

**ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA LESNICKÁ A ENVIRONMENTÁLNÍ**

KATEDRA OCHRANY LESA A MYSLIVOSTI

**MYKOFLÓRA KOŘENOVÝCH SYSTÉMŮ
LESNÍCH DŘEVIN**

DISERTAČNÍ PRÁCE

Obor studia: Ochrana lesů

Školitel: Prof. Ing. Vladimír Kalina, CSc.

Praha 2006

Ing. Vítězlava Pešková

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala svému školiteli Prof. Ing. Vladimíru Kalinovi, CSc., za odbornou a metodickou přípravu během celého období studia.

Poděkování patří také mým spolupracovníkům z Výzkumného ústavu lesního hospodářství a myslivosti v Jílovišti, Strnadlech, bez jejichž odborné podpory, metodických rad, cenných nápadů a často také nezištné fyzické pomoci při terénních šetřeních by tato práce nemohla vzniknout. Za významnou pomoc vděčím zejména RNDr. Františku Soukupovi, CSc., Janě Fojtíkové, Antonínu Hrabánkovi, Věře Bouškové.

Za determinaci hub a četné konzultace Ing. Jaroslavu Landovi, PhDr. Rostislavu Fellnerovi, CSc.

Obsah

1. Úvod	1
2. Cíle práce	1
3. Literární přehled	
3.1. Mykorhizní symbióza	2
3.1.1. Ektomykorhizní symbióza	3
3.1.2. Endomykorhizní symbióza	4
3.2. Některé příčiny chřadnutí lesních porostů	4
3.3. Studium mykorhizních poměrů v lesních porostech	5
3.4. Vzorkování – sondy, standardní metoda zpracování	6
3.5. Proměnlivost mykorhiz	9
3.6. Vliv acidifikace a melioračních zásahů na mykorhizní poměry	9
3.7. Kořenové hniloby	11
4. Materiál a metody	
4.1. Výběr studijních ploch	13
4.2. Odběry kořenů a mykorhiz	14
4.3. Extrakce kořenů	14
4.4. Vyhodnocení mykorhizace	17
4.5. Hodnocení zdravotního stavu stromů	17
4.6. Hodnocení výskytu hub	18
4.7. Půdní a klimatické charakteristiky	18
4.8. Vápnění a hnojení dubových ploch	19
4.9. Matice použitá pro vyhodnocení mykorhizních poměrů	19
4.10. Použité metody vyhodnocení	21
5. Výsledky	

5.1. Vyhodnocení rozborů kořenů a mykorhiz	22
5.1.1. Vyhodnocení změn sledovaných parametrů na jednotlivých plochách	22
5.1.2. Porovnání změn na plochách jedné oblasti	36
5.2. Hodnocení sušiny kořenů do průměru 1 mm	38
5.3. Hodnocení druhového spektra makromycetů	40
5.3.1. Porovnání mykorhiz a mykorhizních druhů hub	46
5.3.2. Vyhodnocení druhového spektra makromycetů na vápněných plochách	47
5.4. Hodnocení zdravotního stavu dubů	48
5.5. Vztahy mykorhiz a stanovištních podmínek	50
5.5.1. Souhrnné vyhodnocení vzájemných vztahů - matice dat	50
5.5.1.1. Environmentální („abiotické“) faktory	50
5.5.1.2. Biotická data použitá jako prediktory	51
5.5.1.3. Sledované závislé proměnné parametry	51
5.6. Povětrnostní podmínky v letech 1998 – 2002	53
6. Diskuse	
6.1. Dílčí korelace	56
6.2. Dynamika mykorhiz z dlouhodobého pohledu	56
6.3. Druhové spektrum makromycetů	59
6.4. Globální srovnání ektomykorhizních hub	63
6.5. Vliv vápnění na mykorhizní poměry	64
7. Závěr	68
8. Summary	71
9. Literatura	74
10. Přílohy	82

Prohlašuji, že jsem doktorskou disertační práci vypracovala samostatně za pomoci citované literatury.

V Praze 24.5. 2006

Ing. Vítězslava Pešková

1. Úvod

V posledních desetiletích došlo v Evropě ke zhoršení zdravotního stavu lesních porostů. Příčiny není jednoduché určit. Vedle přímého působení patogenních organismů a toxinů zde hraje velmi důležitou roli i narušení nutričního mechanismu. Z velké části jde patrně o společné působení většího množství faktorů (Thomas et al. 2002). Mechanismus jejich působení je stále předmětem diskuse.

Velká pozornost je v současnosti věnována výzkumu kořenových systémů a funkci mykorrhizních hub. Mnoho různých druhů těchto hub se v půdě vyskytuje současně a tvoří zde společenstva. Podstatná část těchto hub je schopna vytvářet mykorrhizy na kořenech lesních dřevin. Vlákná mykorrhizních hub specifickým způsobem propojují vnitřní prostor kořene s půdním prostředím a tím výrazně zvyšují velikost kontaktní plochy. Mykorrhizní symbióza je proto důležitým fenoménem při všech úvahách o výživě stromů.

2. Cíle práce

Tato práce navazuje na diplomovou práci „Možnosti využití ektomykorrhizních hub rodu *Laccaria* pro inokulaci sadebního materiálu“ (Caisová 1992) a následující výzkumné úkoly řešené ve VÚLHM. Práce je zaměřena na problematiku dubových porostů a lze ji rozdělit na několik do značné míry samostatných úseků:

- **Dotvoření standardní metody přímého hodnocení mykorrhizní aktivity analýzou vzorků kořenů a aplikace této metody v delší časové řadě na dlouhodobě sledovaných plochách.**
- **Posouzení změn mykorrhiz v průběhu roku a volba odpovídajícího načasování odběru vzorků.**
- **Posouzení, zda se zdravotní stav dubů hodnocený makroskopicky především prostřednictvím vyhodnocení defoliace korun odráží v biomase jemných kořenů a zejména v počtu a typu mykorrhiz.**
- **Zjištění druhového spektra makromycetů na sledovaných plochách především s ohledem na zastoupení mykorrhizních druhů.**
- **Posouzení vlivu vápnění a hnojení na mykorrhizní poměry.**
- **Srovnání vlivu základních stanovištních parametrů a vlivu klimatických faktorů na změny mykorrhizních poměrů.**

3. Literární přehled

3.1. Mykorhizní symbióza

Mykorhizní symbióza je zvláštní formou symbiózy. Kombinací kořenů rostlin s houbovými organismy vznikají specifické útvary s fyziologickou aktivitou odvozenou od obou zúčastněných složek. Mykorhizní symbióza se vyskytuje u více než 95 % rostlinných druhů; zcela nemykorhizní jsou například rostliny vodní, některé rostliny žijící na zamokřených stanovištích a mnohé rostliny ruderalní.

Mykorhizní houba však nekolonizuje kořen chaoticky, ale omezuje se na některé jeho části, které označujeme jako kořenovou pokožku (rhizodermis) a (primární) kořenovou kůru, které jedinečným způsobem pozměňují (Gryndler et al. 2004).

Distribuce jemných kořenů lesních dřevin je limitována dostupností živin a vody. Negativní limitace je dána nedostatkem vody a zvýšeným obsahem rizikových prvků. To znamená, že pro rozvoj jemných kořenů a ektomykorhiz jsou velmi vhodné vrstvy nadložního humusu a svrchní minerální horizont.

Experimentálně bylo zjištěno, že u rostlin s mykorhizními kořeny je zvýšen příjem živin, především fosforu, dusíku a draslíku, zejména pokud jsou tyto látky v prostředí v nízkých koncentracích nebo v nerozpustné formě. Mykorhizy mají ještě jednu významnou schopnost – dovedou přijaté minerální látky kumulovat a v období nedostatku živin je pak uvolňovat a předávat hostitelské rostlině. Rostlina naopak zásobuje mykorhizní houbu cukry, především monosacharidy. Mykorhizní symbióza je tedy procesem oboustranně výhodným (Mejstřík 1998, Pešková 1999, Gryndler et al. 2004).

Existuje několik typů mykorhizní symbiózy, které se v zásadě dělí na dva typy - **ektomykorhizní** a **endomykorhizní**. Endomykorhizní symbióza se dále dělí na podtypy arbuskulární, erikoidní (ta má další dva typy: arbutoidní a monotropoidní) a orchideoidní (Peterson et al. 2004). Přejídným typem mezi ektomykorhizní a endomykorhizní symbiózou je ektendomykorhizní symbióza.

U všech typů mykorhizní symbiózy platí, že má-li vůbec vzniknout, je třeba, aby půda obsahovala živé mykorhizní houby. Ty mohou být přítomny ve formě klidových stadií (spor) nebo jako již symbioticky rostoucí či vegetativní mycelium (dočasně přežívající bez hostitele) (Gryndler et al. 2004).

3.1.1. Ektomykorhizní symbióza

Kořeny dřevin v oblastech mírného pásma vytvářejí mykorhizu se specifickými druhy hub. Převážná většina ektomykorhizních (EKM) kořínků má velmi charakteristickou anatomickou stavbu. Krátké EKM kořínky postrádají kořenové vlášení, které je charakteristické pro nemykorhizní kořínky nebo kořínky s endomykorhizou. EKM kořínky rostou pomaleji a delší dobu v porovnání s nemykorhizními. Vyskytují se především na kořenech v nejsvrchnějších vrstvách půdy s vysokým obsahem surového humusu.

Na povrchu kořínků infikovaných mykorhizní houbou se vytváří hyfový plášť, růst kořínků se zpomalí a dochází k jejich charakteristickému větvení. Tloušťka pláště je závislá na druhu symbionta, délce vývoje EKM, stanovištních podmínkách i na druhu hostitelské dřeviny. Z povrchu pláště často vyrůstají do půdního prostředí další myceliální struktury (extramatrikální mycelium, hyfové provazce a rhizomorfy). Do nitra kořene houba mechanicky proniká prostorami mezi buňkami primární kůry, kde vytváří tzv. Hartigovu síť, která je jedno i vícevrstevná. V době optimálního rozvoje vzniká velmi rozsáhlá kontaktní plocha vzájemného styku mezi mykobiontem, hostitelem, ale i prostředím. Tento velký povrch umožňuje i značně velký objem vzájemné výměny látek. Jak EKM stárne, houbové hyfy odumírají centripetálně.

Základní morfologická stavba EKM kořínků i jejich anatomické složení je v podstatě jednotné, bez ohledu na druhovou příslušnost dřevin a hub. Pouze mezi různými rody jsou patrné určité rozdíly ve větvení (u dubu, buku jsou monopodiálně větvené i nevětvené formy, u borovice jsou vidličnatě větvené atd.). Morfologie EKM kořínků není charakteristická pro určitého houbového symbionta, (proto je velmi obtížné přímé určení druhu houby), spíše je ovlivněna hostitelskou dřevinou (Mejstřík 1988). Životnost EKM kořínků je různá a je závislá na mnoha vnějších i vnitřních faktorech. Předpokládaná maximální životnost je dva roky.

Ektomykorhizní symbióza byla zatím popsána asi u 2000 druhů rostlin (Rosypal et al. 2003, Gryndler et al. 2004). V přírodních ekosystémech hraje významnou roli, protože mezi EKM druhy patří všechny důležité dřeviny (smrk, borovice, jedle, dub, buk, bříza atd.) a čeleď dvoukřídláčovitě (*Dipterocarpaceae*). Některé listnaté dřeviny mohou vytvářet jak ektomykorhizy, tak i endomykorhizy (olše, vrba, lípa aj.). Předpokládá se, že kolem pěti tisíc druhů hub může vytvářet EKM, přičemž největší počet druhů hub patří do třídy stopkovýtrusých (*Basidiomycetes*) a vřeckovýtrusých (*Ascomycetes*) (Molina et al. 1992). Dřeviny s EKM jsou lépe adaptovány na nepříznivé podmínky prostředí a rostou lépe než bez EKM (Pešková 2000, Vosátka 2002).

3.1.2. Endomykorhizní symbióza

Endomykorhizní symbióza reprezentuje symbiózu hub a rostlin uvnitř struktury kořenů, a proto není na rozdíl od EKM na kořenech rostlin prostým okem patrná. Houbová vlákna pronikají z okolní půdy do kořenů, nejen do mezibuněčných prostorů, ale i do buněk vnitřní kůry. Nikdy se nevytváří hyfový plášť ani Hartigova síť, nedochází k morfologickým změnám ve stavbě kořínků a kořeny mají většinou kořenové vlášení. Nejběžnějším typem je arbuskulární mykorhiza. Ta vytváří charakteristické rozvětvené útvary (arbuskuly), které mají funkci vstřebávací; později se tvoří v buňkách kořenů kulovité útvary (vezikuly), které mají funkci zásobní. Arbuskulární mykorhiza byla zjištěna u většiny cévnatých rostlin. Endomykorhizní symbióza byla zatím popsána u asi 1000 rodů rostlin patřících do 200 čeledí, avšak soudí se, že se vyskytuje asi u 300 000 druhů rostlin, mezi něž patří převážná většina zemědělských plodin. Naopak počet druhů endomykorhizních hub je malý. Většinou patří do třídy *Zygomycetes* (Rosypal et al. 2003).

3.2. Některé příčiny chřadnutí lesních porostů

Příčinou chřadnutí lesních porostů je řada stresových faktorů, jako jsou klimatické a povětrnostní vlivy (opakovaná suchá období, celkový nedostatek srážek nebo jejich nerovnoměrné rozložení v čase, mimořádné mrazy nebo naopak mírné zimy a nedostatek zimního vegetačního klidu, prudké zvraty počasí). Dále hrají roli i změny podmínek na stanovišti, související jak s vlivy klimatickými (zrychlený odtok a následný dlouhodobý deficit půdní vláhy, pokles hladiny spodní vody atd.), tak i s vlivy antropogenními (zejména imise se všemi vedlejšími a následnými vlivy jako např. acidifikace půd, vyplavování bází, změny chemizmu půdy, ukládání toxických látek atd.) i antropickými (přímá kontaminace a devastace přírodního prostředí, nesprávné a nedostatečné hospodaření v lesích, nerespektování ekologických nároků a požadavků dřevin na stanoviště). Dalšími nepříznivými faktory jsou mimo jiné i zvýšené stavy zvěře a tím působené poškození lesních porostů okusem, ohryzem a zejména loupáním. Oslabené dřeviny jsou pak citlivější k napadení hmyzími či houbovými škodlivými organismy a dochází i k destrukci a rozpadu mykorhizních vztahů (Lepšová et al. 1987, Fellner et al. 1995). Proces poškozování dřevin se liší podle typu, intenzity a délky stresového působení, přičemž záleží také na interakci s půdními, klimatickými a biotickými faktory (Cudlín et al. 1999).

Poškození asimilačních orgánů dřevin má za následek snížení růstové rychlosti a schopnosti rostlin k vlastní obnově. Dřevina oslabená působením stresových faktorů není po delší době schopna udržet rovnováhu mezi produkčními a degradačními procesy a zajistit tak obnovu všech svých orgánů a musí přistoupit k jejich redukci. U jehličnanů dává přednost mladším orgánům, a proto dochází k předčasné ztrátě starších ročníků jehlic. Metodu, která by umožňovala zjistit retrospektivní reakci jednotlivých stromů nebo celého smrkového porostu na působení stresových faktorů, se pokusil vytvořit Cudlín (2002).

Ve druhé polovině osmdesátých let publikoval Jakucs et al. (1986) výsledky svých mnohaletých výzkumů o ekologických souvislostech odumírání dubů v Maďarsku. Při interpretaci svých závěrů zvažoval vlivy nejrůznějších činitelů, které mohou vést k poškození lesních porostů, i nejrůznější projevy negativních změn, které lze v poškozených lesních ekosystémech zjistit. Jeho scénář základních příčinných vztahů v tomto složitém procesu degradace lesních stanovišť vychází z klíčové role vzdušného znečištění, které vede ke zvýšené kyselé depozici, jež způsobuje

- jak výrazné změny v půdě (pokles pH, vyčerpání pufrční kapacity, uvolňování rozpustného hliníku)
- tak i zánik mykorhizních hub, což ve svých důsledcích navozuje
- procesy odumírání kořínků a inhibici mykorhiz.

Řada dalších autorů poukazuje na souvislost mezi narušením mykorhizních poměrů či ústupem mykorhizních hub na jedné straně a vlivy vzdušného znečištění (Schlechte 1986, Bruck 1987, Fellner 1987, 1989, 1993, Termorshuizen et Schaffers 1987, Arnolds 1989, 1991, Gulden et al. 1992), případně na vztah s vizuálně hodnotitelným poškozením lesních dřevin (Gulden et Hoiland 1985, Jakucs 1988, Jansen 1991, Fellner et Soukup 1991) na straně druhé. Ochuzování původně bohatého spektra EKM hub postupuje s celkovým oslabováním porostů v horských a podhorských oblastech (Lepšová et al. 1987).

3.3. Studium mykorhizních poměrů v lesních porostech

Při hodnocení míry narušení ektotrofní stability porostů se vychází jak z údajů o druhovém zastoupení mykorhizních hub, tak z údajů o podílu aktivních mykorhiz v odebraných kořenových sondách (Fellner et al. 1995) či z údajů o stavu korun stromů (Cudlín et al. 1999).

Dosavadní výsledky výzkumu mykorhiz ukazují na diagnostický význam stanovení procentuálního podílu mykorhizních druhů makromycetů vzhledem k nemykorhizním druhům. Tento poměr do jisté míry reflektuje mykorhizní poměry a tím indikuje narušení ektotrofní stability lesa. Při vyhodnocování druhové diverzity mykorhizních a dalších makromycetů bývají vybrané porosty pravidelně sledovány, a to přibližně jedenkrát měsíčně v průběhu fruktifikačního období. Je sledována abundance (počet plodnic jednotlivých druhů na ploše) a frekvence (přítomnost jednotlivých druhů v rámci dílčích ploch) u všech zjištěných druhů makromycetů a registrována jejich trofická příslušnost. Systém narušení lesa v důsledku vzdušného znečištění zahrnuje tři stadia narušení ektotrofní stability lesa (latentní, akutní, letální), jež jsou přímo spojeny jak s určitými fázemi ochuzování houbových společenstev, tak s určitými fázemi jejich obohacování (Fellner et al. 1995). Pozitivní závislost vztahu mezi „indexem asimilační kapacity produkční části koruny“ jednotlivých stromů a počty plodnic všech EKM druhů hub, nalezených pod průmětem jejich koruny, zjistil statistickými testy v horských smrkových ekosystémech Cudlín et al. (1999). Z výsledků studie vyplývá přímý negativní dopad postupného poškozování asimilačního aparátu na počet plodnic EKM hub.

Studium jemných kořenů je důležitým zdrojem informací pro pochopení dynamiky lesních ekosystémů. Dynamika rozvoje jemných kořenových systémů a EKM je řízena jednak vnitřními faktory dřeviny, podmínkami půdního prostředí (dostupností vody, aciditou, dostupností minerálních látek, obsahem organické hmoty v půdě atd.) a povětrnostními vlivy. Mykorhizní kořenový systém lesních dřevin citlivě reaguje na acidifikaci půdy, vápnění a hnojení.

3.4. Vzorkování – sondy, standardní metoda zpracování

Sledování kvality mykorhiz a jejich změn v čase je možné pouze pomocí analýz reprezentativních vzorků kořenového systému. Vzorkování určitých částí kořenového systému nesmí svým rozsahem ovlivnit přirozenou vitalitu stromů na dlouhodobě sledovaných plochách. Vytvoření a ověření standardní metody (Pešková 2000) předcházelo zde prezentovaným výzkumům. Použitá metoda analýz mykorhizní infekce je kompromisem mezi pracností a ekonomickou náročností (cenou) přípravy jednotlivých vzorků a jejich rozsahem (tedy velikostí a počtem opakování). Zvláštní zřetel při testování metody byl věnován srovnatelnosti výsledků z jednotlivých odběrů.

Odebírání vzorků podle vhodně zvoleného designu, jejich následné laboratorní zpracování jednotnou metodou a co nejobjektivnější vyhodnocení je důležitým předpokladem reprezentativnosti a konzistence výsledků. V letech 1994 - 2000 byl vyvinout takový postup, který dovoluje zpracovat větší množství vzorků během poměrně krátkého období (Caisová 1994, Pešková 2000). Jiný možný postup volila např. Šmilauerová (1990).

Doba odběrů vzorků závisí na cílech výzkumu. K podchycení sezónní dynamiky růstu by bylo vhodné provádět odběry každý měsíc, alespoň po dva roky. V případě srovnávání mykorhizních poměrů na více plochách postačí provádět odběry na jaře a na podzim.

Místo odběru vzorků na zvolené ploše by mělo být náhodné, přitom však s přibližně stejnou pravděpodobností zachycení přiměřeného vzorku, což není snadné vzhledem k často složitým terénním podmínkám. Pro odběry byla definována vzdálenost od kmene stromů, což zajišťuje zachycení vhodné části kořenového systému. Počet vzorků závisí opět na cílech výzkumu, velikosti studovaných ploch a velikosti sondy. Jako přijatelný kompromis se jeví současný odběr pěti různých vzorků z každé plochy.

Při volbě vhodné kořenové sondy je třeba zohlednit zkoumaný porost a jeho horizontální a vertikální rozložení kořenů. Sonda s větším průměrem přinese přesnější výsledky, ovšem velký průměr je pro rutinní stanovení nevhodný (vysoká hmotnost, nesnadná manipulace, ale především nákladné zpracování). S extrémně velkou sondou by hrozilo i případné poškození studovaných stromů v delším časovém horizontu. Naopak sonda malého průměru nemusí dobře zachytit distribuci kořenů a vyžaduje proto vysoký počet odběrů. Průměr kořenových vrtáků používaných různými autory kolísá od 1,2 do 10,0 cm a hloubka odebíraného prostoru od 7,5 do 90,0 cm. Marks et al. (1967) a Alexander (1985) spočítali, že optimální průměr sondy se pohybuje okolo 4 cm. To za předpokladu, že na přesnosti vyhodnocení kořenů o průměru nad 2 mm příliš nezáleží. Maximální prokořenění, zejména kořenů do průměru 1 mm, se soustřeďuje do svrchních 8 - 30 cm půdy, převážně do vrstvy opadu a humusového horizontu. Je nutné podotknout, že typ kořenové soustavy jednotlivých druhů dřevin je nejen specifický, ale je také silně ovlivňován stanovištními podmínkami.

Vlastní extrakce kořenů je poměrně složitou a náročnou fází zpracování vzorků. Čím je materiál čistější, tím je determinace přesnější a rychlejší. Při laboratorním zpracování se však musí klást velký důraz na to, aby nedošlo k poškození mykorhiz, jejich odlomení či oschnutí. Zbytkové znečištění kořenů, které často komplikuje determinaci, závisí především na vlastnostech půdy a na typu mykorhiz.

Způsob a kvalita třídění extrahovaných kořenů bývá jednou z příčin nesrovnatelnosti výsledků. Z hlediska příjmu živin z půdy je nejdůležitější a nejadaptivnější kořenová frakce

do 1 mm v průměru. Kořeny v průměru nad 2 mm jsou v případě sondy s malým průměrem (5 cm) již málo početné a proto nepoužitelné, neboť je sonda nezachytí reprezentativně.

Vlastní determinace mykorhiz se provádí detailní prohlídkou vybraných částí kořenů pod mikroskopem. K rozlišení aktivních a neaktivních mykorhizních špiček je nutná praktická zkušenost. Ve sporných případech jsou jednotlivé špičky detailně prozkoumány na mikroskopickém řezu. Standardní podmínky nejlépe zaručí provedení práce jedním týmem a determinace všech vzorků jediným zkušeným specialistou.

Počty mykorhizních špiček jsou určovány na kořenech do 1 mm v průměru pod binokulární lupou podle následujících diagnostických znaků: za typické jsou považovány špičky s vyvinutým houbovým pláštěm, Hartigovou sítí, s vysokým turgorem, postrádající kořenové vlášení, na povrchu hladké, světlejší barvy - tyto jsou řazeny do společné skupiny „aktivních mykorhiz“. Naproti tomu špičky, u nichž je patrná výrazná ztráta turgoru, jsou na povrchu svraskalé, chybí jim houbovým plášť a Hartigova síť, se řadí do skupiny „neaktivních mykorhiz“. Některé aktivní mykorhizní špičky mohou být též svraskalé a částečně vypadat jako odumřelé, ale přesto si podržují svou fyziologickou funkci (Kocourek 1991).

Mezi hlavní sledovaná kritéria v rámci prováděných analýz patří absolutní počty aktivních a neaktivních mykorhizních špiček a množství kořenové sušiny, a to zejména kořenů o průměru do 1 mm, kde se EKM vyskytují především. Navíc jsou právě tyto kořeny považovány za jednu z neadaptibilnějších složek kořenových systémů, pokud jde o přizpůsobování měnícím se stanovištním podmínkám. Úroveň mykorhizních vztahů je hodnocena s využitím několika parametrů: hustota aktivních a neaktivních mykorhizních špiček a jejich procentuální podíl. Hustota aktivních a neaktivních mykorhiz je počítána jako průměrná hodnota počtu mykorhiz vztažená na 1 cm délky kořene. Procentuální podíl mykorhiz je kalkulován jako poměr aktivních a neaktivních mykorhiz (Caisová 1994).

Jiné metody doporučují např. hodnocení povrchu kořenů či zjištění jejich hmotnosti. Principem jedné metody je pokrytí povrchu kořenů tenkou vrstvou substance a zjištění množství této látky, nebo odhad povrchu kořenů změřený digitizérem. Nepřímou metodou je zjištění hmotnosti sušiny kořenů (Šmilauerová 1990). Další metody studia mykorhizních poměrů spadají spíše do oblasti experimentů s čistými kulturami hub a syntéz mykorhiz v umělých podmínkách (Podila et al. 2000).

3.5. Proměnlivost mykorhiz

Při studiu mykorhizních poměrů bylo zjištěno, že hustota mykorhiz je ovlivněna především dlouhodobě existujícími lokálními podmínkami, zatímco procentuální podíl mykorhiz je patrně citlivěji reagující na okamžité změny, jako je např. vláhový stres, zhoršení imisní situace atd. Ačkoliv není zcela zřejmé, které konkrétní stanovištní podmínky ovlivňují rozhodující měrou hustotu mykorhiz, lze pro účely analýzy mykorhizních poměrů a zdravotního stavu lesa na různých lokalitách doporučit, aby srovnávací analýza byla vždy zařazována jen na stanoviště s obdobnou hustotou mykorhiz (Fellner et al. 1995). Jiným komplikujícím faktorem může být opakující se silná defoliace způsobená hmyzím žírem, jež může zásadním způsobem redukovat mykorhizní aktivitu v příslušných letech, jak to bylo názorně prokázáno Lastem a jeho spolupracovníky (Last et al. 1979) při uměle provedeném odlistění mladých bříz.

Výsledky mykorhizních a mykologických výzkumů v dubových, smrkových a bukových porostech (Fellner et al. 1991, 1992, 1993, 1994, 1995, Soukup et al. 1995, 2001, 2002, 2003) ukazují většinou pozitivní korelaci procentuálního podílu mykorhizních druhů hub (determinováno podle plodnic) k zjištěnému procentuálnímu podílu aktivních mykorhiz získaných z půdních sond. Na většině sledovaných dubových plochách vykazoval procentuální podíl aktivních mykorhiz negativní korelaci s podílem zastoupených stromů s výraznou defoliací. Tento závěr mívá své omezení a platí pouze pro stromy s vysokou mírou defoliace (vyšší než 60 %) a zpravidla na stanovištích vykazující obdobnou hustotu mykorhiz (Fellner et al. 1995).

3.6. Vliv acidifikace a melioračních zásahů na mykorhizní poměry

Imisní situace ve střední Evropě je ovlivňována postupujícím rozvojem acidifikačních procesů za současného zvyšování depozice dusíku. Oba tyto momenty mají značný vliv nejen na zdravotní stav lesních porostů, ale také na uvažovaný rychlý ústup EKM a na distribuci jemných kořenů a mykorhiz.

V případě použití chemické meliorace jsou využívány jak přímé, tak i nepřímé postupy. Při přímém hnojení působí živiny poutané v melioračních materiálech přímo na zintenzivnění látkových cyklů. Úroveň koloběhu živin se tak dostává na původní stav nebo i nad něj. Při nepřímých postupech dodaná látka zrychluje a zintenzivňuje biologické cykly a

zvyšuje biologickou aktivitu lesních půd. Děje se tak prostřednictvím zrychlené mineralizace a zvýšeného rozkladu půdní organické hmoty (Podrázský 2006).

Lesní porosty jsou různou měrou postiženy acidifikací, proto i různou měrou reagují na chemická meliorační opatření (Lepšová 2003). Po vápnění porostů dochází pravidelně k urychlení dekompozičních procesů v nadložním humusu a uvolňuje se vyšší množství živin. Pro jejich účelné využití je nutný kvalitní kořenový systém. Řada studií prokazuje negativní vlivy vápnění na mykorhizní poměry. Při experimentech s vápněním v Polsku v borových lesích zaznamenali Heinrich et Wojewoda (1976) ústup v počtu druhů EKM hub a jen slabý nárůst saprofytů. Kuyper et Vries (1990) dokumentovali jako důsledek vápnění v borových porostech nejen redukci EKM hub, ale i mnoha saprofytů. Kuyper (1991) uvádí, že negativní vliv vápnění na mykorhizní poměry je nejlépe vysvětlený nepřímým vlivem rostoucí dynamiky dusíku, jenž má u většiny EKM hub silně inhibiční účinek.

Existuje rovněž i řada prací, které uvádějí více méně pozitivní vliv vápnění na mykorhizy. Např. Murach a Schünemann (1985) zjistili lepší růst jemných kořenů na vápněných plochách, které měly dobré zásobení živinami. Aplikace vápence vedla k vytvoření mělkého kořenového systému - v období sucha se tento trend může ukázat jako nevýhodný.

Výzkumy v Krkonoších ukázaly že inhibující vliv vápnění na mykorhizní poměry, patrný bezprostředně po aplikaci dolomitického vápence, po několika letech mizí (Fellner et al. 1995). Toto vápnění ovšem bylo provedeno na stanovištích vykazujících v době aplikace již minimálně akutní a často i letální narušení ektotrofní stability lesa a nadto nevedlo k výraznému zvýšení hodnoty pH, jež by následně vyvolalo změny v dynamice dusíku se všemi běžnými negativními důsledky na mykorhizní mykoflóru.

Na vytváření mykorhiz nepříznivě působí extrémní nedostatek, ale i nadbytek dusíku (Kocourek 1991). Meyer (1988) poukazuje na to, že existuje určité optimum dusíku v půdě, při kterém je četnost mykorhiz maximální (asi 7 mg minerálního dusíku na 100 g suché půdy). V důsledku nadměrného množství dusíku je biomasa kořenového systému redukována a současně nadzemní část stromu roste rychleji, než je kořenový systém schopen přijímat živiny jako draslík a hořčík. Relativní redukce kořenového systému v souvislosti se zvýšeným množstvím dusíku v půdě je způsobena omezením větvení a naopak zvětšením délky kořenů. Omezené větvení může mít za následek snížení počtu mykorhiz, neboť ty se vytvářejí pouze na mladých kořenech v iniciačním stadiu vývoje. Snížení počtu mykorhizních špiček vlivem dusíkatých hnojiv zjistili také Arnebrand et Söderström (1989), avšak upozornili na to, že

změna byla krátkodobá a trvala asi 3 roky. Vysoký obsah dusíku v půdě má negativní vliv na většinu EKM druhů hub (Persson 1988).

Celkově lze shrnout, že podle literatury pouhá aplikace vápence bez obsahu např. hořčíku rozvoji EKM kořenového systému nepřispívá, spíše jej potlačuje a omezuje jeho výskyt v nadložním humusu, kde je vystaven negativnímu působení sucha a dalších toxických polutantů, které se zde hromadí. Problematická je aplikace anorganického dusíku, který inhibuje mykorhizní poměry - zejména s aplikací vápníku byla vždy prokázána jako nepříznivá pro rozvoj EKM kořínků (Lepšová 2003).

3.7. Kořenové hniloby

Specifickým problémem interakce houby a kořenů jsou patogenní houby, které tvoří jakýsi protipól k mykorhizní symbióze.

Dřevokazné houby a jimi působené hniloby kořenů, kmenů a větví patří mezi velmi vážné problémy lesních porostů. Patří k neškodlivějším organismům, které nejen ničí a rozkládají vyprodukovanou dřevní hmotu, ale i infikováním kořenů působí odumírání napadených stromů, které mohou vést až k rozpadu porostů (Jančařík 2003). V lesích je šíření dřevokazných hub zpravidla podporováno třemi hlavními negativními predispozičními faktory:

- suchými periodami (výrazné opakované letní přísušky)
- poškozováním stromů, zejména kořenů a kořenových náběhů při těžbě, přibližování a dopravě zpracované dřevní hmoty
- poškozením stromů zvěří ohryzem a zejména loupáním

Dřevokazné houby pak vnikají do stromů především těmito poraněními, ale i jinými cestami (mrazové trhliny, sluneční spála, zlomy po námraze, bořivých větrech, požerky podkorního a dřevokazného hmyzu atd.).

Nejvážnějšími původci kořenových hnilob jsou druhy napadající živé zdravé stromy. Z hospodářského hlediska nejvýznamnější jsou václavky a kořenovník vrstevnatý. Převážná většina dosavadních poznatků o václavkách v lesnictví se vztahuje ke kumulativnímu druhu václavka obecná *Armillaria mellea* (Vahl: Fr.) Kumm. agg. V Evropě a rovněž na našem území je v současné době rozlišováno 5 druhů prstenatých václavek a dva druhy bezprstenných (Jankovský 2004). V ČR má dnes největší hospodářský význam václavka smrková *Armillaria ostoyae* (Romagn.) Herink, která patří mezi václavky s blanitým

prstenem (Jančařík et al. 1999). Kořenovník vrstevnatý *Heterobasidion annosum* (Fr.) Bref. patří mezi nejškodlivější houby v lesních porostech, zejména smrku a borovice. Působí tzv. „červenou hnilobu“. Obě houby infikují kořenový systém a výrazně tak narušují nejen jeho funkčnost, ale i stabilitu stromů. Kořenovník vrstevnatý v ČR jako hostitelské dřeviny výrazně upřednostňuje jehličnany, václavky působí významné škody nejen v porostech jehličnanů, ale i listnáčů.

Původcem hnědé hniloby kořenů je hnědák Schweinitzův *Phaeolus schweinitzii* (Fr.) Pat., který napadá především borovice, modřiny i další jehličnany. Z hlediska poškození kořenového systému listnáčů patří mezi nejvýznamnější dřevokazné houby dřevomor kořenový *Ustulina deusta* (Fr.) Petrak (Černý 1976).

4. Materiál a metody

Pro účely sledování zdravotního stavu dubových porostů se zaměřením na souvislost se změnami mykorhizních poměrů byly vybrány dubové plochy na LS Křivoklát (Křivoklát 1 a 2), LS Nižbor (Dřevíč 1 a 2), Lesy Steinských (Třebotov), LS Žatec (Postoloprty) a v oboře VÚLHM Březka (Březka 1, 2, 3 a 4). Jako studijní plochy byly vybrány reprezentativní ucelené části porostu s minimem jiných druhů vtroušených dřevin. Na ploše bylo vždy vybráno a očíslováno 50 stromů a provedena jejich druhová determinace. Během výzkumu se na těchto plochách prováděl sběr makromycetů, cca 1 – 2x měsíčně. Po dobu minimálně 3 let v jarním a podzimním období byly odebírány kořenovou sondou vzorky kořenů. Na plochách byl dále hodnocen zdravotní stav dubů prostřednictvím klasifikace defoliace korun.

4.1. Výběr studijních ploch

Pokles vitality lesních dřevin a stability lesních porostů bývá spojována s otázkou narušení jejich výživy. Za nejvýznamnější je považován růst acidity. Řešení bývá často hledáno v jednorázové aplikaci kapalných dusíkatých hnojiv nebo velkoplošném vápnění. Jedním z kritérií volby ploch bylo proto i hledisko revitalizačních zásahů. V rámci programu ozdravení dubových porostů se na různých místech prováděly aplikace dolomitického vápence, NP solu, Ibefunginu, Lamag - Molybdenu. V roce 1998 - 2000 byla především sledována situace na vybraných plochách (Tab. 10.1., 10.3., 10.5., 10.7., 10.9., 10.11., 10.13., 10.15., 10.17. a 10.19.) kde se realizovalo vápnění a hnojení opakovaně od r. 1996. V dubových porostech bylo zvoleno celkem deset ploch, z toho 5 ploch (Obr. 10.1., 10.2., 10.4., 10.5., 10.6., 10.7. 10.9., 10.10.) po aplikaci dolomitického vápence, podpůrných preparátů a hnojiv (Dřevíč 1, Křivoklát 1, Březka 1, 3, 4) a tři plochy (Obr. 10.3., 10.8., 10.11.) kontrolní (Dřevíč 2, Křivoklát 2, Březka 2). V rámci projektu NAZV QD 0332 „Zdravotní stav dubů v ČR a jeho ohrožení houbovými a hmyzími škůdci“ v r. 2000 - 2002 bylo možno pokračovat v hodnocení mykorhizních poměrů na původních plochách Dřevíč 1 a 2, Březka 1 a 2 a navíc byly vyznačeny dvě nové plochy (Obr. 10.12., 10.13., 10.14., 10.15.) (Třebotov, Postoloprty), na nichž byly rovněž studovány mykorhizní poměry spolu s dalšími houbovými patogeny.

4.2. Odběry kořenů a mykorhiz

Odběry vzorků kořenů a mykorhiz byly prováděny v jarním období (od 23.4. do 9.6.) a v podzimním období (od 7.9. do 18.10). Z každé zkoumané plochy bylo získáno kořenovou sondou 5 vzorků. Všechny plochy byly sledovány minimálně po tři následná vegetační období (jaro – podzim). Vlastní odběry se uskutečňovaly vždy na přibližně stejném místě (nikoliv totožném) v přibližně stejné vzdálenosti od kmene zvolených stromů (asi 1m). K odběru byla používána sonda s vnitřním průměrem 6 cm a hloubkou odebíracího prostoru 15 cm. Sonda je opatřena pilovým břitem na přeřezávání kořenů a plastickými vložkami ke stabilizaci vzorku (Obr. 4.2.1.). Půdní vzorky byly po odběru do doby vlastního zpracování umístěny v chladničce.



Obr. 4.2.1: Sonda k odběru kořenů, plastická vložka s odebraným vzorkem

4.3. Extrakce kořenů

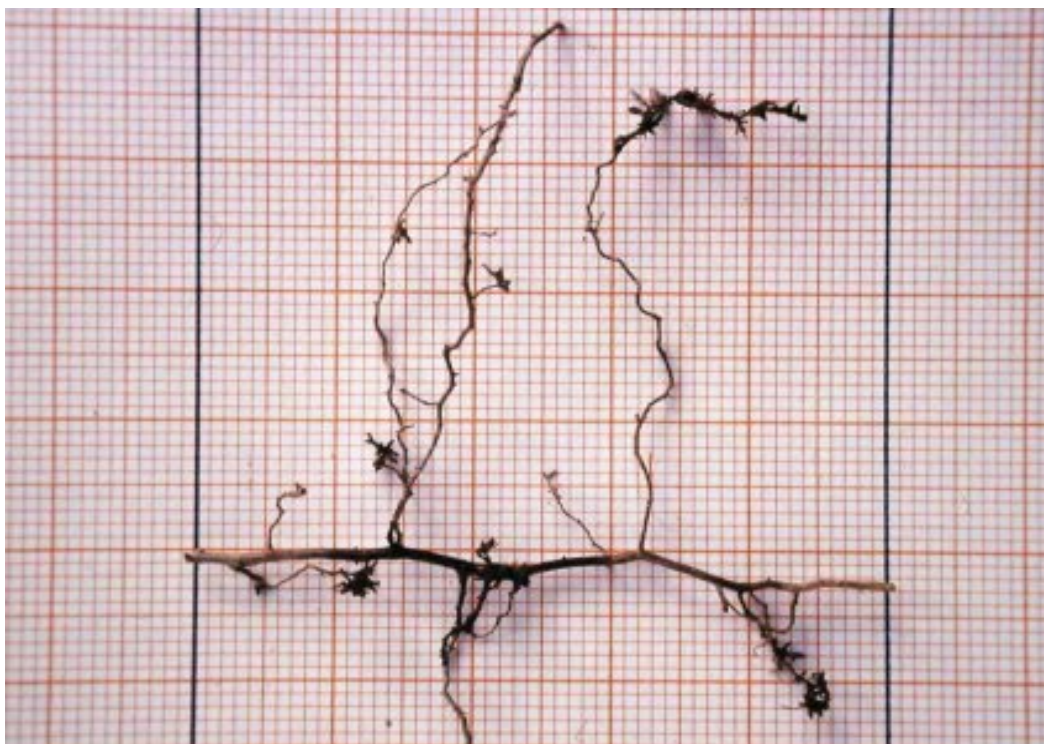
Vlastní extrakce kořenů patří mezi složitou a časově náročnou fázi zpracování vzorků. Čím je získaný materiál čistší, tím je hodnocení přesnější a rychlejší. Velký důraz byl kladen na to, aby nešetrnou manipulací nedošlo k poškození mykorhizních špiček. Všechny kořeny

z půdní sondy byly ručně vypreparovány pinzetou a preparačními jehlami, roztříděny podle průměrů do kořenových tříd (< 1 mm, kořeny 1 – 2 mm, kořeny > 2 – 5 mm a kořeny > 5 mm). Následně byly pečlivě vyprány ve vodě, aby došlo k maximálnímu odstranění minerálních nečistot. Kořeny o průměru do 1 mm byly uloženy do fixačního roztoku glutaraldehydu pro vlastní determinaci.

Kořeny v průměru nad 1 mm jsou v případě sondy s malým průměrem (6 cm) již méně použitelné, neboť mají v půdě značně nepravidelnou distribuci a nemusí být zachyceny. Proto byly tyto kořeny využity pouze pro celkové stanovení hmotnosti sušiny. Všechny nalezené kořeny byly usušeny v sušárně (24 hodin při teplotě 105 °C) a zváženy s přesností 0,01 g. (Tab. 10.21., 10.22., 10.23., 10.24., 10.25.).

Vlastní determinace mykorhiz se provádí metodou identifikace všech aktivních a neaktivních mykorhizních špiček na určitém standardním vzorku.

Hlavní hodnocenou jednotkou pro stanovení počtu mykorhiz je segment kořene 5 cm dlouhý, o průměru do 1 mm včetně svých tenkých postranních kořínků (Obr. 4.3.1.). Takto bylo hodnoceno 20 základních kořenových segmentů z každé odebrané sondy. Počty jednotlivých typů mykorhizních špiček byly určovány pod binokulární lupou při zvětšení 2x20 podle následujících diagnostických znaků: za typické jsou považovány špičky s vyvinutým houbovým pláštěm, Hartigovou sítí, s vysokým turgorem, postrádající kořenové vlášení, na povrchu hladké, světlejší barvy - ty jsou řazeny do jediné skupiny „**aktivních mykorhiz**“ (Obr. 4.3.2.). Naproti tomu špičky, u nichž je patrná výrazná ztráta turgoru, na povrchu svraskalé, chybí jim houbový plášť a Hartigova síť, jsou řazeny do skupiny „**neaktivních mykorhiz**“. Některé aktivní mykorhizní špičky mohou být svraskalé a vypadat částečně jako odumřelé, ale mohou si přitom stále podržet svou fyziologickou funkci. Takové sporné případy byly opět podrobovány vyšetření tenkých řezů pod mikroskopem.



Obr. 4.3.1: Základní segment kořenu (5 cm délky, průměru < 1 mm) je hlavní jednotkou při stanovení počtu mykorhiz



Obr. 4.3.2: Aktivní mykorhizní špičky na dubu

4.4. Vyhodnocení mykorhizace

Mezi hlavní sledovaná kritéria v rámci prováděných analýz patří počty aktivních a neaktivních mykorhizních špiček a množství kořenové sušiny, a to zejména kořenů do 1 mm, neboť ty jsou neadaptibilnější a současně nejaktivnější složkou kořenových systémů, pokud jde o přizpůsobování se měnícím se stanovištním podmínkám. Z pěti sond na každé ploše byl z jarních a podzimních odběrů vypočten průměrný počet aktivních a neaktivních mykorhizních špiček spolu s celkovou délkou hodnocených kořenových segmentů včetně jejich postranních větví (Tab. 5.1.1.1., 5.1.1.2., 5.1.1.3., 5.1.1.4., 5.1.1.5.)

Úroveň mykorhizních vztahů pak byla hodnocena s využitím dvou parametrů: hustota mykorhizních špiček a jejich procentuální podíl. Hustota aktivních a neaktivních mykorhiz byla počítána jako průměrná hodnota zjištěného počtu mykorhiz vztažená na 1 cm délky kořene. Procentuální podíl mykorhiz byl kalkulován jako poměr aktivních a neaktivních mykorhiz z celkového počtu všech nalezených mykorhiz.

4.5. Hodnocení zdravotního stavu stromů

Zdravotní stav lesních dřevin je charakterizován při pozemním šetření především stupněm defoliace, která je definována jako relativní ztráta asimilačního aparátu v koruně stromu v porovnání se zdravým stromem, rostoucím ve stejných porostních a stanovištních podmínkách. Je to ztráta, která je způsobena především vlivem nepříznivých změn prostředí v lesním ekosystému jako důsledku dlouhodobého a nadměrného znečištění ovzduší různými škodlivinami (SO_2 , NO_x , F, Cl, O_3). Defoliace koruny stromu je tedy nespecifický symptom poškození, které je způsobeno zpravidla více faktory. Ty mohou působit samostatně nebo společně nebo navíc vstupovat do vzájemných interakcí. Určit prioritu a podíl jednotlivých faktorů je velmi obtížné.

Hodnocení defoliace bylo prováděno každý rok v období rozvinutého olistění od srpna do září. Do hodnocení defoliace se zahrnuje i ztráta asimilačního aparátu, včetně celých větví nebo částí koruny, která je způsobena mechanickým vlivem různých škodlivých faktorů prostředí (vítr, sníh, námraza aj.).

Defoliace se vyjadřuje procenticky v intervalech po 5%. Hodnotí se vizuálně a je proto zatížena určitou chybou, vyplývající ze subjektivního vlivu hodnotitele (Fabiánk et al. 2004).

Chyba je minimalizována tím, že každý strom posuzují 3 hodnotitelé a použita je průměrná hodnota.

4.6. Hodnocení výskytu hub

Během letních a podzimních měsíců (červen – listopad) bylo při opakovaných návštěvách zjišťováno druhové spektrum makromycetů podle nalezených plodnic. U všech zjištěných druhů makromycetů byla stanovena jejich trofická příslušnost.

Druhové spektrum makromycetů je třeba zjišťovat minimálně po dobu 3 let. Během této doby se (za víceméně normálního kolísání počasí) podaří na základě nasbíraných plodnic zjistit minimálně 90 % přítomných druhů hub, což je pro účely posouzení ESL postačující (Fellner, Pešková 1995, Pešková, Soukup 2006).

Základní zpracování dat bylo provedeno v rámci souhrnných tabulek, které jsou v příloze.

4.7. Půdní a klimatické charakteristiky

Jako hlavní půdní charakteristika byla použita hodnota pH v půdní suspenzi (ČSN ISO 10390 Kvalita půdy – Stanovení pH). Principem metody je měření půdních vzorků: půda – voda („pH – H₂O“) v objemovém poměru 1:5 se po 5 minutách třepání a stání po dobu minimálně 2 hodin, ne však více než 24 hodin, měří pH potenciometricky na vhodném pH metru skleněnou kombinovanou elektrodou s použitelným rozsahem pH 2 - 9.

Od ČHMÚ byla získána meteorologická data průměrných teplot vzduchu (°C) a úhrnu srážek (mm). Jednalo se o soubory dat zahrnujících měsíční průměrné teploty a úhrny srážek. Pro plochy Dřevíč 1 a 2, Křivoklát 1 a 2 byly údaje získány ze stanice Lány (50,1278°N 13,9506° E, nadmořská výška 436 m); pro plochy Březka 1, 2, 3 a 4 ze stanice Praha – Libuš (50,0083°N 14,4480°E, nadmořská výška 303 m) pro plochu Třebotov ze stanice Praha – Ruzyně (50,1008°N 14,2578°E, nadmořská výška 364 m), pro plochu Postoloprty ze stanice Louny (50,3500°N 13,8167°E, nadmořská výška 230 m) (Tab. 5.6.1.).

4.8. Vápnění a hnojení dubových ploch

Letecká aplikace jemně mletého dolomitického vápence byla prováděna na plochách Dřevíč 1, Křivoklát 1, Březka 1, Březka 3 v dávce 3 t / ha v letech 1996 - 1998. K aplikaci byla použita letadla AN - 2. Vápnění bylo provedeno v patřičné kvalitě a rovnoměrně na všech vybraných plochách. Biopreparát Ibefungin byl aplikován v r. 1998 na ploše Dřevíč 1 a Křivoklát 1, v r. 1996 - 1999 na ploše Březka 1, Březka 3, Březka 4 v dávce 4 l na 1 ha. Přihnojení kapalným hnojivem NP sol (480 l / ha) s přídavkem Lamag – Molybden (20 l / ha) bylo provedeno v r. 1996, 1998 na ploše Dřevíč 1, Křivoklát 1. V r. 1996 byl aplikován NP sol na ploše Březka 1 a Březka 3 a v r. 1999 byl použit NP sol s přídavkem Lamag - Molybden na plochách Březka 1, Březka 2 a Březka 3.

4.9. Matice použitá pro vyhodnocení mykorhizních poměrů

V rámci zpracování dat byly porovnávány následující parametry, které tvoří základní testovanou matici:

- Hustota aktivních mykorhizních špiček – HuAJ: počítána jako průměrná hodnota zjištěného počtu aktivních mykorhiz vztahovaná na 1 cm délky kořene z kořenových sond odebraných na jaře

- Hustota aktivních mykorhizních špiček – HuAP: počítána jako průměrná hodnota zjištěného počtu aktivních mykorhiz vztahovaná na 1 cm délky kořene z kořenových sond odebraných na podzim

- Hustota mykorhizních špiček celková – HuCJ: počítána jako průměrná hodnota zjištěného počtu aktivních a neaktivních mykorhiz vztahovaná na 1 cm délky kořene z kořenových sond odebraných na jaře

- Hustota mykorhizních špiček celková – HuCP: počítána jako průměrná hodnota zjištěného počtu aktivních a neaktivních mykorhiz vztahovaná na 1 cm délky kořene z kořenových sond odebraných na podzim

Hustota aktivních mykorhizních špiček – HuAR: počítána jako průměrná hodnota zjištěného počtu aktivních mykorhiz vztahovaná na 1 cm délky kořene z kořenových sond odebraných na jaře a na podzim

- Hustota neaktivních mykorhizních špiček – HuNJ: počítána jako průměrná hodnota zjištěného počtu neaktivních mykorhiz vztážená na 1 cm délky kořene z kořenových sond odebraných na jaře
- Hustota neaktivních mykorhizních špiček – HuNP: počítána jako průměrná hodnota zjištěného počtu neaktivních mykorhiz vztážená na 1 cm délky kořene z kořenových sond odebraných na podzim
- Hustota mykorhizních špiček celková – HuCJ: počítána jako průměrná hodnota zjištěného počtu aktivních a neaktivních mykorhiz vztážená na 1 cm délky kořene z kořenových sond odebraných na jaře
- Hustota mykorhizních špiček celková – HuCP: počítána jako průměrná hodnota zjištěného počtu aktivních a neaktivních mykorhiz vztážená na 1 cm délky kořene z kořenových sond odebraných na podzim
- Hustota mykorhizních špiček celková – HuNR: počítána jako průměrná hodnota zjištěného počtu neaktivních mykorhiz vztážená na 1 cm délky kořene z kořenových sond odebraných na jaře a na podzim
- Procentuální podíl aktivních mykorhizních špiček - AJ: poměr aktivních a neaktivních mykorhizních špiček z kořenových sond odebraných na jaře
- Procentuální podíl aktivních mykorhizních špiček - AP: poměr aktivních a neaktivních mykorhizních špiček z kořenových sond odebraných na podzim
- Procentuální podíl aktivních mykorhizních špiček - AR: poměr aktivních a neaktivních mykorhizních špiček z kořenových sond odebraných na jaře a na podzim
- Defoliace - Def: relativní ztráta asimilačního aparátu v koruně stromu v porovnání se zdravým stromem, rostoucím ve stejných porostních podmínkách, hodnoceno okulárně, zařazeno do 5% stupnice
- Defoliace u testovaných stromů – Def1: průměrná hodnota ztráty asimilačního aparátu v koruně stromů, u kterých se opakovaně odebíraly kořenové sondy
- Defoliace posunutá o rok – DefPR: průměrná hodnota ztráty asimilačního aparátu v koruně stromů jejíž hodnota odpovídala při posuzování s dalšími parametry následnému roku
- Teplota (°C) - TepR: průměrná roční teplota vzduchu ze stanic Lány, Louny, Praha – Ruzyně, Praha - Libuš
- Teplota letní (°C) - TepLet: průměrná teplota vzduchu od května do září ze stanic Lány, Louny, Praha - Ruzyně, Praha - Libuš
- Teplota zimní (°C) - TepZim: průměrná teplota vzduchu od října do dubna ze stanic Lány, Louny, Praha – Ruzyně, Praha - Libuš

- Srážky (mm) - SraR: roční úhrn srážek ze stanic Lány, Louny, Praha – Ruzyně, Praha - Libuš
- Srážky letní (mm) - SraLet: úhrn srážek ze stanic Lány, Louny, Praha – Ruzyně, Praha – Libuš od května do září
- Srážky zimní (mm) - SraZim: úhrn srážek ze stanic Lány, Louny, Praha – Ruzyně, Praha – Libuš od října do dubna
- Nadmořská výška - MNM: průměrná nadmořská výška pokusných dubových ploch
- Procentuální podíl mykorhizních hub - MykH: procentuální podíl mykorhizních hub zjištěných ze všech nalezených makromycetů
- Celkový počet makromycetů – CelkH: celkový počet nalezených makromycetů
- Hmotnost kořenů do 1 mm – MM1J: průměrná hodnota kořenové sušiny v (g) získaná při separaci kořenů ze sond z jarních odběrů
- Hmotnost kořenů do 1 mm – MM1P: průměrná hodnota kořenové sušiny v (g) získaná při separaci kořenů ze sond z podzimních odběrů
- % humusu - humus: procentuální podíl humusu stanoven v prvním roce odběrů
- pH: vodního výluhu
- Vápnění: minimálně 1x bylo na ploše provedeno vápnění
- Ibefungin: minimálně 1x byl na ploše aplikován Ibefungin

4.10. Použité metody vyhodnocení

Základní přehled o postupech při testování významnosti rozdílů a průkaznosti korelací podává Sokal, Rohlf (1982).

Matice dat, grafy, regresní přímky a korelační koeficienty závislosti dvou proměnných byly vytvořeny a určeny pomocí programu Excel. Koeficient korelace byl testován na hladině významnosti 0,05; 0,01 a 0,001. K dalšímu zpracování byly použity různé moduly (základní statistika, korelace, parciální korelace, mnohonásobná regrese) programu Statistica 6.0 (Statsoft Inc.). Zde byly vytvořeny i některé grafy. Použité statistické metody patří k běžným postupům popisovaným různými prameny. V případě nejasností byla použita vysvětlení z průvodce v programu Statistica 6.0 nebo internetové stránky.

V této práci je termín mykorhiza používán pro označení orgánu, který vznikl po kolonizaci kořene houbou.

5. Výsledky

5.1. Vyhodnocení rozborů kořenů a mykorhiz

5.1.1. Vyhodnocení změn sledovaných parametrů na jednotlivých plochách

Vzorky kořenů a mykorhiz odebraných v letech 1998 – 2002 byly podle výše zmiňované metodiky laboratorně zpracovány, vyhodnoceny a výsledky analyzovány. V tabulkách 5.1.1.1. až 5.1.1.5. jsou uvedeny výsledné hodnoty počtu aktivních (A) a neaktivních (N) mykorhiz zjištěné na 20 segmentech o délce 5 cm základního kořene do 1 mm z 5 sond odebraných z každé výzkumné plochy ve sledovaných letech.

Tab. 5.1.1.1: Přehled průměrných hodnot mykorhizních špiček v roce 1998

Plocha	Počet mykorhiz-jaro			Délka kořenů (cm)
	aktivních (ks)	neaktivních (ks)	celkový (ks)	
Březka 1	263,4	98,2	361,6	120,1
Březka 2	214,8	309,6	524,4	160,9
Březka 3	156	168,2	324,2	163,1
Březka 4	88	203,8	291,8	134,5
Dřevíč 1	190	277,4	467,4	156,5
Dřevíč 2	176,2	166	342,2	149,9
Křivoklát 1	101,4	550	651,4	171,7
Křivoklát 2	27,2	443,2	470,4	154,7

Plocha	Počet mykorrhiz-podzim			Délka kořenů (cm)
	aktivních (ks)	neaktivních (ks)	celkový (ks)	
Březka 1	179,8	179	358,8	116,4
Březka 2	122	240	362	147,2
Březka 3	67,8	169,6	237,4	145,7
Březka 4	214,8	199,8	414,6	150,6
Dřevíč 1	251,2	261,6	512,8	167,1
Dřevíč 2	149,6	377,8	527,4	154
Křivoklát 1	221	425	646	169,2
Křivoklát 2	124,2	319	443,2	122,7

Tab. 5.1.1.2: Přehled průměrných hodnot mykorrhizních špiček v roce 1999

Plocha	Počet mykorrhiz-jaro			Délka kořenů (cm)
	aktivních (ks)	neaktivních (ks)	celkový (ks)	
Březka 1	129	171,2	300,2	138,7
Březka 2	86	177,8	263,8	134,5
Březka 3	65,2	290,4	355,6	155,6
Březka 4	59	165	224	134,6
Dřevíč 1	174,4	225,6	400	150,1
Dřevíč 2	66	219,6	285,6	137,2
Křivoklát 1	333,8	369	702,8	188
Křivoklát 2	114,4	339,2	453,6	156,5

Plocha	Počet mykorrhiz-podzim			Délka kořenů (cm)
	aktivních (ks)	neaktivních (ks)	celkový (ks)	
Březka 1	6	175,2	181,2	125,5
Březka 2	25	259,6	284,6	127,5
Březka 3	22,8	313,8	336,6	139,3
Březka 4	74,6	250	324,6	148,9
Dřevíč 1	142,8	208,8	351,6	145,7
Dřevíč 2	121,8	259	380,8	148,3
Křivoklát 1	66,8	521	587,8	187,7
Křivoklát 2	65,8	339,8	405,6	149,5

Tab. 5.1.1.3: Přehled průměrných hodnot mykorrhizních špiček v roce 2000

Plocha	Počet mykorrhiz-jaro			Délka kořenů (cm)
	aktivních (ks)	neaktivních (ks)	celkový (ks)	
Březka 1	51	224,8	275,8	132,9
Březka 2	45,4	341,2	386,6	140,5
Dřevíč 1	86,8	235,2	322	143,2
Dřevíč 2	31,6	387,6	419,2	144,8
Postoloprty	33,8	488,8	522,6	132,3
Třebotov	54	368,4	422,4	179,3

Plocha	Počet mykorrhiz-podzim			Délka kořenů (cm)
	aktivních (ks)	neaktivních (ks)	celkový (ks)	
Březka 1	81	145,4	226,4	136,1
Březka 2	92	338,2	430,2	143
Dřevíč 1	120	362,4	482,4	169,8
Dřevíč 2	52,4	253,6	306	156,8
Postoloprty	22,2	333	355,2	120,2
Třebotov	52,2	191,6	243,8	168,9

Tab. 5.1.1.4: Přehled průměrných hodnot mykorrhizních špiček v roce 2001

Plocha	Počet mykorrhiz-jaro			Délka kořenů (cm)
	aktivních (ks)	neaktivních (ks)	celkový (ks)	
Březka 1	101,8	210,8	312,6	141,2
Březka 2	79,4	237,6	317	132,9
Dřevíč 1	60	160	220	144,4
Dřevíč 2	108,8	120,4	229,2	150,7
Postoloprty	70	399,6	469,6	138,8
Třebotov	85,6	225,6	311,2	153,8

Plocha	Počet mykorhiz-podzim			Délka kořenů (cm)
	aktivních (ks)	neaktivních (ks)	celkový (ks)	
Březka 1	73,4	127,6	201	138,4
Březka 2	137,2	208,6	345,8	148,1
Dřevíč 1	180,4	223,4	403,8	162,9
Dřevíč 2	176,4	119,8	295,8	163,6
Postoloprty	73,8	371,2	446,4	133,7
Třebotov	129,8	173,6	303,4	165,2

Tab. 5.1.1.5: Přehled průměrných hodnot mykorhizních špiček v roce 2002

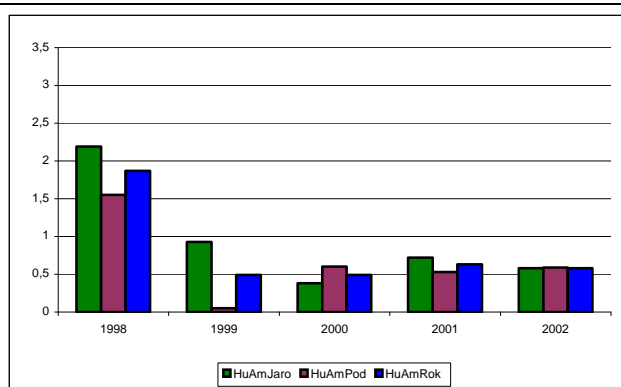
Plocha	Počet mykorhiz-jaro			Délka kořenů (cm)
	aktivních (ks)	neaktivních (ks)	celkový (ks)	
Březka 1	74,80	89,80	164,60	129,98
Březka 2	230,80	375,40	606,20	161,18
Dřevíč 1	161,00	136,40	294,20	144,34
Dřevíč 2	201,60	185,40	387,00	135,34
Postoloprty	155,60	457,20	612,80	137,22
Třebotov	153,40	245,00	398,40	171,68

Plocha	Počet mykorhiz-podzim			Délka kořenů (cm)
	aktivních (ks)	neaktivních (ks)	celkový (ks)	
Březka 1	74,40	77,60	152,00	126,44
Březka 2	184,20	121,80	304,00	130,72
Dřevíč 1	61,60	257,80	319,40	159,96
Dřevíč 2	266,60	155,40	422,00	168,14
Postoloprty	57,00	260,60	317,60	137,16
Třebotov	283,40	157,20	440,60	170,70

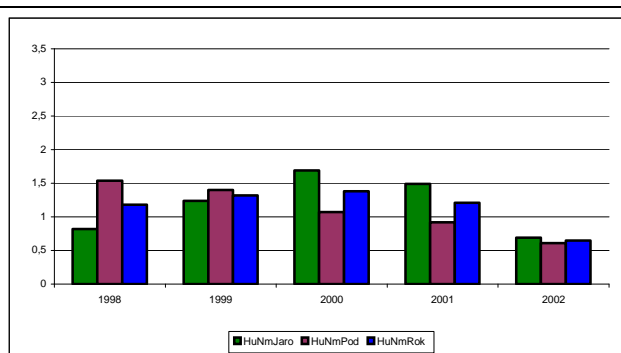
Porovnání HuAJ, HuAP, HuAR, HuNJ, HuNP, HuNR, AJ, AP, AR v letech 1998 - 2002

Březka 1

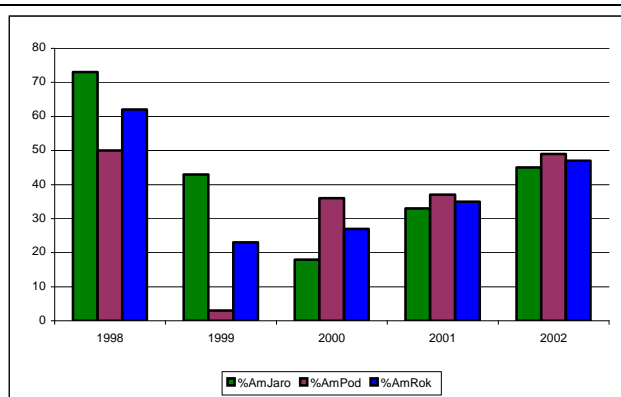
Na ploše Březka 1 byla nejvyšší hustota A zjištěna na jaře (2,19) a na podzim (1,55) v r. 1998. Nejnižší hustotu A vykazovala plocha na podzim (0,05) v r. 1999. Celkové hustoty A byly v letech 1999 – 2002 velmi vyrovnané (0,49; 0,49; 0,63 a 0,58).



Nejvyšší hustota N byla zjištěna v r. 2000 na jaře (1,69) naopak nejnižší hustota byla zaznamenána na podzim (0,61) a na jaře (0,69) v r. 2002. Celkové roční hustoty N byly v letech 1998 – 2001 velmi vyrovnané (1,18; 1,32; 1,38 a 1,21).

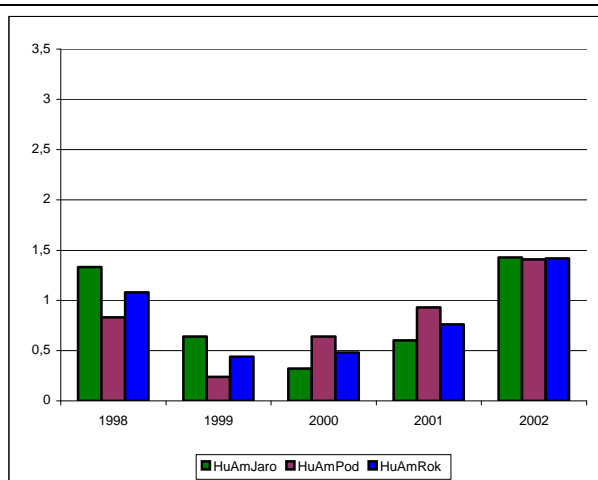


Procentuální podíl A vykazoval největší hodnoty na jaře (73%) v r. 1998. Nejnižší pak na podzim (3%) v r. 1999, kdy jarní hodnota byla vyšší (43%), celkově však byl procentuální podíl A v r. 1999 nejnižší (23%). Po výrazném poklesu celkového ročního procentuálního podílu A v r. 1999, začaly hodnoty v následujících letech postupně stoupat.

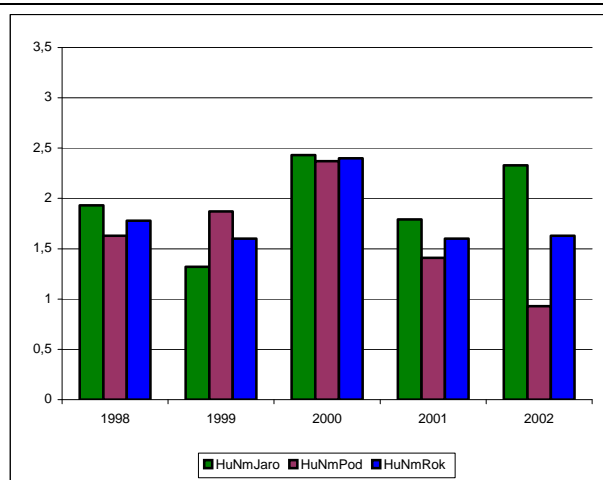


Březka 2

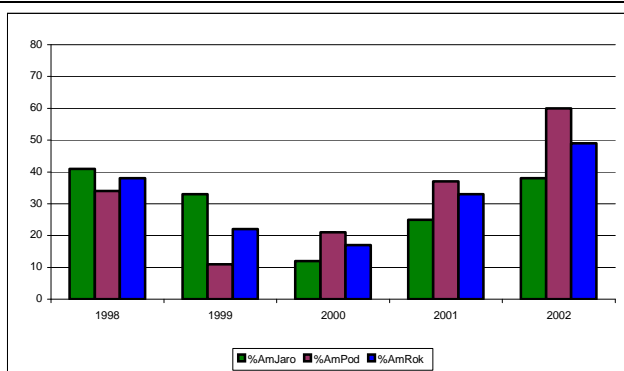
Na ploše Březka 2 byly nejvyšší a velmi vyrovnané hodnoty hustoty A na jaře (1,43) a na podzim (1,41) v r. 2002. Naopak nejnižší hustotu A vykazovala plocha v r. 1999 na podzim (0,24), jarní hodnota byla vyšší (0,64), srovnatelná s jarem (0,60) v r. 2001. Celkové roční hustoty A po poklesu v r. 1999 (0,44) začala v následujících letech stoupat.



Hustoty N byly na ploše vysoké. Nejvyšší a velmi vyrovnané hodnoty byly v r. 2000, kdy na jaře byla hustota (2,43) a na podzim (2,37). Nejnižší hustota byla v r. 2002 na podzim (0,93) na jaře (2,33) však byla druhá nejvyšší. V r. 1998, 1999, 2001 a 2002 vykazovala plocha vyrovnané celkové roční hustoty N (1,78; 1,60; 1,21 a 1,63) a v r. 2000 byla nejvyšší (2,4).

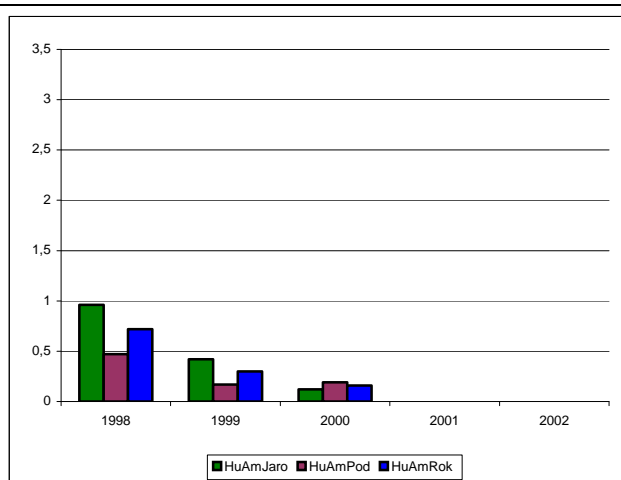


Procentuální podíl A byl nejvyšší v r. 2002 na podzim (60%). Nejnižší hodnoty vykazovala plocha v r. 1999 na podzim (11%). V r. 2000 byly hodnoty velmi nízké na jaře (12%) a nízké i na podzim (21%).

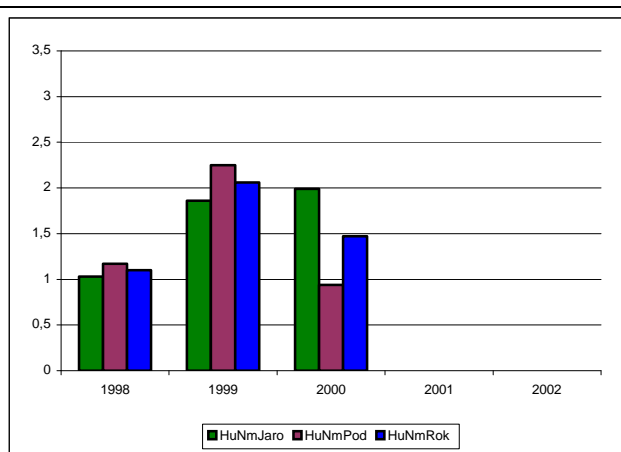


Březka 3

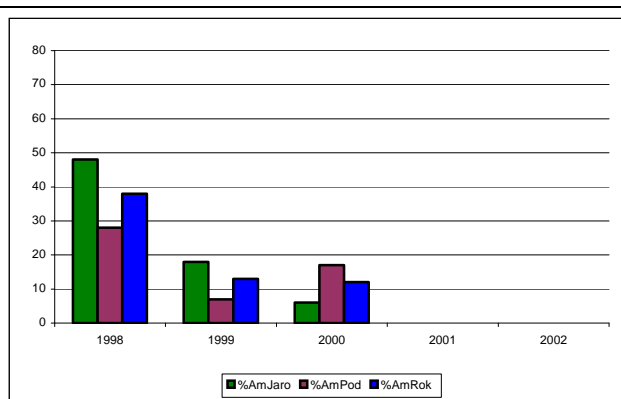
Na ploše Březka 3 byla hustota A nižší až velmi nízká. V r. 1998 byla zjištěna nejvyšší hustota na jaře (0,96). Nejnižší hustota byla zaznamenána v r. 2000 na jaře (0,12), na podzim ((0,19). V r. 1999 byla jarní hodnota (0,42) na podzim (0,17), což je druhá nejnižší zaznamenaná hustota na ploše. Celková roční hustota od roku 1998 klesala (0,72; 0,30; 0,16).



Naopak hustoty N byly na ploše celkem vysoké. Nejvyšší hodnoty byly zaznamenány v r. 1999 na podzim (2,25) na jaře (1,86). Nejnižší hustoty byly zjištěny v r. 2000 na podzim (0,94), kdy však jarní (1,99) výsledky byly vysoké. V r. 1998 vykazovala plocha vyrovnané hodnoty na jaře (1,03) a na podzim (1,17).

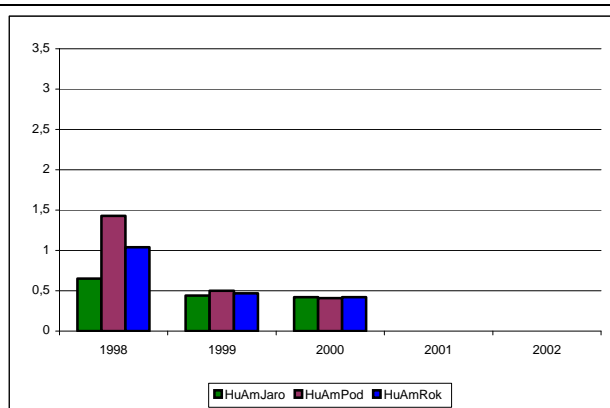


Procentuální podíl A byl nejvyšší v r. 1998 na jaře (48%) a na podzim (28%). V r. 2000 byla hodnota velmi nízká na jaře (6%) a na podzim (17%) slabě zvýšená. Celkový procentuální podíl A od roku 1998 klesal (38%, 13%, 12%).

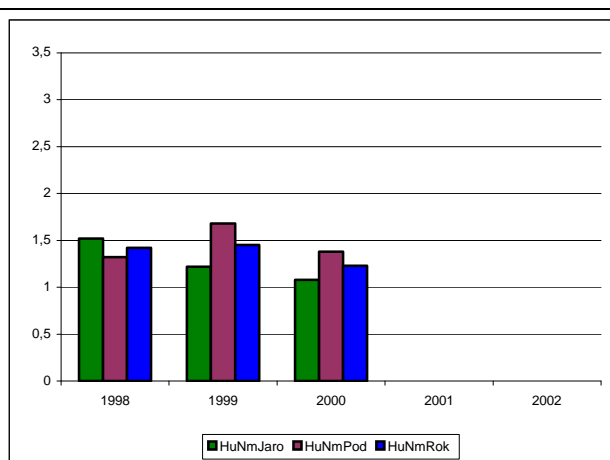


Březka 4

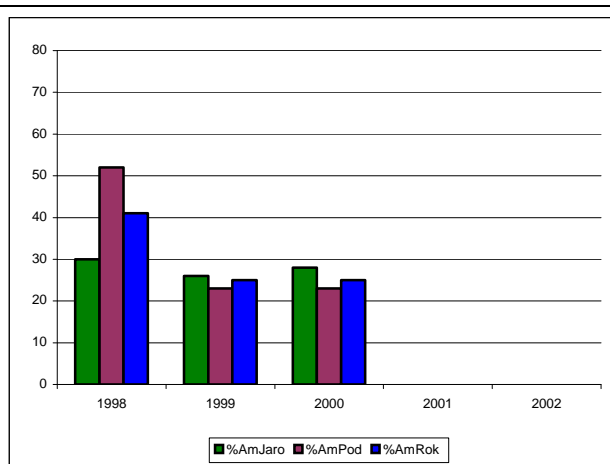
Na ploše Březka 4 byla nejvyšší hustota A zaznamenána na podzim (1,43) v r. 1998. V r. 1999 – 2000 byly zjištěné hodnoty nízké a srovnatelné na jaře (0,44; 0,42) na podzim (0,50; 0,41).



Hustoty N byly po všechny tři roky velmi vyrovnané. Nejvyšší byla zaznamenána na podzim (1,68) v r. 1999, na jaře (1,22) byla mírně nižší. Nejnižší hodnoty byla zaznamenána na jaře (1,08) v r. 2000. Celkové roční hustoty N byly v roce 1998 – 2000 vyrovnané (1,42; 1,45; 1,23).

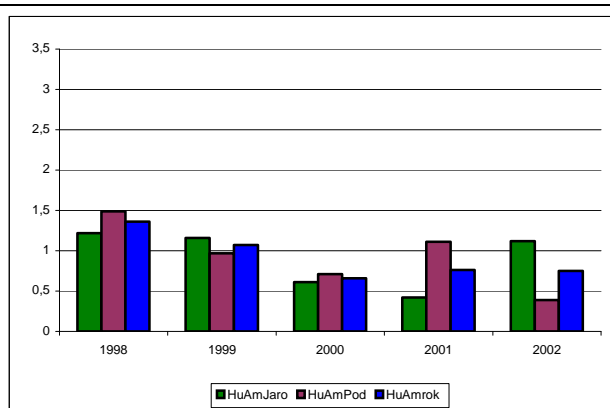


Procentuální podíl A vykazoval nejvyšší hodnoty v r. 1998 na podzim (52%). Nejnižší na podzim v r. 1999 a 2000 (23%). Celkové roční hodnoty byly v letech 1999 – 2000 shodné (25%).

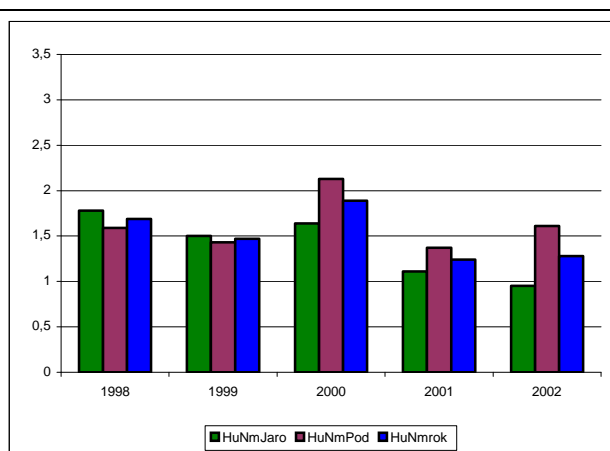


Dřevíč 1

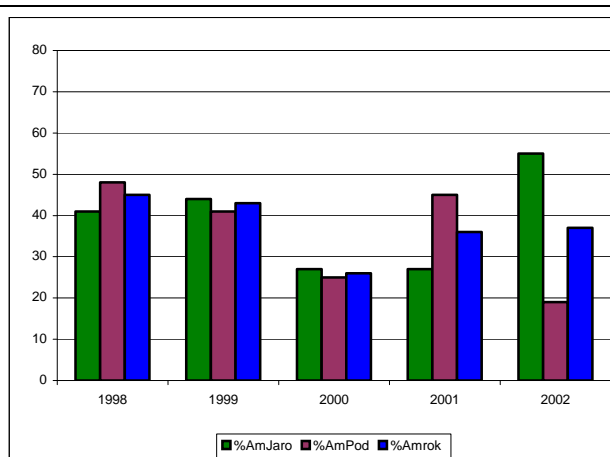
Na ploše Dřevíč 1 byla nejvyšší hustota A zjištěna v r. 1998 na podzim (1,49). Nejnižší hustota byla zaznamenána na podzim (0,39) v r. 2002. Celkové roční hodnoty byly v roce 1998 – 1999 vyšší (1,36; 1,07). V letech 2000 – 2002 nižší a velmi vyrovnané (0,66; 0,76; 0,75).



Nejvyšší hustota N byla zaznamenána na podzim (2,13) v r. 2000. V r. 2002 byla na podzim hustota N (1,61) a na jaře (0,95) nejnižší ze všech získaných odběrů. Celkové roční hustoty N byly v letech 1998 – 2002 vyrovnané (1,69; 1,47; 1,89; 1,24; 1,28).

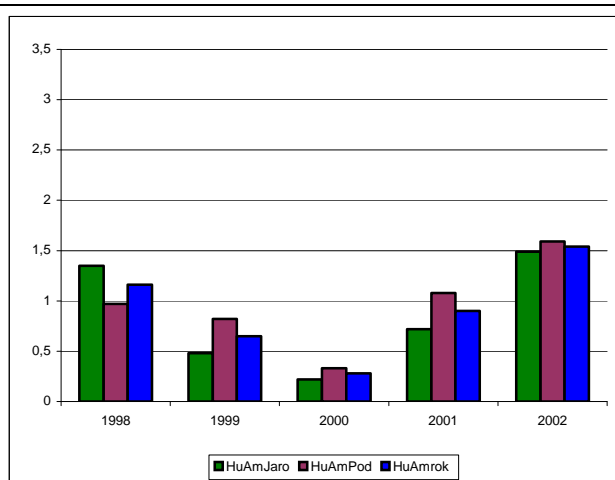


Procentuální podíl A byl nejvyšší na jaře (55%) v r. 2002, na podzim (19%) byla hodnota výrazně nižší. Nejnižší hodnota byla zjištěna v roce 2000 na podzim (25%). Celkový roční procentuální podíl A byl v letech 1998 – 2002 vyrovnaný, po poklesu v r. 2000 došlo v následujících letech opět k jejich postupnému nárůstu.

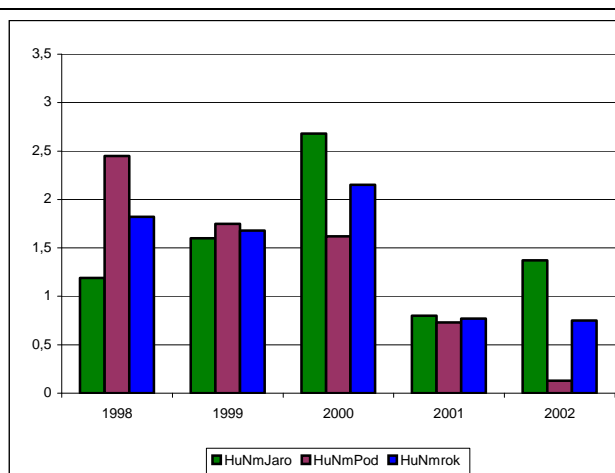


Dřevíč 2

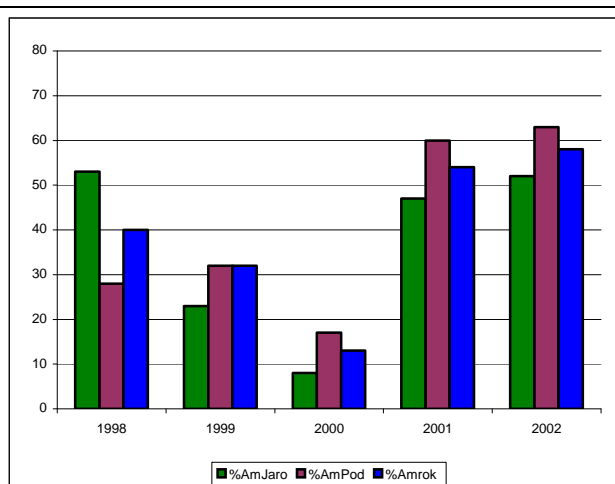
Na ploše Dřevíč 2 byla nejvyšší a vyrovnaná hustota A zjištěná v r. 2002 na podzim (1,59) a na jaře (1,49). Nejnižší a rovněž dosti vyrovnané byly hustoty A v r. 2000 na jaře (0,22) a na podzim (0,33). Celkové roční hustoty A od r. 1998 – 2000 klesaly (1,16; 0,65; 0,28), v roce 2001 a 2002 začaly stoupat (0,90; 1,54).



Nejvyšší hustota N byla zaznamenána v r. 2000 na jaře (2,68). Nejnižší počet N byl v r. 2002 na podzim (0,13). Celkové roční hustoty N byl v roce 1998 – 2000 vysoké a vyrovnané (1,82; 1,68; 2,15). V roce 2001 – 2002 byl zaznamenán pokles hustoty N (0,77; 0,75).

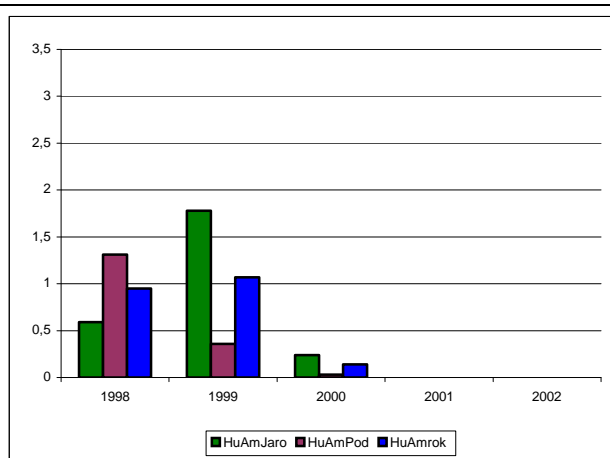


Procentuální podíl A byl nejvyšší v r. 2002 na podzim (63%). Naopak nejnižší v r. 2000 na jaře (8%). Celkový roční podíl A od r. 1998 do 2000 klesal (40%, 32%, 13%) a od r. 2001 opět podíl A výrazně vzrůstal (54%, 58%).

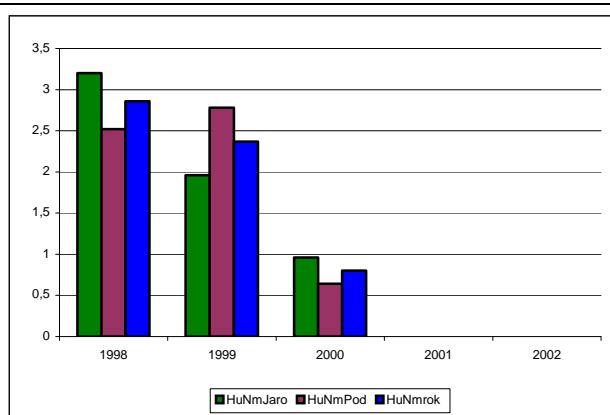


Křivoklát 1

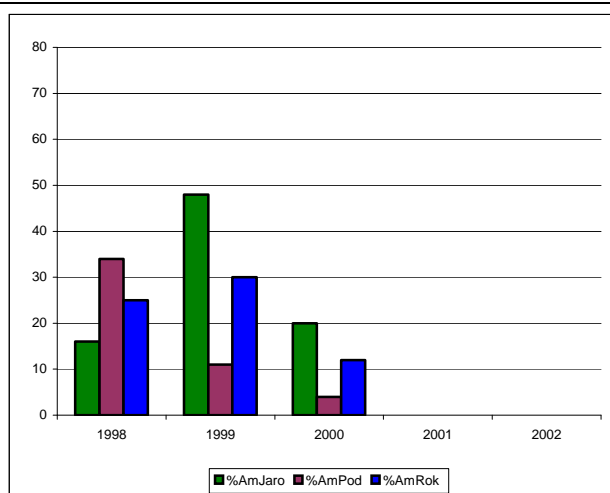
Na ploše Křivoklát 1 byla zaznamenána nejvyšší hustota A v r. 1999 na jaře (1,78). Nejnižší hustota byla zjištěna v r. 2000 na podzim (0,01) na jaře (0,04). Celková roční hustota A byla v r. 1998 – 1999 vyrovnaná (0,95; 1,07) a v r. 2000 došlo k významnému poklesu (0,14).



V r. 1998 na jaře byla nejvyšší hustota N (3,20) a na podzim v r. 2000 byla (0,64) nejnižší. Celková roční hustota N byla v r. 1998 – 1999 vyrovnaná (2,86; 2,37) a v r. 2000 došlo k významnému poklesu (0,80).

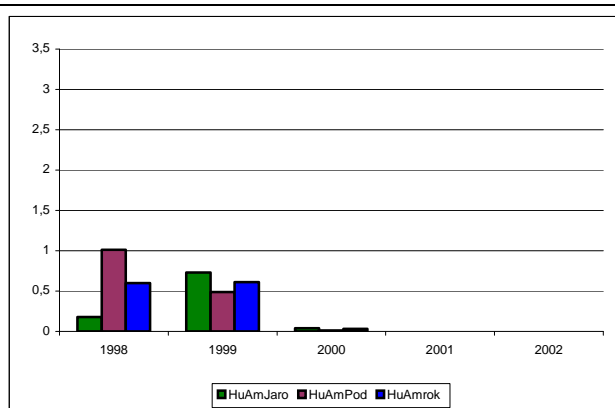


Procentuální podíl A byl nejvyšší v r. 1999 na jaře (48%). V r. 2000 byly zjištěné hodnoty na podzim nejnižší (4%). Celkový roční podíl A byla v r. 1998 – 1999 vyšší (25%, 30%) a v r. 2000 došlo k poklesu (12%).

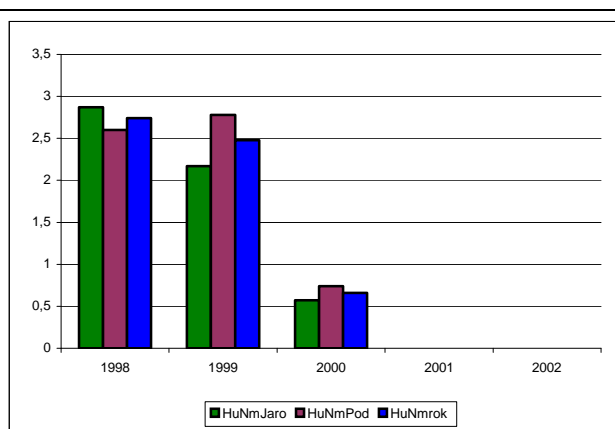


Křivoklát 2

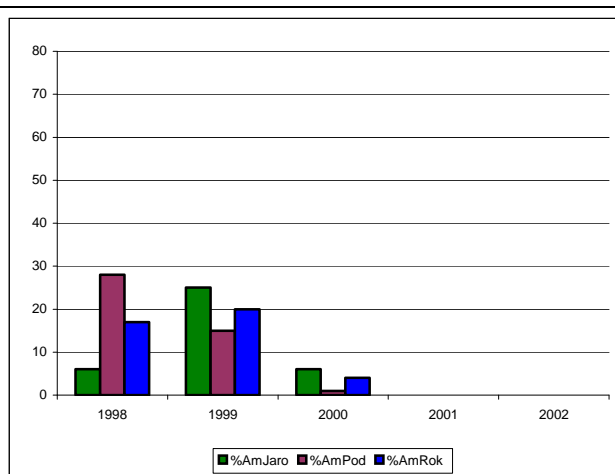
Na ploše Křivoklát 2 byla hustota A velmi nízká. Nejnižší pak byla v r. 2000 na podzim (0,01). V r. 1998 byla na podzim zaznamenána nejvyšší hodnota (1,01). Celková roční hustota A byla v r. 1998 – 1999 vyrovnaná (0,60; 0,61) a v r. 2000 významně poklesla (0,03).



Hustota N byla vysoká v r. 1998 na jaře (2,87). V r. 1999 na podzim (2,78) a na jaře opět mírně nižší (2,17). V r. 2000 byla hustota N nejnižší na jaře (0,57). Celková roční hustota N byla v r. 1998 – 1999 vyrovnaná (2,74; 2,48) a v r. 2000 poklesla (0,66).

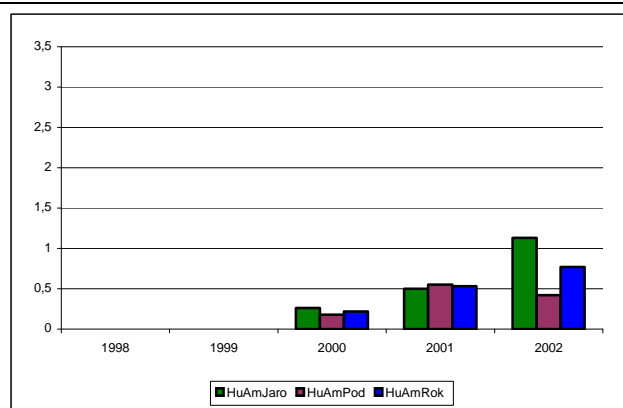


Procentuální podíl A by rovněž velmi nízký. Nejnižší pak v r. 2000 na podzim (1%). Nejvyšší hodnota procentuálního podílu A byla zaznamenána na podzim v r. 1998 (28%). Celkový roční procentuální podíl A byl v r. 1998 – 1999 vyrovnaný (17%, 20%) a v r. 2000 poklesl (4%).

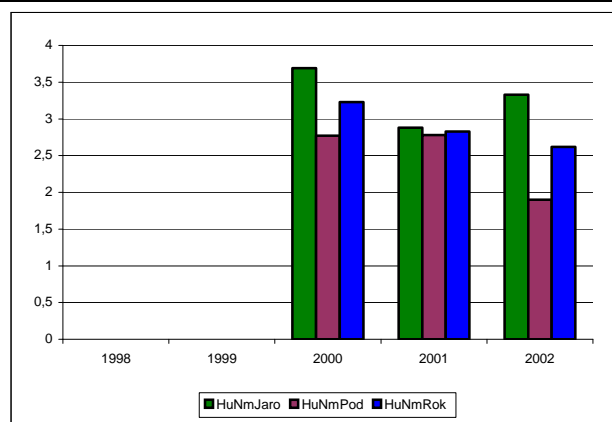


Postoloprty

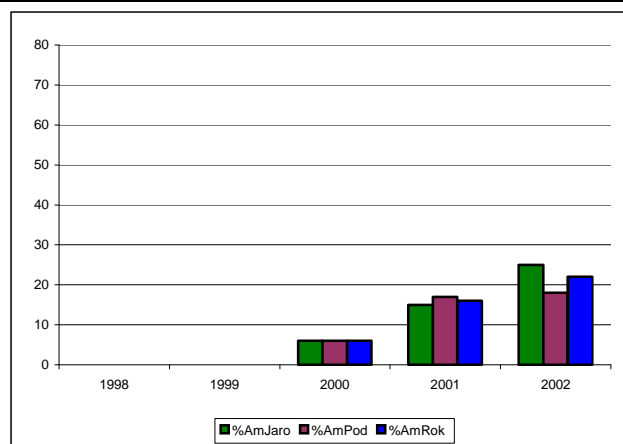
Na ploše Postoloprty byla hustota A velmi nízká. Nejnižší v r. 2000 na podzim (0,42). V r. 2002 byla zjištěná nejvyšší hustota A na jaře (1,13). Celkové roční hustoty A od r. 2000 – 2002 postupně stoupaly (0,22; 0,53; 0,77).



Hustoty N byla velmi vysoká. Nejvyšší byla v r. 2000 na jaře (3,69). Nejnižší pak v r. 2002 na podzim (2,31). Celkové roční hustoty N byly v r. 2000 – 2002 vyrovnané, jen mírně klesaly (3,23; 2,83; 2,62).

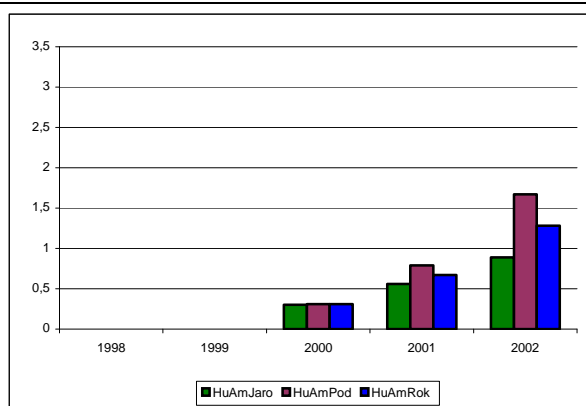


Procentuální podíl A byl zjištěn nejvyšší v r. 2002 na jaře (25%). Nejnižší a srovnatelné byly hodnoty v r. 2000 na jaře i na podzim (6%). Celkový roční procentuální podíl A od r. 2000 – 2002 postupně stoupal (6%, 16%, 22%).

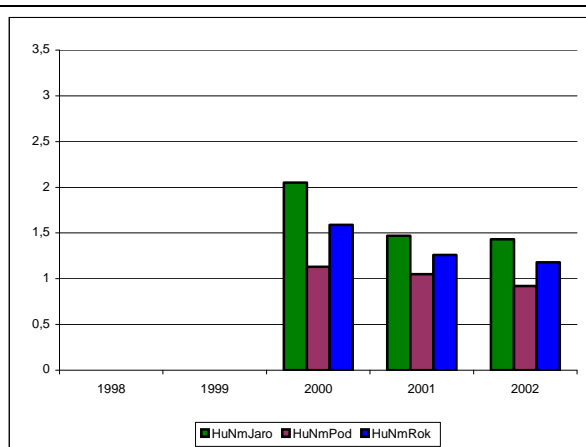


Třebotov

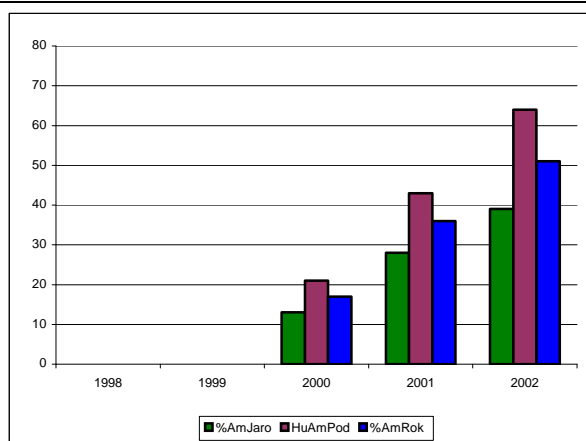
Na ploše Třebotov byla nejvyšší hustota A zaznamenána v r. 2002 na podzim (1,67). Naopak nejnižší hodnota byla získána v r. 2000 na jaře (0,3) a na podzim (0,31). Celkové roční hustoty A od r. 2000 – 2002 postupně stoupaly (0,31; 0,67; 1,28).



Hustota N byla nejvyšší v r. 2000 na jaře (2,05). Nejnižší v r. 2002 na podzim (0,92). Celkové roční hustoty N byly v r. 2000 – 2002 vyrovnané, jen mírně klesaly (1,59; 1,26; 1,18).



Procentuální podíl A byl nejvyšší v r. 2002 na podzim (64%). V r. 2000 byla hodnota nejnižší na jaře (13%). Celkový roční procentuální podíl A od r. 2000 – 2002 postupně stoupal (17%, 36%, 51%).

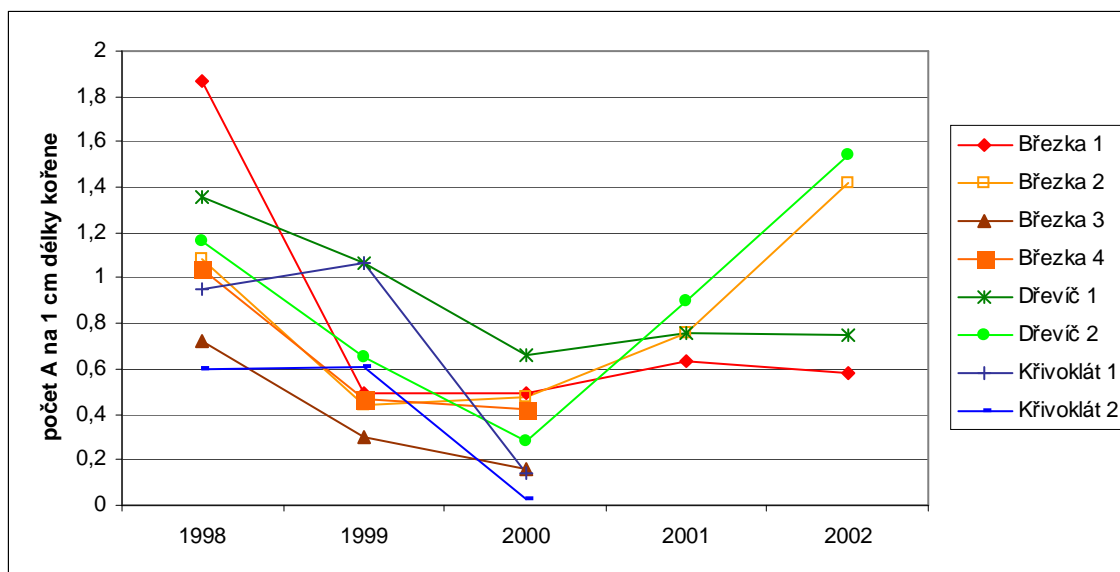


Porovnáním HuAR v letech 1998 - 2002 bylo rozpětí získaných hodnot od 1,87 do 0,03. Z jednotlivých let byly nejvyšší hodnoty zjištěny na plochách Březka 1/1998 (1,87); Dřevíč 2/2002 (1,54); Březka 2/2002 (1,42); Dřevíč 1/1998 (1,36); Třebotov 2002 (1,28); Dřevíč 2/1998 (1,16). Naopak nejnižší HuAR byly na plochách Křivoklát 2/2000 (0,03); Křivoklát 1/2000 (0,14); Březka 3/2000 (0,16) a Postoloprty 2000 (0,22). Hodnoty HuNR byly v letech 1998 – 2002 v rozpětí od 0,65 do 3,23. Nejnižší HuNR byla zjištěna na ploše Březka 1/2002 (0,65); Křivoklát 2/2000 (0,66); Dřevíč 2/2002 (0,75); Dřevíč 2/2001 (0,77) a Křivoklát 1/2000 (0,80). Naopak nejvyšší HuNR byly stanoveny na ploše Postoloprty 2000 (3,23); Křivoklát 1/1998 (2,86); Postoloprty 2001 (2,83); Křivoklát 2/1998 (2,74); Postoloprty 2002 (2,62) a Křivoklát 2/1999 (2,48). Procentuální podíl aktivních mykorhiz byl v letech 1998 – 2002 v rozmezí od 62% do 4%. Nejvyšší %AR bylo zjištěno na ploše Březka 1/1998 (62%); Dřevíč 2/2002 (58%); Dřevíč 2/2001 (54%); Třebotov 2002 (54%); Březka 2/2002 (51%). Naopak nejnižší %AR bylo na ploše Dřevíč 1/2000 (4%); Postoloprty 2000 (6%); Křivoklát 1/2000 (12%); Březka 3/2000 (12%).

5.1.2. Porovnání změn na plochách jedné oblasti

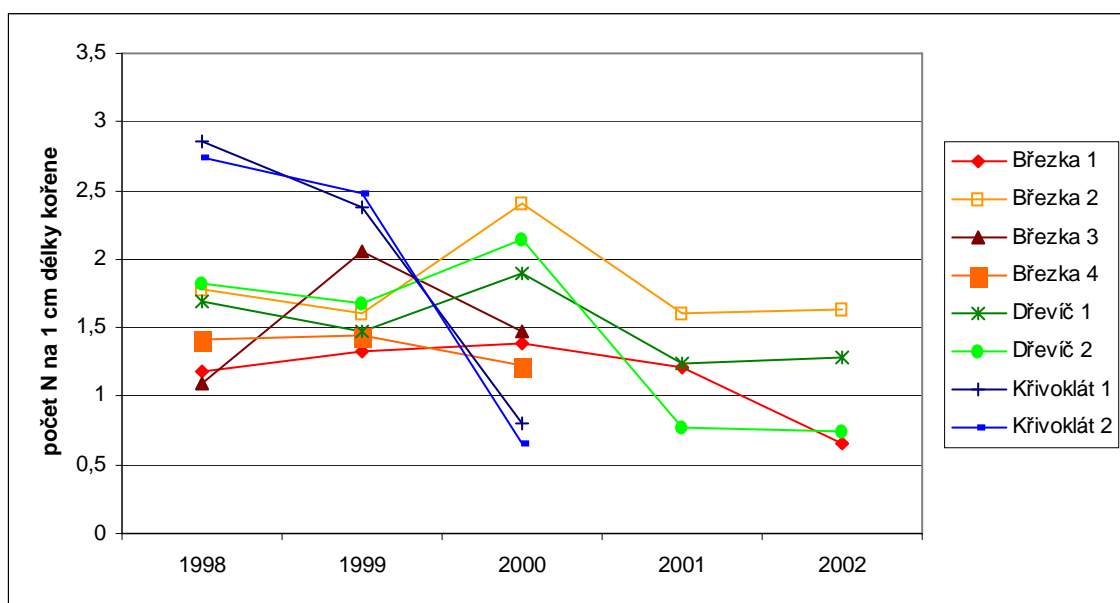
Porovnáme-li mykorhizní situaci na plochách, které leží blízko sebe, je patrná výrazná korelace mezi studovanými plochami a významné vzájemně srovnatelné roční kolísání ve všech parametrech a většině sledovaných let.

Březka 1, 2, 3, 4 – vykazují v r. 1998 vysoké roční hustoty A, v r. 1999 výrazný pokles na všech plochách a v r. 2000 jsou hustoty A srovnatelné s rokem předchozím. V následujících letech pokračoval odběr jen na plochách Březka 1 a 2. Zatímco v r. 2001 byl patrný mírný souběžný nárůst hustoty A, tak v r. 2002 byl zaznamenán naopak výrazný rozdíl a plochy se odchýlily v tomto parametru od paralelního kolísání (Obr. 5.1.2.1, 5.1.2.2.) zde ukazuje rozdíly v absolutním počtu mykorhiz, avšak jejich vzájemný poměr (!) zůstal zachován – Obr. 5.1.2.3.). Na plochách Dřevíč 1, 2 jsou roční hustoty A v r. 1998 vysoké, v r. 1999 a 2000 paralelně klesají na minimum. V následujících rocích hustota A stoupá a v r. 2002 byl opět zaznamenán rozdíl mezi oběma plochami (Obr. 5.1.2.1.) stejně jako na plochách Březka 1, 2. V tomto roce je navíc rozdílné i jejich relativní zastoupení. Plochy Křivoklát 1, 2 vykazovaly v r. 1998 nižší roční hustoty A, v r. 1999 mírný nárůst hustoty A a v r. 2000 paralelní pokles. Až na výjimky kolísaly všechny sledované hodnoty do značné míry souběžně.



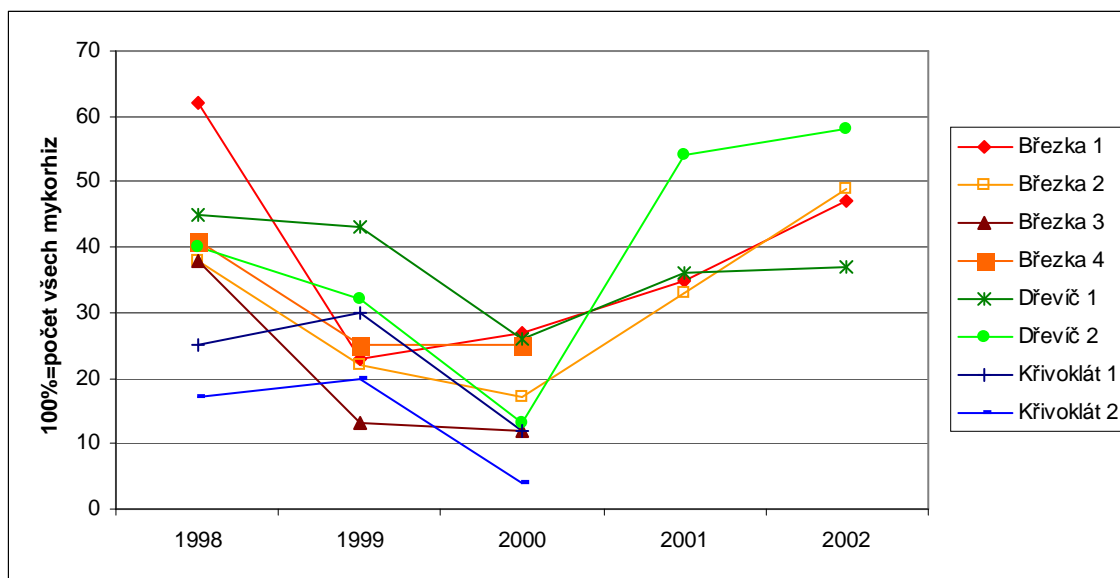
Obr. 5.1.2.1: Porovnání roční hustoty A

Při porovnání roční hustoty neaktivních mykorhiz na plochách z blízkých stanovišť jsou roční změny rovněž výrazně paralelní: Březka 1, 2, 3, 4 vykazuje nízké poměrně shodné roční hustoty N ve všech letech (s výjimkou Březky 3 v r. 1999 a Březky 2 v r. 2000 a Březky 1 v r. 2002). Dřevíč 1, 2 vykazovala ve všech letech synchronní kolísání s nárůstem v r. 2000 a nižšími hodnotami ve 2 následujících letech. Na plochách Křivoklát 1, 2 byly hustoty N téměř totožné a vykazovaly silný, trvalý, pokles.



Obr. 5.1.2.2: Porovnání roční hustoty N

Procentuální zastoupení A mykorhiz na blízkých plochách synchronně kolísalo podobně jako hustota A s minimem v r. 2000 a nárůstem v letech následujících. Na ploše Dřevíč 2 došlo k největší zaznamenané změně: nárůst z 12% v r. 2000 na 55% v dalším roce je enormní.



Obr. 5.1.2.3: Porovnání ročního podílu A

5.2. Hodnocení sušiny kořenů do průměru 1 mm

Kořeny byly podle uvedené metodiky zpracovány a rozděleny do skupin podle průměrů. Kořeny byly následně vysušeny při 105°C a zváženy. Porovnání hodnot sušiny kořenů do průměru 1 mm z jarních a podzimních odběrů z let 1998 – 2002 je uvedeno na (Obr. 5.2.1). Přehledy průměrných hodnot sušiny kořenů < 1 mm, 1-2 mm, >2-5 mm, > 5 mm jsou uvedeny v tabulkách (Tab. 10.21., 10.22., 10.23., 10.24., 10.25.).

Výsledky hmotnosti sušiny kořenů do 1 mm z jarních a podzimních rozborů z let 1998 - 2002 ukazují:

V roce 1998 byla nejnižší hmotnost sušiny kořenů zjištěna na ploše Březka 1 na jaře (0,15g) a nejvyšší na jaře na ploše Křivoklát 1 (0,91g). Celková průměrná hmotnost sušiny z jarních a podzimních odběrů byla zjištěna na ploše Březka 1 (0,38g) a nejvyšší na Křivoklátě 2 (1,61g). Porovnáním výsledků celkové průměrné hmotnosti z jarních a podzimních odběrů je hmotnost kořenů mírně vyšší na jaře (0,44 g) než na podzim (0,40g).

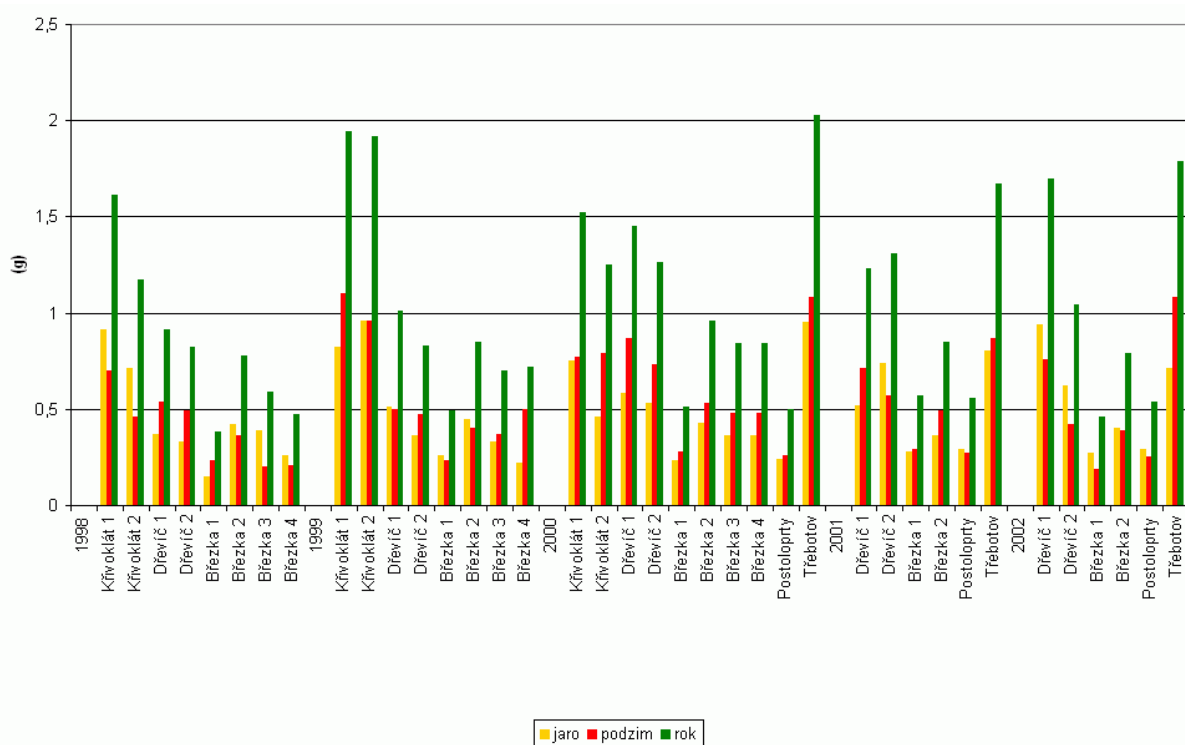
V roce 1999 byla nejnižší hmotnost stanovena na ploše Březka 4 na jaře (0,22g) a nejvyšší na Křivoklátě 2 na jaře i na podzim (0,96g). Nejnižší hmotnost z jara a podzimu byla stanovena na Březce 1 (0,49g) a nejvyšší na Křivoklátě 1 (1,94g). Srovnáním jara a podzimu byla celková průměrná hmotnost kořenů vyšší na podzim (0,57g) a na jaře pak (0,49g).

V roce 2000 byla nejnižší hmotnost sušiny kořenů na jaře na ploše Březka 1 (0,23g) a nejvyšší na podzim na Třebotově (1,08g). Celková hmotnost sušiny z jarních a podzimních odběrů byla nejnižší na Březce 1 (0,51g) a nejvyšší na Křivoklátě 1 (1,52g). Porovnáním jara a podzimu byla celková průměrná hmotnost všech sledovaných ploch vyšší na podzim (0,61g), na jaře pak (0,49g).

V roce 2001 byla zjištěná nejnižší hmotnost sušiny kořenů na ploše Březka 1 na jaře (0,28g) a nejvyšší na podzim na Třebotově (0,87g). Celková hmotnost z jara a podzimu byla nejnižší v Postoloprtech (0,56g) a nejvyšší na Třebotově (1,67g). Srovnáním jara a podzimu byla mírně vyšší celková průměrná hmotnost na podzim (0,53g), na jaře nižší (0,50g).

V roce 2002 byla nejnižší hmotnost sušiny kořenů stanovena na podzim na ploše Březka 1 (0,19g) a nejvyšší na podzim na Třebotově (1,08g). Nejnižší hmotnost sušiny byla z podzimu na Březce 1 (0,19g) a nejvyšší na Dřevíči 1 (1,70g). Celková průměrná hmotnost sušiny byla mírně vyšší na jaře (0,54g) a na podzim (0,52g).

Z deseti sledovaných ploch v letech 1998 – 2002 byla nejnižší průměrná hmotnost na ploše Dřevíč 2 (0,11g), Dřevíč 1 (0,13g) a Křivoklát 2 (0,15g), nejvyšší vždy na plochách Březky: (Březka 2 (0,85g), Březka 4 (0,68g), Březka 3 (0,67g)).



Obr. 5.2.1: Porovnání sušiny kořenů do průměru 1 mm v letech 1998 - 2002

5.3. Hodnocení druhového spektra makromycetů

Dlouhodobý výzkum studijních ploch přinesl rozsáhlá a jedinečná data o mykoflóre a jejích změnách. Data patří svým rozsahem k nejrozsáhlejším souborů z našeho území a zasloužila by si samostatné zpracování, ke kterému bude, jak doufám, přikročeno v budoucnu.

Celkem bylo zachyceno 402 taxonů (druhů, včetně několika samostatných jednotek dosud blíže neurčených) z 119 rodů. Souhrnná data pro jednotlivé plochy jsou uvedena v příloze ve formě druhových soupisů (Tab. 10.2., 10.4., 10.6., 10.8., 10.10., 10.12., 10.14., 10.16. 10.18., 10.20.) Pro lepší ilustraci uvádím, že celkově šlo o přibližně 850 determinovaných záznamů plodnic nebo jejich shluků a dalších asi 20, kde se přesná determinace nezdařila. Data zahrnují jména zjištěných druhů makromycetů (nomenklatura převážně podle: Horak 2005, Jülich 1984, Moser 1983). Údaje o jejich způsobu výživy (trofismu) jsou uvedeny zkratkou za jménem taxonu: M – mykorhizní, S – saprofytické, Sl – saprofytické lignikolní, Pl – parazitické lignikolní. U položek, kde nebylo možné provést bez podrobnějšího studia přesnou determinaci, byly jednotlivé druhy označeny čísly ve spojení s rodovým jménem (např. *Cortinarius* sp. 1). Nález plodnice druhu v daném roce je vyznačena znaménkem +.

Pro účely této práce byly použity pouze 2 údaje (počet druhů a relativní zastoupení mykorhizních druhů na plochách v jednotlivých letech) jako relevantní data pro souhrnné hodnocení. Srovnání procentuálního podílu mykorhizních druhů zjištěných na těchto plochách v letech 1998 - 2002 je znázorněno v grafu 5.3.1., výsledky ukazují:

Březka 1 (sledování 1998 – 2002)

Nejvyšší procentuální podíl mykorhizních druhů hub byl zjištěn v r. 2002 **42%**, kdy bylo nalezeno 32 druhů hub a v r. 2000 **41%** z 46 druhů hub. Nejméně pak v r. 1998 **19%** z 85 nalezených druhů hub.

Březka 2 (sledování 1998 – 2002)

Nejvyšší podíl mykorhizních druhů hub byl zaznamenán v r. 1999 **35%** z 17 druhů nalezených hub. Nejmenší podíl mykorhizních druhů hub byl zaznamenán v r. 2000 **21%** z 24 druhů.

Březka 3 (sledování 1998 – 2000)

Na ploše bylo zaznamenáno výrazně méně mykorhizních hub. V r. 1998 **15%** z 33 druhů hub. V r. 1999 **5%** mykorhizních druhů z 22 nalezených druhů. V r. 2000 **0%** mykorhizních z 21 zjištěných druhů hub.

Březka 4 (sledování 1998 – 2000)

Nejvyšší podíl mykorhizních druhů hub byl zjištěn v r. 1999 **48%** z 31 druhů. V r. 1998 **35%** z 74 nalezených druhů makromycetů.

Dřevíč 1 (sledování 1998 – 2002)

Nejvyšší procentuální podíl mykorhizních druhů hub byl zaznamenán v r. 2001 **54%** z 89 druhů hub. Menší podíl mykorhizních druhů byl zaznamenán v r. 1998 **25%** z 32 druhů a nejméně v r. 1999 **16%** z 55 druhů nalezených makromycetů.

Dřevíč 2 (sledování 1998 – 2002)

Nejvyšší podíl mykorhizních hub byl zjištěn v r. 2001 **61%** z 89 druhů hub. Nejméně mykorhizních hub bylo v r. 1999 **30%** z 43 druhů hub.

Křivoklát 1 (sledování 1998 – 2000)

Nejvyšší procentuální podíl mykorhizních hub byl zjištěn v r. 1998 **44%** z 9 zaznamenaných druhů. V r. 1998 pouze **8%** z 24 druhů.

Křivoklát 2 (sledování 1998 – 2000)

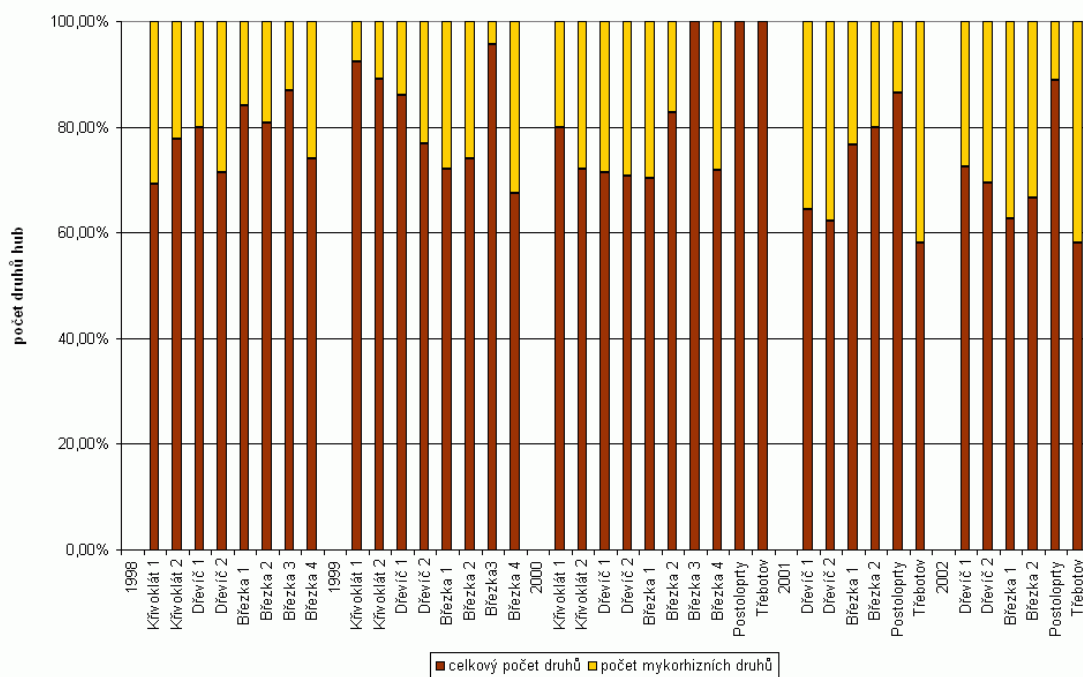
Největší podíl mykorhizních hub vykazovala plocha v r. 2000 **39%** z 18 druhů hub. Nejméně v r. 1999 **12%** z 33 druhů hub.

Třebotov (sledování 2000 – 2002)

Nejvyšší procentuální podíl mykorhizních hub ze všech sledovaných ploch vykazovala tato plocha v r. 2001 **71%** z 62 druhů hub. V r. 2002 **65%** druhý největší podíl mykorhizních hub z 64 druhů. Naopak v r. 2000 **0%** z 10 druhů hub.

Postoloprty (sledování 2000 – 2002)

Nejvyšší podíl mykorhizních hub byl zjištěn v. 2001 **16%** z 38 druhů hub, v r. 2002 **11%** z 33 druhů a v r. 2000 **0%** z 11 druhů hub.



Obr. 5.3.1: Porovnání výskytu mykorhizních hub v letech 1998 - 2002

Na jednotlivých plochách byly sledovány relativní poměry v druhovém zastoupení mykorhizních a saprotrofních event. parazitických makromycetů. Vyšší procento zastoupení mykorhizních makromycetů koreluje dosti dobře s prosperitou lesního porostu. Jistou

výpovědní hodnotu mají i absolutní čísla o prezenci druhů a rodů mykorhizních hub na jednotlivých plochách (Tab. 5.3.1., 5.3.2. , 5.3.3.).

Plochy, na kterých je výskyt více jak 60 druhů mykorhizních hub, tedy poměrně bohaté, jsou Dřevíč 2, Třebotov a Dřevíč 1. Plochy s výskytem 30 - 60 druhů mykorhizních hub řazené mezi středně bohaté jsou (Březka 1, Březka 4) a plochy s výskytem méně jak 30 druhů mykorhizních hub patří mezi chudé jsou (Březka 2, Křivoklát 2, Křivoklát 1, Postoloprty a Březka 3).

Kumulativní informací o plochách může být vyhodnocení přítomnosti rodů mykorhizních hub. Bohatý výskyt zaznamenává přítomnost cca přes 15 rodů (Třebotov, Dřevíč 1), střední cca 8 - 14 (Březka 1, Dřevíč 2, Březka 4), nízký do cca 7 rodů mykorhizních hub na ploše (Křivoklát 2, Březka 2, Křivoklát 1, Postoloprty a Březka 3).

Z tabulek (5.3.1., 5.3.2. , 5.3.3.) je patrné, že plochy Třebotov, Dřevíč 2 a Dřevíč 1 jsou bohatší na druhy čeledi *Cortinariaceae*, zejména *Cortinarius* a *Inocybe*, částečně také *Hebeloma* a *Hygrophorus*. Naopak se druhy těchto rodů téměř nevyskytují na ostatních, často mírně kyselějších plochách.

Naproti tomu rody čeledí *Russulaceae* – *Russula* (Obr. 5.3.2., 5.3.3.) a *Lactarius* a rody *Xerocomus*, *Amanita* a *Laccaria* jsou jako celek tolerantnější a vyskytují se rovnoměrněji na všech plochách, což ale neplatí pro některé jejich druhové zástupce s vyhraněnou ekologií. Na všech 10 sledovaných plochách jsou překvapivě zastoupeny pouze 2 rody *Russula* a *Xerocomus*. Na 9 plochách pak rody *Lactarius* a *Amanita* a na 8 plochách ještě rod *Laccaria*. Naproti tomu největší počet rodů, tj. 8 byl zjištěn na jediné z 10 sledovaných ploch. Doložené rody jsou samozřejmě různě druhově bohaté: 12 zjištěných rodů má více jak jeden (3 - 39) druh a 12 rodů má jen po jednom zástupci.



Obr. 5.3.2: *Russula lepida*



Obr. 5.3.3: *Russula risigalina*

Tab. 5.3.1: Plochy s bohatým zastoupením ektomykorhizních hub (nad 60 druhů)

rody hub/plochy	Třebotov Dřevíč 1 Dřevíč 2			na kolika plochách	druhy celkem	max.druhu na ploše
Alnicola				0	0	0
Amanita	5	6	6	3	9	6
Boletus		1		1	1	1
Cantharellus	1	1	1	3	1	1
Clavariadelphus		1		1	1	1
Clitopilus	1	1		2	1	1
Cortinarius	13	10	19	3	32	19
Craterellus	1	1	1	3	1	1
Entoloma	1	1	2	3	3	2
Gyroporus	1			1	1	1
Hebeloma	3	3	3	3	5	3
Hydnum		1		1	1	1
Hygrophorus	4			1	4	4
Inocybe	8	1	9	3	14	9
Laccaria	2	2	3	3	3	3
Lactarius	7	7	10	3	14	10
Leccinum	1			1	1	1
Paxillus				0	0	0
Pseudocraterellus	1			1	1	1
Russula	16	16	13	3	26	16
Scleroderma				0	0	0
Strobilomyces				0	0	0
Thelephora	1			1	1	1
Tricholoma	1	2	3	3	4	3
Xerocomus	5	9	5	3	9	3
druhy hub	72	63	75		132	
rody hub	18	16	12		21	
druhy/rod	4	3,9	6,3		6,2	

Tab. 5.3.2: Plochy se středně bohatým zastoupením ektomykorhizních hub (30 - 60 druhů)

rody hub/plochy	Březka 1 Březka 2 Březka 3 Březka 4				na kolika plochách	druhy celkem	max.druhu na ploše
Alnicola	1				1	1	1

Amanita	3	2	1	4	4	5	4
Boletus					0	0	0
Cantharellus				1	1	1	1
Clavariadelphus					0	0	0
Clitopilus					0	0	0
Cortinarius	1			3	2	4	3
Craterellus					0	0	0
Entoloma					0	0	0
Gyroporus	1				1	1	1
Hebeloma	1				1	1	1
Hydnum					0	0	0
Hygrophorus	1				1	1	1
Inocybe	3			1	2	4	3
Laccaria	2	1		2	3	3	2
Lactarius	9	3		4	3	10	9
Paxillus	1				1	1	1
Pseudocraterellus					0	0	0
Russula	13	11	2	12	4	24	13
Scleroderma	3	1	1	1	4	3	3
Strobilomyces				1	1	1	1
Thelephora					0	0	0
Tricholoma				1	1	1	1
Xerocomus	5	3	2	1	4	5	5
druhy hub	44	21	6	31		66	
rody hub	13	6	4	11		16	
druhy/rod	3,4	3,5	1,5	2,8		4,1	

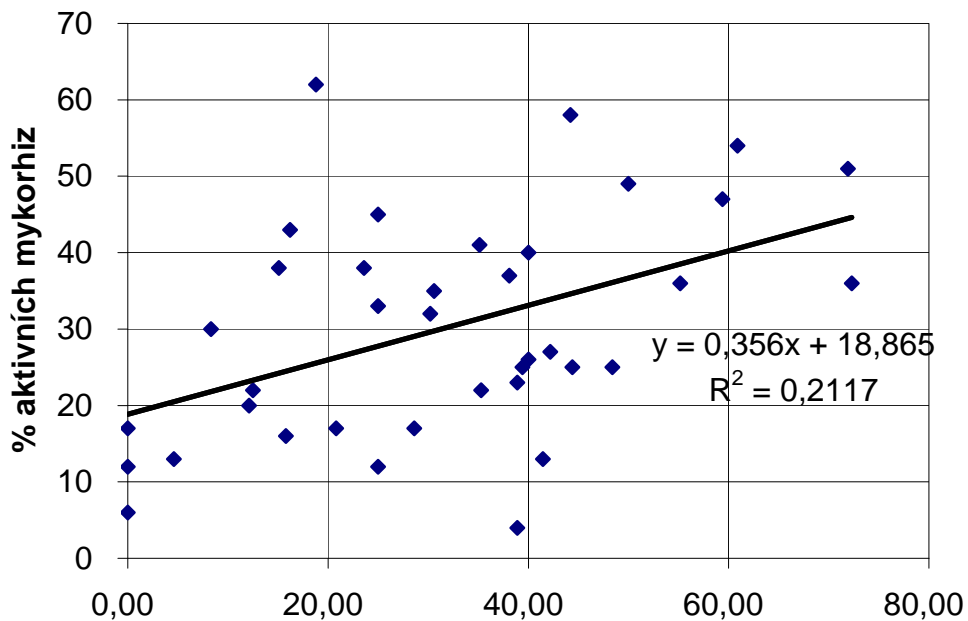
Tab. 5.3.3: Plochy s nízkým zastoupením ektomykorhizních hub (do 30 druhů)

rody hub/plochy	Křivoklát	Křivoklát	Postoloprty	na kolika plochách	druhy celkem	max.druhu na ploše
	1	2				
Alnicola				0	0	0
Amanita	1	3		2	3	3
Boletus				0	0	0
Cantharellus	1	1		2	1	1
Clavariadelphus				0	0	0
Clitopilus				0	0	0

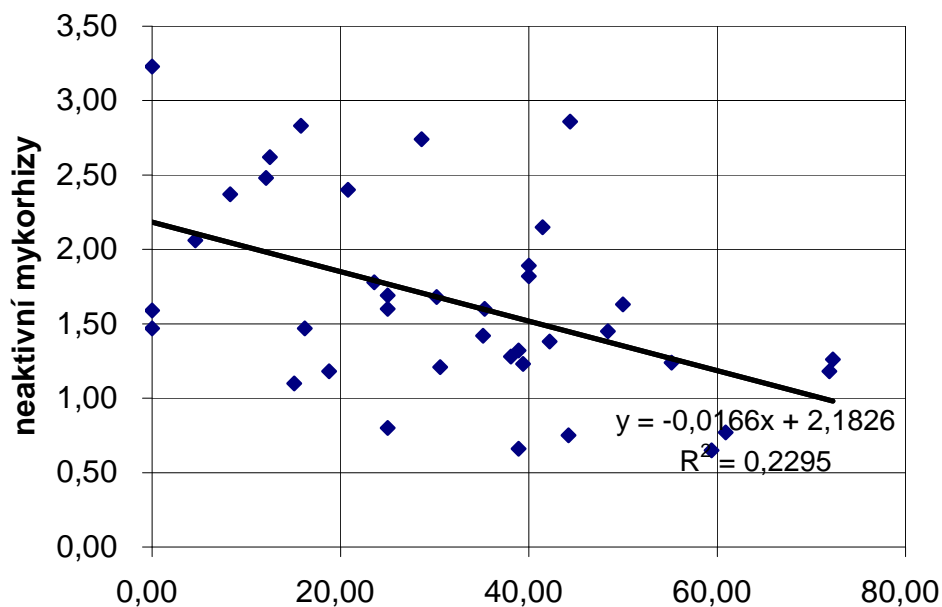
Cortinarius	1			1	1	1
Craterellus				0	0	0
Entoloma		1		1	1	1
Gyroporus				0	0	0
Hebeloma				0	0	0
Hydnum				0	0	0
Hygrophorus				0	0	0
Inocybe				0	0	0
Laccaria	1	1		2	1	1
Lactarius	2	1	1	3	2	2
Paxillus				0	0	0
Pseudocraterellus				0	0	0
Russula	4	5	2	3	8	5
Scleroderma				0	0	0
Strobilomyces				0	0	0
Thelephora				0	0	0
Tricholoma				0	0	0
Xerocomus	1	2	1	3	3	2
druhy hub	9	14	6		19	
rody hub	5	7	5		8	
druhy/rod	1,8	2,0	1,2		2,4	

5.3.1. Porovnání mykorhiz a mykorhizních druhů hub

Porovnáním %AR s % mykorhizních druhů hub je patrná pozitivní korelace (Obr. 5.3.1.1.), kdy se stoupajícím % aktivních mykorhiz stoupá i % mykorhizních druhů hub ($R^2=0,2117$). Naopak při vyšší HuN klesá podíl mykorhizních hub ($R^2=0,2295$) (Obr. 5.3.1.2.).



Obr. 5.3.1.1: Porovnání %AR (osa y) a %MykH (osa x)



Obr. 5.3.1.2: Porovnání HuNR (osa y) a %MykH (osa x)

5.3.2. Vyhodnocení druhového spektra makromycetů na vápněných plochách

Vyhodnocení bylo provedeno porovnáním jednotlivých lokalit z hlediska výskytu jednotlivých rodů, počtu zastoupených druhů a poměrného zastoupení mykorhizních druhů. Hodnoty jsou uvedeny v připojené tabulce (Tab. 5.3.2.1.).

Tab. 5.3.2.1: Srovnání makromycetů na vápněných a kontrolních plochách

	Březka 1	Březka 2	rozdíl	p	p*	Dřevíč 1	Dřevíč 2	rozdíl	p	p*
	(vápněná)	(kontrola)				(vápněná)	(kontrola)			
Počet rodů	61	44	+17	0,240		61	53	+8	0,596	
Počet makromycetů	145	87	+58	0,007	***	156	150	+6	0,808	
Počet mykorhizních rodů	13	6	+7	0,254		16	12	+4	0,592	
Počet mykorhizních druhů	44	21	+23	0,043	*	63	75	-12	0,470	
Podíl mykorhizních rodů (%)	21	14	+7	0,375		26	23	+3	0,761	
Podíl mykorhizních druhů (%)	30	24	+6	0,563		40	50	-10	0,455	

Jak je patrné z tabulky 5.3.2.1., především z rozdílových hodnot, byl pozorován výrazný nárůst druhů i rodů na vápněné ploše na Březce (pro počty druhů statisticky významný, p jsou hodnoty χ^2), ale srovnání počtu a podílu mykorhizních druhů na Dřevíči vyznělo spíše opačně (odchylky však nejsou statisticky významné). Zde to může být způsobeno tím, že i nevápněná plocha značně převyšovala svojí bohatostí běžný průměrný stav. Tyto výsledky tedy spíše také potvrzují pozitivní vliv vápnění a to především na ochuzených stanovištích.

5.4. Hodnocení zdravotního stavu dubů

Hodnocení zdravotního stavu dubů bylo na trvalých pokusných plochách prováděno každý rok na přelomu srpna až září v letech 1998 - 2002. Celkem bylo na plochách hodnoceno 500 jedinců – po 50 vybraných a označených stromech na každé ploše (Tab.5.4.1). Údaje o zdravotním stavu dubů představují průměrnou primární defoliaci (Obr. 5.4.1).

Tab. 5.4.1: Dominující druhy dubů na sledovaných plochách

Plocha	Počet stromů	Druh dubu
--------	--------------	-----------

Březka 1	50	<i>Quercus robur</i>
Březka 2	50	<i>Quercus petraea</i>
Březka 3	50	<i>Quercus rubra</i>
Březka 4	50	<i>Quercus robur</i>
Dřevíč 1	50	<i>Quercus petraea</i>
Dřevíč 2	50	<i>Quercus petraea</i>
Křivoklát 1	50	<i>Quercus petraea</i>
Křivoklát 2	50	<i>Quercus petraea</i>
Postoloprty	50	<i>Quercus robur</i>
Třebotov	50	<i>Quercus petraea</i>

V r. 1998 bylo provedeno hodnocení defoliace na plochách (Březka 1, 2, 3, 4; Dřevíč 1, 2; Křivoklát 1, 2). Nejnižší hodnota defoliace byla zjištěna na ploše Křivoklát 1 (36%), nejvyšší na plochách Dřevíč 1 (41%) a Březka (40%). V r. 1998 nebyly zaznamenány výrazné rozdíly v primární defoliaci.

V r. 1999 byla posuzována defoliace na plochách (Březka 1, 2, 3, 4; Dřevíč 1, 2, Křivoklát 1, 2). Nejnižší hodnota defoliace byla zjištěna na ploše Březka 1 (31%), nejvyšší na ploše Dřevíč 1 (44%). Na plochách Křivoklát 1, Křivoklát 2, Dřevíč 1, Dřevíč 2 a Březka 4 došlo k zvýšení průměrné primární defoliace. Na ploše Březka 1, Březka 2, Březka 3 se hodnota defoliace snížila.

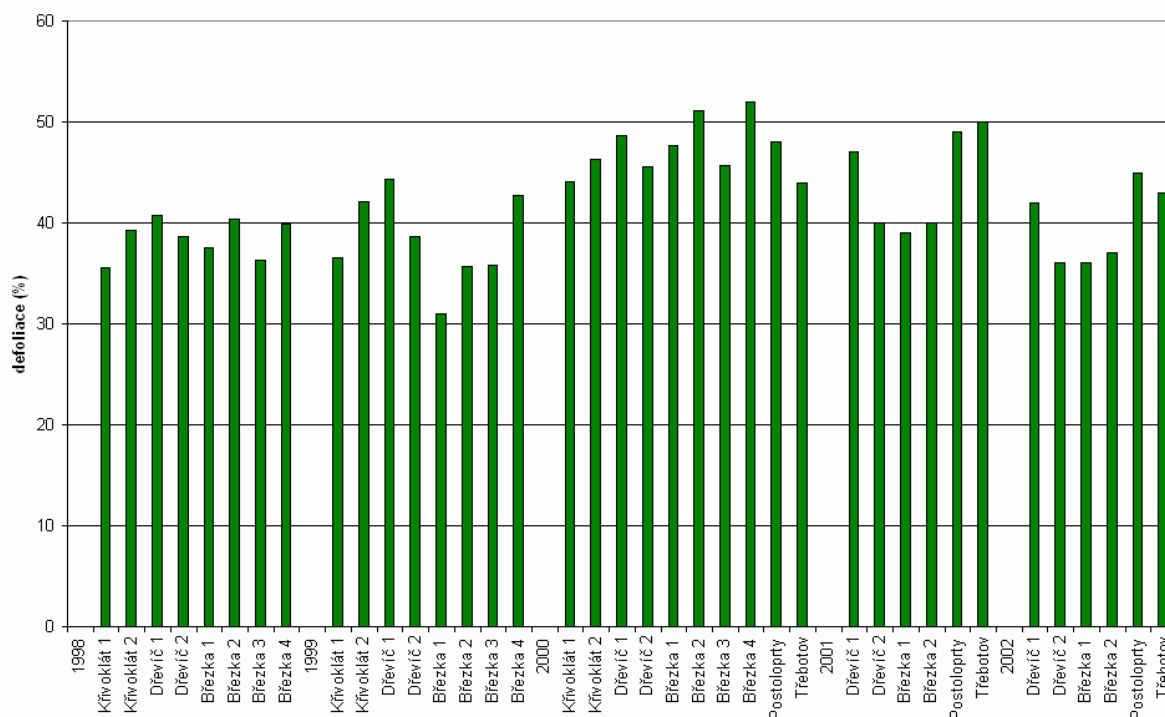
V r. 2000 byla defoliace posuzována na plochách (Březka 1, 2, 3, 4, Dřevíč 1, 2, Křivoklát 1, 2, Postoloprty a Třebotov). Nejvyšší hodnota byla zaznamenána na ploše Březka 4 (52%) a nejnižší na Třebotově (44%) a Křivoklátě 1 (44%). Na všech sledovaných plochách došlo k zhoršení průměrné primární defoliace. Na nově založených plochách byla hodnota defoliace rovněž značně neuspokojivá: v Postoloprtech (48%) a na Třebotově (44%).

V r. 2001 byla defoliace hodnocena na plochách (Březka 1, 2; Dřevíč 1, 2; Postoloprty, Třebotov). Nejvyšší hodnoty vykazovala plocha Třebotov (50%), nejnižší Březka 1 (39%). Zdravotní stav dubů nebyl dobrý, nicméně (zřejmě díky vlhkostně podstatně příznivějšímu průběhu počasí v roce 2001) bylo možné na trvalých pokusných plochách pozorovat v naprosté většině případů mírné zlepšení situace, s jedinou výjimkou na Třebotově, kde bylo zaznamenáno poměrně nápadné zhoršení – způsobené především výraznou malolistostí.

V r. 2002 byla defoliace hodnocena na plochách (Březka 1, 2; Dřevíč 1, 2; Postoloprty, Třebotov). Nejvyšší primární defoliaci vykazovala plocha Postoloprty (45%), nejnižší Dřevíč 2 (36%) a Březka 1 (36%). Rok 2002 lze pro duby hodnotit jako vcelku

příznivý, a to (především v létě a na podzim) na většině lokalit i srážkově, takže došlo k více či méně zřetelnému zlepšení sledovaných parametrů – především pak primární defoliace. Nejvýraznější zlepšení bylo zaznamenáno na ploše Třebotov (43%), postižené v r. 2001 výraznou malolistostí.

Vysoké průměrné defoliace byly stabilně zaznamenávány v letech 1998 – 2000 na plochách Dřevíč 1 (41% – 49%) a Březka 4 (40% - 52%). V těchto srážkově méně příznivých letech docházelo k zhoršování zdravotního stavu stromů (zvýšení míry primární defoliace) a vyvrcholilo v r. 2000. V letech 2000 – 2002 byly stabilně vysoké defoliace zjištěny na ploše Postoloprty (45% - 49%), u ostatních ploch je v sledovaném období naznačen trend k zlepšení zdravotního stavu (pokles míry primární defoliace), který se nejvýrazněji prezentuje na ploše Březka 2 (z 51% v r. 2000 na 37% v r. 2002). I přes patrné zlepšení situace v roce 2002 nelze zdravotní stav dubů považovat za optimální, nicméně velmi pozitivně lze hodnotit trend jednoznačného zlepšení situace prakticky téměř ve všech námi sledovaných doubravách v posledních dvou, srážkově poměrně příznivých letech.



Obr. 5.4.1: Porovnání defoliace v letech 1998 - 2002

5.5. Vztah mykorhiz a stanovištních podmínek

5.5.1. Souhrnné vyhodnocení vzájemných vztahů - matice dat

Matrice dat, která byla použita k celkovému statistickému hodnocení, obsahuje různé druhy informací, u nichž jsme předpokládali, že mohou mít vliv na vývoj mykorhiz. Je nutné zdůraznit, že u většiny faktorů jde o komplikovaný vzájemný vztah protkaný mnoha vzájemnými korelacemi, jejichž kauzální vztahy nejsou doposud jednoznačně objasněny. Pomineme-li jednoduché vstupní abiotické faktory, tak všechny ostatní jsou z velké části komplexními koreláty.

5.5.1.1. Environmentální ("abiotické") faktory

Z dostupných dat byly jako typické environmentální faktory použity: nadmořská výška - MNM, pH, humus, SraLet, SraZim, SraR, TepLet, TepZim. Zatímco meteorologické podmínky kolísaly význačným způsobem v jednotlivých letech, tak hodnoty půdy jako pH byly velmi podobné a množství humusu v průběhu sledovaného období bylo bráno jako konstantní. Navíc byly na všech plochách velmi blízké (malý obsah humusu, vysoká kyselost), což u lesních půd nijak nepřekvapuje. Předběžné testy neprokázaly, že množství humusu ovlivňuje sledované parametry na jednotlivých plochách. Naopak se prokázal významný vliv pH, ačkoliv se jeho absolutní hodnoty pohybovaly v úzkém rozmezí 3,8 – 4,9. Jako nejvýznamnější se v předběžných testech jevila suma letních srážek. Problémem těchto dat je, že jsou vzájemně do jisté míry korelovaná: např. ve vyšších nadmořských výškách lze očekávat větší srážky (MNM – srážky), deštivé léto snižuje průměrnou teplotu (SraLet - TepLet) a srážky za rok jsou odvozeny od jeho částí (SraR – SraLet). Dalším faktorem je pH, které je také závislé na srážkách vzhledem k vyplavování vápníku a příspěvku oxidů z ovzduší.

5.5.1.2. Biotická data použita jako prediktory

V některých případech vzhledem k nedostatkům ve znalosti kauzálních vztahů nelze jednoznačně určit, která data patří mezi nezávisle proměnná. Při hodnocení se proto do této skupiny často řadí i přímo nesledované biologické parametry, které mohou být jak paralelním produktem (CelkH, MykH), tak někdy i jejich výsledkem (Def, Def1, MM1J, MM1P, DefPR).

5.5.1.3. Sledované závisle proměnné parametry

Základním zaměřením práce bylo posoudit a korelovat vlivy, které ovlivňují rozvoj aktivních mykorhiz a jejich dlouhodobou dynamiku. Hlavními parametry byla proto hustota aktivních mykorhiz zjištěná na jaře a na podzim (HuAJ - HuAP) a dále jako do jisté míry doplňková i hustota neaktivních mykorhiz (HuNJ - HuNP). Relativní zastoupení (AJ, AP) je již jejich jednoduchým produktem (i když vlastní výpočet vychází již z primárních dat, není tedy jednoduchým poměrem finálních hodnot). Podobně jsou z primárních dat odvozené i průměrné roční hodnoty jednotlivých parametrů (HuAR, HuNR, AR) nebo jejich sumární vyjádření (HuCJ, HuCP, HuCR) či změna mezi jarem a podzimem (DFHuA, DFHuN, DFHuC, DFA). Další samostatná matice vznikla pro vyhodnocení časové série změn na plochách z roku na rok.

Tab. 5.5.1.3.1: Korelace abiotických vlivů a mykorhizních parametrů

	HuAJ	HuNJ	HuCJ	AJ	HuAP	HuNP	HuCP	AP	HuAR	HuNR	HuCR	AR	MykH	CelkH
SraLet	*			**	**	*		***	**	*		***	***	*
pH	-	*	***		-	*	**		-	*	***			
SraZim	**		*	-	-	-	**		**		**			
DefPR		-	**			**	***			*	***			
SraR				-	-	***		***	-	*		**	**	-
Def1	*			***				-	*			**		
Def	**			***					*			*		
MNM		***	**	-		-				***	*	-		
TepLet		*	*		-					-		-		*
TepZim		*	*											
TepR							*							
humus														
MM1J														
MM1P														

V tabulce jsou obvyklými symboly vyjádřeny statisticky průkazné korelační vztahy mezi hlavními sledovanými parametry (*** $p < 0,001$, ** $p < 0,01$, * $p < 0,05$, a dále pro doplnění jsou vyznačeny i statisticky nevýznamné hodnoty „-,“ pro $0,05 < p < 0,10$ naznačující možnou tendenci, červeně jsou označeny negativní korelace). Proměnné v levém sloupci reprezentují především faktory prostředí a jsou řazeny sestupně podle počtu průkazných korelací.

Z tabulky 5.5.1.3.1. je patrné, že nejvýznamnější nezávisle proměnnou je množství letních srážek (SraLet) se silnou pozitivní korelací s hustotou aktivních mykorhiz (parciální korelace – přepočteno na významnost, tedy „jakou část vysvětluje“, kolísá mezi 35 - 40% podle zařazených proměnných) a negativní vazbou s hustotou neaktivních mykorhiz. U tohoto parametru se projevuje (prakticky jako u jediného, neboť SraR jsou z velké části jeho produktem) i silný vliv na množství hub a zastoupení mykorhizních hub. Protichůdný vliv na hustotu aktivních a neaktivních mykorhiz se plně projevil ve všech variantách jejich poměrného procentuálního zastoupení (AJ, AP, AR), které byly vždy průkazně pozitivně korelované. Zimní srážky (SraZim) naopak negativně korelují s hustotou aktivních i neaktivních mykorhiz. Velmi významné místo z environmentálních faktorů zaujímá pH, které zásadním způsobem negativně ovlivňuje neaktivní (HuNJ, HuNR) a celkové (HuCJ, HuCP, HuCR) mykorhiz, ačkoliv kolísá jen ve velmi úzkém rozpětí. To znamená, že s klesající kyselostí (rostoucím pH) klesá i počet neaktivních mykorhiz. Pro jednotlivě zjištěné průkazné korelace teplot (TepLet, TepZim, TepR) není jednoznačné vysvětlení. Velmi zajímavé jsou průkazné vztahy mezi různě hodnocenými defoliacemi. Celková defoliace a defoliace stromu, kde byl vzorek odebrán, je pozitivně korelovaná s množstvím aktivních mykorhiz na jaře (HuAJ) a za rok (HuAR) a s procentickým zastoupením aktivních mykorhiz (AJ a AR). To potvrzuje zmiňovaný fakt, že se zlepšujícím se podílem aktivních mykorhiz klesá hodnota defoliace v obou případech. Naproti tomu defoliace zjištěná až následující rok (DefPR) koreluje pozitivně se všemi hodnotami celkového počtu mykorhiz (HuCJ, HuCP, HuCR) především díky vazbě na neaktivní mykorhizy (HuNR), spíše než na aktivní (žádná průkazná korelace).

5.6. Povětrnostní podmínky v letech 1998 - 2002

Průměrná roční teplota byla v ČR v roce 1998 112% ve srovnání s dlouhodobým průměrem (v Čechách 113%). Ve vegetačním období byly měsíční průměrné teploty v ČR převážně mírně nadnormální. Celkové srážky ČR dosáhly 104% dlouhodobého normálu (v Čechách 106%), avšak v průběhu roku byly značně nevyrovnané. Nadnormální byly měsíce březen, červen, červenec, září a říjen. Červen byl nadnormální díky přívalovým dešťům, které napršely během několika dnů. I v červenci, který byl pouze slabě nadnormální, došlo opět k silným přívalovým dešťům. Ostatní měsíce byly podnormální (Zahradník 1999).

V roce 1999 byly teploty ve vegetačním období převážně silně nadnormální s výjimkou června. Celoročně byla v Česku teplota o +1°C vyšší než činí normál, v Čechách byla dokonce vyšší o +1,1°C. Srážkově byl rok 1999 podnormální. V Čechách dosáhl roční úhrn srážek pouze 92% dlouhodobého normálu. Měsíční srážkové úhrny v Čechách překročily normál jen v únoru, červnu a prosinci (Zahradník 2000).

V průběhu celého roku 2000, s výjimkou července, byly teploty nadnormální, ve vegetačním období i části zimy dokonce silně nadnormální. Celoročně byla průměrná teplota v Česku o +1,8°C vyšší než normál (126%). Z dlouhodobého pohledu byl rok 2000 výrazně nejteplejší a srážkově v Čechách jen mírně nadnormální (nepatrně přesáhl 100% normálu). V průběhu roku byl normál překročen jen v lednu, únoru, březnu (303% normálu!) a v červenci (138% normálu). Zejména březen, částečně pak i červenec výrazně ovlivnily celoroční úhrn srážek, který se pak pohyboval kolem normálu, přestože vegetační období patřilo spíše mezi suché (Zahradník 2001).

Průměrné měsíční teploty v roce 2001 se pohybovaly téměř v průběhu celého roku nad normálem, mírně podnormální byly pouze v dubnu, červnu a září; výrazněji podnormální byly až v závěru roku v listopadu a prosinci. Srážkově byl rok 2001 mimořádně nadnormální, a to o více než 15%. Příznivě se vedle vysokých srážek projevilo zejména jejich rozložení v průběhu roku. S výjimkou slabě podnormálních zimních měsíců – ledna a února, a následně ještě května, byly srážky silně podnormální pouze v září (Zahradník 2002).

V roce 2002 se průměrné měsíční teploty pohybovaly až do srpna nad normálem, přičemž jen duben se blížil normálu. Nejvyšší odchylka byla zaznamenána v únoru, a to téměř o 5°C. Vysoce nadnormální byly rovněž květen až – srpen. Srážkově byl rok 2002 nadnormální, mimořádně nadnormální pak zejména v druhé polovině roku. V celku tvořily srážky v Čechách 132% normálu. Pod normálem se na celém území pohybovaly srážky pouze v lednu, dubnu a květnu (50 – 80%). Projevily se poměrně výrazně i regionální rozdíly (Zahradník 2003).

(Pozn.: normál se počítá z období 30 let v celých dekadách; podle doporučení Světové meteorologické organizace WMO – nyní by měl platit normál za období 1961 – 1990, ale používají se i z jiných období.)

Tab. 5.6.1: Průměrné teploty vzduchu, průměrné srážkové úhrny ve srovnání s normálem v letech 1998 – 2002 na vybraných stanicích

Stanice	Prvek	1998			1999		
		zjištěné hodnoty	normál	%	zjištěné hodnoty	normál	%
Ruzyně	Teplota °C	8,8	7,9	111	8,9	7,9	113
	Srážky mm	437,6	526	83	422,5	526	80
Libuš	Teplota °C	9,7	8,7	111	9,9	8,7	114
	Srážky mm	471	527	89	525,9	527	100
Louny	Teplota °C	-	8,4	-	-	8,4	-
	Srážky mm	-	450	-	-	450	-
Lány	Teplota °C	8,5	8	106	8,6	8	108
	Srážky mm	566	551	103	487	551	88

Stanice	Prvek	2000			2001			2002		
		zjištěné hodnoty	normál	%	zjištěné hodnoty	normál	%	zjištěné hodnoty	normál	%
Ruzyně	Teplota °C	9,6	7,9	122	8,3	7,9	105	9,2	7,9	116
	Srážky mm	458,4	526	87	606,2	526	115	684,2	526	130
Libuš	Teplota °C	10,2	8,7	117	8,9	8,7	102	9,6	8,7	110
	Srážky mm	502,8	527	95	640,3	527	121	878,1	527	167
Louny	Teplota °C	10,7	8,4	127	9,2	8,4	110	9,9	8,4	118
	Srážky mm	434	450	96	584	450	130	663	450	147
Lány	Teplota °C	9,4	8	118	8,2	8	103	8,9	8	111
	Srážky mm	556	551	101	707	551	128	708	551	128

6. Diskuse

6.1. Dílčí korelace

Dílčí korelace, které jsem popsala v tabulce 5.5.1.3.1., definují prostor vzájemných vazeb mezi jednotlivými environmentálními faktory a zjištěnými hodnotami rozvoje a proměn mykorhiz spolu s vazbami na další biologické parametry dubového porostu. Výsledky podávají kvantifikovaný obraz jevů popsaných v částech 3.2., 3.5. a 3.6. V zásadě se shodují s praktickými zkušenostmi mykologů a lesníků. Není překvapením, že zásadní roli zde hraje množství srážek, které podstatně ovlivňuje nejen aktuální situaci, ale má i vliv přesahující do další vegetační sezóny. Nepřekvapuje ani výrazný vliv drobných změn pH. Daleko větší pozornost by si zasloužil hlubší rozbor korelací neaktivních mykorhiz, které do značné míry prokazují samostatnou poměrně složitou dynamiku z velké části nezávislou na aktivních mykorhizách.

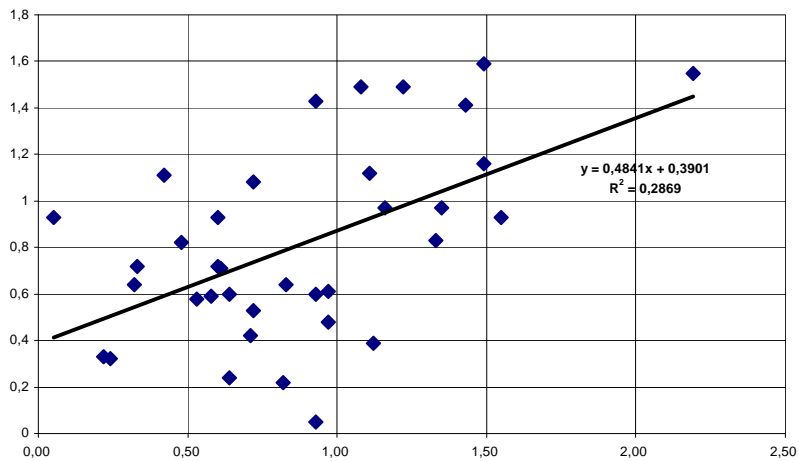
Získaná data jsou prvním kvantifikovaným náhledem do poměrně komplexní problematiky. Sledované plochy reprezentují širší škálu našich dubových porostů, a proto vykazují sledované hodnoty i vyšší variabilitu, přesto byla data hodnocena jako celek. Např. vyřazením některé z „extrémních“ ploch se u některých proměnných výrazně zvýšily korelace, případně se v tabulce zmíněné „trendy“ staly průkaznými. Data jsem pracovně podrobila i dalším analýzám (PCA, parciální korelace, nelineární regrese, neparametrické testy), které nejsou v textu použity, neboť by patrně nepřispěly k přehlednosti této práce. Tato data by si v budoucnu jistě zasloužila ještě hlubší rozbor.

6.2. Dynamika mykorhiz z dlouhodobého pohledu

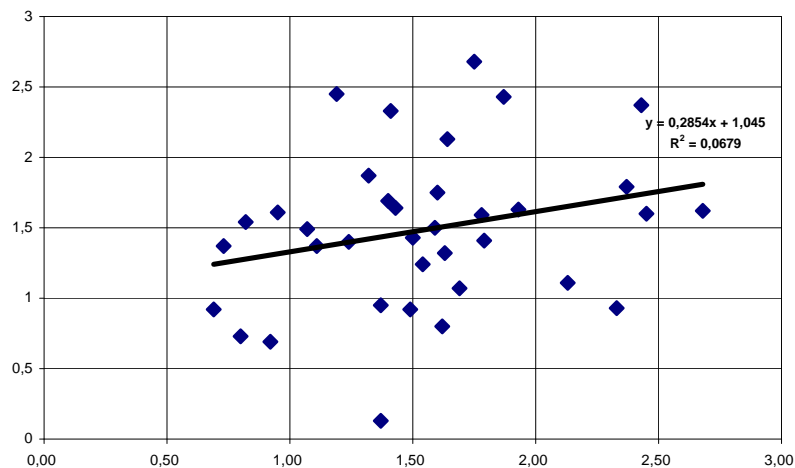
Doposud jsem mykorhizy hodnotila, podobně jako v první části této práce, jako jeden ze závislých parametrů charakterizujících danou lokalitu a rok s odpovídajícími půdními a klimatickými podmínkami. Pokusila jsem se vyhodnotit i změny mykorhiz v dlouhodobé perspektivě. K tomuto účelu jsem zvolila lokality Březka 1 a 2 a Dřevíč 1 a 2, kde souvislý výzkum probíhal po celé pětileté období (10 odběrů po přibližně půl roce). O životnosti jednotlivých mykorhiz bylo doposud publikováno minimum prací. Přitom by tyto údaje bylo možné zjistit poměrně jednoduše např. za použití běžných metod.

Mejstřík (1988) odhaduje, že jednotlivé mykorhizy jsou aktivní nejvýše 2 roky. Jaká je typická (průměrná) životnost, však přesně nevíme. O tom, že jejich životnost není extrémně krátká, svědčí poměrně konzistentní počty při porovnání jaro - podzim i při srovnání hodnot před zimou a po zimě na jednotlivých lokalitách: ($R^2 = 0,2869$, Obr. 6.2.1.).

Vzájemný vztah HuA a HuN je však velmi volný (pokud se dá o vztahu vůbec hovořit), velikost regresního koeficientu neprůkazná ($R^2 = 0,0818$, $p < 0,070$). To je především způsobeno značným kolísáním HuN. Konzistence tohoto parametru v čase je minimální ($R^2 = 0,0679$, Obr. 6.2.2).

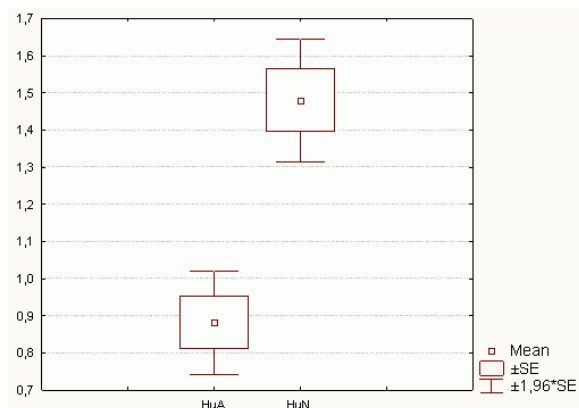


Obr. 6.2.1: Porovnání hodnot z časově následných odběrů HuA



Obr. 6.2.2: Porovnání hodnot z časově následných odběrů HuN

Průměrná hodnota HuN na hodnocených plochách byla přibližně 1,67x vyšší než hodnota HuA (pokud by všechny neaktivní mykorhizy byly reziduem po aktivních mykorhizách, musely by pak přetrvat 1,7x déle!). Ještě větší rozdíl přinášejí data u lokalit sledovaných pouze 3 roky (3,27x !). Není však vyloučeno, že takto výrazný rozdíl je částečně umocněn rozdíly v nepříznivém roce 2000 (Obr. 6.2.3.) - přesto se zdá, že i v dlouhodobém pohledu budou vždy HuN výrazně vyšší.

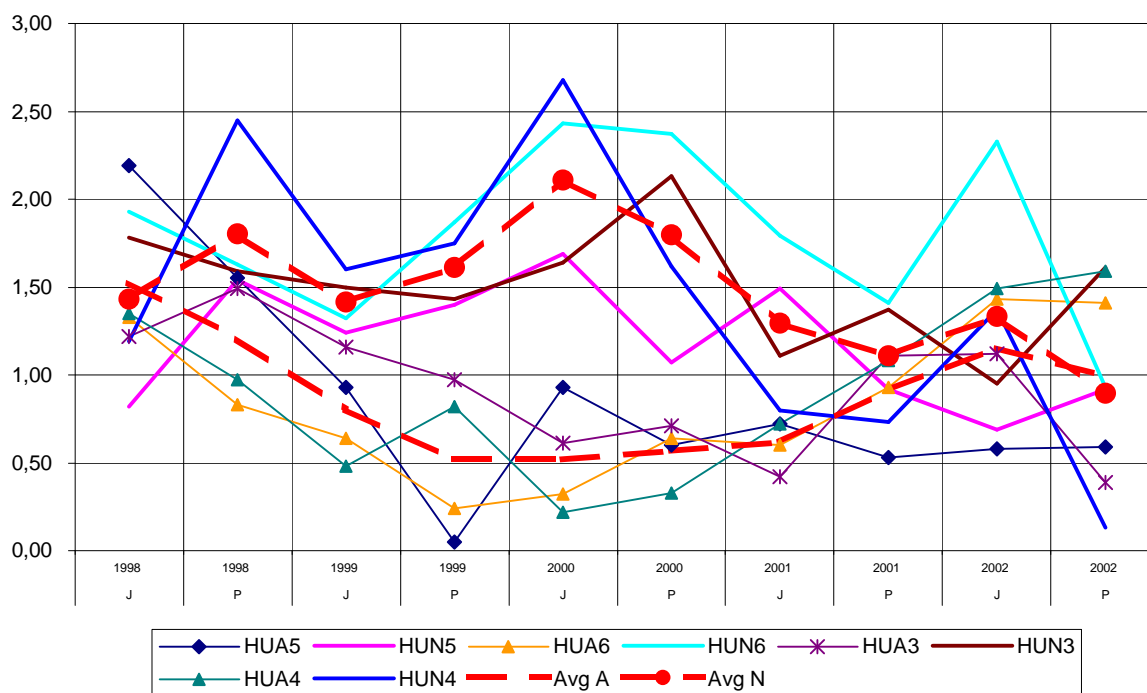


Obr. 6.2.3: Průměrné počty HuA a HuN na hodnocených plochách a jejich rozptyly (rozdíl je statisticky významný $p < 0,000$)

Ze silného kolísání neaktivních mykorhiz (HuN) mezi časově následnými odběry (jaro – podzim – jaro – jaro atd...), minimální korelace s aktivními mykorhizami ($R^2 = 0,082$) a jejich celkové převahy (1,67 a 3,27x) je patrné, že neaktivní mykorhizy patrně nereprezentují pouze odumřelé aktivní mykorhizy (musely by násobně déle přetrvávat), ale jsou nejspíše směsí vzniklou z několika zdrojů: před - aktivní stav, odumřelé stádium a patrně také iniciální stádia, která se nerealizovala v aktivních mykorhizách a přímo přešla do stavu „odumřelých“. Při kvantifikaci z náhodného půdního vzorku záleží zastoupení jednotlivých typů na délce jejich přetrvání v půdě. U těch, které se brzy přemění nebo zaniknou (rozloží se), máme totiž přiměřeně nižší pravděpodobnost zastihnout je ve vzorku. Pokud tedy v průměru převládají neaktivní mykorhizy, je to možné vysvětlit tím, že buď přetrvávají velmi dlouho (což je nepravděpodobné), nebo nejsou jednoduchým produktem aktivních mykorhiz (ve smyslu, že každá neaktivní je pouze výsledkem přechodu z jedné aktivní mykorhizy). Tyto stavy lze modelovat a časový průběh následně ověřovat pomocí postupů, které jsou známy z demografie (Obr. 6.2.4.). Z dostupných prací se zdá, že dekompozice je rychlejší než doba přežívání aktivních kořenů. Praag (1988) prokázal, že po dvou letech na stanovišti smrku (*Picea abies*) se rozloží 23,7% odumřelých kořenů a 100% odumřelých kořenů do 1 mm v průměru se rozloží za 3,2 roku. Průměrný pobytový čas, po který jsou živé a odumřelé

kořeny do 1 mm na stanovišti, byl spočten na 3,1 a 10,2 měsíce. Doba dekompozice kořenů od 1 do 5 mm byla odhadnuta na 12 let. V porostu *Picea sitchensis* bylo pozorováno (Ferrier, Alexander 1985), že odřezané mykorhizní kořeny mohou přežívat 4 – 8 měsíců, což vysvětluje existenci sacharidových zásob v pletivech.

Skutečný obraz zjištěný na všech lokalitách, které byly sledovány po 5 let je na Obr. 6.2.4.



Obr. 6.2.4: Kolísání hodnot HuA a HuN na lokalitách Březka 1 (v legendě č. 5) a 2 (6) a Dřevíč 1 (3) a 2 (4). Spodní tenké spojnice reprezentují poměrně konzistentní a korelující kolísání HuA, zatímco horní silnější spojnice představují silné kolísání HuN bez korelace. Červené přerušované spojnice jsou jejich průměrné hodnoty.

Pro zjednodušení sleduji pouze průměrné hodnoty. Zřetelný propad počtu aktivních mykorhiz nastal nejen v nepříznivém roce 2000, ale již minimálně na podzim 1999. V tomto období zjišťujeme spíše stagnaci a až pozdější nárůst neaktivních mykorhiz (Pešková 2005). Podobný průběh bychom přibližně dostali za předpokladu, že v době propadu došlo k výraznému zkrácení života aktivních mykorhiz, ale pouze za předpokladu jejich současně rychlejšího tvoření. Především tím by mohlo dojít k tak velké produkci neaktivních mykorhiz.

6.3. Druhové spektrum makromycetů

Naše dlouhodobé výzkumy ukazují (Fellner, Soukup 1996), že houby lze považovat za vhodné bioindikátory míry narušení tzv. ektotrofní stability lesa (ESL), dané ektomykorhizním soužitím. Lze stanovit 3 stádia narušení ESL, přímo spojená s určitými fázemi obohacování, resp. ochuzování mykocenóz houbových společenstev (Fellner, Pešková 1995):

1. Latentní stupeň narušení ESL se vyznačuje poklesem procentuálního podílu ektomykorhizních makromycetů pod 40 %, zatímco podíl lignikolních makromycetů má tendenci překročit 30 % z celkového počtu zjištěných druhů. Je patrná inhibice fruktifikace mykorhizních druhů a naopak obohacování lignikolních mykocenóz spojené se stimulací fruktifikace dřevokazných hub.
2. Akutní stupeň narušení ESL je charakterizován již konstantně nižším procentuálním podílem (pod 40 %) mykorhizních druhů hub, zatímco podíl dřevokazných druhů hub bývá zpravidla vyšší než 40 % z celkového počtu. Je patrné výrazné ochuzování ektomykorhizních mykocenóz a nárůst druhové diversity lignikolních mykocenóz a jejich zvýšená fruktifikace.
3. Letální stupeň narušení ESL je posledním, již prakticky ireverzibilním stádiem, kdy procentuální podíl ektomykorhizních druhů hub je konstantně nižší než 20 % z celkového počtu makromycetů, zatímco podíl dřevokazných makromycetů bývá nadpoloviční.

Dominantní dřevinou na všech plochách je *Quercus petraea* nebo *Quercus robur* s výjimkou plochy Březka 3, kde je dominantní *Quercus rubra*. Na výskyt mykorhizních hub má značný vliv především mykorhizní partner, v tomto případě *Quercus*. *Quercus rubra* jakožto nepůvodní dřevina nevytváří na našem území vhodné podmínky pro tvorbu mykorhiz a mykorhizní houby se s ním vyskytují zřídka, jak svědčí i snímek uvedené plochy. Vliv na přítomnost některých druhů mykorhizních hub má příměs *Carpinus betulus*, zejména na ploše Třebotov 1 a částečně na ploše Dřevíč 2. Tyto plochy patří současně mezi druhově nejbohatší, jak v druhové, tak v rodové diverzitě mykorhizních hub. Z dalších příměsí mykorhizních partnerů – dřevin je na ploše Dřevíč 1, ale pouze okrajově, přítomen *Fagus sylvatica*, na ploše Dřevíč 2 zcela okrajově *Picea abies*, na ploše Březka 4 *Tilia cordata* a *Larix decidua*.

Značný vliv na výskyt mykorhizních hub má také kvalita podloží a půdy (Gryndler et al. 2004). Na ploše Třebotov 1, jako na jediné z uvedeného souboru, se jedná o bazičtější substráty v rámci Českého krasu, což s sebou přináší pestřejší a odlišnou mykofloru, tj. i odlišné ektomykorhizní houby. Křivoklátsko leží mírně výše a zasahuje již do pásma výskytu

Fagus sylvatica. Plochy Dřevíč 1, 2 jsou bohaté na mykorhizní houby a doubravy jsou zde přítom přirozenějšího charakteru. Oproti tomu v oboře Březka působí na mykorhizní houby soustavný vliv spásání podrostu zvěří, nejvíce se to dotýká plochy Březka 1.

Nejvíce mykologicky pozoruhodných, vzácnějších druhů mykorhizních hub bylo nalezeno na plochách Třebotov, Dřevíč 1, 2. Z toho uvádím například :

Třebotov: *Cortinarius volvatus*, *Entoloma sinuosum*, *Hygrophorus discoideus*, *H. quercetorum*, *H. russula*, *Inocybe hirtella*, *Lactarius pallidus*, *Pseudocraterellus sinuosus*, *Russula aurea*, *R. persicina*

Dřevíč 1: *Clavariadelphus pistillaris*, *Cortinarius glandicolor*, *C. venetus*, *Russula vetermosa*, *Xerocomus armeniacus*

Dřevíč 2: *Amanita lividopalescens*, *Cortinarius glandicolor*, *C. salor*, *C. venetus*, *C. vibratilis*, *C. vitellinopes*, *Lactarius pallidus*

Křivoklát 2: *Cortinarius orichalceus*

Březka 1: *Gyroporus castaneus*, *Russula livescens*, *R. raoultii*, *Scleroderma bovista*

Březka 2: *Russula livescens*

Březka 4: *Inocybe lacera*

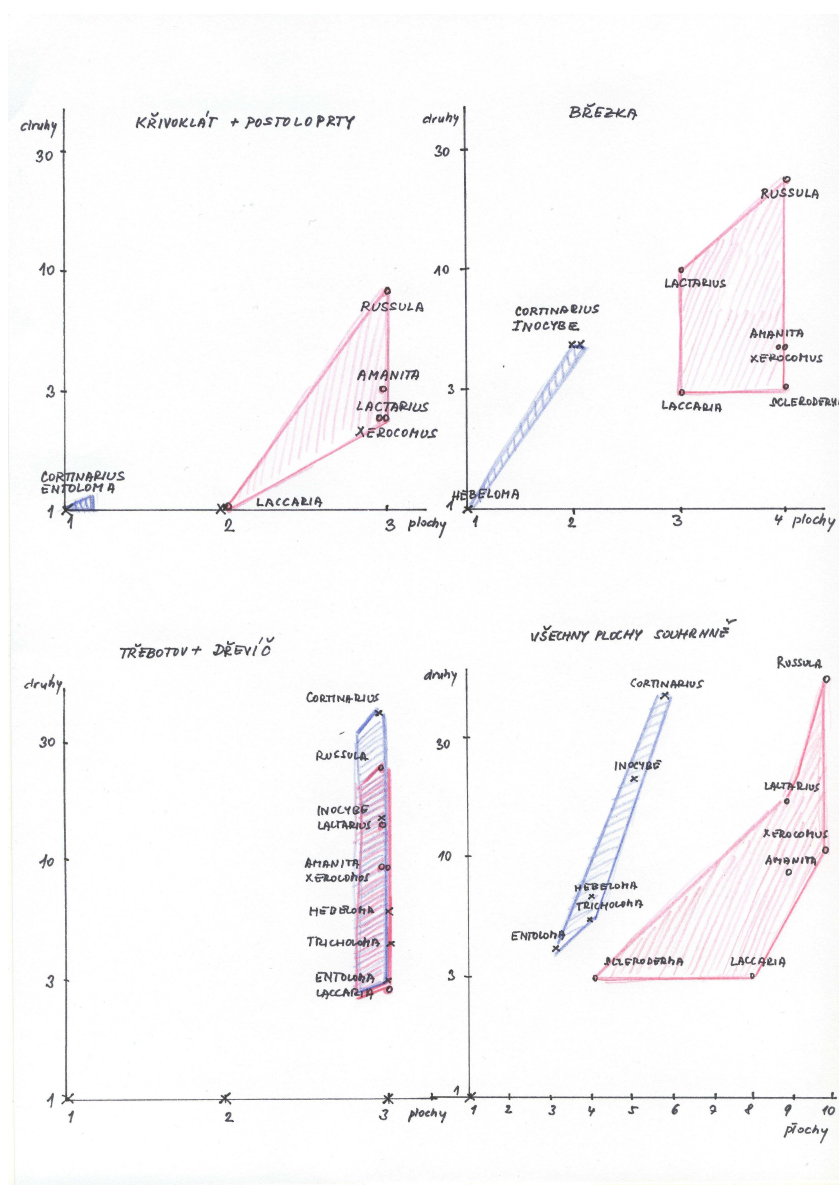
Rodové i druhové zastoupení mykorhizních hub na plochách závisí na mnoha faktorech (podobnosti a odlišnosti sledovaných ploch, zejména stáří porostu, přítomnost podrostu, stanovištní podmínky jako acidifikace, míra narušení lesních porostů) (Fellner, Pešková 1995). Z našich sledování je možné plochy rozdělit na tři skupiny:

První skupinu tvoří plochy značně ochuzené Křivolát 1, 2 a Postoloprty. Zde byl výskyt rodu *Cortinarius*, *Entoloma* naprosto ojedinělý a rody *Inocybe*, *Hebeloma*, *Tricholoma* a *Hygrophorus* nebyly zjištěny. Konstantnost výskytu rodu *Russula*, *Amanita*, *Lactarius*, *Xerocomus*, *Laccaria* zde je ale při velmi nízké druhové diverzitě.

Druhou skupinu tvoří plochy Březka 1, 2, 3, 4. Zde je výskyt rodu *Cortinarius*, *Inocybe*, *Hebeloma* málo konstantní a při nízké druhové diverzitě. Naproti tomu výskyt rodu *Russula*, *Lactarius*, *Amanita*, *Xerocomus*, *Scleroderma* a *Laccaria* je stabilní při vyšší druhové diverzitě.

Třetí skupinou jsou plochy poměrně bohaté Třebotov a Dřevíč 1, 2. Konstantnost i druhová diverzita *Cortinarius*, *Inocybe*, *Hebeloma*, *Tricholoma*, *Entoloma* je zde vysoká. Stejně vysokou zůstává i konstantnost a druhová diverzita rodu *Russula*, *Lactarius*, *Amanita*, *Xerocomus*, *Laccaria*.

Porovnáním kvalitativních parametrů jednotlivých sledovaných ploch v souvislosti s výskytem mykorhizních hub na nich byla provedena numerická analýza diverzity přítomných rodů hub (Obr. 6.3.1).



Obr. 6.3.1: Zastoupení EKM hub na sledovaných plochách

Výsledky naznačují, že existuje spektrum rodů mykorhizních hub více tolerantních ke kyseljším půdním reakcím, specificky doubrav a pravděpodobně také k jistému stupni narušení lesních porostů. Mohou to být zejména rody *Russula*, *Lactarius*, *Amanita*, *Xerocomus*, *Laccaria*, *Scleroderma*, (rod jako celek, nikoliv někteří jeho speciifití zástupci, jejichž vlastnosti mohou být odlišné).

Naproti tomu mezi rody, které jsou buď méně tolerantní ke kyseljším půdním reakcím nebo i k jistému stupni narušení stability lesních porostů, je možné přiřadit rody

Cortinarius, *Inocybe*, *Hebeloma*, *Tricholoma*, *Entoloma*, případně *Hygrophorus*. Postavení rodu *Boletus* nebylo možné hodnotit pro příliš málo nálezů.

6.4. Globální srovnání ektomykorhizních hub

Porovnání rodů ektomykorhizních hub z různých částí světa se zcela odlišnou kompozicí lesních společenstev ukazuje, že existuje pouze úzký okruh rodů, které se na nich podílejí. Existuje také pouze velmi omezený počet prací, které se touto problematikou zabývají.

V listnatých a jehličnatých lesích Severní Ameriky a ostatních oblastí mírného pásu je druhová pestrost mykorhizních hub pohybuje mezi 18 až 114 mykorhizními druhy (Allen et al. 1995). Molina (Molina et al. 1992) vyčíslil nejdůležitější ektomykorhizní rody světa v tomto pořadí (s klesající důležitostí): *Cortinarius*, *Russula*, *Hygrophorus*, *Inocybe*, *Amanita*, *Lactarius*, *Entoloma* a *Boletus* (některé z nich tvoří mykorhizy převážně s jehličnany). V Západních Himalájích (nad 3000 m n. m., Pande et al. 2004) vyhodnotili následující pořadí: *Amanita*, *Russula*, *Boletus*, *Lactarius*, *Hygrophorus* a *Cortinarius*. Navíc k nejdůležitějším přiřadili i *Leccinum* a *Suillus*. Poměr kloboukatých hub v Západních Himalájích byl 34% mykorhizních druhů k 66% nemykorhizních druhů, což zhruba odpovídá i našim poměrům.

Tab. 6.4.1: Srovnání výskytu různých ektomykorhizních rodů v lesních biotopech různých oblastí světa a vzájemná podobnost mezi jednotlivými oblastmi. Podobnost společenstva (%) je počet shodných rodů vztažený k celkovému počtu rodů zjištěných ve srovnávané oblasti.

	Naše plochy (CZ)	Kalifornie (C)	Itálie (I)	Austrálie (A)	Západní Himaláje (WH)	Nepál (N)
Počet rodů	18	21	18	24	27	23
Podobnost společenstva (%)	CZ/C=43	C/I = 41	I/A = 57	A/WH = 39	WH/N = 80	
	CZ/I=83	C/A = 44	I/WH = 48	A/N = 46		
	CZ/A=50	C/WH = 37	I/N = 58			
	CZ/WH=41	C/N = 40				
	CZ/N=52-57*					

* odhad

Rozsah srovnávaných oblastí vychází z dostupnosti relevantních seznamů. Na studovaných lokalitách (data z Alen et al. 1995, Pande et al. 2004) bylo zjištěno pouze 18 - 27 rodů bez ohledu na geografický původ. Jak se dalo očekávat, lesy z bližších oblastí jsou si podobnější, přesto překvapuje poměrně velká stabilita při porovnání lokalit dosti vzdálených.

Celosvětově byla zjištěna u publikovaných rozborů podobnost ektomykorhizních společenstev v rozsahu 37 - 58% rodů, což se zdá relativně velmi vysoké vzhledem k nízké podobnosti v druhové skladbě stromů. U blízkých oblastí je shoda nepoměrně vyšší. Navíc bylo zjištěno 8 rodů, které jsou zastoupeny ve všech zde srovnávaných společenstvech.

Počet mykorhizních rodů nalezených u nás na sledovaných plochách (celkem 18) je velmi podobný obdobným dubovým lokalitám z Itálie (18). Podle očekávání mají naše lokality nejvyšší rodovou podobnost s Itálií (83%), ale poměrně značnou shodu i s Austrálií a Nepálem. Nejméně podobná je skladba mykorhizních hub z Kalifornie (41%) a Západních Himalájí (40%). Přesto lze konstatovat, že ektomykorhizní houby jsou v tomto ohledu z velké části podobné v celosvětovém měřítku.

6.5. Vliv vápnění na mykorhizní poměry

Vápnění obecně zvyšuje pH, proto byl jeho vliv na mykorhizy očekáván. Otázkou je, jaké dávky CaCO_3 jsou potřebné k výraznějšímu ovlivnění iontové bilance lesních půd a pozorovatelné změně v aktivitě makromycetů.

Analýzy dat jednoznačně prokázaly, že množství neaktivních mykohiz obecně negativně koreluje s pH půdy, přestože se na všech lokalitách jednalo o poměrně kyselé půdy a rozdíly pH byly minimální. Výsledky vyhodnocení korelace pH ze všech lokalit s uvažovanými závisle proměnnými jsou v Tab. 6.5.1. Překvapivá je statisticky významná negativní korelace všech variant neaktivních mykorhiz (HuN). Takovou ilustrací je i Obr. 6.5.1. Hodnoty aktivních mykorhiz nebyly průkazné, avšak blížily se hladině významnosti. Můžeme zde uvažovat o jisté tendenci k pozitivní vazbě, kterou by se pravděpodobně podařilo prokázat na méně různorodém souboru lokalit nebo při větších rozdílech pH. Protože hodnoty aktivních a neaktivních mykorhiz mají opačnou tendenci, není překvapením, že vztahy jejich kombinací (AJ, AP, AR, HuCJ, HuCP, HuCR) jsou daleko od průkazné korelace.

Srovnání vápněných pokusných ploch s plochami kontrolními nám poskytlo poněkud rozporné výsledky. Na lokalitě Březka (plocha 1 vápněná, plocha 2 kontrolní) bylo možné pozorovat rozdílné průměrné hodnoty neaktivních mykorhiz, které patrně souvisely s výrazným rozdílem v pH pokusné plochy a kontroly.

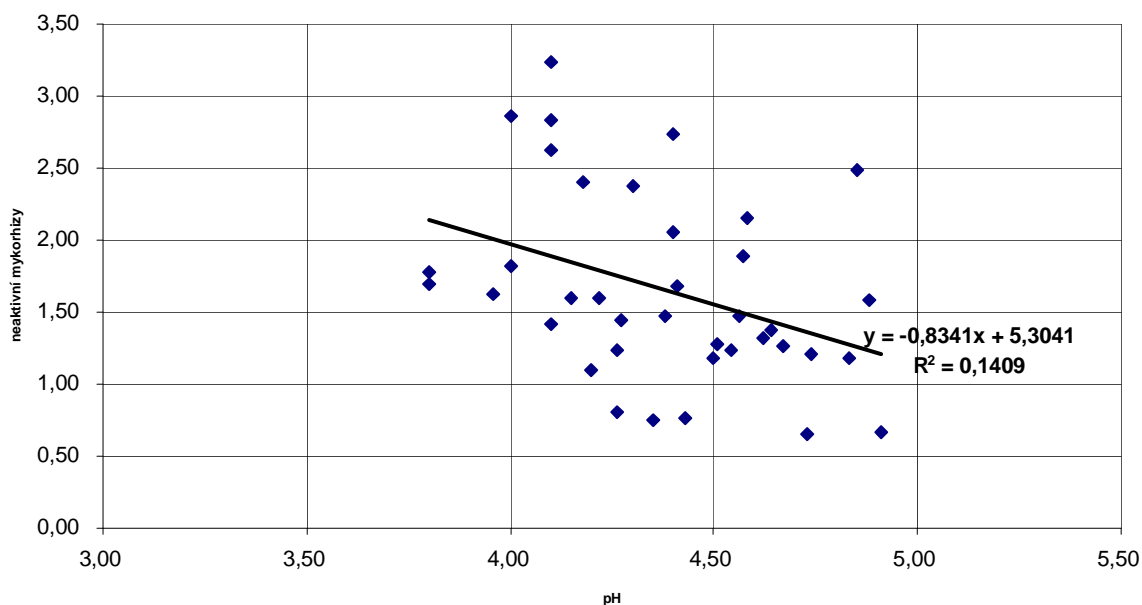
Oproti tomu na lokalitě Dřevíč byly překvapivě hodnoty vápněné plochy v průměru podobné ploše kontrolní, tedy nevápněné a s tím patrně souvisí i absence rozdílů v mykorhizách. Otázkou je, zda nebyla pokusná plocha již před vápněním natolik kyselá oproti kontrole, že vápnění již tento stav nezvrátilo.

I když svým rozsahem pětileté řady dat neumožňují kvalitní porovnání párovaných dat, připojuji pro ilustraci výsledky základního statistického zpracování, které také naznačuje specifickou situaci u neaktivních mykorhiz:

Tab. 6.5.1: Vyhodnocení korelace pH se sledovanými proměnnými

Var	R2	p	p	
HuAJ	0,093404	0,062		\
HuAP	0,071064	0,106		tendence k pozitivní korelaci
HuAR	0,095089	0,060		/
HuNJ	0,031894	0,032	*	\
HuNP	0,106379	0,046	*	průkazně negativní korelace
HuNR	0,140852	0,020	*	/
MykH	0,052827	0,191		\
CelkH	0,053676	0,187		\
Def	0,013889	0,507		bez korelace
Def1	0,012425	0,530		/
DefPR	0,01417	0,503		/

S klesající kyselostí (rostoucím pH) klesá i počet neaktivních mykorhiz, což může být způsobeno jejich kratším přetrváním v půdě nebo méně častým odumíráním aktivních mykorhiz v důsledku jejich delší existence. Také se na tom může podílet rychlejší přechod “před - aktivních” fází do aktivních mykorhiz.



Obr. 6.5.1: Korelace mezi HuNR (y) a pH (x)

Tab. 6.5.2: Statistické srovnání mykorhizních parametrů na vápněných a kontrolních plochách

Březka	vápněné		nevápněné		t	df	p	
	průměr	průměr	průměr	průměr				
pH	4,646	4,062	4,646	4,062	6,457	8	0,000	***
HuAR	0,812	0,836	0,812	0,836	-0,074	8	0,943	
HuNR	1,148	1,802	1,148	1,802	-3,259	8	0,012	*
AR	38,800	31,800	38,800	31,800	0,768	8	0,464	
Dřevíč								
pH	4,360	4,354	4,360	4,354	0,035	8	0,973	
HuAR	0,920	0,906	0,920	0,906	0,056	8	0,957	
HuNR	1,514	1,434	1,514	1,434	0,257	8	0,804	
AR	37,400	39,400	37,400	39,400	-0,228	8	0,825	

Dalším parametrem ke srovnání těchto ploch může být porovnání zdokumentovaného výskytu plodnic (všech a ektomykorhizních druhů zvláště) za zkoumané pětileté období. Vápněním může docházet nejen ke změně pH, ale i k dalším obtížněji měřitelným změnám

chemizmu půdy, na který mohou reagovat některé druhy hub, jak uvádí Lepšová (2003), kdy v acidifikovaných horských polohách smrkových porostů zcela chyběly ektomykorhizní houby rodu *Cortinarius*, *Inocybe*, *Amanita*, *Russula* a *Lactarius*.

7. Závěr

Podle některých odhadů (Pande et al. 2004) dosahuje hmotnost mykorhizních hub v lese až 25% (i více) podzemní hmoty příslušného ekosystému a tvoří tak jednu z jeho nejpodstatnějších částí. Přesto však zůstává tato složka oproti jiným biologickým skupinám jednou z nejméně prozkoumaných a to jak z hlediska druhového, tak především z hlediska její dynamiky. Abychom lépe pochopili proměny související s globálními změnami, které se do značné míry projevují i v produkčních parametrech lesa, je potřeba jejího hlubšího poznání od lokálních úrovní až po úrovně společenstev.

Předložená práce podává kvantifikovaný obraz dlouhodobých změn dubových kořenů a jejich mykorhiz, sledovaných pomocí vzorkování spolu s daty o zdravotním stavu příslušných dubových porostů a kvalitě společenstva makromycetů na sledovaných studijních plochách. V této práci jsou vyhodnoceny jejich vzájemné vztahy a změny způsobené kolísáním environmentálních faktorů. Sledované parametry jsou v složitém vzájemném vztahu, který je obtížné do detailu kauzálně identifikovat. Statisticky průkazné korelace mezi nezávisle proměnnými faktory prostředí a sledovanými biologickými parametry (vzájemné dílčí korelace) udává tabulka 5.5.1.3.1. Významnou roli ve vývoji a změnách mykorhiz hrají srážky, především v letním období. Dalším velmi důležitým faktorem jsou i drobné změny pH, které lze např. ovlivnit přiměřeným vápněním.

Získaná data ukazují, že dynamika aktivních a neaktivních mykorhiz se do značné míry liší, pravděpodobně více, než lze vysvětlit vzájemným kvantitativním přechodem jedné formy v druhou.

Z výsledků práce lze učinit tyto závěry:

- Porovnáme-li mykorhizní situaci na plochách, které leží blízko sebe, je patrná výrazná korelace mezi studovanými plochami a významné vzájemně srovnatelné roční kolísání ve všech parametrech a většině sledovaných let.
- Porovnáním procentuálního podílu aktivních mykorhiz s procentuálním podílem mykorhizních druhů hub je patrná pozitivní korelace, kdy se stoupajícím procentem aktivních mykorhiz stoupá i procento mykorhizních druhů hub. Naopak při vyšší hustotě neaktivních mykorhiz klesá podíl mykorhizních hub.
- Vysoké průměrné defoliace dubů byly stabilně zaznamenávány v letech 1998 – 2000 na plochách Dřevíč 1, Březka 4. V těchto srážkově méně příznivých letech docházelo k zhoršování zdravotního stavu stromů (zvýšení míry primární defoliace), které

vyvrcholilo v r. 2000. Téměř ve všech námi sledovaných doubravách došlo v posledních dvou, srážkově poměrně příznivých letech ke zlepšení stavu. I přes patrné zlepšení situace v roce 2002 nelze zdravotní stav dubů považovat za optimální.

- Z dostupných dat byly jako typické environmentální faktory použity: nadmořská výška, pH, humus, SraLet, SraZim, SraR, TepLet, TepZim. Zatímco meteorologické podmínky kolísaly význačným způsobem v jednotlivých letech, tak hodnoty pH byly velmi podobné a množství humusu v průběhu sledovaného období bylo bráno jako konstantní. Navíc byly na všech plochách velmi blízké (malý obsah humusu, vysoká kyselost). Testy neprokázaly, že množství humusu ovlivňuje sledované parametry na jednotlivých plochách. Naopak se prokázal významný vliv pH, ačkoliv se jeho absolutní hodnoty pohybovaly v úzkém rozmezí 3,8 – 4,9. Analýzy dat jednoznačně prokázaly, že množství neaktivních mykorhiz obecně negativně koreluje s pH půdy.
- Z výsledků je patrné, že množství letních srážek silně pozitivně koreluje s hustotou aktivních mykorhiz a negativně s hustotou neaktivních mykorhiz. Letní srážky mají značný vliv i na množství hub a zastoupení mykorhizních druhů. Zimní srážky naopak negativně korelují s hustotou aktivních i neaktivních mykorhiz.
- Celková defoliace a defoliace stromu, kde byl vzorek odebrán, je pozitivně korelovaná s množstvím aktivních mykorhiz na jaře a za rok a s procentickým zastoupením aktivních mykorhiz na jaře a za rok.
- Změny mykorhiz v dlouhodobé perspektivě ukazují, že vzájemný vztah hustoty aktivních a neaktivních mykorhiz je velmi volný. To je především způsobeno značným kolísáním hustoty neaktivních mykorhiz. Je zřejmé, že v dlouhodobém pohledu jsou vždy hustoty neaktivních mykorhiz výrazně vyšší, přestože předpokládáme jejich kratší „životnost“ a tedy nižší pravděpodobnost zachycení ve vzorku.
- Výsledky ukazují, že existuje spektrum rodů mykorhizních hub více tolerantních ke kyseljším půdním reakcím, specificky doubrav a pravděpodobně také k jistému stupni narušení lesních porostů. Mohou to být zejména rody *Russula*, *Lactarius*, *Amanita*, *Xerocomus*, *Laccaria*, *Scleroderma*. Naproti tomu mezi rody, které jsou buď méně tolerantní ke kyseljším půdním reakcím nebo i k jistému stupni narušení stability lesních porostů, je možné přiřadit rody *Cortinarius*, *Inocybe*, *Hebeloma*, *Tricholoma*, *Entoloma*, případně *Hygrophorus*.

- Celosvětově byla zjištěna u publikovaných rozborů podobnost ektomykorhizních společenstev v rozsahu 37 - 58% rodů, což se zdá relativně velmi vysoké vzhledem k nízké podobnosti v druhové skladbě stromů. U blízkých oblastí je shoda nepoměrně vyšší. Bylo zjištěno 8 rodů, které jsou zastoupeny ve všech zde srovnávaných společenstvech.
- Počet mykorhizních rodů nalezených u nás na sledovaných plochách (celkem 18) je velmi podobný obdobným dubovým lokalitám z Itálie (18). Podle očekávání mají naše lokality nejvyšší rodovou podobnost s Itálií (83%), ale poměrně značnou shodu i s Austrálií a Nepálem. Nejméně podobná je skladba mykorhizních hub z Kalifornie (41%) a Západních Himalájí (40%).
- Srovnání vápněných a nevápněných kontrolních ploch přineslo nejednoznačné závěry. Obě vápněné plochy vykázaly vyšší počet rodů, ale druhová skladba byla bohatší pouze v případě Březky, zatímco u druhově velmi bohatých ploch na Dřevíči byl pozorován nižší počet druhů na vápněné ploše. I zde má platnost obecný vztah mezi neaktivními mykorhizami a pH (viz výše).

Použité zkratky

A – aktivní mykorhiza

N – neaktivní mykorhiza

HuA - hustota aktivních mykorhiz

HuN - hustota neaktivních mykorhiz

HuAJ - hustota aktivních mykorhiz na jaře

HuNJ - hustota neaktivních mykorhiz na jaře

HuCJ – hustota aktivních a neaktivních mykorhiz na jaře

HuAP - hustota aktivních mykorhiz na podzim

HuNP - hustota neaktivních mykorhiz na podzim

HuCP - hustota aktivních a neaktivních mykorhiz na podzim

HuAR - hustota aktivních mykorhiz za rok

HuNR - hustota neaktivních mykorhiz za rok

AJ – procentuální podíl aktivních mykorhiz na jaře

AP - procentuální podíl aktivních mykorhiz na podzim

AR - procentuální podíl aktivních mykorhiz za rok

DFHuA – rozdíl hustoty aktivních mykorhiz mezi jarem a podzimem v jednom roce

DFHuN - rozdíl hustoty neaktivních mykorhiz mezi jarem a podzimem v jednom roce

MykH – procentuální podíl mykorhizních hub

CelkH – celkový počet všech hub

SraLet – srážky letní

SraZim – srážky zimní

SraR – srážky roční

TepLet – teplota letní

TepZim – teplota zimní

TepR – teplota roční

pH – ve vodním výluhu

Def – defoliace stromů

DefPR – defoliace stromů posunutá o jeden rok zpět

Def1 – defoliace stromů u nichž byly odebírány sondy

MNM – nadmořská výška

MM1J – průměrná hmotnost sušiny do 1mm na jaře

MM1P – průměrná hmotnost sušiny do 1 mm na podzim

EKM – ektomykorhizní

ESL – ektotrofní stabilita lesa

8. Summary

Health status of oak forests was studied using information about the level of ectomycorrhizal infection and its temporal changes in comparison with environmental data. Ten study plots were selected with representative tree coverage. These oak study plots were used in this study: LS Křivoklát (Křivoklát No1 and 2), LS Nižbor (Dřevíč No 1 and 2), Lesy Steinských (Třebotov), LS Žatec (Postoloprty) and mainly four plots in the enclosure of Březka VÚLHM (Březka No 1, 2, 3 and 4). On each plot (size of about 2000 m²) 50 representative trees were chosen and tagged for repeated evaluations. Each study plot was monitored for at least 3 years, however two sites (4 plots) were studied consequent 5 years in the row. In spring and autumn from each plot in total 5 root&soil samples were sampled with the probe of 6 cm in diameter (and 15 cm in depth) in a standard design. Root samples were evaluated using standard method that was developed and proved to produce compatible data. Active and inactive ectomycorrhizae were identified and counted under microscope. Together I analyzed 360 root&soil samples. Main evaluated parameters were: density of active mycorrhizae abbrev. - HuA, inactive mycorrhizae - HuN and the proportion of active once - %A. Samples from spring are denoted by "J", from autumn by "P" and averages for all year by "R". Between 1998 - 2002 the extensive dataset was created that contains also a set of standard meteorological data together with defoliation of tagged trees (evaluated once a year). Every 1 - 2 months all plots were monitored and the evidence of all fruiting bodies was recorded. All macromycetes especially the epigeous ectomycorrhizal species were sampled and identified.

The level of active mycorrhizae (HuAR) ranges between 1,87 and 0,03 with maximum values in Březka 1/1998 (1,87), Dřevíč 2/2002 (1,54), Březka 2/2002 (1,42), Dřevíč 1/1998 (1,36), Třebotov 2002 (1,28) and Dřevíč 2/1998 (1,16). Minimum values were found in Křivoklát 2/2000 (0,03), Křivoklát 1/2000 (0,14), Březka 3/2000 (0,16) and Postoloprty 2000 (0,22). Non-active mycorrhizae (HuNR) were found more numerous and more fluctuating between years and plots ranging between 0,65 do 3,23 with minimum values in Březka 1/2002 (0,65), Křivoklát 2/2000 (0,66), Dřevíč 2/2002 (0,75), Dřevíč 2/2001 (0,77) and Křivoklát 1/2000 (0,80). In contrast, the maximum values were found in Postoloprty 2000 (3,23), Křivoklát 1/1998 (2,86), Postoloprty 2001 (2,83), Křivoklát 2/1998 (2,74), Postoloprty 2002 (2,62) and Křivoklát 2/1999 (2,48). Relative ratio of active mycorrhizae (%AR) ranges between 62% and 4%. I found maximum in Březka 1/1998 (62%), Dřevíč 2/2002 (58%), Dřevíč 2/2001 (54%), Třebotov 2002 (54%) and Březka 2/2002 (51%). The lowest values

were found in Dřevíč 1/2000 (4%), Postoloprty 2000 (6%), Křivoklát 1/2000 (12%) and Březka 3/2000 (12%).

I found synchronous fluctuation of almost all figures describing dynamics of mycorrhizae in time especially on plots that are situated not far away. The links between environmental conditions and mycorrhizae are complicated as many evaluated factors are intercorrelated and it is often not clear what are dependent and independent parameters. Figures in Tab. 5.5.1.3.1. summarize correlations between main parameters. Summer precipitations are the most important for majority of figures. Soil acidity plays also very important role despite the fact that it ranges only in a very small scale (3,8 - 4,9). It affects mainly inactive mycorrhizae. Thus, long term fluctuations of both types of mycorrhizae are influenced by different parameters and they act independently in large scale.

There is a positive correlation between %AR with percentages of mycorrhizal fungi identified in particular year. In opposite, the ratio of mycorrhizal fungi falls down with growing HuN. Higher ratio of mycorrhizal fungi is correlated with prosperity of forest stands. The richness of mycorrhizal fungi (number of species or genera) is also an indicator of different stands and tree health statuses. Our plots with more than 60 species of mycorrhizal fungi are described as rich plots (Dřevíč 2, Třebotov and Dřevíč 1). Medium rich plots provided between 30 - 60 species (Březka 1, Březka 4). There were also poor plots with less than 30 species like Březka 2, Křivoklát 2, Křivoklát 1, Postoloprty a Březka 3.

From taxonomic point of view, the most interesting plots were Třebotov and Dřevíč 1, 2 where we found among others the following species:

Třebotov: *Cortinarius volvatus*, *Entoloma sinuosum*, *Hygrophorus discoideus*, *H. quercetorum*, *H. russula*, *Inocybe hirtella*, *Lactarius pallidus*, *Pseudocraterellus sinuosus*, *Russula aurea*, *R. persicina*

Dřevíč 1: *Clavariadelphus pistillaris*, *Cortinarius glandicolor*, *C. venetus*, *Russula veternosa*, *Xerocomus armeniacus*

Dřevíč 2: *Amanita lividopalescens*, *Cortinarius glandicolor*, *C. salor*, *C. venetus*, *C. vibratilis*, *C. vitellinopes*, *Lactarius pallidus*

Křivoklát 2: *Cortinarius orichalceus*

Březka 1: *Gyroporus castaneus*, *Russula livescens*, *R. raoultii*, *Scleroderma bovista*

Březka 2: *Russula livescens*

Březka 4: *Inocybe lacera*

Comparison of genera of ectomycorrhizal fungi across global temperate wood-land communities indicates relatively higher level of uniformity i.e. not only the numbers are fairly similar for widely differing forest communities of the world (1 – 27), but also there is high level of similarity between such remote areas in the community coefficient (37 - 58%).

Health status of trees measured as levels of defoliation reported the worse situations in Dřevíč 1 (41% – 49%) and Březka 4 (40% - 52%). In the year with a very low precipitation (like 2000) I found simultaneous increase of defoliation in all plots. In following years with improved humidity the defoliations improved except the plot Postoloprty (45% - 49%, but it is situated in the driest „rain shadow“ area). In Březka 2 we have seen improvement from 51% in 2000 to 37% in 2002. These figures indicate positive trend of last years generally in all places.

9. Literatura

- Alexander I., 1985: Measuring mycorrhizal biomass: principles and problems. - In: Proc. of the 6th NACOM, June 25-29, 1984, Bend, Oregon, U.S.A., Published by: Forest Research Laboratory, 1985: 136-138
- Allen E. B., Allen M. F., Helm D. J., Trappe J. M., Molina R., Rincon E., 1995: Patterns and regulation of mycorrhizal plant and fungal diversity. – Plant and Soil, 170: 47-62
- Arnebrant K., Söderström B., 1989: The influence of nitrogen fertilization on ectomycorrhizal mycelial colonization and infection. – Agric. Ecosyst. Environm., 28: 21-25
- Arnolds E., 1989: The changing macromycete flora in the Netherlands. - Trans. Brit. Mycol. Soc., 90: 391-406
- Berger T. W., Glatzel G., 1994: Deposition of atmospheric constituents and its impact on nutrient budgets of oak forests (*Quercus petraea* and *Quercus robur*) in Lower Austria. – Forest Ecology and Management, 70: 183-193
- Brandrud T. E., 1995: The effects of experimental nitrogen addition on the ectomycorrhizal fungus flora in an oligotrophic spruce forest at Gårdsjön, Sweden. – Forest Ecology and Management, 71: 111-122
- Brunner I., 2001: Ectomycorrhizas: their role in forest ecosystems under the impact of acidifying pollutants. – Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics, 4/1: 13-27
- Caisová V., 1992: Možnosti využití ektomykorrhizních hub rodu *Laccaria* pro inokulaci sadebního materiálu. [Diplomová práce] – Vysoká škola zemědělská v Praze, Fakulta Agronomická, rukopis 104 pp.
- Caisová V., 1994: Hodnocení mykorrhizace sazenic smrku pichlavého (*Picea pungens*) po aplikaci tekutého a suchého inokula lakovky (*Laccaria proxima*). - Práce VÚLHM, 79: 117-123
- Causin R., Montecchio L., Accordi S. M., 1996: Probability of ectomycorrhizal infection in a declining stand of common oak. – Ann. Sci. For., 53: 743-752
- Cudlín P., 2002: Vliv dlouhodobé acidifikace na stav a strukturu asimilačních orgánů smrku ztepilého. – In: Hruška J., Cienciala E., (eds.): Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví. - Praha, Ministerstvo životního prostředí, p. 121-127

- Cudlín P., Chmelíková E., Malenovský Z., Zemek F., Heřman M., 1999: Zjišťování vztahů mezi fruktifikací ECM hub a stanovištními faktory na trvalých výzkumných plochách pomocí „MINI GIS“. - In: Houby a les. – MZLU, Brno 3.-5. června, p. 27-30
- Černý A., 1976: Lesnická fytopatologie. – SZN, Praha, 347 pp.
- Fabiánek P. et al. 2004: Monitoring stavu lesa v České republice 1984 – 2003. – MZ ČR, VÚLHM Jíloviště – Strnady: p. 20 - 35
- Fellner R., 1987: Monitorování změn v druhové diverzitě mykorrhizních hub na imisně různě exponovaných stanovištích (Monitoring of changes in species diversity of mycorrhizal fungi in sites exposed to different levels of air pollution). - In: Ekologie mykorrhiz a mykorrhizních hub. - DT ČSVTS, Pardubice, p. 93-103
- Fellner R., 1989: Mycorrhizae - forming fungi as bioindicators of air pollution. – Agric. EcoSyst. Environm., 28: 115-120
- Fellner R., 1993: Air pollution and mycorrhizal fungi in Central Europe. – In: Pegler D. N., Boddy L., Ing B., Kirk P. M., (eds.): Fungi of Europe: Investigation, recording and conservation. – Royal Botanic Gardens, Kew, p. 239-250
- Fellner R., Bystřičan A., Tihounová H., Soukup F., Javůrek M., 1991: Monitorování vlivu vápnění a kapalného hnojení na mykorrhizní poměry ve smrkových porostech v Krkonoších – 1. [Etapová zpráva za rok 1991] – VÚLHM, Jíloviště – Strnady, 82 pp.
- Fellner R., Caisová V., Landa J., Soukup F., Javůrek M., 1992: Monitorování vlivu vápnění a kapalného hnojení na mykorrhizní poměry ve smrkových porostech v Krkonoších. [Zpráva o průběhu řešení v roce 1992] – VÚLHM, Jíloviště – Strnady, 9 pp.
- Fellner R., Caisová V., Landa J., Soukup F., Javůrek M., 1993: Monitorování vlivu vápnění a kapalného hnojení na mykorrhizní poměry ve smrkových porostech v Krkonoších – 2. [Etapová zpráva za léta 1992 - 1993] – VÚLHM, Jíloviště – Strnady, 103 pp.
- Fellner R., Caisová V., Soukup F., Javůrek M., 1993: Vliv přihnojování Agrobomagem-N v Jizerských horách na mykorrhizní poměry ve smrkových mlazinách. – In: Lomský B. et al., Vyhodnocení leteckého přihnojování Agrobomagem - N v Jizerských horách. [Etapová zpráva] - VÚLHM, Jíloviště – Strnady, 44 pp.
- Fellner R., Caisová V., Soukup F., Javůrek M., 1994: Vliv přihnojování Agrobomagem-N v Jizerských horách na mykorrhizní poměry ve smrkových mlazinách. – In: Lomský B. et al.,

- Vyhodnocení leteckého přihnojování Agrobomagem - N v Jizerských horách. [Etapová zpráva] - VÚLHM, Jíloviště – Strnady, 35 pp.
- Fellner R., Kouba F., Landa J., Pešková V., Soukup F., Javůrek M., 1995: Monitorování vlivu vápnění a kapalného hnojení na mykorhizní poměry ve smrkových porostech v Krkonoších – 4. [Etapová zpráva za léta 1992 - 1995] – VÚLHM, Jíloviště – Strnady, 186 pp.
- Fellner R., Pešková V., 1995: Effects of industrial pollutants on ectomycorrhizal relationships in temperate forests.- *Can. J. Bot.*, 73 (Suppl. 1): 1310-1315
- Fellner R., Soukup F., 1991: Mycological monitoring in the air-polluted regions of the Czech Republic. – *Commun. Inst. Forest. Cech.*, 17: 125-137
- Fellner F., Soukup F., 1996: Zdravotní stav a stabilita dubových porostů na Křivoklátsku: Výsledky případové studie na Dřevíči. – In: Změna druhové skladby na přírodě blízký model na Křivoklátsku. Sborník referátů z konference, Křivoklát 29. a 30. května 1996, p. 106-113
- Fellner R., Soukup F., Kouba F., Javůrek M., 1995: Vliv přihnojování Agrobomagem-N v Jizerských horách na mykorhizní poměry ve smrkových mlazinách. – In: Lomský B. et al., Vyhodnocení leteckého přihnojování Agrobomagem - N v Jizerských horách. [Výroční zpráva] - VÚLHM, Jíloviště – Strnady, 40 pp.
- Fellner R., Soukup F., Pešková V., Kouba F., Javůrek M., 1995: Ekologické aspekty odumírání dubů a dalších dřevin v lesních porostech s příznaky tracheomykózního onemocnění. [Dílčí závěrečná zpráva výzkumného projektu č. 329-91-9106] - VÚLHM, Jíloviště – Strnady, 28 pp.
- Ferrier R. C., Alexander I. J., 1985: Persistence under field conditions of excised fine roots and mycorrhizas of spruce. - In: *Ecological Interactions in Soil*, Special Publication Nr. 4 of the Br. Ecol. Soc., edited by Fitter A. H., 175 - 179
- Gryndler M., Baláž M., Hřelová H., Jansa J., Vosátko M., 2004: Mykorhizní symbióza, o soužití hub s kořeny rostlin. - *Academie Praha*, 366 pp.
- Gulden G., Hoiland K., Bendiksen K., Brandrud T. E., Foss B. S., Jenssen H. B., Laber D., 1992: Fungi and air pollution. Mycocoenological studies in three oligotrophic spruce forests in Europe. – *Biblioth. Mycol.*, 144: 1-81
- Heinrich Z., Wojewoda W., 1976: The effect of fertilization on a pine forest ecosystem in an industrial region. IV. Macromycetes. – *Ekol. Pol.*, 24: 319-330

- Helmisaari H. S., Hallbäck L., 1999: Fine-root and necromass in limed and fertilized Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stands. – *Forest Ecology and Management*, 119: 99-110
- Holes L., Berki I., 1988: Lokale industrielle Emission und Waldschäden in Nordungarn III. Gestaltung des Nebenwurzelwerkes und der Mykorrhiza - beziehungen bei gesunden und kranken Bäumen. – *Acta Bot. Hung.*, 334 (1-2): 39-49
- Horak E., 2005: Röhrlinge und Blätterpilze. 6. Auflage München: 555 pp.
- Jakucs P., Meszaros I., Papp B.L., Toth J.A., 1986: Acidification of soil and decay of sessile oak in the „Sikfokut project“ area (N-Hungary). - *Acta Bot. Hung.*, 32: 303-322
- Jančařík V., 2003: Dřevokazné houby – původci hnilob lesních a okrasných dřevin. - *Agro*, VIII (6): 28-31
- Jančařík V., Jankovský L., 1999: Václavka stále aktuální. – *Lesnická práce*, 78 (9): 414-417
- Jankovský L., 2004: Zhodnocení rizika chřadnutí lesních dřevin a aktivizace některých houbových patogenů v podmínkách České republiky. [Habilitationní práce] – MZLU – Lesnická a dřevařská fakulta, Brno, 138 pp., II. Soubor publikací
- Jansen A. E., 1991: The mycorrhizal status of Douglas fir in the Netherlands: its relation with stand age, regional factors, atmosphere pollutants and tree vitality. – *Agric. EcoSyst. Environm.*, 35: 191-208
- Jülich W. 1984: Die Nichtblättrepilze, Gallertpilze und Bauchpilze in Kleine Kryptogamenflora Band IIb/1. Jena: 626 pp.
- Kehr R. D., Wulf A., 1993: Fungi associated with above-ground portions of declining oaks (*Quercus robur*) in Germany. – *Eur. J. For. Path.*, 23: 18-27
- Kocourek R., 1991: Závislost odumírání smrku ztepilého (*Picea abies* (L.) Karst.) v imisních oblastech na ekologických charakteristikách ektomykorrhizních symbióz. [Kandidátská disertační práce] – Ústav krajinné ekologie ČSAV, České Budějovice, 137 pp.
- Kutschera L., Hübl E., Lichtenegger E., Persson H., Sobotik M., 1992: Root ecology and its practical application. – In: *International society of root research 3*, September 2 - 6, 1991, Wien, Austria, 836 pp.
- Kuyper T. W., 1991: Some effects of forest fertilisation on ectomycorrhizal fungi and ectomycorrhizas: implications for the responses to nitrogen pollution. - In: *Person H: Above-*

- and below-ground interactions in forest trees in acidified soil. – Comm. Eur. Communities, Brussels, p. 66-73.
- Kuyper T.W., Vries B. W. L., 1990: Effects of fertilisation on the mycoflora of a pine forest. – In: Oldeman R. A. A. et al.: Forest ecosystems and their components. – Wageningen Agric. Univ. Papera, 90-6: 102-111
- Landeweert R., 2003: Ectomycorrhizal fungi – Molecular tools to study species and functional diversity. – Wageningen University, 138 pp.
- Last F. T., Pelham J., Mason P. A., Ingleby K., 1979: Influence of leaves on sporophore production by fungi forming sheathing mycorrhizas with *Betula* spp. – Nature (London) 280: 168-169
- Lepšová A., 1988: Význam studia makromycetů pro biomonitorování změn v lesním ekosystému. [Kandidátská disertační práce] – Ústav krajinné ekologie ČSAV, České Budějovice, 152 pp.
- Lepšová A., 2003: Ektomykorhiza pod vlivem acidifikace, vápnění a hnojení I. - Lesnická práce, 82 (5): 248-249.
- Lepšová A., 2003: Ektomykorhiza pod vlivem acidifikace, vápnění a hnojení II. - Lesnická práce, 82 (6): 302-303
- Lepšová A., Cudlín P., Králová M., 1987: Ektomykorhizní houby smrku ztepilého v imisních oblastech Šumavy, Krušných hor a Krkonoš. - In: Ekologie mykorhiz a mykorhizních hub. - DT ČSVTS, Pardubice, p. 104-119
- Marks G.C., Ditchburne N., Foster R.C., 1967: A technique for making quantitative estimates of mycorrhiza populations in *Pinus radiata* forests and its application in Victoria. - In: Proc. Int. Unis. Forest. Res. Organ., 14th IUFRO-congress, Sect. 24, p. 66-83
- Mejstřík V., 1988: Mykorhizní symbiózy. – Academia, Praha, 150 pp.
- Meyer F. H., 1988: Ectomycorrhiza and decline of trees. – In: Proc. of „Ectomycorrhiza and Acid Rain“, December 10-11. 1987, Berg en Dal, The Netherlands, Bilthoven, p. 9-31
- Molina R., Massicotte H., Trappe J., 1992: Specificity phenomena in mycorrhizal symbiosis: community – ecological consequences and practical implications. In: Allen M. F. (ed): Mycorrhizal Functioning: an Integrative Plant – Fungal Process. Routledge, Chapman a Hall, New York, p. 357-423
- Moser M. 1983: Die Röhrlinge und Blätterpilze in Kleine Kryptogamenflora. Band IIb/2. 5. Auflage Jena: 533 pp.

- Murach D., Schünemann E., 1985: Reaktion der Feinwurzeln von Fichten auf Kalkungsmaßnahmen. Allg. Forstztg., 43: 1151-1154
- Pande V., Palni U. T., Singh S. P., 2004: Species diversity of ectomycorrhizal fungi associated with temperate forest of Western Himalaya: a preliminary assessment. - Current Science 86 (12): 1619-1623
- Persson H., 1988: Root growth and root damage in Swedish coniferous stands. – In: Proc. of „Ectomycorrhiza and Acid Rain“, December 10-11. 1987, Berg en Dal, The Netherlands, Bilthoven, p. 53-59
- Pešková V., 1999: Význam mykorrhiz a umělá inokulace v lesnictví. - Zpravodaj ochrany lesa V(6): 19-20
- Pešková V., 2000: Mykorrhizní inokulace, cesta, jak zlepšit ujmavost sazenic. – Lesnická práce 79 (3): 120-121
- Pešková V., 2000: Odběry a rozbory kořenů pro studium mykorrhizních poměrů v lesních porostech. – Zpravodaj ochrany lesa VI(8): 9-10
- Pešková V., Soukup F., 2001: Level of mycorrhizal infection: the standard method. - Journal For. Sci., 47 (Special Issue 2): 151-153
- Pešková V., 2005: Dynamics of oak mycorrhizas. – Journal For. Sci., 51 (6): 259-267
- Pešková V., Soukup F., 2006: Houby v lesních porostech na bývalých zemědělských půdách – metodické přístupy k studiu jejich role. – In: Neuhöferová P. (ed): Zalesňování zemědělských půd, výzva pro lesnický sektor, Kostelec nad Černými lesy, 17.1. 2006, KPL FLE ČZU v Praze a VS Opočno VÚLHM Jíloviště – Strnady, p. 127-133
- Peter M., Ayer F., Egli S., 2001: Nitrogen addition in a Norway spruce stand altered macromycete sporocarp production and below-ground ectomycorrhizal species composition. – New Phytologist, 149: 311-325
- Peterson R. L., Massicotte H. B., Melville H., 2004: Mycorrhizas: Anatomy and Cell Biology. – Ottawa, NRC Research Press: 173 pp.
- Podrázský V. 2001: Výzkum vápnění v imisních oblastech. – In: Jurásek A., Novák J., Slodičák M. (eds.): Sborník z celostátní konference: 50 let pěstebního výzkumu v Opočně, 12. – 13. 9. 2001, VÚLHM VS Opočno, p. 159-167

- Podrázský V. 2006: Význam opatření chemické meliorace stanovišť pro stabilitu a odolnost lesních porostů. – In: Baňář P., Holuša J. (eds.): Vztahy a vazby ochrany lesa na ostatní odvětví lesního hospodářství. Sborník referátů z 30. setkání lesníků tří generací. Praha 9.3. 2006. Zpravodaj ochrany lesa, 12: 19-23
- Podila G. K., Douds D. D., 2000: Current Advances in mycorrhizae research. – The American Phytopathological society, St. Paul, Minnesota, 193 pp.
- Praag H. J., Sougnez-Remy S., Weissen F., Carletti G., 1988: Root turnover in a beech and spruce stand of the Belgian Ardennes. *Plant and Soil* 105: 87 - 103
- Rosypal S. et al., 2003: Nový přehled biologie.- Scientia Praha, 797 pp.
- Rösel K., Reuther M., 1995: Differentialdiagnostik der Schäden an Eichen in den Donauländern. – GSF - Bericht, Neuherberg, 403 pp.
- Schlechte G., 1986: Zur Mykorrhizapilzflora in geschädigten Forstbeständen. – *Mykol.*, 52: 225-232
- Siwecki R., 1989: A decline of oak forests caused by abiotic and biotic factors and attempts at biological research on this syndrome. – *Arboretum Kórnickie*, 34: 161-169
- Sokal R. R., Rohlf F. J., 1982: *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research.* – San Francisco: W. H. Freeman, 1969. [Department of Ecology and Evolution, State University of New York, Stone Brook]: 776 pp.
- Soukup F., Liška J., Knížek M., Pešková V., 2001: Zdravotní stav dubů v ČR a jeho ohrožení houbovými a hmyzími škůdci. [Výroční zpráva projektu NAZV QD 0332] - VÚLHM, Jíloviště – Strnady, 23 pp.
- Soukup F., Pešková V., Liška J., Knížek M., 2002: Zdravotní stav dubů v ČR a jeho ohrožení houbovými a hmyzími škůdci. [Výroční zpráva projektu NAZV QD 0332] - VÚLHM, Jíloviště – Strnady, 32 pp.
- Soukup F., Pešková V., Liška J., Knížek M., 2003: Zdravotní stav dubů v ČR a jeho ohrožení houbovými a hmyzími škůdci. [Závěrečná zpráva projektu NAZV QD 0332] - VÚLHM, Jíloviště – Strnady, 45 pp.
- Šmilauerová M., 1990: Mykorrhizy na kleči a jejich kvantifikace. [Diplomová práce] – Katedra botaniky Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy, Praha, 154 pp.

- Termorshuizen A. J., Schaffers A. P., 1987: Occurrence of carpophores of ectomycorrhizal fungi in selected stands of *Pinus sylvestris* in the Netherlands in relation to stand vitality and air pollution. – *Pl. & Soil*, 104: 209-217
- Thomas F. M., Blank R., Hartmann G., 2002: Abiotic and biotic factors and their interactions as causes of oak decline in Central Europe. – *Forest Pathology*, 32 (4/5): 277-307
- Vosátka M., 2002: Houbový internet v půdě. – *Živa* 5: 203-205
- Wallenda T., Kottke I., 1998: Nitrogen deposition and ectomycorrhizas. – *New Phytologist*, 139: 169-187
- Zahradník P. 1999: Povětrnostní podmínky. – In: Knížek M., Kapitola P. (eds.): Výskyt lesních škodlivých činitelů v roce 1998 a jejich očekávaný stav v roce 1999. Zpravodaj ochrany lesa. Supplementum, duben 1999, VÚLHM Jíloviště – Strnady: 4-9
- Zahradník P. 2000: Povětrnostní podmínky. – In: Knížek M., Kapitola P. (eds.): Výskyt lesních škodlivých činitelů v roce 1999 a jejich očekávaný stav v roce 2000. Zpravodaj ochrany lesa. Supplementum, duben 2000, VÚLHM Jíloviště – Strnady, p. 4-10
- Zahradník P. 2001: Povětrnostní podmínky. – In: Kapitola P., Knížek M. (eds.): Výskyt lesních škodlivých činitelů v roce 2000 a jejich očekávaný stav v roce 2001. Zpravodaj ochrany lesa. Supplementum, květen 2001, VÚLHM Jíloviště – Strnady, p. 4-11
- Zahradník P. 2002: Povětrnostní podmínky. – In: Kapitola P., Knížek M. (eds.): Výskyt lesních škodlivých činitelů v roce 2001 a jejich očekávaný stav v roce 2002. Zpravodaj ochrany lesa. Supplementum, květen 2002, VÚLHM Jíloviště – Strnady, p. 4-10
- Zahradník P. 2003: Povětrnostní podmínky. – In: Kapitola P., Knížek M. (eds.): Výskyt lesních škodlivých činitelů v roce 2002 a jejich očekávaný stav v roce 2003. Zpravodaj ochrany lesa. Supplementum, květen 2003, VÚLHM Jíloviště – Strnady, p. 4-10

10. Přílohy

Obr. 1: Březka 1, 2, 3, 4 – lokalizace ploch

Obr. 2: Březka 1 – raně jarní aspekt

Tab. 1: Březka 1 – základní údaje k ploše

Tab. 2: Březka 1 – makromycety nalezené na ploše v letech 1998 – 2002

Obr. 3: Březka 2 – raně jarní aspekt

Tab. 3: Březka 2 – základní údaje k ploše

Tab. 4: Březka 2 – makromycety nalezené na ploše v letech 1998 – 2002

Obr. 4: Březka 3 – raně jarní aspekt

Tab. 5: Březka 3 – základní údaje k ploše

Tab. 6: Březka 3 – makromycety nalezené na ploše v letech 1998 – 2000

Obr. 5: Březka 4 – raně jarní aspekt

Tab. 7: Březka 4 – základní údaje k ploše

Tab. 8: Březka 4 – makromycety nalezené na ploše v letech 1998 – 2000

Obr. 6: Dřevíč 1, 2 – lokalizace ploch

Obr. 7: Dřevíč 1 – raně jarní aspekt

Tab. 9: Dřevíč 1 – základní údaje k ploše

Tab. 10: Dřevíč 1 – makromycety nalezené na ploše v letech 1998 – 2002

Obr. 8: Dřevíč 2 – raně jarní aspekt

Tab. 11: Dřevíč 2 – základní údaje k ploše

Tab. 12: Dřevíč 2 – makromycety nalezené na ploše v letech 1998 – 2002

Obr. 9: Křivoklát 1, 2 – lokalizace ploch

Obr. 10: Křivoklát 1 – raně jarní aspekt

Tab. 13: Křivoklát 1 – základní údaje k ploše

Tab. 14: Křivoklát 1 – makromycety nalezené na ploše v letech 1998 – 2000

Obr. 11: Křivoklát 2 – raně jarní aspekt

Tab. 15: Křivoklát 2 – základní údaje k ploše

Tab. 16: Křivoklát 2 – makromycety nalezené na ploše v letech 1998 – 2000

Obr. 12: Postoloprty – lokalizace plochy

Obr.13: Postoloprty – raně jarní aspekt

Tab. 17: Postoloprty – základní údaje k ploše

Tab. 18: Postoloprty – makromycety nalezené na ploše v letech 2000 – 2002

Obr. 14: Třebotov – lokalizace plochy

Obr.15: Třebotov – raně jarní aspekt

Tab. 19: Třebotov – základní údaje k ploše

Tab. 20: Třebotov – makromycety nalezené na ploše v letech 2000 – 2002

Tab. 21: Přehled průměrných hodnot sušiny kořenů v r. 1998 na plochách Březka 1, 2, 3, 4, Dřevíč 1, 2, Křivoklát 1, 2

Tab. 22: Přehled průměrných hodnot sušiny kořenů v r. 1999 na plochách Březka 1, 2, 3, 4, Dřevíč 1, 2, Křivoklát 1, 2

Tab. 23: Přehled průměrných hodnot sušiny kořenů v r. 2000 na plochách Březka 1, 2, 3, 4, Dřevíč 1, 2, Křivoklát 1, 2, Postoloprty, Třebotov

Tab. 24: Přehled průměrných hodnot sušiny kořenů v r. 2001 na plochách Březka 1, 2, Dřevíč 1, 2, Postoloprty, Třebotov

Tab. 25: Přehled průměrných hodnot sušiny kořenů v r. 2002 na plochách Březka 1, 2, Dřevíč 1, 2, Postoloprty, Třebotov