

Univerzita Karlova v Praze

Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Biologie

Studijní obor: Ekologická a evoluční biologie



Radka Nováková

**Autotrofní mikrobiální společenstva na
jehlicích nahosemenných dřevin**

Autotrophic microbial communities on needles of gymnosperms

Bakalářská práce

Školitel: Doc. RNDr. Jiří Neustupa, Ph.D.

Praha, 2011

Prohlášení:

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

V Praze, 6.5. 2011

Podpis

Poděkování

Na tomto místě bych ráda poděkovala svému školiteli Jiřímu Neustupovi za vedení mé bakalářské práce, jeho nadšení, vytrvalost a ochotu odpovídat na množství mých otázek. Dále děkuji svým kolegům z algologické laboratoře za příjemné a uvolněné pracovní prostředí. V neposlední řadě patří mé velké díky mým přátelům a hlavně mé rodině za psychickou a finanční podporu během studia. Aničce Červené pak za příjemné zázemí, které mi vytvořila.

Abstrakt

V této bakalářské práci jsem shrnula dostupné informace o autotrofních mikrobiálních společenstvech rostoucích na jehlicích nahosemenných dřevin. Tento fenomén je poměrně nový, pozorovaný od osmdesátých let 20. století. V práci popisuji složení společenstev, jejich sezonalitu, korelaci se znečištěním ovzduší, hlavně s koncentracemi dusíku a síry. Kromě možnosti bioindikace pomocí těchto epifytických společenstev jsem zahrnula i bioindikaci pomocí lišejníků jako organismů k bioindikaci hojně používaných, dále bioindikaci pomocí mechů a řas rostoucích na borce stromů. Práce taktéž obsahuje kapitolu s podrobným popisem tří nejfrekventovanějších druhů zelených řas vyskytujících se ve společenstvech na jehlicích.

Ve vlastní práci jsem se zabývala vztahem kvantitativních parametrů nárostů (tloušťka, pokryvnost, množství řas) na jehlicích tisu červeného (*Taxus baccata* L.) a kvalitou ovzduší v Praze.

Klíčová slova: autotrofní společenstva na jehlicích, bioindikace, kvalita ovzduší, lišejníky, *Taxus baccata* L., tis červený, zelené řasy

Summary

This bachelor thesis summarizes available data on autotrophic microbial communities on needles of gymnosperms. This new phenomenon has been observed since 1980'. In my thesis the composition of these communities is described. In addition, their seasonal development, the correlation of species and abundance data with air pollution (mostly nitrogen and sulphur concentrations) are also referred. Except bioindication studies that used these epiphytic communities, similar papers using lichens were also included. The thesis also contains a chapter with detailed description of three most frequent green algae species occurring on needles. In my own work, relationship between epiphytic quantitative parameters of needle-inhabiting communities (thickness, cover, algae amount) of English Yew (*Taxus baccata* L.) were analyzed in relation to the air pollution data in Prague.

Key words: autotrophic microbial communities on needles, bioindication, air quality, lichens, *Taxus baccata* L., English Yew, green algae

OBSAH

1	Úvod	6
2	Rešerše	6
2.1	Autotrofní společenstva na jehlicích.....	6
2.1.1	Dominantní rody řas ve společenstvech	9
2.2	Bioindikace	13
2.2.1	Lišejníky	14
2.2.2	Řasy na borce stromů.....	16
2.2.3	Řasy na jehlicích	18
2.2.4	Mechy	21
3	Vlastní práce	22
3.1	Úvod.....	22
3.2	<i>Taxus baccata</i> L.....	22
3.3	Lokality	24
3.4	Metodika	24
3.4.1	Pozorování mikrobiálních nárostů	24
3.4.2	Vyhodnocení dat	25
3.5	Kvalita ovzduší Prahy a lokality	26
3.6	Výsledky a diskuze	26
4	Závěr	30
5	Literatura	31
6	Přílohy	40

1 Úvod

Výskyt autotrofních mikrobiálních společenstev na jehlicích nahosemenných dřevin je jevem poměrně novým. Byla pozorována od osmdesátých let 20.století a to pouze v Evropě. Studovala se z několika různých pohledů: jejich druhové složení (Peveling et al., 1992), vzájemné vztahy organismů mezi sebou a vliv na jehlice stromů (Tenberge & Peveling, 1991) a stromy samotné (Neustupa & Albrechtová, 2003). Dále se studoval jejich sezónní vývoj (Søchting, 1997) a v neposlední řadě také korelace výskytu těchto společenstev s klimatickými faktory a kvalitou ovzduší, především koncentracemi dusíku a síry (Göransson, 1988; Poikolainen, 1998; Bråkenhielm & Qinghong, 1995). Z výzkumů vyplynulo, že by tato společenstva mohla být dobrými indikátory kvality ovzduší i jako hojně používané lišejníky nebo mechy, případně zelené řasy rostoucí na borce stromů, odkud se pravděpodobně na jehlice rozšířily. Zdá se, že by společenstva rostoucí na jehlicích mohla odrážet kvalitu ovzduší při použití jak kvantitativních tak i kvalitativních parametrů. I když tento fenomén nebyl dosud dostatečně prozkoumán, zájem o něj poklesl a od roku 2003 na toto téma nebyla zveřejněna jediná publikace. V této práci se budu zabývat autotrofními společenstvy na jehlicích a to z hlediska jejich druhového složení, vývoje, vztahu ke kvalitě ovzduší. Jelikož mě zajímá problematika bioindikace, rozšířím tuto kapitolu o bioindikaci pomocí lišejníků, mechů a zelených řas rostoucích na borce stromů, jako zástupců bezcévných rostlin. Vlastní práce se týká výzkumu korelace kvantitativních parametrů nárůstů těchto společenstev na jehlicích tisu červeného (*Taxus baccata* L.) mezi sebou, s pohlavím stromů, mezi různými lokalitami a s kvalitou ovzduší v Praze.

2 Rešerše

2.1 Autotrofní společenstva na jehlicích

Na jehlicích se vyskytují jak epifytické lišejníky, tak množství mikroorganismů jako jsou řasy, houby a bakterie (zahrnující kromě heterotrofních bakterií i autotrofní *Cyanobacteria*).

Nárůst mikrobiálních společenstev jsou dobře makroskopicky pozorovatelné především na jehlicích smrku ztepilého (*Picea abies* L.) (Poikolainen et al., 1998; Peveling et al., 1992; Søchting, 1997), taktéž na borovici lesní (*Pinus sylvestris* L.) (Bäck, 1997;

Poikolainen, 1998) a osobně jsem je pozorovala na tisu červeném (*Taxus baccata* L.) (Obr. 1). Vyskytují se obzvláště v mladých hustých porostech, tam, kde je vhodná vlhkost vzduchu (Burg, 1990), omezené množství světla a omezený pohyb vzduchu. Naopak v místech s dopadajícím přímým slunečním zářením se téměř nevyskytují (Tenberge & Peveling, 1991). Nárosty mohou nabývat různého vzhledu od zelenožluté k tmavě zelené, hnědé a černozeleňé barvě a mají zrnitou strukturu (Tenberge & Peveling, 1991).



Obr. 1. Mikrobiální nárosty na jehlicích tisu (*Taxus baccata* L.), vlastní fotografie

Byl pozorován následující vývoj mikrobiálních nárostů: koncem prvního roku na podzim se na jehlicích začínají objevovat hyfy hub tvořící hustě větvenou síť a to velmi často okolo průduchů (Peveling et al., 1992) a v oblasti rýhy střední žilky jehlice (Carroll, 1979). Kolonizace postupuje, zdá se, rychleji na horní straně jehlice než na straně spodní. Řasy na povrchu jehlice tvoří malé rozptýlené kolonie, které se velmi rychle šíří pomocí autospor. Již v druhém roce řasy tvoří tlusté shluky na horní straně jehlice. Houbové hyfy se postupně rozšiřují na laterální strany jehlic (Peveling et al., 1992). Nárosty se postupně rozšiřují po povrchu jehlice a nejvyšší pokryvnosti dosahují ve třetím či čtvrtém roce, kdy se pak začínají odlupovat a stejným způsobem se tvoří nová vrstva s vrcholem kolem osmého roku jehlice. S věkem jehlice se tedy nejen zvětšuje tloušťka nárostu, ale společně se také objevují buňky odumřelé, jejichž množství také přibývá. Nicméně jak se rychlost vývoje liší mezi větvemi a lokalitami, schovají se mnohem dramatičtější změny odehrávající se na jednotlivých jehlicích (Obr. 2).

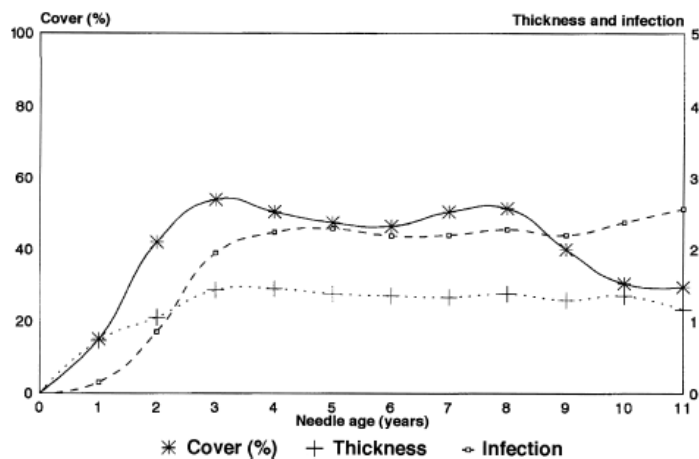


Fig. 2. Microbial crusts on needles of different ages. Average for all trees (2 445 needles). Thickness and infection based on specific scales.

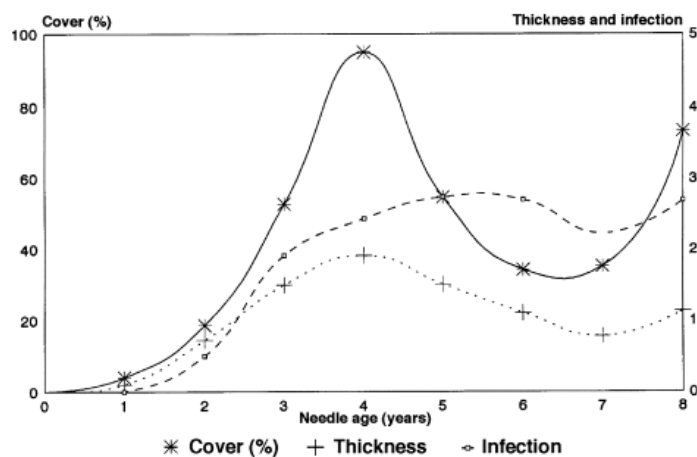


Fig. 3. Microbial crusts on needles of different ages. One tree in Frøslev Plantage. 18 August 1991.

Obr. 2. Sezónní vývoj mikrobiálních nárůstů. Převzato z Søchting, 1997.

Zajímavé je, že stupeň infekce houbovými hyfami korespondoval se zmenšující se tloušťkou nárůstů (Søchting, 1997). Mikroflóra s převážným zastoupením řas byla také pozorována na jehlicích borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.), nicméně netvořila jednotnou vrstvu o tloušťce několika desítek mikrometrů jako to bylo zjištěno na jehlicích smrku (Peveling et al., 1992; Bråkehielm & Quinghong, 1995), ale byla po povrchu jehlice roztroušená (Bäck et al., 1997). Tím pádem je nepravděpodobné, že by výrazně snižovala rychlost fotosyntézy, spíše má vliv na fyziologii jehlic změnou povrchových vlastností jako je smáčivost či příjem chemických látek (Schreiber & Schönherr, 1993). Zvýšená smáčivost jehlic byla dána i do souvislosti s výskytem „prachu“ na jehlicích (Cape, 1989), kterým, jak se domnívám, byla přítomná houbová mikroflóra.

Přítomnost mikrobiálních nárůstů může částečně způsobovat strukturní změny povrchových pletiv. Buňky epidermis odumírají, mizí pravidelné vrstvy buněčné stěny, ubývá ligninu a celulosy a přibývají lipofilní složky. Na obrázcích z elektronového mikroskopu je vesměs patrný značný úbytek na tloušťce buněčné stěny. Na zbytcích

buněčných stěn složených z polysacharidů leží mohutná vrstva spojeného epikutikulárního vosku, která je často osídlené houbovými hyfami. Je možné se domnívat, že buňka používá vosk jako obranu proti patogenním houbám (Peveling et al., 1992). Nekrózy jsou omezeny pouze na epidermis, buňky hypodermis, které sousedí s poškozenými buňkami epidermis nevykazují žádné změny ve struktuře. Bezprostřední kontakt houbových hyf a nekroz ukazuje na pravděpodobnou souvislost mezi osídlením jehlice epifyty a poškozením. V této souvislosti je dobré zmínit, že parazitický druh houby *Sphaeropsis sapinea*, pozorovaný již od roku 1866, způsobuje nekrózy jehlic, zastavuje jejich růst a způsobuje odumírání. Vyskytuje se na jehličnanech, především rodu *Pinus*. Výskyt této parazitické houby pozitivně koreluje se zvýšeným obsahem živin v jehlicích, zvláště dusíku (Van Dijk et al., 1992). Na zdravých stromech bylo poškození povrchu jehlic pozorováno velmi zřídka (Tenberge & Peveling, 1991). Řasy a houby mohou žít v symbiotických vztazích na jehlicích bez signifikantního poškození epidermální buněčné stěny. Je ale možný celkový negativní vliv na vitalitu stromů již oslabených. Pokrytí jehlic snižuje rychlost fotosyntézy, je uváděno až o 40% s přihlédnutím k jednotlivé jehlici porostlé souvislou vrstvou mikrobiální vrstvy (Burg, 1990).

Dosud byly na jehlicích pozorovány tyto rody a druhy jednobuněčných zelených řas: *Pleurococcus vulgaris* Grev., *Pleurococcus* sp., *Protococcus viridis* Agardh., *Apatococcus lobatus* Chodat, *Desmococcus viridis*, *Pseudococcomyxa* sp., *Chlorella angusto-ellipsoidea* Hanagata, Karuba et Chihara (nyní taxonomicky uznávaná jako *Chlorocystis minor* (Skuja)Fott), *Stichococcus* sp. a dosud nepopsaná vláknitá řasa vykazující vztah ke zvýšené depozici dusíku (Göransson, 1988; Søchting, 1997; Neustupa & Albrechtová, 2003; Nemjová, 2007). Společně se zelenými řasami byly na jehlicích pozorovány hyfy hub ze třídy *Ascomycetes*. Tyto organismy vykazují různé způsoby soužití od symbiózy po parazitismus, kdy hyfy hub pronikají do buněk řas i do buněk hyf hub ostatních. U řas se předpokládá výživa ze vzdušné vlhkosti, u hub výživa haustoriální z řas, z jiných hub, také z buněčných stěn jehlic, případně výživa saprotrofní na odumřelém materiálu (Peveling et al., 1992).

2.1.1 Dominantní rody řas ve společenstvech

Níže popsané rody zelených řas jsou nejdominantnějšími v mikrobiálních společenstvech nejen na jehlicích, ale i na borce stromů, odkud se pravděpodobně na jehlice rozšiřují. Proto jsem se rozhodla je popsat podrobněji z hlediska jejich

ekologie, morfologie, případně i taxonomie. V současnosti jsou všechny rody společně zařazovány do třídy *Trebouxiophyceae*.

2.1.1.1 *Apatococcus* Brand 1925 em. Geitler 1942

Apatococcus je řasa všeobecně rozšířená, tvořící rozměrné nárosty zrnitého vzhledu dosahujících i značné tloušťky. Na druhou stranu mohou být nárosty téměř nepatrné. Oba typy nárostů mohou být složeny výhradně z kolonií rodu *Apatococcus* nebo tvořené společně s jinými druhy (Brand, 1925). Vyskytuje se na různých druzích substrátu - na půdě, na kmenech stromů od báze do několika metrů výšky, na kamenných sochách (Tomaselli et al., 2000) i na starých železných konstrukcích. V urbánních oblastech mírného pásma je v podstatě v každém řasovém společenstvu, nejčastěji společně s řasou rodu *Trebouxia* (Rindi & Guiry, 2003). Upřednostňuje svislé plochy, které nejsou příliš vlhké (Brand, 1925). Může být zaměněn za podobný druh *Desmococcus*. Narozdíl od rodu *Desmococcus* netvoří pravidelné balíčky buněk (Rindi & Guiry, 2003). Nejčastěji jsou pozorovány jednotlivé buňky, dvojice buněk nebo balíčky 3-4 buněk (vzácně více). Často se dělí pouze jediná dceřiná buňka a tak vzniká balíček o jedné buňce velké a dvou malých (Brand, 1925) (Obr. 3). Ojedinele jsou pozorovány i



Obr. 3. *Apatococcus*, vlastní fotografie

náznačky vytváření krátkých vláken. Buňky jsou zaoblené až kulaté, elipsoidního tvaru před dělením (Ettl & Gärtner, 1995). Průměr 8–10 μm , v koloniích 6–9 μm široké i dlouhé (Rindi & Guiry, 2003), povrch buněčné stěny je hladký až hrubý, buněčná stěna je ztlustlá zvláště na suchých substrátech (Brand, 1925) a ve stáří.

Chloroplast je laločnatý, v mladých buňkách parietální, ve starších buňkách částečně odchlípený, na povrchu zvrásněný, uprostřed zúžený nebo rozdělený na dvě části. Neobsahuje pyrenoid, jádro je dobře pozorovatelné. Asexuálně se množí pomocí dvoubíčíkatých zoospor nebo aplanosporami (Ettl & Gärtner, 1995). V přírodě se zoosporangia tvoří od konce března do léta. V kulturách pozorována nebyla. Zoospory vznikají polygonálním dělením obsahu buňky, nejčastěji v počtu osm. Jsou zploštělé,

elipsoidního tvaru, bez stigma (Brand, 1925). Hypnoblasty mají tlustou vícevrstvou stěnu (Ettl & Gärtner, 1995). V kultuře je obtížné ho pěstovat, zvláště v tekutém mediu rychle odumírá (Brand, 1925; Rindi & Guiry, 2003). V současnosti jsou taxonomicky uznávány čtyři druhy. Holotypním druhem je *Apatococcus lobatus* (Chodat) J.B.Petersen (Guiry & Guiry, 2011).

2.1.1.2 *Stichococcus* Nägeli 1849

Stichococcus je dalším velmi hojným aero-terestrickým druhem, např. v oblasti západního Japonska dominuje společenstvům kortikolních řas (Nakano et al., 1991). Byl vzácně nalezen i na Antarktidě jako epifyt mechu (Alfinito et al., 1998). Tvoří (jako *Apatococcus*) zelené nárosty zrnitého vzhledu (Nägeli, 1849). Vyskytuje se aerofyticky, terestricky a jako fotobiont lišejníků (Ettl & Gärtner, 1995) *Dermatocarpon*, *Endocarpon* a *Staurothele* (Ahmadjian, 1993a). V tomto rodě je současně uznáváno 24 druhů, holotypním druhem je *Stichococcus bacillaris* Nägeli (Guiry & Guiry, 2011). Tento rod



Obr. 4. *Stichococcus*, vlastní fotografie

se vyznačuje velmi rozpadavými jednořadými nevětvenými vlákny. Vlákna se rozpadají nejčastěji na jednotlivé buňky nebo dvojice buněk, vzácněji zůstane buněk dohromady i více.

Buňky jsou cylindrického tvaru, přímé nebo lehce zahnuté se zaoblenými nebo seříznutými konci. Buňky mohou být taktéž krátké, zaoblené až skoro kulaté (Ettl &

Gärtner, 1995). Rozměry buněk se pohybují od 2 do 3,5 μm na šířku a od 3,5 do 10 μm na délku (Nakano et al., 1991). Buněčná stěna je tenká se slizovitou pochvou nebo bez ní. Chloroplast je parietální, žlábkovitý, který buňku vyplňuje asi z jedné poloviny a má hladké okraje. Pyrenoid je nahý a nelze ho pozorovat ve světelném mikroskopu (Neustupa et al., 2007) (Obr. 4). Rozmnožuje se pouze vegetativním dělením buněk a fragmentací krátkých vláken (Ettl & Gärtner, 1995). Buňky se dělí pouze v jednom směru (Nägeli, 1849).

Rod *Stichococcus* je nápadně podobný, jak je dnes již známo, evolučně vzdálenému rodu *Klebsormidium* – i když tento má buňky větší, obsahuje pyrenoid se škrobovou pochvou a tvoří zoospory. Proto také byly tyto dva rody zařazovány do stejných taxonů – třídy *Ulotrichales*, dokonce i do stejného rodu *Stichococcus*. Pozorováním dělení buněk těchto dvou rodů bylo usouzeno, že oba patří do streptofytní evoluční linie vedoucí k vyšším rostlinám (Pickett-Heaps, 1974). Nicméně analýzy pomocí 18S rDNA ukázaly, že *Stichococcus* spadá do linie chlorofytní, do třídy *Trebouxiophyceae* (Katana et al. 2001; Lokhorst et al. 2004; Karsten et al. 2005), zatímco *Klebsormidium* je opravdu součástí linie streptofytní. Jak ale druhy dříve popsány rodem *Stichococcus* se posléze zařadily do rodu *Klebsormidium*, tak i druhy dříve popsány jako *Klebsormidium* se po použití molekulární fylogenetiky přejmenovaly na *Stichococcus*. Konkrétně jde o *Klebsormidium marinum* a *Klebsormidium pseudostichococcus* popsány nově jako *S. deasoni* a *S. jenerensis*. Tyto druhy se od rodu *Klebsormidium* liší svou strukturou pyrenoidu a ani nejsou touto strukturou totožné s druhem *S. bacillaris*. Jako rod *Stichococcus* by mohl být reklasifikován i druh *Marvania aerophytica* Neustupa et Šejnohová (Eliáš & Neustupa, 2009). Nicméně celý problematický rod *Stichococcus* se zdá být složený z několika separátních linií, tudíž parafyletický. Sekvenováním izolátů *S. bacillaris* se na příklad ukazuje, že tento morfotyp skýtá značnou kryptickou diverzitu, což pravděpodobně povede k popsání dalších druhů (Neustupa et al., 2007).

2.1.1.3 *Pseudococcomyxa* Korschikov 1953

Pseudococcomyxa je velmi rozšířeným rodem, pravděpodobně kosmopolitně,



protože se našel na obou pólech Země (Broady, 1987). Osidluje velmi různorodé typy habitatů jako jsou rašeliniště, vodní nádrže, okolí termálních pramenů, v půdě (Hindák, 1980), epifyticky na mechu (Broady, 1987), na borci stromů (Nakano et al., 1991), jehlicích jehličnanů (Neustupa & Albrechtová, 2003) a také jako dominanta eukalyptových lesů, které i

Obr. 5. *Pseudococcomyxa*, vlastní fotografie

po požárech velmi rychle opět kolonizuje (Fiddian, 1985). Jako kortikolní řasa byla poprvé popsána v japonské studii (Nakano et al., 1991), což byl rovněž první záznam o rodu *Pseudococcomyxa* v Japonsku. Je to velmi hojná antarktická řasa (Broady, 1987). Velmi snadno se šíří, pravděpodobně větrem. Nikdy se ale nevyskytuje masově (Fott & Komárek, 1958), a proto je obtížné ji registrovat ve vzorku bez předchozí kultivace.

Buňky jsou samostatné, podlouhlé, vejčitého tvaru, trochu asymetrické, někdy trochu dorzoventrálně zploštělé, k substrátu přichycené úzkým koncem pomocí slizovité stopky. Širší konec je zaoblený. Dosahují 3–5 µm do šířky a 6–10 µm do délky (Nakano et al., 1991) (Obr. 5). Buněčná stěna je tenká a hladká. Nástěnný chloroplast je miskovitý či páskovitý bez pyrenoidu (Ettl & Gärtner, 1995). Rozmnožuje se 2–4, vzácně 8 (Broady, 1987), autosporami, které vznikají postupným dělením protoplastu nejprve příčným, poté šikmým. Autospory se uvolňují trhlinou na konci buňky. Trvalá stádia obsahují hematochrom (Fott & Komárek, 1958). Holotypním druhem tohoto rodu je *Pseudococcomyxa adhaerens* Korshikov a taxonomicky uznávané jsou momentálně 2 druhy (Guiry & Guiry, 2011)

2.2 Bioindikace

Bioindikací se nazývá hodnocení stavu životního prostředí pomocí organismů či společenstev organismů. Nejlepšími indikátory jsou druhy s nízkou ekologickou valencí, druhy dobře determinovatelné, početné, dostatečně veliké a málo pohyblivé. Nejznámějšími bioindikátory jsou lišejníky, které jsou velmi citlivé na znečištění ovzduší. Ke kontrole kvality vody se nejčastěji používají zelené řasy, např. *Scenedesmus* nebo *Selenastrum*, vyvinuté jsou standardizované testovací postupy. Používají se ale například i korýši nebo ryby. V ČR jsou doporučovány 3 konvenční testy, identické s evropskými normami ISO a OECD (Samec, 2011). Nejčastější způsob testování toxicity různých chemikálií pomocí druhů kultivovaných sladkovodních řas je tzv. růstově inhibiční test. Řasy se vystaví chemikálii a nechají se růst pod kontinuálním světlem (Sorensen, 1996). Po 72 hodinách se měří hustota řas a porovnává se s kontrolním vzorkem. Používají se např. druhy *Selenastrum capricornutum* (dnes pojmenován jako *Pseudokirchneriella subcapitata*), *Scenedesmus quadricaudata* nebo *Desmodesmus subspicatus* (ČSN EN ISO 8692). K imobilizačním testům se používají perloočky (*Daphnia magna*) (ČSN EN ISO 6341). Na rybách se provádí test akutní toxicity a to na druzích danio pruhované (*Brachydanio rerio*) či živorodka duhová (*Poecillia reticulata*) (ČSN EN ISO 7346-2).

K hodnocení stavu půdy jsou pochopitelně užitečné rostliny cévnaté, ale výzkumy ukázaly, že by se případně mohly využít i krytenky (*Testacea*) (Balík, 1991; Couteaux, 1998; Foissner, 1999; Nguyen-Viet, 2004 a 2008).

Výzkum aero-terestrických řas stále zaostává za výzkumem řas vodních. Je to přičítáno skutečnosti, že aero-terestrické řasy, obzvláště zelené kokální řasy rozmnožující se autosporulací, jsou často morfologicky jednoduché (Hoffmann, 1989) a i nepříbuzné druhy si mohou být velmi podobné, což znesnadňuje jejich určování. Příkladem může být skutečnost, že k determinaci příslušnosti daného rodu řas a přiřazení do třídy *Trebouxiophyceae* či *Chlorophyceae* je potřeba pomoci molekulární fylogenetiky (Eliška et al., 2010). Nicméně již několik studií prokázalo, že i tyto řasy by mohly být dobrými ukazateli stavu ovzduší vedle již používaných lišejníků, i bez nutnosti tyto řasy určovat. V této kapitole stručně popíši některé studie, zabývající se použitím či možným použitím aerofytických zelených řas, lišejníků a mechů v bioindikaci. V případě lišejníků i podrobněji nově používanou metodu hodnocení kvality ovzduší (LDV). Tuto kapitolu omezují na možnosti bioindikace kvality ovzduší pouze pomocí řas, jako oblasti mého hlavního zájmu, lišejníků a mechů jakožto zástupců bezcévných rostlin.

2.2.1 Lišejníky

Protože lišejníky jsou důležitými organismy používanými při hodnocení kvality ovzduší, zabývala jsem se i jimi. Obzvláště z důvodu, že obsahují fotobionty z řad zelených řas (či sinic) a ty se zdají být hlavním činitelem v citlivosti lišejníků ve vztahu ke kvalitě ovzduší a tak podmiňují jejich rozšíření. Proto by i rozšíření řas na jehlicích či borce stromů mělo mít vztah ke kvalitě ovzduší (Yahr et al., 2006).

Lišejník je společenstvím houby, obvykle ze třídy *Ascomycetes*, v několika případech to může být houba i ze třídy *Basidiomycetes* nebo *Deuteromycetes*, a jedním nebo více fotosyntetických partnerů, obecně zelených řas nebo sinic. Ve všech lišejnících houba tvoří stélku nebo lichenizované stroma (Ahmadjian, 1993b).

Lišejníky jsou typické svou citlivostí ke znečištění ovzduší, obzvláště k vysokým koncentracím SO₂ (Tarhanen et al., 2000), a proto se používají k hodnocení kvality ovzduší. K tomuto účelu se používají od 50. let 20. století pomocí různých metod, které hodnotí abundanci, pokryv, druhové složení či různá odběrová místa (např. Barkman, 1963; Hawksworth & Rose, 1970; Herzig et al., 1987; Van Haluwyn & Lerond, 1988; Nimis et al., 1989; Nimis, 1999).

Za rozšíření a citlivost lišejníků ke znečištění jsou pravděpodobně odpovědní fotobionti (Yahr et al., 2006). V prvním případě, při rozšiřování spor hub (mykobiontů), záleží na dostupnosti volně žijících fotobiontů, především na severní straně kmene, kterou upřednostňují (Hedenås et al., 2007). Vliv má i pH borky stromu (Larsen, 2006) či struktura lesa (Mayer et al., 2009). Zajímavé výsledky byly získány při porovnávání rozšíření v oblastech ČR s různým dopadem lidské činnosti. V průmyslových regionech hrálo největší roli znečištění ovzduší, v oblastech méně zasažených stáří a fragmentace lesa (Svoboda et al., 2010). V případě citlivosti lišejníků jsou první příznaky změny vlivem polutantů zjevné na ultrastruktuře chloroplastů a mitochondrií (Holopainen & Kärenlampi, 1984; Eversman & Sigal, 1987). Změny se projevují i ve snížené rychlosti fotosyntézy (Sanz et al., 1992). Nejen SO₂, ale i působení stopových prvků, jako jsou sloučeniny kovů, mohou způsobovat poškození mitochondrií řasových buněk a vyvolávat plasmolýzu, což je přičítáno osmotické nerovnováze. Dále je ovlivněn i metabolismus řasy a růst je zpomalen, jak je vidět na menší tloušťce buněčných stěn. Dalším stresujícím faktorem může být zásah do příjmu základních živin (Tarhanen et al., 2000). V městských oblastech je SO₂ hlavním limitujícím faktorem, který se ale s postupným zlepšováním stavu ovzduší stává méně signifikantním. V zalesněných oblastech měli na kolonizaci největší limitující vliv těžba a lesní požáry (Giordani, 2007). Diverzita lišejníků dramaticky klesá při koncentracích NO_x nad 70 mg/m³ a 80 mg/m³. Kde je redukován SO₂, tam má na lišejníky převažující vliv NO_x. Kde se ale stále lokálně vyskytuje SO₂, tam je vliv jasně patrný (Giordani, 2007; Davies et al., 2007).

Na druhou stranu bylo u fotobiontů rodu *Trebouxia* v oblastech s nízkými hodnotami polutantů pozorována větší proporce mladých buněk, nasvědčující vyživujícímu efektu polutantů v malých koncentracích.

V roce 2002 byla navržena metoda LDV – lichen diversity value (Asta et al.). Tato by měla lépe hodnotit stav prostředí než metoda předchozí - LB – lichen biodiversity (Nimis, 1999). Metoda LDV je založena na obsáhlém hodnocení diverzity lišejníků analýzou různých fixních pozic okolo celého kmene, zatímco LB odráží maximální diverzitu lišejníků přítomných pouze v jedné orientaci kmene. Obě tyto metody na základě získaných výsledků hodnotí dané prostředí na několikastupňové škále od 0 do 60 v případě LB a od 0 do 102 pro LDV. Maximálních hodnot dosahují prostředí „nejpřírodnější“, nejnižších prostředí nejvíce „pozměněná“ - znečištěná. Nicméně samotná definice „přírodnosti“ prostředí je obtížná. Při porovnávání výsledků získaných pomocí obou metod se výsledky velmi shodují. Metoda LDV je ale mnohem časově

náročnější, kvůli sběru většího množství dat a následně vyžaduje větší pozornost při zpracovávání dat (Castello, 2004). Metoda LDV může být rovněž hůře použitelná v oblastech s nedostatkem vhodných stromů (Svoboda, 2007) – požadavky na výběr stromů jsou velmi přesné (stáří, průměr, náklon, typ borky, poškození). Získané hodnoty jsou velmi ovlivněné mnoha faktory jako např. přítomnost zdrojů eutrofizace. Díky přesným požadavkům je metoda dobře opakovatelná a dovoluje porovnání výsledků nejen na lokální úrovni. Je vhodná k měření změn prostředí jak v městských oblastech, tak v oblastech mimoměstských (Svoboda, 2007).

Asta et al. (2002) tvrdí, že metoda poskytuje informace o dlouhodobém vlivu polutantů na ovzduší, o vlivu eutrofizace, klimatických změnách, lidském působení na citlivé organismy. Může být použita v blízkosti zdroje emisí k získání důkazů o znečištění ovzduší a odhalit jeho následky nebo na větším měřítku k získání modelů či center zatížení životního prostředí. Její opakování na stejných místech dovoluje zaznamenat efekty změn životního prostředí.

Metoda by neměla být nekriticky srovnávána mezi různými klimatickými oblastmi. Navíc je třeba dodat, že hodnota diverzity (LDV) lišejníků je silně korelována hlavně s průměrnými ročními srážkovými úhrny a průměrnou roční teplotou (Giordani, 2007).

Tato metoda byla přijata v několika evropských zemích, např. v Itálii (Pinho et al., 2004; Cristofolini et al., 2007) a zatím se zdá být použitelná i pro mediteránní oblast (Castello, 2004), i když to nebylo pro tuto oblast doporučeno (Asta et al., 2002).

2.2.2 Řasy na borce stromů

Řasám na kmenech stromů bylo věnováno podstatně více prací, než řasám na jehlicích už proto, že fenomén výskytu řas na jehlicích jehličnanů byl zaznamenán teprve od osmdesátých let minulého století. Tyto práce popisují druhovou skladbu společenstev či nově nalezené druhy z různých částí světa, v různých klimatických podmínkách (např. Nakano et al., 1991; Rindi & Guiry, 2003; Neustupa & Škaloud, 2008; Neustupa & Škaloud, 2010). Ukázalo se například, že zatímco v mírném pásmu řasovým společenstvům na kmenech stromů dominují rody *Apatococcus* a *Desmococcus*, v tropech je dominantním řádem řád *Trentepohliales* (Brand & Stockmayer, 1925; Rindi et al., 2008).

Velmi málo studií se věnuje vztahu abundance řas a kvality ovzduší. V těch se ukázalo, že řasy reagují nárůstem v abundanci na mírné znečištění ovzduší, ale opět

ubývají a chybí v oblastech nejvíce znečištěných (Steiner & Schulze-Horn, 1955; Brück, 1983). Možnou příčinou je způsob příjmu vody buňkami ze vzdušné vlhkosti a omezená možnost regulace vodního režimu (Brück, 1983). Různé znečišťující látky mohou být pro řasy zdrojem živin, ale zároveň pro ně mohou být ve vysokých koncentracích toxické (Freystein, 2008). Proto mohou být řasy použity jako citlivé indikátory vlivu imisí a k hodnocení kvality městského klimatu. I když se výskyt řas zdá být podmiňován kvalitou ovzduší, primární vliv stále mají klimatické podmínky. Z rozsáhlé studie ve městě Bonn v SRN, kde bylo hodnoceno přes 4000 stromů, vyplynulo, že nejsilnější vliv na rozšíření řas má světová strana. Řasy jednoznačně upřednostňovaly stranu severní, kde nebyl vysoký přísun světla (s tím souvisí i nižší ohřívání povrchu a menší odpar vody) a rovněž proudění vzduchu bylo omezené (Steiner & Schulze-Horn, 1955). Brück (1983) uvádí, že primární vliv na rozšíření řas má vlhkost a teplota vzduchu, což se v podstatě shoduje s tvrzením prvním. Důraz na primární vliv klimatických podmínek je kladen i ve studiích věnujících se vztahu kvality ovzduší a řasových nárostů na jehlicích (např. Tenberge & Peveling, 1991).

Různé druhy řas jsou více či méně vhodné k použití hodnocení kvality ovzduší. Některé na znečištění reagují velmi citlivě, jiné téměř nereagují. Je potřeba využít druhů, které jsou velmi citlivé na různé stupně znečištění, jsou dobře morfologicky definované, případně definované geneticky. Těmito druhy jsou např. *Chlorella saccharophila* (Kruger) Migula a *Chlorella ellipsoidea* Gerneck, které reflektují nízké koncentrace PM-10 a vysoké koncentrace ozonu, jsou geneticky definované a v kultuře rychle rostou (Freystein, 2008).

Společenstva řas se liší druhovým složením v lese a v otevřeném prostoru. Kokální zelené řasy upřednostňují les a řasy řadu *Trentepohliales* otevřené prostranství s větším přísunem světla (Neustupa & Škaloud, 2008). Liší se i podle stupně hrubosti borky stromů. Hustota řas je větší na stromech s borkou hrubou (Brück, 1983).

Problém se získáváním dat o hustotě a tloušťce řasových nárostů k hodnocení kvality ovzduší se pokusil řešit Hänninen (1992) ve své práci. Hodnocení hustoty je založeno na fotografování a následné numerické analýze digitalizovaných obrázků s použitím počítače. Analyzuje se množství chlorofylu, které úzce souvisí s množstvím biomasy (Turner, 1985). Výhodou metody je, že při sbírání dat pro analýzu není nutno poškozovat stromy a ani manipulovat se sebranými vzorky řas. Avšak nevýhodou této metody, která může pomoci zjistit tloušťku vrstev nárostů je to, že postrádá postup

ke zjištění druhového složení společenstva, což je také důležité pro využití řas k hodnocení kvality ovzduší.

2.2.3 Řasy na jehlicích

Zatímco řasová společenstva na borce stromů a dalších substrátech jako je půda, kameny nebo fasády budov byla běžně pozorována, na jehlicích podobná společenstva až do osmdesátých let pozorována nebyla. Osmdesátými léty počínaje se objevily studie o výskytu mikrobiálních nárostů a postupném rozšiřování tohoto nového fenoménu (Poikolainen, 1998; Søchting, 1997). Tyto studie probíhaly především v zemích severní Evropy a v Německu. Zabývají se složením nárostů a jejich vývojem během několika sezón (Søchting, 1997), jejich možným negativním vlivem na funkci a životnost jehlic (Tenberge & Peveling, 1991), přítomností mikrobiální krusty jako následek velkého zatížení ovzduší amoniakem (Bäck, 1997), korelací se spadem dusíku a síry (Poikolainen, 1998) či případným vztahem ke znečištění především oxidy dusíku a síry a odumíráním lesa – tzv. „new type of forest decline“ (Tenberge & Peveling, 1991; Neustupa & Albrechtová, 2003). Vzrůstající hustota výskytu zelených řas na jehlicích stromů (ve Finsku, Dánsku a okolních zemích) od osmdesátých let může být připsána jistým změnám působícím společně, jako je vzestup průměrné roční teploty, dlouhodobě stabilní spad dusíku a snížený spad síry, což růst řas podporuje (Poikolainen et al., 1998). Jehlice starší jednoho roku na smrcích ve věku 25 let jsou velmi často porostlé těmito mikrobiálními nárosty. Pokud je spad dusíku vysoký, nárosty jsou ke konci podzimu pravděpodobně v růstu stimulovány vylučovanými metabolity nahromaděnými v jehlicích během léta (Nihlgård, 1985). Dá se předpokládat, že řasy se na jehlice postupně rozšiřují z kmenů a větví stromů, což potvrzují i má vlastní pozorování. Na jehlicích, kde jsem pozorovala řasové nárosty se řasový porost vyskytoval vždy i na příslušné větvičce a často, ale ne vždy, se nejvíce řas nacházelo u báze jehlice. Případy, ve kterých toto neplatilo a pokryv nárostem se vyskytoval v jiné části jehlice, bych vysvětlila sezonalitou těchto nárostů. Nejstarší nárosty u báze jehlice mohly postupně odumřít, odpadnout z jehlice a zůstávaly jen nárosty mladší od báze vzdálenější.

Nicméně dosud bylo publikováno velmi málo prací objasňujících příčiny narůstající hustoty zelených řas na jehlicích. Stejně tak taxonomie těchto řas, ekologie, symbiózy s různými lišejníky a parazitickými houbami, které se s nimi často vyskytují, jsou oblasti nedostatečně prozkoumané.

Některé studie se zabývaly vztahem nového typu odumírání lesa (tzv. „new type of forest decline“) a výskytem mikroflóry na jehlicích (Tenberge & Peveling, 1991; Neustupa & Albrechtová, 2003). Jako „new type of forest decline“ se označuje proces, kdy již odumírání stromů nezpůsobují vysoké koncentrace oxidů síry v ovzduší, ale jehlice stromů i přesto žloutnou, rychleji opadávají a stromy dříve hynou. Mikrobiální nárosty sice negativně ovlivňují vitalitu stromů konkurencí o světlo a plyny, ale nezpůsobují jejich úhyn (Tenberge & Peveling, 1991). K oslabení stromů přispívá nerovnováha živin v půdě, kterou způsobuje zvýšená koncentrace dusíku v okolním prostředí pocházejícím především ze zemědělství. Stromy pak hůře přežívají období sucha a mrazy (Nihlgård, 1985; Ferm et al., 1990; Pearson & Stewart, 1993). Příčinou odumírání stromů, či zejména chlorózy jehlic a jejich opadu způsobuje vážný nedostatek hořečnatých iontů v horních vrstvách půdy a v jehlicích samotných (Rehfuess, 1987; Šrámek et al., 2008; Vacek et al., 2009). K možnosti bioindikace pomocí řas na jehlicích přispěla zajímavými výsledky práce z oblasti Krušných hor (Neustupa & Albrechtová, 2003), které byly v padesátých až osmdesátých letech 20. století v některých částech silně zasaženy zvýšenými koncentracemi oxidů síry, které způsobily rozsáhlé odumírání lesa. Od roku 1999 byl pozorován již zmiňovaný fenomén nového odumírání lesa (Lomský & Šrámek, 2004) v západní části hor (Přebuz), která nebyla v minulosti tolik zasažena jako např. část centrální (Kovářská). V západní části oproti centrální bylo zjevně více stromů se žlutými jehlicemi a významně více jehlic bylo opadaných. Na jehlicích stromů v západní části bylo nalezeno zřetelně více řasových nárostů a jen zde byl nalezen rod zelené řasy *Pseudococcomyxa*, což může mít bioindikační význam. I když se tento druh nebyl nikdy dominantním, jeho přítomnost byla nápadná již v přírodním materiálu. Porovnáváním druhového složení řasových nárostů na jehlicích ve vztahu k různým hodnotám znečištění se zabývala pouze tato studie z Krušných hor. Neukázala ale vztah mezi výskytem různých druhů řas na dvou lokalitách a zvýšenou depozicí dusíku (Neustupa & Albrechtová, 2003).

Možnost využití řas rostoucích na jehlicích jako ukazatele kvality ovzduší v zemích severní Evropy se zabývaly některé dlouhodobé studie. Výsledky jasně neprokázaly přímou souvislost s přítomností nárostů a znečištění. Proto je potřeba provést i studie v jiných oblastech Evropy, především centrální Evropy, které jsou zatěžovány spadem dusíku a síry podstatně více než je oblast severní Evropy. Výsledky jsou možná nejasné proto, že v málo znečištěných oblastech je potřeba používat mnohem citlivějších metod než v oblastech více znečištěných. Ke zjištění trendů je potřeba citlivých metod a

pravděpodobně dlouhodobé monitorování, aby se daly zjistit důsledky změn znečištění ovzduší. Zároveň oblasti s nízkým znečištěním mohou sloužit jako kontrolní oblasti k oblastem více znečištěním (Bråkenhielm & Qinghong, 1995). Nicméně jedním z nejdůležitějších faktorů výskytu řas se ukázala být průměrná roční teplota. Řasy se na jehlicích neobjevují pod průměrnou roční teplotu 1°C (Thomsen, 1992; Poikolainen et al., 1998). Dalším důležitým faktorem je také délka vegetační sezóny a vlhkost vzduchu (Thomsen, 1992; Bråkenhielm & Qinghong, 1995). Růst řas podporují obzvláště teplé a vlhké podzimy (Poikolainen, 1998). Co se týče množství dusíku limitujícího růst řas, tak ve švédské studii (Göransson, 1990) se ukázalo, že nejčastěji se řasy vyskytují v oblastech, v kterých spad roční dusíku přesahuje 6 kg na hektar. Ve Finsku se řasy objevovaly za hodnot i zřetelně nižších. Finská studie (Poikolainen et al., 1998) ovšem neprokázala jasný vztah mezi množstvím řas a spadem dusíku. Příčinou může být velká rozloha a heterogenita studované oblasti. Tato studie je přesto zajímavá, protože popisuje jasný nárůst množství řas během deseti let (1985-1995). Do té doby byly nárosty řas pozorovány velmi zřídka v jižním a centrálním Finsku a během zmíněného desetiletí jasně přibyly a staly se obvyklými na jehličnatých stromech na jihu Finska. Konkrétně na smrku se objevovaly s frekvencí až 60%. Nejsevernější záznamy řas na jehlicích pochází až od polárního kruhu (66°33'N). Objevila se i mírná závislost mezi množstvím řas a hodnotami NO_x, NH₃ a S. Zároveň čím byla průměrná roční teplota vyšší a nadmořská výška nižší, tím se zvyšovalo množství nalezených řas. Nejčastěji byly řasy nacházeny v lesících nebo vlhkých oblastech odpovídajících rašeliništím. Poměrně větší množství řas se našlo v místech dominovaných mladými borovicemi až po stanoviště o stáří 41-80 let. Pro smrkové lesy bylo ideální stáří 41-120 let.

Protože klimatické faktory mají na rozšíření řas hlavní vliv, je potřeba, chceme-li řasy použít jako indikátory stavu životního prostředí, jistoty, že jsme schopni odlišit vlivy antropogenní a vlivy klimatické. Rozšíření řas totiž může být vysvětleno buď pouze množstvím polutantů nebo pouze klimatem nebo společně množstvím polutantů a klimatem (Bråkenhielm & Qinghong, 1995). Švédská studie (Bråkenhielm & Qinghong, 1995) ukázala mnoho zajímavých trendů ve výskytu řasových nárostů na jehlicích smrku (*Picea abies* L.). Hodnotili tloušťku nárostů a rychlost kolonizace jehlic, které následně korelovali s geografickými gradienty, nadmořskou výškou, délkou vegetační sezóny a atmosférickým spadem dusíku a síry. Tloušťka nárostu i rychlost kolonizace představovaly jasný trend podél geografického gradientu, kdy se hodnoty snižovaly od jihu k severu, ze západu k východu a z nízké nadmořské výšky do vyšší.

Tloušťka kolonie byla korelována s délkou vegetační sezóny, s depozicí dusíku a síry a stejné závislosti platily i pro rychlost kolonizace. I když se tloušťka nárostů během čtyř let pozorování signifikantně změnila, nebyl nalezen žádný hlavní trend, který by to způsoboval.

Spad síry spolu s ozonem může způsobovat poškození voskové vrstvy (Karhu & Huttunen, 1986), což může být vhodné pro kolonizaci mikroorganismy. Z těchto poškozených jehlic se pak mohou rychleji rozšiřovat i na jehlice zdravé (Merilä, 1992; Bråkenhielm & Qinghong, 1995; Bäck et al., 1997). Jelikož je síra ve vyšších koncentracích pro řasy škodlivá, je možno předpokládat, že snížení koncentrace síry v ovzduší řasám prospívá (Poikolainen et al., 1998)

2.2.4 Mechy

Pravděpodobně i mechy by mohly být dobrými ukazateli znečištění ovzduší dusíkatými sloučeninami, protože většinu živin přijímají přímo z dešťové vody a ze suchého spadu (Poikolainen et al., 2009). Již od šedesátých let 20. století se mechy používaly hlavně k detekci přítomnosti těžkých kovů (Poikolainen et al., 2004). V některých studiích bylo prokázáno, že dobře reflektují množství dusíku ve spadu, nicméně dosud byly k tomuto účelu používány zřídka (Baddeley et al., 1994; Solga & Frahm, 2006; Salemaa et al., 2008). V Británii v horských oblastech byl pozorován úbytek druhu *Racomitrium lanuginosum* (Hedw.) Brid., důležité součásti místních společenstev. Tento trend se přičítá zvýšené depozici dusíku v oblastech, které jsou obvykle na dusík spíše chudší (Baddeley et al., 1994). Zvýšené koncentrace dusíku byly zjištěny v pletivech tohoto druhu. Testování druhů *Hylocomium splendens*, *Brachythecium rutabulum*, *Rhytidiadelphus squarrosus*, *R. triquetrus*, *Scleropodium purum* a *Pleurozium schreberi* ukázalo, že se druhy po vystavení dusíkovému spadu liší koncentracemi dusíku ve svých pletivech (Solga & Frahm, 2006). Druhy mimo *Hylocomium splendens* po skončení výzkumu obsahovaly koncentrace dusíku v pletivech vyšší. Tyto výsledky potvrzují domněnku, že i mechy jsou vhodné pro využití v bioindikaci. Je ale důležité, aby se druhy nejdříve otestovaly, jak na různé koncentrace polutantů reagují (Salemaa et al., 2008). Problém v indikaci koncentrací dusíku ve finské studii (Poikolainen et al., 2009) byl ten, že použitý model neuvažoval rozdíly lokálních koncentrací dusíku způsobené různými klimatickými podmínkami, což je z mého pohledu velmi důležité, na druhou stranu je těžké vytvořit takovýto ideální model.

3 Vlastní práce

3.1 Úvod

Předmětem mojí práce bylo pozorování množství a složení mikrobiálních nárostů na jehlicích tisu červeného (*Taxus baccata* L.) ve vztahu ke kvalitě ovzduší v Praze. Prahu jsme zvolili díky nejlepší dostupnosti dat o kvalitě ovzduší (Magistrát hl. města Prahy, 2011). Tis červený jsme vybrali z toho důvodu, že je nejčastějším jehličnanem, původním v této oblasti, vyskytujícím se ve městech, zvláště v parcích, kde je účelně vysazován jako okrasná dřevina. Původní myšlenku, že bych mohla sledovat výskyt pouze nárostů řasových, jsme museli zavrhnout. Složení mikrobiálních nárostů se mění od čistě houbových, po smíšené s řasami až po naprosto dominované řasami. Otázky, které jsme si kladli byly následující:

1. Korelují mezi sebou hodnocené kvantitativní parametry mikrobiálních nárostů na jehlicích?
2. Liší se kvantitativně či kvalitativně nárosty v závislosti na pohlaví stromů?
3. Korelují kvantitativní parametry mikrobiálních nárostů na jehlicích s různými environmentálními parametry znečištění ovzduší?
4. Liší se mezi sebou jednotlivé lokality?

Předpokládali jsme - vzhledem k dříve publikovaným pracem (Steiner & Schulze-Horn, 1955; Brück, 1983; Freystein, 2008) - že v nejméně znečištěných částech města se řasy na jehlicích vyskytovat nebudou a v čistších částech by se naopak mohly vyskytovat ve větším množství. Dosud nebyla publikována studie zabývající se vztahem kvality ovzduší a kvantitativních parametrů C (pokryvnost) i T (tloušťka) ani studie zabývající se rozdíly ve výskytu nárostů na stromech různého pohlaví. S tímto jsme zahajovali náš výzkum v naději, že dosáhneme nových a zajímavých výsledků.

3.2 *Taxus baccata* L.

Tis červený je dvoudomý jehličnan (vzácně ovšem i jednodomý) s vytrvalými jehlicemi. Až 20 (-28) m vysoký strom, často s více kmeny nebo keřovitého habitu s množstvím větví. Borka je červeno-hnědá, tenká a odlupující se. Tis červený je tolerantní k různým typům půd, k zastínění i přímému slunci, produkuje velmi odolné dřevo. Jedinci dosahují dospělosti až kolem sedmdesátého roku a mohou se dožít i více než tisíce let (Thomas & Polwart, 2003).



Obr. 6 Mapa původního rozšíření rodu *Taxus* L., převzato z Cope (1998)

Původním rozšířením zasahuje do severní a střední Evropy, vyskytuje se v okolí Středomořího moře (jižní Evropa, severní Afrika, malá Asie) a v oblasti Kavkazu (Cope, 1998). Zasahuje až do 63° severní šířky v Norsku a Švédsku (Vidaković, 1991), na východ do Estonska, Polska, ke Kaspickému moři, do Turecka a na jih do Řecka. Dále se vyskytuje v severním Španělsku (Peñalba, 1994) a Portugalsku, Alžírsku (Vidaković, 1991). Rozsáhlé populace se udržují na Ukrajině, v Polsku, Maďarsku, na Slovensku, v Rumunsku a na Kavkaze (Bugala, 1978). Chybí na většině území Evropy, kde panuje kontinentální klima, ve východní a jihovýchodní části Ruska, na Faerských ostrovech, Islandu, Krétě a na Azorských ostrovech je velmi vzácný (Thomas & Polwart, 2003) (Obr. 6). Tis červený byl kultivován již od dávných dob a nejčastěji byl vysazován kolem kostelů a hřbitovů. Dnes se vysazuje v parcích, kolem budov a používá se jako živý plot (Cope, 1998). Zajímavý je rozdíl mezi pohlavími stromů, kdy samčí jedinci jsou obvykle vyšší a jejich jehlice obsahují více dusíku než jedinci samičí. Zdá se, že samičí jedinci kvůli velikým energetickým nákladům na produkci semen jsou schopni hůře konkurovat samcům, proto jsou menší a také jsou citlivější na nedostatek vody v půdě. Proto by také rozšíření samičích jedinců mohlo limitovat rozšíření celého druhu *Taxus baccata* L..

3.3 Lokality

Ke sběru dat pro navazující práci jsem si vybrala některé pražské parky – Stromovka, Riegrovy Sady, Petřín, Karlovo náměstí, obora Hvězda, zahrada Kinských, Letenské sady, Vítězné náměstí a Klamovka. Dále jsem provedla sběry v Klecanech, na Karlštejně a nedaleko hradu Okoř v Malých Čičovicích. Parky jsem se snažila vybírat podle různé vzdálenosti od centra Prahy.

3.4 Metodika

3.4.1 *Pozorování mikrobiálních nárostů*

Protože v průběhu výzkumu jsme získávali nové informace o výskytu a složení nárostů, použili jsme z pokusných důvodů dvě různé metodiky. Proto nejsou všechna má data jednotná.

Nejprve jsem sbírala pouze jehlice s viditelnými zelenými řasovými nárosty. Zaznamenávala jsem pohlaví stromu, rychlost kolonizace CR (colonization rate), vyjádřenou jako $1/r$ (r – stáří jehlice, na které je možno poprvé pozorovat nárosty) (Bråkenhielm & Qinghong, 1995). Rychlost kolonizace (CR) jsem zaznamenávala přímo na větvi před samotným odebráním jehlic. Pod binokulární lupou (Olympus SZ61) jsem hodnotila jejich pokryvnost C (cover), čili stupeň pokrytí povrchu jehlice a to na čtyřstupňové škále. 1 = 0-10%, 2 = 10-30%, 3 = 30-60%, 4 = 60-100%. Takto jsem hodnotila jehlice sebrané ve Stromovce, v oboře Hvězda, v Klecanech a na Karlštejně. Jako další parametr pro hodnocení nárostů byla použita tloušťka T (thickness). Tyto parametry byly vedle pokryvnosti také použity ve zmiňované studii (Bråkenhielm & Qinghong, 1995). Tloušťku (T) jsem hodnotila na jehlici pod binokulární lupou na škále třístupňové. 1 – pokrytí jehlice je velmi tenké, bez viditelných kolonií vystupujících nad povrch, 2 – pozorovatelné shluky vystupující mírně nad povrch jehlice, 3 – výrazný nárost na povrchu jehlice vystupující nad její povrch viditelný i při pohledu ze strany. Zjistila jsem, že není možné nárosty na jehlicích jasně rozdělit na řasové a houbové, ale že existují jisté přechody. Proto bylo potřeba sbírat všechny nárosty a zavést nový parametr. Tento způsob analýzy abundancí nárostů jsem nazvala AA (algae amount). Využila jsem taktéž čtyřstupňovou škálu, se stejným rozmezím mezi jednotlivými stupni, jako jsem to udělala pro pokryvnost. Z nárostů na každé jehlici jsem vytvořila preparát seškrabáním jehlou do kapky vody na podložním skle a po přikrytí krycím sklíčkem jsem a ve světelném mikroskopu pozorovala množství řasových kolonií. Protože se stupeň

pokrytí jehlic značně liší, seškrabávala jsem nárosty celé nebo jen do určité hustoty. Stupněm jedna jsem ohodnotila preparáty, kde se nacházelo pouze pár buněk zelených řas až po malý počet kolonií, naopak stupněm čtyři ty preparáty, které byly husté a obsahovaly mnoho řasových kolonií. Těmito novými parametry jsem hodnotila nejpokrytější jehlice dané větvičky stromu. Větvičky jsem sbírala 3-4 z každého stromu v různých směrech ve výšce očí a na každé lokalitě jsem vybrala 3-5 stromů. Takto jsem odebírala jehlice v Riegrových sadech, v zahradě Kinských, na Karlově náměstí, na Klamovce a na Vítězném náměstí. Parametry C, T a AA jsem hodnotila i jehlice odebrané dřívě, protože předchozí metodou jsem nárosty nepoškodila. Protože tato metodika neukazuje variabilitu AA na jednotlivé větvičky, rozšířila jsem metodu o sběr pěti nejpokrytějších jehlic z každé větvičky, při dodržení sběru ze třech různých směrů. Na každé lokalitě jsem náhodně vybrala 5 stromů. Takto jsem postupovala na Petříně, v oboře Hvězda, ve Stromovce, v Letenských sadech a v Malých Čičovicích. Parametr CR (colonisation rate) jsem ve druhé metodice již nepoužívala, protože kolonizace jehlice houbami začíná vždy prvním rokem na podzim a v tomto parametru bychom proto nenašli žádnou variabilitu ani vztah ke kvalitě ovzduší.

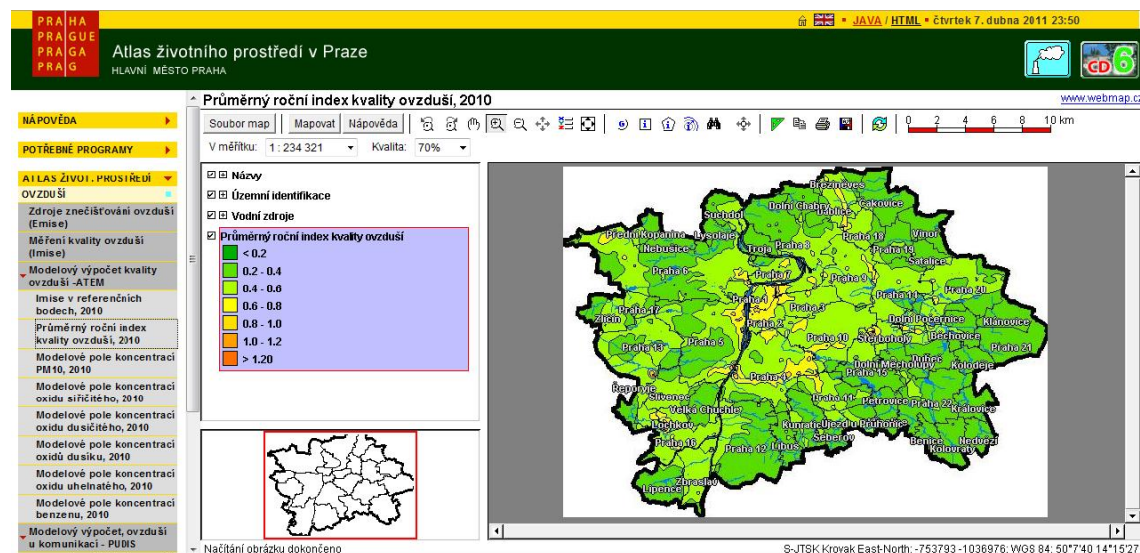
Sběry podle první metodiky jsem prováděla od začátku října do začátku prosince 2010. Druhou metodiku jsem použila v březnu roku 2011. Předpokládám, že změny společenstev, které by mohly v tomto časovém intervalu nastat nejsou nijak zásadní, pokud je složení společenstva ovlivněno kvalitou ovzduší.

3.4.2 Vyhodnocení dat

Získaná data jsem zpracovala ve statistickém programu PAST, verze 2.08. K porovnání vztahů mezi C,T, AA, pohlavím stromů a znečištěním ovzduší jsem použila korelační koeficient, Spearmanův korelační koeficient a jejich p-hodnoty. Pro odhalení rozdílů mikrobiálních nárostů mezi všemi dvojicemi lokalit jsem použila permutační t-test a test Kruskal-Wallisův. Tyto testy jsem použila, protože data nemají normální rozložení, a proto je třeba použít neparametrické testy. Testy jsem prováděla jak vzhledem k jednotlivé jehlici, tak vztažené na jednotlivý strom s použitím průměrných hodnot ze všech hodnocených jehlic na stromě. Do hodnocení jsem výsledně nezahrnula lokality Karlštejn, Klecany a Malé Čičovice, jelikož jsem neměla data o kvalitě ovzduší pro tyto lokality v okolí Prahy.

3.5 Kvalita ovzduší Prahy a lokality

Ke zjištění stavu kvality ovzduší Prahy jsem použila volně přístupný „Atlas životního prostředí v Praze“ (Magistrát hl. města Prahy, 2011), kde jsem využila Modelové výpočty kvality ovzduší –ATEM.



Obr. 7. Atlas životního prostředí v Praze, Průměrný index kvality ovzduší, 2010, převzato z <http://www.premis.cz/atlaszp/>

Konkrétně jsem získávala data o ovzduší z těchto modelů: Průměrný roční index kvality ovzduší, 2010 (Obr. 7); Modelové pole koncentrací oxidů dusíku, 2010; Modelové pole koncentrací oxidu siřičitého, 2010; Modelové pole koncentrací PM10, 2010; Modelové pole koncentrací benzenu, 2010.

3.6 Výsledky a diskuze

Zde bych se chtěla zmínit o výsledcích získaných statistickým zpracováním dat týkajících se mikrobiálních nárostů. Vzájemná korelace kvantitativních parametrů C, T a AA byla obecně vzato velmi vysoká a signifikantní (Tab. 1,2). Toto platilo při přihlédnutí k jednotlivé jehlici i k průměrným hodnotám pro celý strom. To tedy znamená, že čím je pokryvnost (C) větší, tím i tloušťka (T) je větší a i množství řas (AA) roste. Výsledek je logický, protože nárosty se přibývajícím věkem rozšiřují nejen do plochy, ale i do prostoru. Co se týče AA nelze mezi jím a C a T snadno takováto korelace logickou úvahou vyvodit. Snad jen v případě, že nárosty pokrývají většinu povrchu jehlice a jsou tlusté, pak se dá předpokládat, že i množství řas bude největší. Prohlížením souboru okolo 400 jehlic jsem si povšimla zajímavé skutečnosti. Nárosty, které netvoří viditelné

kolonie a nevystupují nad povrch jehlice bývají převážně houbového charakteru, zatímco nárosty tlustší často obsahují větší množství řas.

Tabulka 1. Korelace parametrů C, T, AA

	korelační koef. r	p-hodnota
C vs. T	0,45	7,82 * 10⁻²²
C vs. AA	0,55	1,53 * 10⁻³²
T vs. AA	0,47	1,47 * 10⁻²³

Tabulka 2. Korelace parametrů C, T, AA – průměrné hodnoty na jednotlivý strom

	korelační koef. r	p-hodnota
C vs. T	0,64	3,53 * 10⁻⁷
C vs. AA	0,69	1,6 * 10⁻⁸
T vs. AA	0,73	1,14 * 10⁻⁹

Vztah kvantity nárostů a pohlavím stromu se neukázal být signifikantním. Tedy látky a živiny obsažené v jehlicích jedinců různého pohlaví neovlivňují významně rozdílně výskyt těchto nárostů (Tab. 3, 4).

Tabulka 3. Vztah mezi C,T, AA a pohlavím stromů

	korelační koef. r	p-hodnota r	Spearmanův rs	p-hodnota rs
C vs. male	- 0,12	0,03	- 0,11	0,025
T vs. male	0,11	0,02	0,14	0,004
AA vs. male	0,03	0,57	0,04	0,47
C vs. female	0,11	0,03	0,11	0,025
T vs. female	- 0,11	0,02	- 0,14	0,004
AA vs. female	- 0,03	0,57	- 0,04	0,47

Tabulka 4. Vztah mezi C,T, AA a pohlavím stromů – průměrné hodnoty pro jednotlivé stromy

	korelační koef. r	p-hodnota r	Spearmanův rs	p-hodnota rs
C vs. male	0,043	0,765	- 0,042	0,766
T vs. male	0,173	0,219	0,187	0,185
AA vs. male	0,092	0,515	0,091	0,523
C vs. female	- 0,043	0,765	0,042	0,766
T vs. female	- 0,173	0,219	- 0,187	0,185
AA vs. female	- 0,092	0,515	- 0,091	0,523

Velmi zajímavé výsledky byly získány po porovnávání parametrů C,T a AA s kvalitou ovzduší. Rozdílné výsledky ovšem ukázaly analýzy při hodnocení vzhledem k jednotlivé jehlici a vzhledem k průměrným hodnotám na jednotlivý strom. V prvním případě byla odhalena velmi silná signifikantní závislost tloušťky nárostů a všech parametrů ovzduší. Závislost při použití Spearmanova korelačního koeficientu jsme odhalili i u C, nejsilněji korelovala s koncentracemi SO₂. Pro AA vyšla slabá korelace s průměrným indexem kvality ovzduší (priko) při použití korelačního koeficientu (Tab. 5).

Překvapivé proto byly výsledky po zpracování průměrných dat pro jednotlivý strom. Signifikantní byla korelace k parametrům ovzduší pouze v případě ukazatele AA. Nejsilnější korelace AA se ukázala ve vztahu k průměrnému indexu kvality ovzduší, což značí, že tento parametr ovlivňuje zřejmě všechny parametry ovzduší společně (Tab. 6).

Tabulka 5. Vztah mezi C,T,AA a parametry ovzduší

	korelační koef r	p-hodnota (r)	Spearmanův rs	p-hodnota (rs)
C vs. priko	0,01	0,8	0,098	0,048
C vs. NO _x	- 0,01	0,8	0,084	0,09
C vs. SO ₂	0,13	0,007	0,15	0,002
C vs. PM10	0,04	0,43	0,117	0,018
C vs. benzen	0,05	0,3	0,11	0,021
T vs. priko	0,21	2,1 * 10⁻⁵	0,24	7,5 * 10⁻⁷
T vs. NO _x	0,15	0,002	0,21	3,6 * 10⁻⁵
T vs. SO ₂	0,19	0,0001	0,2	5 * 10⁻⁵
T vs. PM10	0,26	1,45 * 10⁻⁷	0,28	1,1 * 10⁻⁸
T vs. benzen	0,25	2,76 * 10⁻⁷	0,027	5 * 10⁻⁸
AA vs. priko	- 0,1	0,03	- 0,02	0,75
AA vs. NO _x	- 0,08	0,09	0,005	0,92
AA vs. SO ₂	- 0,05	0,31	0,023	0,65
AA vs. PM10	- 0,07	0,15	0,002	0,97
AA vs. benzen	- 0,03	0,45	0,047	0,34

Tabulka 6. Vztah mezi C,T,AA a parametry ovzduší – průměr hodnot pro jednotlivý strom

	korelační koef r	p-hodnota (r)	Spearmanův rs	p-hodnota (rs)
C vs. priko	- 0,13	0,356	0,02	0,88
C vs. NO _x	- 0,15	0,299	0,007	0,96
C vs. SO ₂	- 0,10	0,46	0,046	0,75
C vs. PM10	- 0,11	0,454	0,041	0,77
C vs. benzen	- 0,11	0,428	0,045	0,75
T vs. priko	0,02	0,855	0,139	0,33
T vs. NO _x	- 0,01	0,935	0,107	0,45
T vs. SO ₂	0,04	0,777	0,131	0,36
T vs. PM10	0,07	0,576	0,2	0,16
T vs. benzen	0,08	0,556	0,217	0,12
AA vs. priko	- 0,36	0,008	- 0,2	0,15
AA vs. NO _x	- 0,33	0,017	- 0,143	0,31
AA vs. SO ₂	- 0,29	0,033	- 0,112	0,35
AA vs. PM10	- 0,31	0,027	- 0,172	0,25
AA vs. benzen	- 0,31	0,026	- 0,137	0,34

Z těchto výsledků vyplývá, že všechny parametry použité k hodnocení mikrobiálních nárůstů na jehlicích tisu jsou dobře využitelnými, protože všechny vypovídají určitým způsobem o stavu ovzduší. Zajímavým parametrem je nesporně AA, jelikož byl jako takový ve výzkumu použit poprvé a ukázal se být také velmi užitečným parametrem. Jeho nevýhodou je poměrná časová náročnost při vyhodnocování většího množství jehlic. Je otázkou, zda, pokud by se AA hodnotilo na menším počtu jehlic na jednotlivém stromě, by se tímto výsledky nezkreslily. Výsledky rovněž ukazují na to, že je výhodné hodnotit nasbíraná data jak s přihlédnutím k jednotlivé jehlici, tak i k jednotlivému stromu. Jehlice na stromě totiž vykazují značnou variabilitu v parametrech nárůstů způsobenou primárně klimatickými faktory, a proto po zprůměrování hodnot na jednotlivý strom slábne jejich schopnost poukazovat na parametry ovzduší. Na druhou stranu AA není tolik ovlivněno klimatickými faktory, protože jsem nehodnotila všechny řasy na jehlici. Preparáty jsem zhotovovala v určité hustotě, a proto jsem pozorovala průměrné složení společenstva na jehlici. A to se velmi zásadně nelišilo při pohledu na jehlici nebo strom na dané lokalitě, což ukazují výsledky pro průměrné hodnoty. Pokud by variabilita na jednotlivém stromě byla velká,

po zprůměrování hodnot by data žádnou závislost neukazovala jako v případě C a T, což se ovšem v případě parametru AA nestalo.

Odpověď na otázku poslední, jestli se lokality vzájemně liší v parametrech C, T a AA, je kladná. Výsledky ukazují na odlišnosti lokalit Letná, Petřín, Stromovka a Hvězda od ostatních (viz. Tab 7 – 18 v příloze). Osobně bych tyto odlišnosti přičetla lepší kvalitě ovzduší na těchto jmenovaných lokalitách, a proto se liší i v parametrech mikrobiálních nárostů.

4 Závěr

Autotrofní mikrobiální společenstva na jehlicích jehličnanů se zdají být dobrými indikátory kvality ovzduší, obzvláště zvýšených koncentrací dusíku, který je limitující živinou pro růst řas. Největší vliv na rozšíření těchto nárostů ale mají klimatické podmínky, což je potřeba zohledňovat. Pro bioindikaci pomocí nárostů na jehlicích se dají použít parametry kvantitativní: tloušťka, pokryvnost, množství řas. Dá se předpokládat, že i různé druhy řas mohou odrážet rozdíly v kvalitě ovzduší, nicméně důkladná floristická studie, která by popisovala druhové složení těchto autotrofních společenstev a jejich tolerance ke znečištění ovzduší zatím provedena nebyla. Proto jsem se tímto tématem zabývala a ráda bych se mu věnovala i nadále.

5 Literatura

Ahmadjian, V.: 1993a, 'The lichen photobiont – what can it tell us about lichen systematics?', *Bryologist* 96, 310–313.

Ahmadjian, V.: 1993b, 'The lichen symbiosis', John Wiley & Sons, Inc., New York.

Alfinito, S., Fumanti, B. & Cavacini, P.: 1998, 'Epiphytic algae on mosses from Northern Victoria Land (Antarctica)', *Nova Hedwigia* 66, 473–480.

Asta, J., Erhardt, W., Ferretti, M., Fornasier, F., Kirschbaum, U., Nimis, P.L., Purvis, O.W., Pirintsos, S., Scheidegger, C., Van Haluwyn, C. & Wirth, V.: 2002, 'Mapping lichen diversity as an indicator of environmental quality', *Monitoring with Lichens - Monitoring Lichens*, Springer, Dordrecht, 273–279.

Bäck, J. et al.: 1997, 'Needle structures and epiphytic microflora of scots pine (*Pinus sylvestris* L.) under heavy ammonia deposition from fur farming', *Water, Air and Soil Pollution* 100, 119–132.

Baddeley, J.A., Thompson, D.B.A. & Lee, J.A.: 1994, 'Regional and historical variation in the nitrogen content of *Racomitrium lanuginosum* in Britain in relation to atmospheric nitrogen deposition', *Environmental Pollution* 84, 189–196.

Balik, V.: 1991, 'The effect of the road traffic pollution on the communities of testate amebas (*Rhizopoda*, *Testacea*) in Warsaw (Poland)', *Acta Protozoologica* 30, 5–11. In: Nguyen-Viet, H., Gilbert, D., Bernard, N., Mitchell, E.A.D. & Badot, P.M.: 2004, 'Relationship between atmospheric pollution characterized by NO₂ concentrations and testate amoebae density and diversity', *Acta Protozoologica* 43, 233–239.

Barkman, J.J.: 1963, 'De epifythen-flora en -vegetatie van Midden-Limburg (België)', *Verhandeling der Koninklijke Nederlandse Akademie van Wetenschappen, Afdeling Natuurkunde, Tweede Reeks* 54, 1 – 46. In : Castello, M. & Skert, N.: 2005, 'Evaluation of lichen diversity as an indicator of environmental quality in the North Adriatic submediterranean region', *Science of the Total Environment* 336, 201–214.

Bråkenhielm, S. & Qinghong, L.: 1995, 'Spatial and temporal variability of algal and lichen epiphytes on trees in relation to pollutant deposition in Sweden', *Water Air and Soil Pollution* 79, 61–74.

Bråkenhielm, S. & Qinghong, L.: 1995, 'A statistical approach to decompose ecological variation', *Water, Air and Soil Pollution* 85, 1587–1592.

Brand F. & Stockmayer S.: 1925, 'Analyse der aerophilen Grünalgenanflüge, insbesondere der proto-pleurococcoiden Formen', *Archiv für Protistenkunde* 52, 265–355.

- Broady, P.A.: 1987, 'The morphology, distribution and ecology of *Pseudococcomyxa-simplex* (Mainx) Fott (*Chlorophyta, Chlorellaceae*), a widespread terrestrial antarctic alga', *Polar Biology* 7, 25–30.
- Brück, H.: 1981, 'Der Einfluß der Großstadt auf die Verbreitung rindenbewohnender Grünalgen am Beispiel von Köln', *Decheniana (Bonn)* 136, 1–4.
- Bugala, W.: 1978, 'Systematics and variability. The Yew - *Taxus baccata* L. ', Foreign Scientific Publications, Department of the National Center for Scientific and Technical, and Economic Information (for the Department of Agriculture and the National Science Foundation, Washington, DC), Warsaw, Poland, 15-32. In: Thomas, P.A. & Polwart, A.: 2003, '*Taxus baccata* L', *Journal of Ecology* 91, 489–524.
- Burg, H.: 1990, 'Der Einfluß von Epibionten auf die Photosyntheseleistung von *Picea abies* (L.) Karst. nach Untersuchungen im Freiland', Dissertation, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät der Westfälischen Wilhelms-Universität, Münster. In: Tenberge, K.B. & Peveling, E.: 1991, 'Strukturelle Veränderungen an Epidermiszellen von Fichtennadeln bei Besiedlung bei Epibionten', *Allgemeine Forst Zeitschrift* 46, 762–765.
- Cape, J.N., Paterson, I.S. & Wolfenden, J.: 1989, 'Regional variation in surface-properties of Norway spruce and Scots pine needles in relation to forest decline', *Environmental Pollution* 58, 325–342.
- Carroll, G.C.: 1979, 'Needle microepiphytes in a Douglas fir canopy: biomass and distribution patterns', *Canadian Journal of Botany* 57, 1000–1007.
- Castello, M. & Skert, N.: 2005, 'Evaluation of lichen diversity as an indicator of environmental quality in the North Adriatic submediterranean region', *Science of the Total Environment* 336, 201–214.
- Cope, E.A.: 1998, '*Taxaceae*: The Genera and Cultivated Species', *The Botanical Review* 64, 291–322.
- Couteaux, M.M., Raubuch, M. & Berg, M.: 1998, 'Response of protozoan and microbial communities in various coniferous forest soils after transfer to forests with different levels of atmospheric pollution', *Biology and Fertility of Soils* 27, 179–188.
- Cristofolini, F., Giordani, P., Gottardini, E. & Modenesi, P.: 2008, 'The response of epiphytic lichens to air pollution and subsets of ecological predictors: A case study from the Italian Prealps', *Environmental Pollution* 151, 308–317.
- Davies, L., Bates, J.W., Bell, J.N.B., James, P.W. & Purwis, O.W.: 2007, 'Diversity and sensitivity of epiphytes to oxides of nitrogen in London', *Environmental Pollution* 146, 299–310.

Eliáš, M., Němcová, Y., Škaloud, P., Neustupa, J., Kaufnerová, V. & Šejnohová, L.: 2010, '*Hylodesmus singaporensis* gen. et sp. nov., a new autosporic subaerial green alga (*Scenedesmaceae*, *Chlorophyta*) from Singapore', *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology* 60, 1224–1235.

Eliáš, M. & Neustupa, J.: 2009, '*Pseudomarvania*, gen. nov (*Chlorophyta*, *Trebouxiophyceae*), a new genus for "budding" subaerial green algae *Marvania aerophytica* Neustupa et Sejnohova and *Stichococcus ampulliformis* HANDA', *Fottea* 9, 169–178.

Ettl, H. & Gärtner, G.: 1995, 'Syllabus der Boden-, Luft- und Flechtenalgen', Gustav Fischer, Stuttgart.

Eversman, S. & Sigal, L.L.: 1987, 'Effects of SO₂, ozone, and SO₂ and ozone in combination on photosynthesis and ultrastructure of two lichen species', *Canadian Journal of Botany* 65, 1806–1818.

Fiddian, S.: 1985, 'Post-fire algal communities in *Eucalyptus regnans* E Muell. forest soils: a floristic and ecological study', M Sc Thesis, Department of Botany, University of Melbourne. In: Broady, P.A.: 1987, 'The morphology, distribution and ecology of *Pseudococcomyxa-simplex* (Mainx) Fott (*Chlorophyta*, *Chlorellaceae*), a widespread terrestrial antarctic alga', *Polar Biology* 7, 25–30.

Foissner, W.: 1999, 'Soil protozoa as bioindicators: pros and cons, methods, diversity, representative examples', *Agriculture Ecosystems & Environment* 74, 95–112.

Fott, B. & Komárek, J.: 1958, 'Über eine häufig übersehene Grünalge: *Pseudococcomyxa adhaerens* Koršikov', *Preslia* 30, 76–77.

Freystein, K., Salisch, M. & Reisser, W.: 2008, 'Algal biofilms on tree bark to monitor airborne pollutants', *Biologia* 63, 866–872.

Giordani, P.: 2007, 'Is the diversity of epiphytic lichens a reliable indicator of air pollution? A case study from Italy', *Environmental Pollution* 146, 317–323.

Göransson, A.: 1988, 'Luftalger och lavar indikerar luftöroeningar. Summary: Airborne algae and lichens indicate air pollutants', Statens naturvårdsverket Rapport 3562, Swedish Environmental Protection Agency, Laboratory of Environmental Control, Uppsala, 1–17. In: Tenberge, K.B. & Peveling, E.: 1991, 'Strukturelle Veränderungen an Epidermiszellen von Fichtennadeln bei Besiedlung bei Epibionten', *Allgemeine Forst Zeitschrift* 46, 762–765.

Göransson, A., 1990, 'Alger, lavar och barruppsättning hos unggranar längs en kvävegradient från Sverige till Holland—en pilotstudie. Summary: Algae, lichens and number of needle year classes on young spruces along the nitrogen gradient from Sweden to the Netherlands—a pilot study.', Statens naturvårdsverket Rapport 3741. Swedish Environmental Protection Agency, Laboratory of Environmental Control, Uppsala, 1-37. In: Poikolainen, J., Lippo, H., Hongisto, M., Kubin, E., Mikkola, K. & Lindgren, M.: 1998, 'On the abundance of epiphytic green algae in relation to the nitrogen concentrations of biomonitors and nitrogen deposition in Finland', *Environmental Pollution* 102, 85–92.

Guiry, M.D. & Guiry, G.M.: 2011, 'Algaebase. World-wide electronic publication', National University of Ireland, Galway, <http://www.algaebase.org>, searched on 21st March 2011.

Hänninen, O., Ruuskanen, J. & Oksanen, J.: 1993, 'A method for facilitating the use of algae growing on tree trunks as bioindicators of air-quality', *Environmental Monitoring and Assessment* 28, 215–220.

Hawksworth, D.L. & Rose, L.: 1970, 'Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens', *Nature* 227, 145– 8. In: Castello, M. & Skert, N.: 2005, 'Evaluation of lichen diversity as an indicator of environmental quality in the North Adriatic submediterranean region', *Science of the Total Environment* 336, 201–214.

Hedenås, H., Blomberg, P. Ericson, L.: 2007, 'Significance of old aspen (*Populus tremula*) trees for the occurrence of lichen photobionts', *Biological Conservation* 135, 380–387.

Hindák, F.: 1980, 'Studies on the chlorococcal algae (*Chlorophyceae*), II. Biol. Práce 26, Veda Bratislava.

Herzig, R., Liebendörfer, L., Urech, M.: 1987, 'Flechten als Bioindikatoren der Luftverschmutzung in der Schweiz: Methoden-Evaluation und Eichung mit wichtigen Luftschadstoffen', VDI-Ber 609, 619– 39. In: Castello, M. & Skert, N.: 2005, 'Evaluation of lichen diversity as an indicator of environmental quality in the North Adriatic submediterranean region', *Science of the Total Environment* 336, 201–214.

Hoffmann, L.: 1989, 'Algae of Terrestrial Habitats', *The Botanical Review* 55, 77-105.

Holopainen, T., Kärenlampi, L.: 1984, 'Injuries to lichen ultrastructure caused by sulphure dioxide fumigations', *New Phytologist* 98, 285–294.

Karhu, M. & Huttunen, S.: 1986, 'Erosion effects of air-pollution on needle surfaces', *Water Air and Soil Pollution* 31, 417–423.

Karsten, U., Friedl, T., Schumann, R., Hoyer, K. & Lembcke, S.: 2005, 'Mycosporine-like amino acids and phylogenies in green algae: *Prasiola* and its relatives from the *Trebouxiophyceae* (*Chlorophyta*)', *Journal of Phycology* 41, 557–566.

Katana, A., Kwiatowski, J., Spalik, K., Zakrys, B., Szalacha, E. & Szymanska, H.: 2001, 'Phylogenetic position of *Koliella* (*Chlorophyta*) as inferred from nuclear and chloroplast small subunit rDNA', *Journal of Phycology* 37, 443–451.

Larsen, R.S.: 2006, 'Lichen and bryophyte distribution on oak in London in relation to air pollution and bark acidity', *Environmental Pollution* 146, 332–340.

Lokhorst, G.M., Star, W. & Zuccarello, G.C.: 2004, 'New genus *Koliellopsis* (*Trebouxiophyceae*, *Chlorophyta*): its phylogenetic position inferred from ultrastructure and nuclear ribosomal DNA sequences', *Phycological Research* 52, 235–243.

Lomský, B., Šrámek V.:2004, 'Different types of damage in mountain forest stands of the Czech Republic', *Journal of Forest Science* 50, 533–537.

Magistrát hl. města Prahy: 2011, 'Atlas životního prostředí v Praze', <http://www.premis.cz/atlaszp/>, searched on 1st April 2011

Mayer, A.L., Vihermaa, L., Nieminen, N., Luomi, A. & Posch, M.: 2009, 'Epiphytic macrolichen community correlates with modeled air pollutants and forest conditions', *Ecological Indicators* 9, 992–1000.

Merilä, P.: 1992, 'Viherleväkasvusto kuusen neulasilla–bioindikaationerkitys ja levinneisyys Suomessa 1990. (Green algae on spruce needles–bioindication meaning and distribution in Finland 1990)', Pro graduate work, University of Helsinki, Department of Limnology & Environmental Protection, Helsinki. In: Poikolainen, J., Lippo, H., Hongisto, M., Kubin, E., Mikkola, K. & Lindgren, M.: 1998, 'On the abundance of epiphytic green algae in relation to the nitrogen concentrations of biomonitors and nitrogen deposition in Finland', *Environmental Pollution* 102, 85–92.

Nägeli, C.: 1849, 'Gattungen einzelliger Algen', Zürich bei Friedrich Schulthess.

Nakano, T., Handa, S. & Takeshita, S.: 1991, 'Some corticolous algae from the Taishaku-Kyo Gorge, Western Japan', *Nova Hedwigia* 52, 427–451.

Nemjová, K.: 2007, 'Taxonómia rodu *Coccomyxa* s.l. a výskyt týchto organismov v terestrických epifytických mikrobiotopoch ČR', bakalárska práca.

Neustupa, J. & Albrechtová, J.: 2003, 'Aerial algae on spruce needles in Krušné hory Mts., Czech Republic', *Czech Phycology*, Olomouc 3, 161–167.

Neustupa, J., Eliáš, M. & Šejnohová, L.: 2007, 'A taxonomic study of two *Stichococcus* species (*Trebouxiophyceae*, *Chlorophyta*) with a starch-enveloped pyrenoid', *Nova Hedwigia* 84, 51–63.

Neustupa, J. & Škaloud, P.: 2008, 'Diversity of subaerial algae and cyanobacteria on tree bark in tropical mountain habitats', *Biologia* 63, 806–812.

Neustupa, J. & Škaloud, P.: 2010, 'Diversity of subaerial algae and cyanobacteria growing on bark and wood in the lowland tropical forests of Singapore', *Plant Ecology and Evolution* 143, 51–62.

Nguyen-Viet, H., Bernard, N., Mitchell, E.A.D., Badot, P.M. & Gilbert, D.: 2008, 'Effect of lead pollution on testate amoebae communities living in *Sphagnum fallax*: An experimental study', *Ecotoxicology and Environmental Safety* 69, 130–138.

Nguyen-Viet, H., Gilbert, D., Bernard, N., Mitchell, E.A.D. & Badot, P.M.: 2004, 'Relationship between atmospheric pollution characterized by NO₂ concentrations and testate amoebae density and diversity', *Acta Protozoologica* 43, 233–239.

Nihlgård, B.: 1985, 'The Amonium Hypothesis – An Additional Explanation to the Forest Dieback in Europe', *Ambio* 14, 2–8.

Nimis, P.L., Ciccarelli, A., Lazzarin, G., Bargagli, R., Benedet, A., Castello, M., et al.: 1989, 'I licheni come bioindicatori di inquinamento atmosferico nell'area di Schio-Thiene-Breganze (VI)', *Boll. Museo Civ. Storia Nat. Verona* 16, 1–154. In: Castello, M. & Skert, N.: 2005, 'Evaluation of lichen diversity as an indicator of environmental quality in the North Adriatic submediterranean region', *Science of the Total Environment* 336, 201–214.

Nimis, P.L.: 1999, 'Linee guida per la bioindicazione degli effetti dell'inquinamento tramite la biodiversità dei licheni epifiti', *Atti Workshop Biomonitoraggio Qualità dell'Aria sul territorio Nazionale, ANPA, Ser. Atti, Roma*, 267-277. In: Castello, M. & Skert, N.: 2005, 'Evaluation of lichen diversity as an indicator of environmental quality in the North Adriatic submediterranean region', *Science of the Total Environment* 336, 201–214.

Pearson, J., Stewart, G.R.: 1993, 'The deposition of atmospheric ammonia and its effects on plants', *New Phytologist* 125, 283–305.

Peñalba, M.C.: 1994, 'The history of the Holocene vegetation in northern Spain from pollen analysis', *Journal of Ecology* 82, 815-832. In: Thomas, P.A. & Polwart, A.: 2003, '*Taxus baccata* L', *Journal of Ecology* 91, 489–524.

- Peveling, E., Burg, H. & Tenberge, K.B.: 1992, 'Epiphytic algae and fungi on spruce needles', *Symbiosis* 12, 173–187.
- Pickett-Heaps, J.D.: 1974, 'Cell division in *Stichococcus*', *British Phycological Journal* 9, 63–73.
- Pinho, P., Augusto, S., Branquinho, C., Bio, A., Pereira, M.J., Soares, A. & Catarino, F.: 2004, 'Mapping lichen diversity as a first step for air quality assessment', *Journal of Atmospheric Chemistry* 49, 377–389.
- Poikolainen, J., Lippo, H., Hongisto, M., Kubin, E., Mikkola, K. & Lindgren, M.: 1998, 'On the abundance of epiphytic green algae in relation to the nitrogen concentrations of biomonitors and nitrogen deposition in Finland', *Environmental Pollution* 102, 85–92.
- Poikolainen, J., Kubin, E., Piispanen, J., Karhu, J.: 2004, 'Atmospheric heavy metal deposition in Finland during 1985–2000 using mosses as bioindicators', *The Science of The Total Environment* 318, 171–185.
- Poikolainen, J., Piispanen, J., Karhu, J. & Kubin, E.: 2009, 'Long-term changes in nitrogen deposition in Finland (1990–2006) monitored using the moss *Hylocomium splendens*', *Environmental Pollution* 157, 3091–3097.
- Rehfuess, K.E.: 1987, 'Perception on forest diseases in Central-Europe', *Forestry* 60, 1–11.
- Rindi, F. & Guiry, M.D.: 2003, 'Composition and distribution of subaerial algal assemblages in Galway City, western Ireland', *Cryptogamie Algologie* 24, 245–267.
- Rindi, F., Lam, D.W. & Lopez-Bautista, J.M.: 2008, '*Trentepohliales* (*Ulvophyceae*, *Chlorophyta*) from Panama', *Nova Hedwigia* 87, 421–444.
- Salemaa, M., Mäkipää, R., Oksanen, J.: 2008, 'Differences in the growth response of three bryophyte species to nitrogen', *Environmental Pollution* 152, 82–91.
- Schreiber, L. & Schönherr, J.: 1993, 'Determination of foliar uptake of chemicals: influence of leaf surface microflora', *Plant, Cell and Environment* 16, 743–748.
- Samec, L.: 2011, 'Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví', <http://www.unmz.cz/urad/unmz>, searched on 10 th April 2011.
- Sanz, M.J., Gries, C., Nash, T.H.: 1992 'Dose-response relationships for SO₂ fumigations in the lichens *Evernia prunastri* (L.) Ach', *New Phytologist* 122, 313–319..

- Søchting, U.: 1997, 'Epiphyllic cover on spruce needles in Denmark', *Annales Botanici Fennici* 34, 157–164.
- Søchting, U. & Sutton, B.C.: 1997, '*Scolecotheca cornuta* gen. et sp. nov. on needles of *Picea abies* from Denmark', *Mycological Research* 101, 1366–1370.
- Solga, A., Frahm, J.-P.: 2006, 'Nitrogen accumulation by six pleurocarpous moss species and their suitability for monitoring nitrogen deposition', *Journal of Bryology* 28, 46–52.
- Steiner, M. & Schulze-Horn, D.: 1955, 'Über die Verbreitung und Expositionsabhängigkeit der Rindenepiphyten im Stadtgebiet von Bonn', *Decheniana (Bonn)* 108 (1), 1–16.
- Svoboda, D.: 2007, 'Evaluation of the European method for mapping lichen diversity (LDV) as an indicator of environmental stress in the Czech Republic', *Biologia* 62, 424–431.
- Svoboda, D., Peksa, O. & Vesela, J.: 2010, 'Epiphytic lichen diversity in central European oak forests: Assessment of the effects of natural environmental factors and human influences', *Environmental Pollution* 158, 812–819.
- Tarhanen, S., Poikolainen, J., Holopainen, T., Oksanen, J.: 2000, 'Severe photobiont injuries of lichen strongly associated with air pollution', *New Phytologist* 147, 579–590.
- Tenberge, K.B. & Peveling, E.: 1991, 'Strukturelle Veränderungen an Epidermiszellen von Fichtennadeln bei Besiedlung bei Epibionten', *Allgemeine Forst Zeitschrift* 46, 762–765.
- Thomas, P.A. & Polwart, A.: 2003, '*Taxus baccata* L', *Journal of Ecology* 91, 489–524.
- Tomaselli, L., Lamenti, G., Bosco, M. & Tiano, P.: 2000, 'Biodiversity of photosynthetic micro-organisms dwelling on stone monuments', *International Biodeterioration & Biodegradation* 46, 251–258.
- Turner, B.D.: 1985, 'Biomass, Chlorophyll Concentration and Calorific Content Dynamics of Epiphytes on Larch Trees in Southern England', *Proc. Leeds Phil. Lit. Soc.* 11, 61–76. In: Hänninen, O., Ruuskanen, J. & Oksanen, J.: 1993, 'A method for facilitating the use of algae growing on tree trunks as bioindicators of air-quality', *Environmental Monitoring and Assessment* 28, 215–220.
- Vacek, S., Hejcman, M., Semelová, V., Remeš, J. & Podrázský, V.: 2009, 'Effect of soil chemical properties on growth, foliation and nutrition of Norway spruce stand affected by yellowing in the Bohemian Forest Mts., Czech Republic', *European Journal of Forest Research* 128, 367–375.

Van Dijk, H.F.G., Van der Gaag, M., Perik, P.J.M. & Roelofs, J.G.M.: 1992, 'Nutrient availability in Corsican pine stands in Netherlands and the occurrence of *Sphaeropsis sapinea*: a field study', *Canadian Journal of Botany* 70, 870–875

Van Haluwyn, C. & Lerond, M.: 1988, 'Lichénosociologie et qualité de l'air: protocole opératoire et limites', *Cryptogamie, Bryol. Lichénol* 9, 313–36. In: Castello, M. & Skert, N.: 2005, 'Evaluation of lichen diversity as an indicator of environmental quality in the North Adriatic submediterranean region', *Science of the Total Environment* 336, 201–214.

Vidaković, M.: 1991, 'Conifers: Morphology and Variation', *Grafički Závod Hrvatske, Zagreb, Croatia*. In: Thomas, P.A. & Polwart, A.: 2003, '*Taxus baccata* L', *Journal of Ecology* 91, 489–524.

6 Přílohy

Hodnoty pro jednotlivé jehlice

Tabulka 7. Rozdíly v řasové biomase mezi lokalitami – parametr C (permutační t-test)

	Pet.	Let.	Str.	Hv.	Kin.	Rieg.s.	Klam.	Karl.n.	Vit.n.	mean
Pet.		0,002	0,86	0,026	0,4	0,54	0,55	0,87	0,75	1,47
Let.	0,002		0,01	0,33	> 0,001	0,001	> 0,001	0,0002	0,006	1,13
Str.	0,86	0,01		0,07	0,366	0,47	0,563	0,739	0,871	1,43
Hv.	0,026	0,33	0,07		0,007	0,01	0,027	0,031	0,305	1,2
Kin.	0,4	> 0,001	0,366	0,007		0,834	0,856	0,575	0,146	1,63
Rieg. s.	0,54	0,001	0,47	0,01	0,834		0,957	0,667	0,299	1,6
Klam.	0,55	> 0,001	0,563	0,027	0,856	0,957		0,691	0,264	1,64
Karl. n.	0,87	0,0002	0,739	0,031	0,575	0,667	0,691		0,312	1,53
Vít. n.	0,75	0,006	0,871	0,305	0,146	0,299	0,264	0,312		1,37

Tabulka 8. Rozdíly v řasové biomase mezi lokalitami – parametr C (Kruskal-Wallis)

	Pet.	Let.	Str.	Hv.	Kin.	Rieg.s.	Klam.	Karl.n.	Vit.n.
Petřín		0,95	0,619	0,181	0,146	0,457	0,183	0,379	0,829
Letná	0,095		0,317	0,731	0,002	0,045	0,007	0,02	0,116
Stromovka	0,619	0,317		0,486	0,041	0,262	0,063	0,155	0,447
Hvězda	0,181	0,731	0,486		0,006	0,080	0,015	0,04	0,191
Kinských	0,146	0,002	0,041	0,006		0,663	0,932	0,609	0,231
Riegrový s.	0,457	0,045	0,262	0,080	0,663		0,635	0,988	0,584
Klamovka	0,183	0,007	0,063	0,015	0,932	0,635		0,576	0,237
Karlovo n.	0,379	0,02	0,155	0,04	0,609	0,988	0,576		0,521
Vítězné n.	0,829	0,116	0,447	0,191	0,231	0,584	0,237	0,521	

Tabulka 9. Rozdíly v řasové biomase mezi lokalitami – parametr T (permutační t-test)

	Pet.	Let.	Str.	Hv.	Kin.	Rieg.s.	Klam.	Karl.n.	Vit.n.	mean
Pet.		0,335	0,513	0,822	> 0,001	> 0,001	0,0001	0,0008	0,0001	1,33
Let.	0,335		0,135	0,194	> 0,001	> 0,001	> 0,001	> 0,001	> 0,001	1,25
Str.	0,513	0,135		0,662	0,0006	0,002	0,006	0,047	0,016	1,41
Hv.	0,822	0,194	0,662		> 0,001	0,0001	0,0005	0,003	0,001	1,36
Kin.	> 0,001	> 0,001	0,0006	> 0,001		0,82	0,996	0,301	0,350	2,05
Rieg. s.	> 0,001	> 0,001	0,002	0,0001	0,82		0,758	0,263	0,323	2
Klam.	0,0001	> 0,001	0,006	0,0005	0,996	0,758		0,121	0,135	2,09
Karl. n.	0,0008	> 0,001	0,047	0,003	0,301	0,263	0,121		0,902	1,79
Vít. n.	0,0001	> 0,001	0,016	0,001	0,350	0,323	0,135	0,902		1,84

Tabulka 10. Rozdíly v řasové biomase mezi lokalitami – parametr T (Kruskal-Wallis)

	Pet.	Let.	Str.	Hv.	Kin.	Rieg.s.	Klam.	Karl.n.	Vit.n.
Pet.		0,460	0,928	0,937	0,0003	0,0003	0,0007	0,005	0,0006
Let.	0,460		0,571	0,529	5,37*10⁻⁵	4,4 *10⁻⁵	0,0002	0,001	7,98 * 10⁻⁵
Str.	0,928	0,571		0,991	0,001	0,001	0,003	0,01	0,002
Hv.	0,937	0,529	0,991		0,0004	0,0004	0,001	0,006	0,0008
Kin.	0,0003	5,37 * 10⁻⁵	0,001	0,0004		0,833	0,931	0,287	0,381
Rieg. s.	0,0003	4,4 * 10⁻⁵	0,001	0,0004	0,833		0,757	0,376	0,509
Klam.	0,0007	0,0002	0,003	0,001	0,931	0,757		0,254	0,333
Karl. n.	0,0045	0,001	0,01	0,006	0,287	0,376	0,254		0,759
Vit. n.	0,0006	7,98 * 10⁻⁵	0,002	0,0008	0,381	0,509	0,333	0,759	

Tabulka 11. Rozdíly v řasové biomase mezi lokalitami – parametr AA (permutační t-test)

	Pet.	Let.	Str.	Hv.	Kin.	Rieg.s.	Klam.	Karl.n.	Vit.n.	mean
Pet.		0,712	0,0001	0,015	0,376	0,127	0,012	0,361	0,666	0,64
Let.	0,712		0,0004	0,007	0,237	0,008	0,006	0,222	0,466	0,61
Str.	0,0001	0,0004		0,317	0,150	0,554	0,899	0,150	0,128	1,25
Hv.	0,015	0,007	0,317		0,428	1	0,771	0,421	0,319	1,04
Kin.	0,376	0,237	0,150	0,428		0,080	0,069	1	0,932	0,79
Rieg. s.	0,127	0,008	0,554	1	0,080		0,696	0,061	0,103	1,05
Klam.	0,012	0,006	0,899	0,771	0,069	0,696		0,027	0,063	1,18
Karl. n.	0,361	0,222	0,150	0,421	1	0,061	0,027		0,999	0,79
Vit. n.	0,666	0,466	0,128	0,319	0,932	0,103	0,063	0,999		0,74

Tabulka 12. Rozdíly v řasové biomase mezi lokalitami – parametr AA (Kruskal-Wallis)

	Pet.	Let.	Str.	Hv.	Kin.	Rieg.s.	Klam.	Karl.n.	Vit.n.
Petřín		0,795	0,017	0,145	0,287	0,014	0,012	0,23	0,547
Letná	0,795		0,009	0,093	0,217	0,008	0,008	0,169	0,446
Stromovka	0,017	0,009		0,355	0,521	0,645	0,389	0,583	0,319
Hvězda	0,145	0,093	0,355		0,979	0,255	0,172	0,941	0,683
Kinských	0,287	0,217	0,521	0,979		0,286	0,127	0,965	0,759
Riegrovy s.	0,014	0,008	0,645	0,255	0,286		0,47	0,292	0,177
Klamovka	0,012	0,008	0,389	0,172	0,127	0,47		0,116	0,093
Karlovo n.	0,23	0,169	0,583	0,941	0,965	0,292	0,116		0,704
Vítězné n.	0,547	0,446	0,319	0,683	0,759	0,177	0,093	0,704	

Průměrné hodnoty na jednotlivý strom

Tabulka 13. Rozdíly v řasové biomase mezi lokalitami – parametr C (permutační t-test)

	Pet.	Let.	Str.	Hv.	Kin.	Rieg.s.	Klam.	Karl.n.	Vit.n.	mean
Petřín		0,41	0,63	0,57	0,7	0,76	0,71	0,82	0,81	1,46
Letná	0,41		0,15	0,19	0,09	0,12	0,017	0,009	0,16	1,13
Stromovka	0,63	0,15		0,77	0,92	0,82	0,91	0,74	0,42	1,67
Hvězda	0,57	0,19	0,77		0,76	0,67	0,89	0,68	0,42	1,79
Kinských	0,7	0,09	0,92	0,76		0,91	1	0,8	0,35	1,61
Riegrovy s.	0,76	0,12	0,82	0,67	0,91		0,86	0,88	0,42	1,58
Klamovka	0,71	0,017	0,91	0,89	1	0,86		0,47	0,21	1,64
Karlovo n.	0,82	0,009	0,74	0,68	0,8	0,88	0,47		0,21	1,54
Vítězné n.	0,81	0,16	0,42	0,42	0,35	0,42	0,21	0,21		1,35

Tabulka 14. Rozdíly v řasové biomase mezi lokalitami – parametr C (Kruskal-Wallis)

	Pet.	Let.	Str.	Hv.	Kin.	Rieg.s.	Klam.	Karl.n.	Vit.n.
Petřín		0,83	0,84	0,59	0,53	0,78	0,72	0,68	0,83
Letná	0,83		0,59	0,29	0,17	0,32	0,037	0,012	0,25
Stromovka	0,84	0,59		0,83	1	1	1	0,79	0,69
Hvězda	0,59	0,29	0,83		0,89	0,95	0,52	0,51	0,29
Kinských	0,53	0,17	1	0,89		0,93	0,77	0,68	0,35
Riegrovy s.	0,78	0,32	1	0,95	0,93		0,9	0,78	0,52
Klamovka	0,72	0,037	1	0,52	0,77	0,9		0,37	0,23
Karlovo n.	0,68	0,012	0,79	0,51	0,68	0,78	0,37		0,3
Vítězné n.	0,83	0,25	0,69	0,29	0,35	0,52	0,23	0,3	

Tabulka 15. Rozdíly v řasové biomase mezi lokalitami – parametr T (permutační t-test)

	Pet.	Let.	Str.	Hv.	Kin.	Rieg.s.	Klam.	Karl.n.	Vit.n.
Petřín		0,83	0,84	0,59	0,53	0,78	0,72	0,68	0,83
Letná	0,83		0,59	0,29	0,17	0,32	0,037	0,012	0,25
Stromovka	0,84	0,59		0,83	1	1	1	0,79	0,69
Hvězda	0,59	0,29	0,83		0,89	0,95	0,52	0,51	0,29
Kinských	0,53	0,17	1	0,89		0,93	0,77	0,68	0,35
Riegrovy s.	0,78	0,32	1	0,95	0,93		0,9	0,78	0,52
Klamovka	0,72	0,037	1	0,52	0,77	0,9		0,37	0,23
Karlovo n.	0,68	0,012	0,79	0,51	0,68	0,78	0,37		0,3
Vítězné n.	0,83	0,25	0,69	0,29	0,35	0,52	0,23	0,3	

Tabulka 16. Rozdíly v řasové biomase mezi lokalitami – parametr T (Kruskal-Wallis)

	Pet.	Let.	Str.	Hv.	Kin.	Rieg.s.	Klam.	Karl.n.	Vit.n.
Petřín		0,68	0,29	0,42	0,095	0,014	0,037	0,047	0,028
Letná	0,68		0,21	0,23	0,028	0,008	0,037	0,02	0,012
Stromovka	0,29	0,21		0,93	0,95	0,56	0,56	0,95	0,95
Hvězda	0,42	0,23	0,93		0,84	0,56	0,58	0,89	0,89
Kinských	0,095	0,028	0,95	0,84		0,93	1	0,75	0,75
Riegrovy s.	0,014	0,008	0,56	0,56	0,93		1	0,36	0,47
Klamovka	0,037	0,037	0,56	0,58	1	1		0,23	0,23
Karlovo n.	0,047	0,02	0,95	0,89	0,75	0,36	0,23		1
Vítězné n.	0,028	0,012	0,95	0,89	0,75	0,47	0,23	1	

Tabulka 17. Rozdíly v řasové biomase mezi lokalitami – parametr AA (permutační t-test)

	Pet.	Let.	Str.	Hv.	Kin.	Rieg.s.	Klam.	Karl.n.	Vit.n.	mean
Petřín		0,95	0,068	0,099	0,53	0,1	0,13	0,54	0,998	0,62
Letná	0,95		0,066	0,079	0,427	0,093	0,07	0,476	0,948	0,61
Stromovka	0,068	0,066		0,711	0,108	0,332	0,408	0,111	0,07	1,9
Hvězda	0,099	0,079	0,711		0,126	0,267	0,41	0,129	0,09	2,2
Kinských	0,53	0,427	0,108	0,126		0,102	0,032	1	0,474	0,76
Riegrovy s.	0,1	0,093	0,332	0,267	0,102		0,984	0,115	0,058	1,29
Klamovka	0,13	0,07	0,408	0,41	0,032	0,984		0,07	0,107	1,19
Karlovo n.	0,54	0,476	0,111	0,129	1	0,115	0,07		0,47	0,76
Vítězné n.	0,998	0,948	0,07	0,09	0,474	0,058	0,107	0,47		0,62

Tabulka 18. Rozdíly v řasové biomase mezi lokalitami – parametr AA (Kruskal-Wallis)

	Pet.	Let.	Str.	Hv.	Kin.	Rieg.s.	Klam.	Karl.n.	Vit.n.
Petřín		1	0,062	0,143	0,144	0,083	0,18	0,21	0,917
Letná	1		0,11	0,125	0,835	0,121	0,074	0,835	1
Stromovka	0,062	0,11		0,757	0,317	0,724	0,782	0,23	0,053
Hvězda	0,143	0,125	0,757		0,23	0,444	0,518	0,182	0,125
Kinských	0,144	0,835	0,317	0,23		0,055	0,053	0,835	0,144
Riegrovy s.	0,083	0,121	0,724	0,444	0,055		0,366	0,121	0,083
Klamovka	0,18	0,074	0,782	0,518	0,053	0,366		0,074	0,1
Karlovo n.	0,21	0,835	0,23	0,182	0,835	0,121	0,074		0,251
Vítězné n.	0,917	1	0,053	0,125	0,144	0,083	0,1	0,251	