frequency of lichens. *Journal of Plant Ecology*, 8(6), 642–650. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtv005>



- Boch, S., Prati, D., & Fischer, M. (2016). Gastropods slow down succession and maintain diversity in cryptogam communities. *Ecology*, 97(9), 2184–2191. <https://doi.org/10.1002/ecy.1498>
- Boch, S., Prati, D., Werth, S., Rüetschi, J., & Fischer, M. (2011). Lichen Endozoochory by Snails. *PLoS ONE*, 6(4), 2–6. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0018770>
- Bokhorst, S., Asplund, J., Kardol, P., & Wardle, D. A. (2015). Lichen physiological traits and growth forms affect communities of associated invertebrates. *Ecology*, 96(9), 2394–2407. <https://doi.org/10.1890/14-1030.1>
- Brodo, I. M. (1973). Substrate ecology. In *The Lichens*. Academic Press, Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-044950-7.50017-9>
- Černajová, I. (2013). *Lichenofágia na pozadí sekundárných metabolitov*. Univerzita Karlova, Praha 2013, vedoucí práce David Svoboda. Manuskript deponován v knihovně Katedry botaniky PřF UK
- Černajová, I., & Svoboda, D. (2014). Lichen compounds of common epiphytic Parmeliaceae species deter gastropods both in laboratory and in Central European temperate forests. *Fungal Ecology*, 11, 8–16. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2014.03.004>
- den Herder, M., Kytöviita, M. M., & Niemelä, P. (2003). Growth of reindeer lichens and effects of reindeer grazing on ground cover vegetation in a Scots pine forest and a subarctic heathland in Finnish Lapland. *Ecography*, 26(1), 3–12. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2003.03211.x>
- Dvořáková, J., & Horsák, M. (2012). Variation of Snail Assemblages in Hay Meadows: Disentangling the Predictive Power of Abiotic Environment and Vegetation. *Malacologia*, 55(1), 151–162. <https://doi.org/10.4002/040.055.0110>
- Ellis, C. J., & Coppins, B. J. (2007). *Reproductive strategy and the compositional dynamics of crustose lichen communities on aspen (Populus tremula L.) in Scotland*. 39(4), 377–391. <https://doi.org/10.1017/S0024282907006937>
- Everhart, S. E., Keller, H. W., & Ely, J. S. (2008). Influence of bark pH on the occurrence and distribution of tree canopy myxomycete species. *Mycologia*, 100(2), 191–204. <https://doi.org/10.1080/15572536.2008.11832476>
- Farmer, A. M., Bates, J. W., & Bell, J. N. B. (1991). Seasonal variations in acidic pollutant inputs and their effects on the chemistry of stemflow, bark and epiphyte tissues in three oak woodlands in N.W. Britain. *New Phytologist*, 118(3), 441–451. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1991.tb00026.x>
- Froberg, L. (2001). Viability of lichen photobionts after passing through the digestive tract of a land snail. *The Lichenologist*, 33(6), 543–545. <https://doi.org/10.1006/lich.2001.0355>
- Froberg, L., Stoll, P., Baur, A., & Baur, B. (2011). Snail herbivory decreases cyanobacterial abundance and lichen diversity along cracks of limestone pavements. *Ecosphere*, 2(3), art38. <https://doi.org/10.1890/ES10-00197.1>
- Gardenfors, U., Walden, H. W., & Wareborn, I. (1995). Effects of soil acidification on forest land snails. *Effects of Acid Deposition and Tropospheric Ozone on Forest Ecosystems in Sweden*, 44, 259–270.
- Gauslaa, Y. (1985). The Ecology Of Lobaria Pulmonariae And Parmelion Caperatae In Quercus Dominated Forests In South-West Norway. *The Lichenologist*, 17(2), 117–140. <https://doi.org/10.1017/S0024282985000184>
- Gauslaa, Y. (2008). Mollusc grazing may constrain the ecological niche of the old forest lichen Pseudocyphellaria crocata. *Plant Biology*, 10(6), 711–717. <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.2008.00074.x>
- Gauslaa, Y., Holien, H., Ohlson, M., & Solhøy, T. (2006). Does snail grazing affect growth of the old forest lichen Lobaria pulmonaria? *The Lichenologist*, 38(6), 587–593. <https://doi.org/10.1017/S0024282906006025>
- Gauslaa, Y., & Johlander, S. (2018). Gastropod grazing may prevent reintroduction of declining N-fixing epiphytic lichens in broadleaved deciduous forests. *The Lichenologist*, 50(1), 62–69. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2018.06.009>
- Gauslaa, Y., Larsson, P., & Asplund, J. (2010). Selective feeding by gastropods in Lobaria scrobiculata allows quantification of intrathalline anatomical layers. *The Lichenologist*, 42(05), 621–625. <https://doi.org/10.1017/S0024282910000137>
- Gauslaa, Y., Lie, M., Solhaug, K. A., & Ohlson, M. (2006). Growth and ecophysiological acclimation of the foliose lichen Lobaria pulmonaria in forests with contrasting light climates. *Oecologia*, 147(3), 406–416. <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0283-1>
- Gauslaa, Y., Yemets, O. A., Asplund, J., & Solhaug, K. A. (2016). Carbon based secondary compounds do not provide protection against heavy metal road pollutants in epiphytic macrolichens. *Science of the Total Environment*, 541, 795–801. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.114>
- Gerson, U. (1973). Lichen-arthropod associations. *Lichenologist*, 5(5–6), 434–443. <https://doi.org/10.1017/S0024282973000484>

- Gilbert, O. L. (1976). An alkaline dust effect on epiphytic lichens. *The Lichenologist*, 8(2), 173–178. <https://doi.org/10.1017/S0024282976000248>
- Giordani, P. (2006). Variables influencing the distribution of epiphytic lichens in heterogeneous areas: A case study for Liguria, NW Italy. *Journal of Vegetation Science*, 17(2), 195–206. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2006.tb02438.x>
- Grueter, C. C., Li, D., Ren, B., Wei, F., Xiang, Z., & Schaik, C. P. Van. (2009). *Fallback Foods of Temperate-Living Primates: A Case Study on Snub-Nosed Monkeys*. 715(December 2008), 700–715. <https://doi.org/10.1002/ajpa.21024>
- Gustafsson, L., & Eriksson, I. (1995). Factors of Importance for the Epiphytic Vegetation of Aspen *Populus tremula* with Special Emphasis on Bark Chemistry and Soil Chemistry. *The Journal of Applied Ecology*, 32(2), 412. <https://doi.org/10.2307/2405107>
- Häffner, E. V. A., Lomský, B., & Hýnek, V. (2000). Physiological Responses of Different Lichens in a Transplant Experiment Following an SO<sub>2</sub> -Gradient. *Sites The Journal Of 20Th Century Contemporary French Studies*, 185–201.
- Halda, J., Kučera, J., & Koval, Š. (2016). Atlas krkonošských mechorostů, lišejníků a hub 1–mechorosty a lišejníky. *Správa KRNAP, Vrchlabí*, 440.
- Hawksworth, D. L. (2002). Bioindication: Calibrated Scales and Their Utility. *Monitoring with Lichens — Monitoring Lichens*, 11–20. [https://doi.org/10.1007/978-94-010-0423-7\\_3](https://doi.org/10.1007/978-94-010-0423-7_3)
- Hiliter, A. (1925): Etude sur la végétation épiphyte de la Bohême. – Spisy Přírod. Fak. Karl. Univ., Praha, 41: 1–202.
- Horsák, M., Cameron, R., Hylander, K., Ml, A., & Rohovec, J. (2008). *Original article Land snail distribution patterns within a site : The role of different calcium sources*. 44, 172–179. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2007.07.001>
- Hotopp, K. P. (2002). Land snails and soil calcium in central Appalachian Mountain forest. *Southeastern Naturalist*, 1(1), 27–44.
- Johannessen, L. E., & Solhøy, T. (2001). Effects of experimentally increased calcium levels in the litter on terrestrial snail populations. *Pedobiologia*, 45(3), 234–242. <https://doi.org/10.1078/0031-4056-00082>
- Jonasson, C., Kot, M., & Kotarba, A. (1991). Lichenometrical studies and dating of debris flow deposits in the High Tatra Mountains, Poland. *Geografiska Annaler, Series A: Physical Geography*, 73(3), 141–146.
- Juříčková, L. (2005). *Ruins of medieval castles as refuges for endangered species of molluscs*. June, 233–246. <https://doi.org/10.1093/mollus/eyi031>
- Käffer, M. I., Koch, N. M., Martins, S. M. D. A., & Vargas, V. M. F. (2016). *Iheringia Lichen community versus host tree bark texture in an urban environment in southern Brazil*. 71(1), 49–54.
- Kappes, H., & Topp, W. (2014). Responses of forest snail assemblages to soil acidity buffer system and liming. *Ecological Research*, 29(4), 757–766. <https://doi.org/10.1007/s11284-014-1167-9>
- Kaul, O. N., & Billings, W. D. (1965). Catton Content of Stemflow in some Forest Trees in North Carolina. *Indian Forester*, 91(6), 367–370.
- Kricke, R. (2002). *Measuring bark pH*. In *Monitoring with lichens—monitoring lichens* (pp. 333–336). Springer, Dordrecht.333–336.
- Larsen, R. S., Bell, J. N. B., James, P. W., Chimonides, J., Rumsey, F. J., Tremper, A., & Purvis, O. W. (2007). Lichen and bryophyte distribution on oak in London in relation to air pollution and bark acidity. *Environmental Pollution*, 146(2), 332–340. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.03.033>
- Lawrey, J. D. (1983). Vulpinic and pinastric acids as lichen antiherbivore compounds: contrary evidence. *The Bryologist*, 86(4), 365–369. <http://links.jstor.org/sici?sici=0007-2745%28198324%2986%3A4%3C365%3AVAPAAL%3E2.o.CO%3B2-3>
- Lücking, R., & Bernecker-Lücking, A. (2000). Lichen feeders and lichenicolous fungi: Do they affect dispersal and diversity in tropical foliicolous lichen communities? In *Ecotropica* (Vol. 6, pp. 23–41).
- Mann, H. B., & Whitney, D. R. (1947). On a Test of Whether one of Two Random Variables is Stochastically Larger than the Other. *The Annals of Mathematical Statistics*, 18(1), 50–60. <http://www.jstor.org/stable/2236101>
- Marmor, L., & Randlane, T. (2007). Effects of road traffic on bark pH and epiphytic lichens in Tallinn. *Folia Cryptog. Estonica, Fasc.*, 43(2), 23–37.
- Marmor, L., Tõrra, T., & Randlane, T. (2010). The vertical gradient of bark pH and epiphytic macrolichen biota in

- relation to alkaline air pollution. *Ecological Indicators*, 10(6), 1137–1143. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.03.013>
- Martin, K., & Sommer, M. (2004a). Effects of soil properties and land management on the structure of grassland snail assemblages in SW Germany. *Pedobiologia*, 48(3), 193–203. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2003.12.004>
- Martin, K., & Sommer, M. (2004b). Relationships between land snail assemblage patterns and soil properties in temperate-humid forest ecosystems. 531–545.
- Mežaka, A., Brumelis, G., & Piterāns, A. (2012). Tree and stand-scale factors affecting richness and composition of epiphytic bryophytes and lichens in deciduous woodland key habitats. 3221–3241. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0361-8>
- Nash, T. H. (1996). *Lichen Biology, 2nd Edition*.
- Nybakken, L., Helmersen, A. M., Gauslaa, Y., & Selås, V. (2010). Lichen compounds Restrain lichen feeding by bank voles (*Myodes glareolus*). *Journal of Chemical Ecology*, 36(3), 298–304. <https://doi.org/10.1007/s10886-010-9761-y>
- Palmqvist, K., & Sundberg, B. (2000). Light use efficiency of dry matter gain in five macrolichens: Relative impact of microclimate conditions and species-specific traits. *Plant, Cell and Environment*, 23(1), 1–14. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3040.2000.00529.x>
- Pike, L. H. (1978). The Importance of Epiphytic Lichens in Mineral Cycling. *The Bryologist*, 81(2), 247–257.
- Pišút, I., & Lisická, E. (1985). A study of cryptogamic epiphytes on an oak trunk in the vicinity of Bratislava in the years 1973–1983. *Ekologia CSFR*.
- Ranius, T., Johansson, P., Berg, N., & Niklasson, M. (2008). The influence of tree age and microhabitat quality on the occurrence of crustose lichens associated with old oaks. *Journal of Vegetation Science*, 19(5), 653–662. <https://doi.org/10.3170/2008-8-18433>
- Richardson, D. H. S., & Young, C. M. (1977). *Lichens and vertebrates*.
- Rollo, C. D. (1982). The regulation of activity in populations of the terrestrial slug *Limax maximus* (Gastropoda; Limacidae). *Researches on Population Ecology*, 24(1), 1–32. <https://doi.org/10.1007/BF02515586>
- Saari, D. M. (2014). Effect of Tree Species on the Distribution of Slugs. 46(3), 697–702.
- Sadeghifar, H., Veisi, R., Einollahi, Y., Seifollahi, J., & Ebadi, A. G. (2010). PH, conductivity and buffer capacity of six Iranian wood species. *Asian Journal of Chemistry*, 22(2), 1615–1618.
- Seaward, M. R. D. (1977). *Lichen ecology*. Academic Press, Inc..
- Seed, L., Wolseley, P., Gosling, L., Davies, L., & Power, S. A. (2013). Modelling relationships between lichen bioindicators, air quality and climate on a national scale: Results from the UK OPAL air survey. *Environmental Pollution*, 182, 437–447. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.07.045>
- Shapiro, A. S. S., & Wilk, M. B. (1965). An Analysis of Variance Test for Normality ( Complete Samples ) Published by : Biometrika Trust Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/2333709>. *Biometrika*, 52(3/4), 591–611.
- Skeldon, M. A., Vadeboncoeur, M. A., Hamburg, S. P., & Blum, J. D. (2007). Terrestrial gastropod responses to an ecosystem-level calcium manipulation in a northern hardwood forest. 1007, 994–1007. <https://doi.org/10.1139/Z07-084>
- Sparrius, L. B. (2007). Response of epiphytic lichen communities to decreasing ammonia air concentrations in a moderately polluted area of The Netherlands. *Environmental Pollution*, 146(2), 375–379. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.03.045>
- Spier, L., Van Dobben, H., & Van Dort, K. (2010). Is bark pH more important than tree species in determining the composition of nitrophytic or acidophytic lichen floras? *Environmental Pollution*, 158(12), 3607–3611. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.08.008>
- Türk, R., & Wirth, V. (1975). The pH dependence of SO<sub>2</sub> damage to lichens. *Oecologia*, 19(4), 285–291. <https://doi.org/10.1007/BF00348104>
- Valovirta, I. (1968). Finnish Zoological and Botanical Publishing Board Land molluscs in relation to acidity on hyperite hills in Central Finland Author ( s ): Ilmari Valovirta Published by : Finnish Zoological and Botanical Publishing Board Stable URL : [http://www.jstor.org/s.5\(3\),245-253](http://www.jstor.org/s.5(3),245-253).
- Van Dobben, H., & Ter Braak, C. J. F. (1998). Effects of atmospheric NH<sub>3</sub> on epiphytic lichens in the Netherlands: The pitfalls of biological monitoring. *Atmospheric Environment*, 32(3), 551–557. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(96\)00350-0](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(96)00350-0)

- Van Herk, C. M. (1999). Mapping of ammonia pollution with epiphytic lichens in the Netherlands. *Lichenologist*, 31(1), 9–20. <https://doi.org/10.1006/lich.1998.0138>
- Van Herk, C. M. (2001). Bark pH and susceptibility to toxic air pollutants as independent causes of changes in epiphytic lichen composition in space and time. *Lichenologist*, 33(5), 419–441. <https://doi.org/10.1006/lich.2001.0337>
- Vatne, S., Solhøy, T., Asplund, J., & Gauslaa, Y. (2010). Grazing damage in the old forest lichen *Lobaria pulmonaria* increases with gastropod abundance in deciduous forests. *The Lichenologist*, 42(05), 615–619. <https://doi.org/10.1017/S0024282910000356>
- Wareborn, I. (1969). *Land molluscs and their environments in an oligotrophic area in southern Sweden*. 20(2), 461–479.
- Wareborn, I. (1992). Changes in the Land Mollusk Fauna and Soil Chemistry in an Inland District in Southern Sweden. *Ecography*, 15(1), 62–69. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1992.tb00009.x>
- Wirth, V. (2010). Ökologische Zeigerwerte von Flechten — Erweiterte und Aktualisierte Fassung. *Herzogia*, 23(2), 229–248. <https://doi.org/10.13158/hea.23.2.2010.229>
- Wolseley, P., Stofer, S., Mitchell, R., Truscott, A. M., Vanbergen, A., Chimonides, J., & Scheidegger, C. (2006). Variation of lichen communities with landuse in Aberdeenshire, UK. *Lichenologist*, 38(4), 307–322. <https://doi.org/10.1017/S0024282906006190>

# 8 PŘÍLOHY

Pod loží	Strom	Číslo	Sklon	Orientace	Obvod	pH borky	Plocha před	Plocha po	Procenta	Absolutní
K	H	1	28	346	70	4,7	18,126	5,706	68,5	12,42
		2	28	348	106	4,75	9,471	8,881	6,2	0,59
		3	35	2	50	5,2	8,78	1,551	82,3	7,23
		4	32	4	62	4,55	14,823	11,886	19,8	2,94
		5	26	8	90	4,2	20,247	4,525	77,7	15,72
	R	6	28	345	104	4,75	17,686	14,404	18,6	3,28
		7	26	358	73	4,75	12,592	11,037	12,3	1,56
		8	30	344	82	4,7	19,61	7,106	63,8	12,5
		9	28	348	89	4,7	18,757	14,685	21,7	4,07
		10	35	4	97	4,55	13,947	11,258	19,3	2,69
Y	J	1	30	352	117	3,3	18,131	8,89204	51	9,24
		2	30	352	120	3,9	14,436	6,31671	56,2	8,12
		3	25	352	154	3,85	12,465	0,06127	99,5	12,4
		4	26	354	77	3,65	13,952	0,03633	99,7	13,92
		5	31	356	116	3,85	13,726	7,79834	43,2	5,93
		6	28	346	85	3,8	15,376	13,44545	12,6	1,93
		7	26	338	76	3,8	22,653	22,38481	1,2	0,27
		8	35	344	84	3,9	11,417	4,72058	58,7	6,7
		9	40	344	88	3,9	8,714	3,79778	56,4	4,92
		10	30	340	128	3,8	10,436	9,0622	13,2	1,37
S	E	1	28	348	121	4,2	13,787	4,936	64,2	8,85
		2	27	352	75	4,35	13,264	6,219	53,1	7,05
		3	29	6	129	3,9	20,395	13,886	31,9	6,51
		4	30	6	59	4,3	18,038	17,049	5,5	0,99
		5	30	4	69	5	14,301	0,546	96,2	13,76
		6	30	0	116	4,35	18,996	16,759	11,8	2,24
		7	30	6	121	4,1	18,217	16,054	11,9	2,16
		8	27	352	125	4,3	19,449	17,695	9	1,75
		9	34	354	147	4,35	13,724	13,077	4,7	0,65
		10	27	352	146	4,25	15,769	12,071	23,5	3,7

Pod loží	Strom	Číslo	Sklon	Orientace	Obvod	pH borky	Plocha před	Plocha po	Procenta	Absolutní	
V	H	1	35	328	71	5	16,826	1,537	90,9	15,29	
		2	28	340	65	4,75	17,168	11,824	31,1	5,34	
		3	28	344	66	4,85	13,132	7,788	40,7	5,34	
		4	30	342	48	5	15,915	14,152	11,1	1,76	
		5	31	344	79	5,95	11,941	0,028	99,8	11,91	
	R	6	38	352	98	4,7	10,986	6,898	37,2	4,09	
		7	38	346	87	5,25	19,55	8,848	54,7	10,7	
		8	30	330	73	5,15	16,921	7,747	54,2	9,17	
		9	29	342	102	5,25	13,836	10,694	22,7	3,14	
		10	27	322	69	4,95	19,255	12,476	35,2	6,78	
Á	J	1	27	324	111	4,1	10,469	8,131	22,3	2,34	
		2	29	324	94	3,75					
		3	30	316	123	3,9	20,546	1,847	91	18,7	
		4	30	316	73	3,8	18,75	0,319	98,3	18,43	
		5	32	314	98	3,9					
		6	33	328	70	3,7	11,693	4,01	65,7	7,68	
		7	33	340	125	4,05	9,92	4,998	49,6	4,92	
		8	25	328	132	3,55	10,597	8,013	24,4	2,58	
		9	27	328	103	3,75	19,141	12,058	37	7,08	
		10	26	308	91	3,85	16,684	11,139	33,2	5,55	
E	E	1	40	314	120	4,4	11,342	0,0007	100	11,34	
		2	35	335	68	4,85	18,545	4,18522	77,4	14,36	
		3	27	342	77	4,8	19,761	14,13333	28,5	5,63	
		4	30	336	141	4,95	10,692	5,89988	44,8	4,79	
		5	40	352	125	5,25	9,902	5,61277	43,3	4,29	
		6	30	320	133	4,8	9,923	9,23734	6,9	0,69	
		7	24	328	45	5,5	14,824	9,98806	32,6	4,84	
		8	28	324	136	4,75	19,794	4,89023	75,3	14,9	
		9	35	328	71	5	16,826	1,537	90,9	15,29	
		10	28	340	65	4,75	17,168	11,824	31,1	5,34	
C	B	1	40	314	120	4,4	11,342	0,0007	100	11,34	
		2	35	335	68	4,85	18,545	4,18522	77,4	14,36	
		3	27	342	77	4,8	19,761	14,13333	28,5	5,63	
		4	30	336	141	4,95	10,692	5,89988	44,8	4,79	
		5	40	352	125	5,25	9,902	5,61277	43,3	4,29	
		6	30	320	133	4,8	9,923	9,23734	6,9	0,69	
		7	24	328	45	5,5	14,824	9,98806	32,6	4,84	
		8	28	324	136	4,75	19,794	4,89023	75,3	14,9	
		9	35	328	71	5	16,826	1,537	90,9	15,29	
		10	28	340	65	4,75	17,168	11,824	31,1	5,34	

DATA: Tabulka se všemi primárními daty (pH pŕůdy a počty pŕůz se objevily pŕimo v textu pŕáce). Sklon a orientace ve stupních, obvod v cm, plocha pŕed a plocha po v cm<sup>2</sup>. Absolutní = plocha pŕed-plocha po. Procenta = (plocha po/plocha pŕed) × 100.