



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA

Sede amministrativa: Università degli Studi di Padova

Dipartimento Territorio e Sistemi Agro-Forestali

**SCUOLA DI DOTTORATO DI RICERCA IN
TERRITORIO, AMBIENTE, RISORSE E SALUTE**

INDIRIZZO: ECOLOGIA

CICLO XXI

**IL DEPERIMENTO DELLA FARNIA IN BOSCHI PLANIZIALI.
STATO ECTOMICORRIZICO E POSSIBILITÀ DI CONTROLLO**

Direttore della Scuola: Ch.mo Prof. Vasco Boatto

Supervisore: Ch.mo Prof. Lucio Montecchio

Dottorando: Mirco Baldo

DATA CONSEGNA TESI

2 febbraio 2009

IL DEPERIMENTO DELLA FARNIA IN BOSCHI PLANIZIALI. STATO ECTOMICORRIZICO E POSSIBILITÀ DI CONTROLLO

Riassunto

Il “deperimento della quercia”, causato dall’interazione di molti fattori biotici e abiotici, sta compromettendo l’esistenza della farnia (*Quercus robur* L.) nei quercocarpineti relitti. Alcuni precedenti studi hanno evidenziato la possibile efficacia dei tagli sanitari nel limitare la manifestazione del deperimento. Lo scopo principale dello studio è stato perciò verificare la reale efficacia di un diradamento finalizzato a liberare la chioma di farnie deperenti. Allo scopo, sono state scelte 16 farnie deperenti e ne sono state monitorate le condizioni con prelievi stagionali di campioni di radici. Lo stato micorrizico, inteso come vitalità degli apici micorrizzati e specie fungine coinvolte, è infatti considerato un parametro sintetico idoneo a valutare le condizioni fitosanitarie di piante deperenti, le cui manifestazioni sintomatologiche sono molteplici. I campionamenti effettuati prima dell’intervento selvicolturale hanno confermato una minore vitalità e micorrizzazione degli apici radicali delle piante più deperenti. Dopo il taglio attorno a 8 piante, che probabilmente ha causato uno stress iniziale, le piante trattate hanno mostrato un peggioramento delle condizioni dell’apparato radicale. A quattro anni dall’intervento selvicolturale, non si sono osservate differenze tra piante trattate e di controllo. Sono stati osservati 55 morfotipi ectomicorrizici, fortemente associati ai periodi di campionamento, a conferma di un cambiamento successionale delle specie nel corso degli anni e di un cambiamento di composizione in seguito al trattamento selvicolturale. È emersa anche la presenza di alcuni morfotipi associati alla classe di deperimento delle farnie, a conferma dell’ipotesi che alcune specie possano essere utilizzate come bioindicatori delle condizioni delle piante ospiti. Per valutare le condizioni delle piante anche nella loro parte epigea, sono state confrontate le concentrazioni fogliari di N totale, P, K, Ca, Mg, Fe e S. Le piante più deperenti hanno mostrato una concentrazione maggiore di N totale, P e S.

Uno degli effetti del deperimento, è la mancanza di rinnovazione della farnia in bosco. Per conservare la specie, potrebbe essere necessario provvedere alla rinnovazione artificiale. Tra le tecniche per migliorare la sopravvivenza dei semenzali trapiantati, la micorrizzazione artificiale in vivaio con specie fungine selezionate (soprattutto *Laccaria laccata*) è stata spesso impiegata con successo. Sono stati trapiantati 100 semenzali

micorrizati con un isolato di *L. laccata* autoctono, per valutare il loro attecchimento rispetto a 100 semenzali non micorrizati artificialmente. Il monitoraggio della vitalità e della micorrizzazione delle radici, ha mostrato condizioni migliori per le piante micorrizzate. La misurazione delle altezze e dei diametri raggiunti, invece, ha rilevato una contrazione iniziale nella crescita delle piante micorrizzate, probabilmente a causa della richiesta di fotosintati alla pianta da parte dei funghi in crescita. Nel tempo queste differenze si sono ridotte, e a due anni dal trapianto non si osservano differenze tra i due gruppi. La specie fungina scelta per l'inoculo non sembra aver migliorato l'attecchimento dei semenzali, ed è stata quasi completamente sostituita da specie autoctone più competitive.

Abstract

Oak decline, caused by the interaction of many biotic and abiotic factors, is compromising the survival of common oak (*Quercus robur* L.) in relict oak stands. Previous researches evidenced that sanitary thinning may reduce crown dieback. The main purpose of this survey was to verify the real effectiveness of a thinning treatment which led to the release of declining oak canopies. Sixteen declining oak trees were chosen, and their conditions were monitored through seasonal root samplings. Mycorrhizal status, considered as mycorrhizal root tip vitality and fungal species involved in the symbiosis, is considered a synthetic indicator of tree decline conditions, which display a broad range of symptoms. Before treatment, samplings confirmed a lower root tip vitality and mycorrhizal status of most declining trees. The canopies of eight oaks were released cutting all competing trees. After treatment, the change of environmental conditions caused a worsening of root conditions in treated trees. Four years after the treatment, no difference between treated and control oaks could be observed. The survey led to the identification of 55 ectomycorrhizal morphotypes. A strong association between morphotypes and sampling period evidenced a successional species change in time and a community composition change following the silvicultural treatment. Some ECM morphotypes were associated to tree decline class, supporting the hypothesis that some species could be considered as bioindicators of host tree health. Leaf total N, P, K, Ca, Mg, Fe and S contents were analyzed to evaluate canopy conditions. Most declining oaks showed higher total N, P and S content.

The lack of oak regeneration in woodlands is one of the effects of oak decline. It could be necessary to provide forest plantations to preserve the species. Nursery controlled mycorrhization with selected fungal species (especially with *Laccaria laccata*) has often been successfully applied to improve the early growth and the survival of forest plantations. A native strain of the ECM fungus *L. laccata* was chosen to inoculate 100 common oak seedlings. They were then outplanted in a woodland and compared with 100 control seedlings. Root tip vitality and mycorrhizal status were higher for inoculated seedlings. The survey of plant heights and diameters showed an initial contraction of inoculated seedling growth, probably owed to an increased C request by developing fungal tissues. In time, differences were reduced, and two years after outplanting no difference could be observed between the two seedling groups. *L. laccata* seems not to have improved

the early growth of seedlings, and was almost completely substituted by more competitive native species.

INDICE

CAPITOLO 1.	INTRODUZIONE GENERALE	
	1.1. Il quercu-carpineto nella pianura padano-veneta.....	5
	1.2. Il bosco di Basalghelle o delle Vizzate.....	7
	1.3. Il bosco Olmè di Cessalto.....	11
	1.4. Il deperimento della quercia.....	17
	1.5. Le cause del deperimento.....	20
	1.5.1 <i>Il ruolo dei fattori abiotici</i>	21
	1.5.2 <i>Il ruolo dei fattori biotici</i>	24
	1.6. Controllo del deperimento.....	28
	1.7. Le micorrize.....	29
	1.7.1 <i>Il ruolo dei funghi ectomicorrizici</i>	31
	1.7.2 <i>Il micelio fungino e la micorrizosfera</i>	33
	1.7.3 <i>La dispersione dei funghi ectomicorrizici</i>	34
	1.7.4 <i>Ecologia delle comunità ectomicorriziche</i>	35
	1.8. L'ectomicorrizzazione artificiale in vivaio.....	38
	1.9. Scopo del lavoro.....	42
	1.10. Struttura della tesi.....	42
	1.11. Bibliografia.....	43
CAPITOLO 2.	MONITORAGGIO DELLO STATO ECTOMICORRIZICO DI FARNIE DEPERENTI, SOTTOPOSTE A TAGLIO DI LIBERAZIONE DELLA CHIOMA	
	2.1. Introduzione.....	51
	2.2. Materiali e metodi.....	52
	2.2.1 <i>Raccolta del materiale</i>	53
	2.2.2 <i>Pulizia dei campioni</i>	53
	2.2.3 <i>Analisi quantitativa della micorrizzazione</i>	54
	2.2.4 <i>Analisi qualitativa della micorrizzazione</i>	54
	2.2.5 <i>Analisi statistica dei dati</i>	55
	2.3. Risultati.....	56
	2.4. Discussione e conclusioni.....	63
	2.5. Bibliografia.....	66

CAPITOLO 3.	CARATTERIZZAZIONE DELLA COMUNITÀ ECTOMICORRIZICA DI FARNIE DEPERENTI	
	3.1. Introduzione.....	69
	3.2. Materiali e metodi.....	71
	3.2.1 <i>Analisi statistica dei dati</i>	72
	3.3. Risultati.....	73
	3.4. Discussione e conclusioni.....	84
	3.5. Bibliografia.....	86
CAPITOLO 4.	ELEMENTI MINERALI PRESENTI NELLE FOGLIE DI FARNIE APPARTENENTI A DIVERSE CLASSI DI DEPERIMENTO	
	4.1. Introduzione.....	91
	4.2. Materiali e metodi.....	92
	4.3. Risultati.....	93
	4.4. Discussione e conclusioni.....	95
	4.5. Bibliografia.....	97
CAPITOLO 5.	EVOLUZIONE DELLA COMUNITÀ ECTOMICORRIZICA IN TRAPIANTI DI FARNIA	
	5.1. Introduzione.....	99
	5.2. Materiali e metodi.....	99
	5.2.1 <i>Raccolta del materiale</i>	101
	5.2.2 <i>Pulizia dei campioni</i>	102
	5.2.3 <i>Analisi quantitativa della micorrizazione</i>	102
	5.2.4 <i>Analisi qualitativa della micorrizazione</i>	103
	5.2.5 <i>Analisi statistica dei dati</i>	103
	5.3. Risultati.....	104
	5.4. Discussione e conclusioni.....	111
	5.5. Bibliografia.....	114
CAPITOLO 6.	CONCLUSIONI GENERALI	
	6.1. Conclusioni.....	117
	6.2. Bibliografia.....	119

ALLEGATO 1: <i>Cartografia</i>	121
ALLEGATO 2: <i>Scheda di rilevamento delle condizioni fitosanitarie delle piante</i>	125
ALLEGATO 3: <i>Descrizione e immagini dei morfotipi osservati</i>	129

CAPITOLO 1.

INTRODUZIONE GENERALE

1.1. Il querceto-carpinetum nella pianura padano-veneta

L'aspetto morfologico più caratteristico del Veneto orientale, unitamente alla bassa friulana, è la fitta rete idrografica superficiale. Tutti questi fiumi possono essere distinti in fiumi di origine alpina (tra cui Piave e Livenza) e fiumi di risorgiva. La formazione di questi ultimi è dovuta alla diversa composizione granulometrica dei terreni di pianura rispetto a quelli di montagna. La disposizione degli strati argillosi nella parte bassa e di quelli ghiaiosi (e quindi più permeabili) nella parte alta della pianura favorisce l'affioramento, in corrispondenza della linea delle risorgive, delle acque fredde provenienti dalle zone montuose. La penetrazione capillare sul territorio di queste acque contribuisce ad alterare i parametri termici caratteristici sia dei terreni agricoli sia di quelli forestali. La presenza di specie erbacee aventi minori esigenze termiche rispetto a quelle tipiche del popolamento mesofilo planiziale, potrebbe essere spiegata con la penetrazione di queste acque fredde capaci di modificare, in senso microclimatico, la temperatura del suolo e del primissimo soprassuolo (Rossi, 1991).

Il clima della pianura veneta è caratterizzato dalla presenza, a nord, della barriera prealpina e dalla vicinanza, a S-E, del Mare Adriatico, che gioca un ruolo importante nel determinare i caratteri fisici dell'atmosfera. Le Prealpi fanno da schermo alla pianura proteggendola, almeno in parte, dalle correnti aeree settentrionali. Il mare, invece, contribuisce a mitigare gli estremi termici, tanto che questa porzione di territorio dell'Italia continentale è l'unica ad avere attenuati i caratteri di continentalità del clima, tipici dell'intera Pianura Padana. Pertanto gli inverni sono meno rigidi, l'escursione media annua è più contenuta e le nebbie sono più limitate. Dal punto di vista tecnico il clima padano si definisce temperato umido con estate calda. Il regime pluviometrico è tipicamente equinoziale primaverile con due massimi stagionali, quello assoluto di solito nei mesi di maggio o giugno (Rossi, 1991). Facendo uso della classificazione fitoclimatica del Pavari (1916) si tratta della zona del *Castanetum*.

Fitosociologicamente il Pignatti (1953) inquadrò l'associazione climax della Pianura Padana nel *Querceto-Carpinetum boreoitalicum*. Successivamente Poldini (1988)

la ricondusse all'associazione *Carpino-Quercetum roboris*. Le formazioni a carpino bianco e farnia sono molto frequenti ma poco estese a causa della forte pressione antropica. La loro area di diffusione naturale è destinata infatti alle colture agrarie e agli insediamenti abitativi e produttivi. Il loro grado di naturalità è limitato e frequentemente si notano carenze gestionali (Del Favero e Lasen, 1993).

In Veneto i quercu-carpineti planiziali sono ridotti a poche decine di ettari distribuiti in cinque localizzazioni principali: Carpenedo (Mestre), Olmè (Cessalto), Cavalier (Gorgo al Monticano), Lison (Portogruaro) e Basalghelle (Mansuè). Essi rappresentano gli ultimi relitti di quella che doveva essere l'ampia foresta planiziale della pianura veneta. Questi boschi sono stati utilizzati quasi completamente durante l'ultima guerra e si presentano come cedui invecchiati con prevalenza di individui di età attorno ai 50 anni. La loro gestione risulta problematica non tanto per la loro destinazione, che può essere solo quella di conservazione per il loro pregio naturalistico, quanto per la loro stabilità floristica. Infatti il loro abbandono all'evoluzione naturale potrebbe far sparire dal consorzio la farnia, la cui rinnovazione è spesso assente. Tra le cause si possono citare l'abbassamento della falda freatica determinato dalle bonifiche, la mancanza di luce, la forte pressione antropica che si manifesta col sentieramento, e la superficie ridotta, per cui potrebbero farsi sentire gli effetti dei prodotti chimici distribuiti nelle colture agrarie circostanti. Tutto questo si inserisce nel complesso fenomeno del deperimento della quercia (Del Favero e Lasen, 1993).

Nonostante l'estensione limitata dei quercu-carpineti relitti, essi conservano peculiarità floristiche di grande rilievo e rivestono una grande importanza ecologica anche per la fauna locale. Nel lungo periodo, però, l'isolamento dei singoli popolamenti e le loro limitate estensioni sono fattori di rischio. Tutti i boschi planiziali veneti, infatti, presentano una superficie inferiore alla MDA (*Minimum Dynamic Area*), cioè alla superficie minima che consente al bosco la sopravvivenza e la perpetuazione nel futuro. Ciò significa anche che essi non sono in grado di riparare totalmente gli effetti degli eventuali fattori naturali di disturbo, quali le raffiche di vento. Per i quercu-carpineti planiziali si ritiene che l'MDA sia compresa tra i 100 e i 200 ha (Mason, 2001).

Nei boschi di ridotta estensione, gli effetti dell'isolamento sono aggravati da quello che viene definito effetto di margine. La fascia marginale, che si estende mediamente per circa 30 m dal margine verso l'interno, agisce come un filtro tra la cenosi forestale e le aree limitrofe limitando così anche l'impatto di eventuali fattori di disturbo esterno (fertilizzanti, diserbanti e antiparassitari distribuiti nelle colture circostanti, inquinanti,

rumori e vento) sulla stabilità ecologica del bosco. Essa è caratterizzata dalla presenza di molti arbusti e di molte specie floristiche tipiche delle formazioni forestali lineari (siepi). All'interno del bosco si trovano invece le specie più sciafile ed esigenti in termini di microclima. Le ridotte dimensioni dei boschi planiziali veneti rendono l'effetto di margine molto importante limitando notevolmente la parte forestale interna e, con essa, anche la presenza delle specie nemorali relitte. La superficie limitata non consente neppure il sostentamento di popolazioni di mammiferi di grossa e media taglia (Mason, 2001).

1.2. Il bosco di Basalghelle o delle Vizzate

Il bosco delle Vizzate è situato nella pianura trevigiana nel tratto compreso tra il fiume Piave e Livenza in località Basalghelle, nel comune di Mansuè, ai confini della Regione Veneto. È ubicato sulla destra orografica del torrente La Fossa, costituendo un corpo unico di forma trapezoidale circondato da colture agrarie, poste su terreno pianeggiante di altitudine media 11-12 m s.l.m. (fig. 1.1). E' di proprietà privata e si estende per 13,2 ha circa. Le coordinate geografiche del bosco sono 45°49'49'' di latitudine Nord e 12°31'20'' di longitudine Est. Catastralmente è assegnato ai fogli B2 e B8 mappali n° 4-5-79-80-81 (allegato 1).



Figura 1.1: il bosco di Basalghelle.

In seguito al recepimento delle direttive europee “Uccelli” ed “Habitat” (79/409/CEE e 92/43/CEE), il bosco di Basalghelle è stato riconosciuto come Sito di Interesse Comunitario e Zona di Protezione Speciale (ZPS), con riferimento alla tutela delle specie faunistiche segnalate dalla Commissione Europea tramite deliberazione di Giunta Regionale n. 2673 del 6 agosto 2004.

Il bosco di Basalghelle è un tipico querceto-carpinetum planiziale costituito da latifoglie. Da alcune testimonianze risulta che agli inizi degli anni Cinquanta è stato utilizzato a raso, e per questo si presenta come un ceduo invecchiato (Panighel, 1985; Rossi, 1991). La composizione delle specie arboree è rappresentata in figura 1.2.

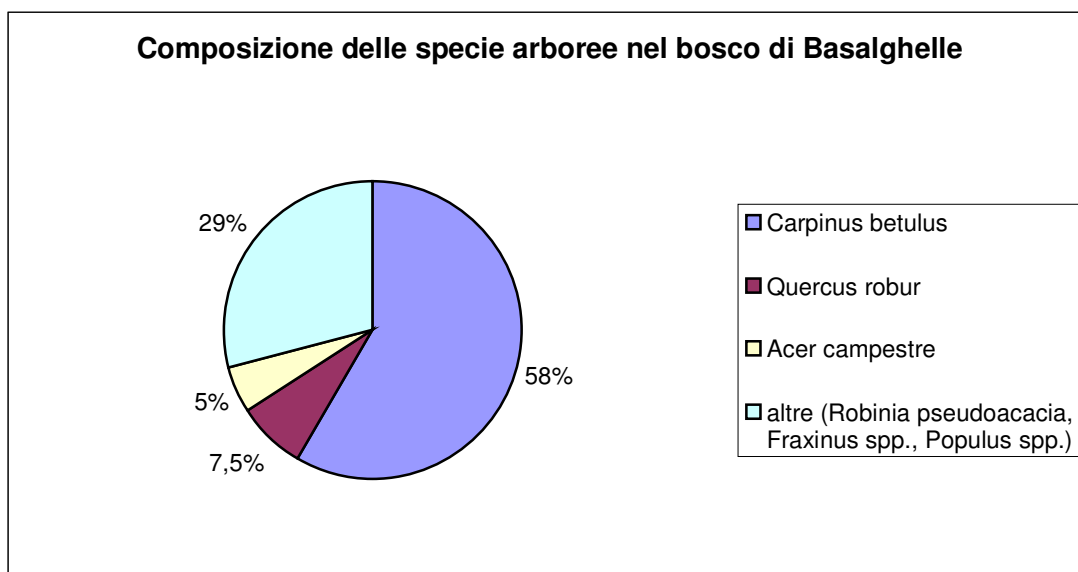


Fig. 1.2: composizione delle specie arboree nel bosco di Basalghelle.

In termini di area basimetrica, il piano dominante di *Quercus robur* L. (42%) è accompagnato da un piano dominato di *Carpinus betulus* L. (36%) e di altre specie arboree (principalmente *Acer campestre* L., *Robinia pseudoacacia* L., *Fraxinus* spp., *Populus* spp.) 22%. (Rossi, 1991; Regione Veneto, 2004).

La farnia è presente nel piano dominante con esemplari coetanei di circa sessant'anni di età, con un'altezza che si aggira sui 30 m e un diametro attorno ai 50 cm. Tutti i soggetti manifestano sintomi più o meno evidenti di deperimento. La mancanza quasi completa di rinnovazione di farnia nel bosco in esame è imputabile a varie cause (Panighel, 1985):

- eccessiva densità dello strato arboreo e arbustivo che riduce eccessivamente la quantità di luce indispensabile ai semenzali, intercetta le piogge di breve durata e

debole intensità e impedisce una rapida mineralizzazione ed umificazione della lettiera;

- inaridimento della stazione a causa dell'abbassamento della falda provocato dall'attività agricola;
- presenza di animali che distruggono il seme appena caduto e i semenzali durante i primi anni di vita;
- inquinamento dell'acqua piovana e di falda.

Lo strato arbustivo è costituito principalmente da *Sambucus nigra* L., *Ruscus aculeatus* L., *Hedera helix* L. e giovani piante forestali come l'acero campestre che, a causa della densità del soprassuolo, non riescono ad assumere un portamento arboreo. Al margine del bosco, la componente arbustiva è più ricca, ed è rappresentata da specie come *Staphylea pinnata* L., *Corylus avellana* L., *Crataegus monogyna* Jacq., *Prunus avium* L. e *Cornus sanguinea* L. Dal punto di vista fitogeografico è nota l'importanza di *S. pinnata* come specie rara penetrata dai balcani, mentre dal punto di vista fitoclimatico sono importanti il pungitopo come specie termofila e nocciolo e rosa come specie mesofile (Zanetti, 1985).

Le specie erbacee, più sensibili delle precedenti alle variazioni microclimatiche, segnalano con la loro presenza particolari condizioni ambientali ed edafiche. Tra queste *Anemone nemorosa* L., *Pulmonaria officinalis* L., *Lamium orvala* L. e *Polygonatum multiflorum* L., specie nemorali, indicano che localmente si hanno condizioni di discreta umidità (Panighel, 1985). L'abbondanza di *Allium ursinum* L. è legata a processi riduttivi del suolo (gleyficazione) in zone di ristagno d'acqua (Del Favero e Lasen, 1993).

Rispetto all'ecosistema originario il bosco delle Vizze risulta notevolmente semplificato e modificato in buona parte dei suoi costituenti. A livello dei produttori primari la composizione e la struttura risultano fortemente alterate. Relativamente alla composizione del piano arboreo mancano i tigli, e anche la presenza degli aceri è sensibilmente ridotta. L'olmo è quasi scomparso a causa della grafiosi e ora ne sopravvivono solo pochi esemplari nello strato arbustivo. Anche la struttura attuale risente del trattamento passato: parte del soprassuolo arboreo, pur avendo l'aspetto di una fustaia, deriva dalla rinnovazione agamica. La densità risulta eccessiva per la farnia, specie tipicamente eliofila (Panighel, 1985).

Si nota una forte semplificazione anche a livello dei consumatori sia primari sia secondari a causa della ridotta superficie del bosco, e questo altera il dinamismo del popolamento.

Dai dati climatici analizzati (tab. 1.1), riguardanti il periodo 2004-2008, risulta che l'anno più caldo è stato il 2007, con 13,2 °C di temperatura media, mentre il più freddo è stato il 2005 con 12,2 °C. L'anno più piovoso è stato il 2007, con 1594 mm, mentre il più asciutto è stato il 2006 con 778 mm.

Temperatura	°C
Media annua	12,8
Media dei valori minimi	7,1
Media dei valori massimi	18,4
Media del mese più caldo	23,6
Media del mese più freddo	1,7
Minima assoluta	- 10,8
Massima assoluta	37,7
Escursione termica annua media	11,3
Escursione termica annua massima	33,4
Precipitazioni	mm
Piovosità media annua	1120

Tabella 1.1: parametri climatici per la sinistra Piave per gli anni 2004-2008 (da Co.di.TV, Consorzio Difesa Colture Agrarie Avversità Atmosferiche di Treviso – www.coditv.it).

Le analisi del suolo, da ricondurre alle terre brune, hanno evidenziato un humus di tipo mull da anellidi. L'orizzonte A, di tessitura franco-sabbiosa e colore bruno scuro, ha uno spessore di 15 cm. L'orizzonte B è profondo, con uno spessore che supera i 70 cm, di tessitura argillosa e colore bruno-giallastro, talvolta con segni di gleyficazione a causa del ristagno idrico. Il rapporto C/N, con valori compresi tra 12 e 13, è indice di una rapida umificazione (tab. 1.2).

	Orizzonte		
	O _a (0-5 cm)	A (5-20 cm)	B (20-90 cm)
pH (H ₂ O)	6,25	6,25	5,80
Acidità totale (Cmol(H ⁺)/Kg)	6,4	3,5	7
CSC (Cmol(cationi)/Kg)	43,45	28,4	27,65
Ca ²⁺ scambiabile (Cmol(Ca ²⁺)/Kg)	1,9	1,05	1,1
Mg ²⁺ scambiabile (Cmol(Mg ²⁺)/Kg)	1,15	0,75	0,85
K ⁺ scambiabile (Cmol(K ⁺)/Kg)	0,15	<0,1	0,1
Na ⁺ scambiabile (Cmol(Na ⁺)/Kg)	<0,1	<0,1	<0,1
Tasso saturazione basica (%)	7,4	6,3	7,45
C organico (g/Kg)	41	15	13
N totale (g/Kg)	3,15	1,25	1,1
Rapporto C/N	13	12	12

Tabella 1.2: principali parametri del suolo misurati secondo il metodo nazionale italiano (Repubblica italiana, 1999) da Mosca et al. (2007).

1.3. Il bosco Olmè di Cessalto

Il bosco Olmè è situato nel comune di Cessalto (TV) e si estende a sud dell'uscita del casello omonimo dell'autostrada A4, sulla destra orografica del Canale Piavon, nel tratto compreso tra i fiumi Piave e Livenza, su terreno pianeggiante (altitudine media 1,9-4,2 m s.l.m.). I confini sul territorio sono chiaramente identificabili, anche in ragione del fatto che l'intera area boscata confina con colture agrarie e con insediamenti industriali (fig. 1.3).

E' di proprietà comunale e si estende per 25,5 ettari circa. Catastralmente è assegnato ai fogli 11, 21, 24, mappali 4, 13, 28, 45, 84, 97, mentre le coordinate geografiche sono 45°42'1'' latitudine Nord, 12°37'12'' longitudine Est ([www.regione.veneto.it/ambiente e territorio](http://www.regione.veneto.it/ambiente_e_territorio)).



Figura 1.3: il bosco Olmè di Cessalto.

Il sito è inserito nella Lista del Patrimonio Mondiale dell'UNESCO ed è identificato dalla Comunità Europea quale Sito di Interesse Comunitario con la codifica SIC/ZPS IT 3240008 (Del. di G.C. n°64 del 7/6/2007).

Il bosco è un quercu-carpinetu planiziale relitto, ed è stato governato dall'Amministrazione forestale della Serenissima per alcuni secoli. Agli inizi del XX secolo si estendeva su una superficie di circa 60 ettari. Con la Prima Guerra Mondiale subì una grave aggressione, che lo vide spogliato dell'intera componente arborea. La Seconda Guerra Mondiale non fu meno distruttiva della precedente per il bosco, e al suo termine i tagli incontrollati non lasciarono che i giovani alberi con diametro inferiore ai 5 cm. Dal danno prodotto da quegli eventi il bosco non si risollevò più ed una vasta parte della sua superficie, pari a circa 40 ettari, rimase allo stato di arbusteto fino al 1960. In quell'anno il Comune di Cessalto, che aveva acquistato il bosco Olmè dal Demanio dello Stato, ottenne l'autorizzazione all'abbattimento della superficie boschiva più degradata (Zanetti, 1989).

Nella prima metà degli anni '60 andò progressivamente definendosi la situazione paesaggistica e ambientale attuale, attraverso scelte politiche e relative trasformazioni ambientali destinate ad incidere profondamente e spesso negativamente sull'ambiente del bosco. Il disboscamento del settore nord, posto a ridosso dell'abitato di Cessalto, lasciò spazio a colture industriali, tra cui si inserirono negli anni immediatamente successivi l'autostrada Venezia-Trieste e le strutture della zona industriale di Cessalto, i cui stabilimenti ora confinano con lo stesso bosco (Zanetti, 1989).

Le specie arboree presenti (fig. 1.4) sono *Acer campestre* L., *Fraxinus oxycarpa* Bieb., *Quercus robur* L., *Ulmus minor* Miller, *Fraxinus excelsior* L. Il carpino bianco (*Carpinus betulus* L.) è una specie marginale nel popolamento, a differenza di quanto accade nel bosco di Basalghelle dove è la specie predominante. A queste specie si affiancano il pioppo bianco (*Populus alba* L.) e il salice bianco (*Salix alba* L.), confinato alle sponde dei fossi perimetrali. Numerose sono poi le specie antropocore, quali *Robinia pseudoacacia* L., penetrata all'interno del bosco seguendo i vialetti, il pioppo ibrido (*Populus x euroamericana*) e il noce nero (*Juglans nigra* L.), messo a dimora lungo alcuni vialetti interni (Zanetti, 1989).

Ad Olmè è in atto una dinamica molto intensa, sia a causa degli interventi di diradamento e impianto, sia per le patologie a carico della farnia e dell'olmo campestre, che stanno portando alla regressione di queste specie tipiche del quercu-carpinetto. Il soprassuolo sta assumendo una struttura meno regolare, e le classi diametriche inferiori sono rappresentate principalmente da acero campestre, carpino bianco e alcune specie arbustive (biancospino e nocciolo) che ormai hanno raggiunto il diametro soglia di quelle arboree. La farnia è quasi assente per i diametri inferiori a 17 cm mentre diventa, con olmo campestre e frassino ossifillo, la specie che compone il piano dominante del popolamento (Bellio, 2008).

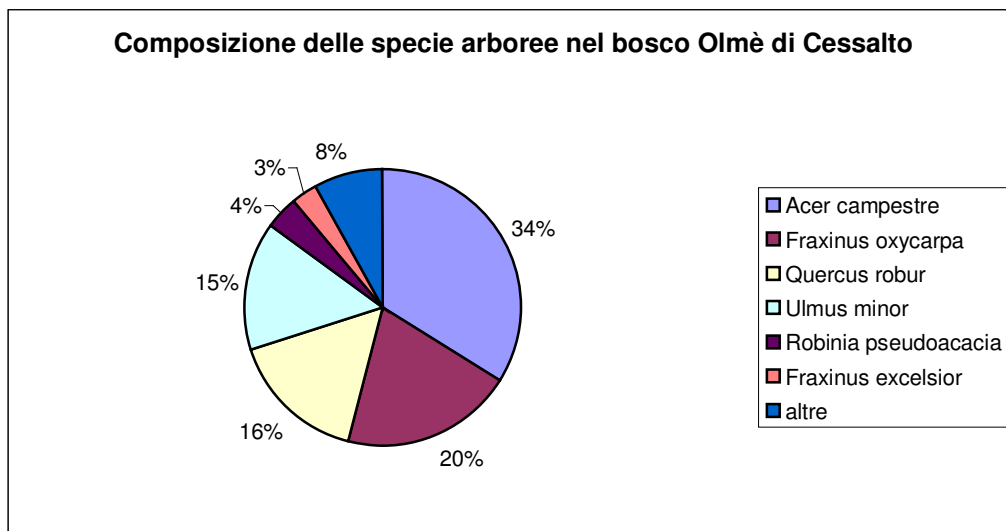


Figura 1.4: composizione delle specie arboree nel bosco Olmè di Cessalto (Bellio, 2008).

Gli arbusti appartengono a una trentina di specie a ecologia differenziata, testimoni come le piante erbacee delle migrazioni della flora alpina, padana e mediterranea nel Postglaciale. Si può rilevare una componente microtermica, con le specie *Lonicera xylosteum* L., *Viburnum opulus* L., *Salix caprea* L. Quindi una componente termofila, con *Ruscus aculeatus* L., *Cornus mas* L., *Clematis viticella* L., *Viburnum lantana* L. Tipicamente mesofile sono invece *Cornus sanguinea* L., tipicamente diffusa lungo le sponde dei fossi e quindi igrofila, *Humulus lupulus* L., assai frequente alla periferia delle superfici alberate, *Euonymus europaeus* L., *Crataegus oxyacantha* L., *Corylus avellana* L. e *Rosa canina* L. (fig. 1.5).

Vanno segnalati *Sambucus nigra* L., presente anche nel sottobosco, *Prunus spinosa* L., che colonizza i margini soleggiati spingendosi però anche nelle zone ad alberatura rada e i rovi (*Rubus ulmifolius* Schott. e *R. caesius* L.), generalmente ammassati nella periferia luminosa, ma talora striscianti nel sottobosco. Anche l'edera (*Hedera helix* L.) è molto diffusa e assume un comportamento infestante, tappezzando alcune aree del sottobosco e abbarbicandosi al tronco degli alberi sino a comprometterne lo sviluppo e la vitalità. Quanto alle specie meno frequenti si possono segnalare *Staphylea pinnata* L., arbusto a diffusione balcanico-orientale, e *Frangula alnus* Miller. Tra le specie antropocore sono presenti il gelso (*Morus alba* L.) e il pruno domestico (*Prunus domestica* L.) nei viali e alla periferia del bosco (Zanetti, 1989).

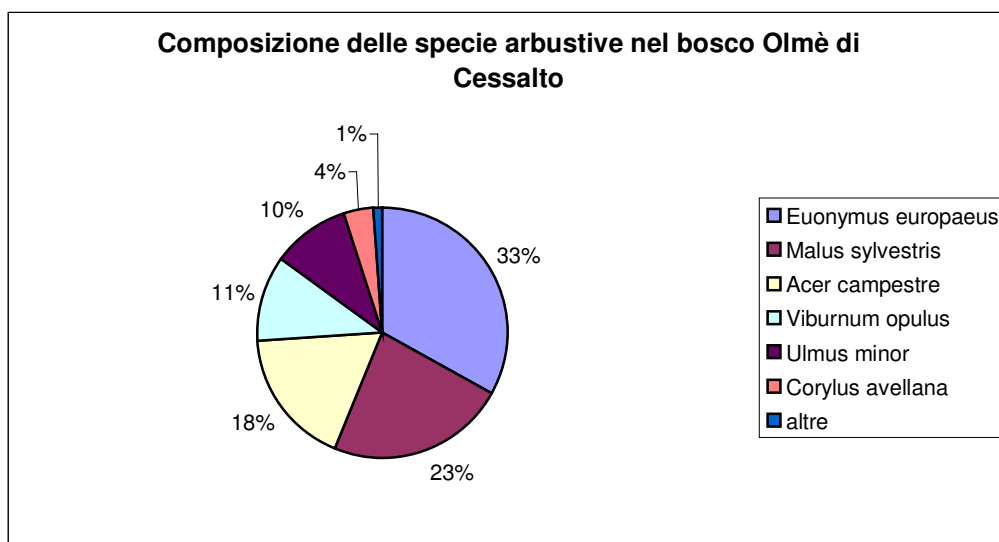


Figura 1.5: composizione delle specie arbustive nel bosco Olmè di Cessalto (Bellio, 2008).

Le specie erbacee di maggior interesse vanno individuate nelle microterme e mesoterme quali *Lilium martagon* L., *Paris quadrifolia* L., *Veratrum album* L. e *Polygonatum multiflorum* All. Accanto a queste è rilevante la presenza di specie moderatamente termofile, quali *Vinca minor* L., *Daucus carota* L. e *Asparagus tenuifolius* Lamb., mentre la presenza non trascurabile di specie plurizonali indica che il bosco si trova in un'area di transizione tra climi relativamente diversi e che al suo interno il microclima appare differenziato rispetto a quello della pianura circostante. Tra le specie che possono essere assegnate contemporaneamente a tipi di vegetazione con diversa fisionomia ecologica, si possono segnalare *Anemone nemorosa* L., *Colchicum autumnale* L., *Heracleum spondylium* L. e *Hypericum perforatum* L.

Tra le specie antropocore si possono citare *Phytolacca americana* L., *Veronica persica* Poir., *Viola odorata* L., *Sorghum halepense* e *Medicago lupulina* L.

Numerose altre piante erbacee meritano particolare attenzione, pur non avendo specifica rilevanza ecologica. Ne sono un esempio le specie più diffuse nel sottobosco, che imprimono note inconfondibili con le fioriture primaverili. Tra queste *Primula acaulis* (L.) Hill, *Leucojum vernalis* L., *Pulmonaria officinalis* L., *Lamium maculatum* L., *Arum italicum* Mill., *Ranunculus ficaria* L. (Zanetti, 1989).

I principali ostacoli alla conservazione ecologica del bosco (Zanetti, 1989) sono rappresentati da:

- abbassamento della falda freatica a seguito delle bonifiche;
- esposizione del bosco all'azione seccante dei venti provenienti da nord – est;
- possibilità di inquinamento da fertilizzanti e da fitofarmaci derivanti dai fondi agricoli confinanti;
- inquinamento dell'aria derivante dagli insediamenti industriali vicini;
- inquinamento biologico vegetale da infestanti dei coltivi;
- eliminazione di scambio biologico con l'ambiente agrario;
- generalizzati fenomeni di deperimento delle querce;
- transizione verso una tipologia forestale non più peculiare del querceto-carpineteto planiziale;
- azioni di disturbo da pressione turistica incontrollata.

Data la vicinanza dei due boschi e l'omogeneità del territorio, i dati climatici per il periodo 2004-2008 sono quelli riportati nel capitolo 1.2 per il bosco di Basalghelle (tab. 1.1).

Nel bosco Olmè troviamo terre brune non alterate, con elevata fertilità e humus di tipo mull. Il terreno è profondo (100-150 cm), di medio impasto, ricco di sostanza organica, con pH subalcalino (tab. 1.3). L'orizzonte organico superficiale è limitato, mentre gli orizzonti A e B sono ben sviluppati.

	Orizzonte		
	O _a (0-5 cm)	A (5 -20 cm)	
pH (H ₂ O)	7,2	7,4	subalcalino
Conduttività 5:1 (dS/m)	0,18	0,11	normale
Calcare totale (g/Kg ss)	58	62	lievemente calcareo
Calcare attivo (g/Kg ss)	25	28	
Tessitura (metodo densimetrico):			medio impasto
sabbia (2,0-0,05 mm) %	40	45	
limo (0,05-0,002 mm) %	33	36	
argilla (<0,002 mm) %	27	24	
CSC (Cmol(cationi)/Kg)	10	12	media
Ca ²⁺ scambiabile (Cmol(Ca ²⁺)/Kg ss)	5,25	5,75	mediamente dotato
Mg ²⁺ scambiabile (Cmol(Mg ²⁺)/Kg ss)	0,62	0,64	ben dotato
K ⁺ scambiabile (Cmol(K ⁺)/Kg ss)	0,21	0,21	mediamente dotato
Na ⁺ scambiabile (Cmol(Na ⁺)/Kg ss)	0,49	0,52	normale
P assimilabile (mg/Kg ss)	11	12	scarsamente dotato
Sostanza organica (g/Kg ss)	24,94	38,3	ricco
C organico (g/Kg)	14,5	22,3	ricco
N totale (g/Kg ss)	0,15	0,14	scarsamente dotato
Rapporto C/N	96,7	159,8	

Tabella 1.3: principali parametri del suolo misurati secondo il metodo nazionale italiano (Repubblica italiana, 1999). Le analisi sono state eseguite nel 2008 nel Laboratorio di Chimica del Suolo, Dipartimento di Biotecnologie Agrarie (Università degli Studi di Padova, Legnaro).

1.4. Il deperimento della quercia

Le querce sono tra le più importanti latifoglie forestali in Europa, sia dal punto di vista economico, sia da quello ecologico (Thomas et al., 2002).

Il deperimento della quercia (oak decline) non è un fenomeno completamente nuovo in Europa. Ci sono pubblicazioni che descrivono un'abnorme mortalità di alberi in popolamenti di quercia in Francia nel 1875 e nel 1893. Una situazione simile si verificò anche in Germania nel 1739 e in Svizzera nel 1850 (Ragazzi et al., 1995). Una nuova ondata di deperimenti della quercia attraversò l'Europa negli anni '20. In Italia nel periodo 1911-1914 furono colpite piante di 50-60 anni nella pianura veneta e meno intensamente negli Appennini. Alcuni anni più tardi ci fu una moria di querce nella regione del Chianti in Toscana. L'ultima ondata sta interessando molti paesi europei (tra cui l'Italia) a partire dagli anni '80 (Ragazzi et al., 2000a).

Pressoché tutte le specie presenti in Italia hanno mostrato segni acuti o cronici indicanti differenti livelli di suscettibilità al deperimento. Le specie più suscettibili si sono dimostrate: *Quercus robur* L., *Q. cerris* L., *Q. suber* L., *Q. pubescens* Willd. e *Q. frainetto* Ten. Le più resistenti: *Q. ilex* L., *Q. trojana* Webb. e *Q. macrolepis* Kotschy. E' diventato chiaro che il deperimento della quercia è un fenomeno complesso in cui sono coinvolti una serie di fattori biotici o abiotici in serie o simultaneamente (Ragazzi et al., 2000a).

Alcuni ricercatori considerano il deperimento come un nuovo evento pericoloso che potrebbe causare la scomparsa delle foreste di quercia, altri lo ritengono un evento cronico comune a tutte le piante e a tutti gli ecosistemi forestali (Babos, 1989).

Nelle querce decidue, come nelle altre latifoglie, la trasparenza della chioma non è il risultato di una perdita prematura delle foglie, ma di cambiamenti nella modalità di ramificazione. Questi cambiamenti rendono gli alberi sintomatici riconoscibili anche nel loro aspetto invernale. L'allungamento normale dei rami nelle querce dipende non solo dalla gemma apicale ma anche dal germogliare di una rosetta di quattro-cinque gemme sub-apicali, e solo alcuni di questi germogli sopravvivono fino all'anno successivo. Un indice della condizione della chioma è l'abscissione dei giovani rametti (cladotosi), che si verifica normalmente, ma è più pronunciata negli alberi sintomatici, in cui i rami sono nudi per la maggior parte della loro lunghezza. I rametti sono concentrati nell'area apicale, ma spesso sono solo brachiblasti che portano ciuffi di foglie più piccole rispetto alle normali dimensioni (Bussotti e Bruschi, 2000).

Roloff (1988) ha descritto l'evoluzione nella modalità di ramificazione in farnia e rovere deperenti. Inizialmente i rami assumono una forma che consiste in un asse principale con lateralmente solo brachiblasti (Stagnationsphase). Successivamente la chioma diviene discontinua e a chiazze, e i germogli terminali muoiono (Resignationsphase).

Comunemente avviene la reiterazione, cioè l'emissione di nuovi rami allo scopo di ricostruire la chioma. Tutti questi germogli possono essere identificati perché sono più giovani della porzione di ramo su cui crescono. Avvolgono il ramo di germogli creando così il caratteristico aspetto a manicotto (fig. 1.6). La morte di rametti e di rami principali è un comune sintomo di deperimento nelle querce decidue. Un altro sintomo visibile è l'arricciamento delle foglie, accompagnato dalla torsione del picciolo. Il cambiamento di colore della chioma non è ancora molto diffuso ed è limitato all'ingiallimento di alcuni individui fortemente danneggiati e all'arrossamento delle foglie nella porzione distale della chioma (Bussotti e Bruschi, 2000).



Figura 1.6: emissione di rami epicormici lungo il fusto e sintomi di deperimento nella chioma di farnia.

Quando il deperimento della quercia fu segnalato nel Parco Nazionale del Circeo (Ragazzi et al., 1986), la sintomatologia fu descritta come segue: “Sugli alberi giovani (non più di 25 anni), già sotto stress, il progresso del declino è stato molto rapido; gli alberi sono morti nel corso di una singola stagione vegetativa. Il sintomo principale era la grande produzione di rami epicormici lungo l’intero tronco. Le foglie dei rami epicormici erano più piccole del normale e di colore verde pallido. Lungo tutto il fusto, fuoriusciva una sostanza mucillaginosa scura da piccoli cretti della corteccia che formavano delle caratteristiche sgocciolature. Nei punti in cui queste sgocciolature colavano, la corteccia e il legno erano necrotizzati. L’albero iniziava a deperire dall’alto, con una rapida progressione verso il basso. Le foglie apicali erano le prime a seccarsi sebbene restassero attaccate all’albero. L’apparato radicale era sempre sano, ad eccezione di lesioni superficiali e localizzate al sistema radicale secondario.

Sulle piante adulte (più di 25 anni di età), già sotto stress, il progresso di declino era più lento e gli alberi morivano nel corso di 2-3 stagioni vegetative. Il primo sintomo era l’apparizione di numerosi rami epicormici lungo il tronco. Gli spurghi erano molto abbondanti e precedevano sempre la morte dell’albero. Il tessuto corticale attorno all’area dove la mucillagine colava fuori appariva necrotico e scaglioso. Anche il tessuto legnoso sottostante era spesso necrotico”.

Una situazione diversa, e con differenti cause, è stata descritta da Ragazzi et al. (1993) nelle foreste di farnia a Mezzana del Turgnano (Udine) e Cornuda (Treviso) dove larghe aree erano interessate dal declino: qui gli alberi di 40-50 anni avevano chiome molto sottili e trasparenti, ma non c’erano altri sintomi, e gli alberi morivano in due stagioni

vegetative. Sezioni del tronco dal colletto fino a un'altezza di 25 m mostravano sempre aree scure negli anelli legnosi esterni. Queste aree scure si potevano vedere anche nelle radici.

1.5. Le cause del deperimento

Il deperimento del bosco si può definire una sindrome, in quanto risultato di molte concause. Manion (1991) ha proposto un modello che suddivide i fattori coinvolti in tre categorie:

- 1) fattori predisponenti (predisposing factors): fattori climatici, umidità del suolo, caratteristiche genetiche, inquinamento, disponibilità di nutrienti (riguardanti il lungo periodo);
- 2) fattori scatenanti (inciting factors): insetti defogliatori, periodi siccitosi, salinità della falda, gelo, alte temperature, inquinamento dell'aria, danni meccanici quali gli schianti da neve, cambiamenti nella microflora del suolo (riguardanti il breve periodo);
- 3) fattori concorrenti (contributing factors): insetti corticicoli, funghi agenti di cancri, carie, marciume radicale, virus.

Graficamente il succedersi delle concause è rappresentato in figura 1.7. Questo schema trova riscontri nei fenomeni di declino osservati in Italia centrale e meridionale, sebbene i microrganismi coinvolti ovviamente varino di area in area. Dai loro studi sul deperimento nei querceti di Sala Consilina (Salerno), Cellerino et al. (1991) conclusero che le cause predisponenti principali erano profondità e scioltezza del suolo, età del popolamento e densità di impianto dei giovani alberi. Tra i fattori scatenanti considerarono una prolungata siccità.

I soli boschi che differiscono da questa situazione sono quelli di Udine e Treviso precedentemente citati, dove farnie che apparentemente non mostrano segni di stress sono in declino, e dove è stato isolato *Fusarium eumartii* (Ragazzi et al., 2000b).

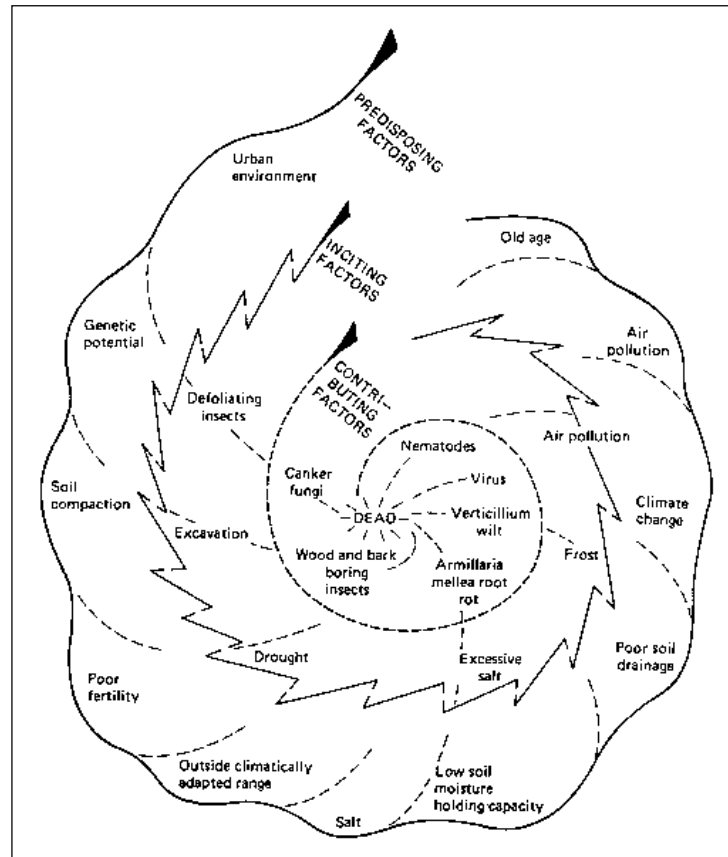


Figura 1.7: spirale delle concause che portano alla morte per deperimento, da Manion (1991).

1.5.1 Il ruolo dei fattori abiotici

Attualmente il deperimento della quercia è un problema a scala mondiale, dato che interessa l'intera Europa, gli Stati Uniti e anche ampie regioni dell'Asia. Per spiegare tale diffusione sono stati coinvolti molti fattori, sia biotici sia abiotici, e questo a volte ha portato ad acquisizioni contrastanti. Né i patogeni fungini, né l'inquinamento, né le caratteristiche edafiche o selvicolturali sembrano sufficienti per spiegare una sindrome che colpisce le foreste in ambienti molto differenti, dalle terre continentali della Russia alla tiepida regione mediterranea. Perciò l'ipotesi climatica, specialmente l'ammontare e la distribuzione delle precipitazioni, ha acquistato un crescente credito tra vari ricercatori, sostenuti da analisi statistiche, osservazioni epidemiologiche e parametri selvicolturali [popolamenti densi sono affetti da alti livelli di deperimento (Luisi e Manicone, 1991; Cellerino et al., 1993)] (Cellerino e Gennaro, 2000). Negli ultimi decenni, forse periodo di transizione verso un riscaldamento globale, si sono verificati molti estremi climatici quali inverni rigidi e gelate tardive o estati molto secche e calde. In antitesi, alcuni anni sono

stati molto piovosi, e questo ha causato ampie fluttuazioni del livello della falda. Perciò tali caratteristiche climatiche hanno probabilmente favorito lo sviluppo di molti patogeni quali insetti defogliatori, oidio e funghi agenti di marciume radicale (Oszako, 2000).

Le diverse specie di quercia sono suscettibili in vario modo allo stress idrico, e si può dire che non c'è una strategia di risposta comune (Dickson e Tomlinson, 1996). Le differenze stanno nelle caratteristiche sia morfologiche (profondità delle radici, morfologia e dimensioni delle foglie) sia fisiologiche (conduttanza e controllo stomatico, potenziale idrico delle foglie, potenziale osmotico, fotosintesi), che permettono all'albero di perseguire una strategia contro la siccità basata sull'evitare o sul tollerare (Pallardy e Rhoads, 1993). Tra le specie europee, *Q. petraea* è più tollerante di *Q. robur* (Levy et al., 1992; Thomas e Hartmann, 1996), che è considerata abbastanza sensibile, mentre *Q. pubescens* è più tollerante di *Q. cerris* e *Q. frainetto* (Cellerino et al., 1993).

Quella che chiamiamo siccità è in realtà il risultato di un'interazione tra la riduzione delle precipitazioni su un'ampia scala regionale e le condizioni del suolo/popoloamento a livello del sito. In alcuni casi, la siccità può derivare direttamente da un abbassamento generalizzato della falda in seguito alla diminuzione delle precipitazioni. In altri casi può derivare da situazioni edafiche abbastanza complesse (Cellerino e Gennaro, 2000).

Il deficit idrico, se ripetuto negli anni e accompagnato da alte temperature, ha un impatto negativo sull'igrofila farnia. Esso provoca fenomeni di defogliazione naturale, perché gli alberi si privano dei loro organi di traspirazione per affrontare l'insufficienza d'acqua (Ragazzi et al., 2000b).

Nel contesto dell'evoluzione del deperimento, le defogliazioni sono particolarmente importanti e possono avere un impatto fondamentale quando, oltre a continuare per tutta la stagione vegetativa, si protraggono di anno in anno, e quindi possono condurre a cambiamenti nell'ecosistema forestale, in cui un processo sequenziale normalmente assicura la conversione dell'energia solare da parte delle foglie in energia chimica usata per la crescita e la conservazione, e immagazzinata come amido (Ragazzi et al., 2000b).

Quando una pianta o un sistema di piante vengono defogliate, il flusso di energia è ridiretto in un numero molto variabile di sequenze alimentari, e questo può consentire ai microrganismi esistenti, che fino ad allora sono stati innocui, di iniziare a manifestare virulenza (Ragazzi et al., 2000b).

Lo stress idrico ha molti effetti dannosi sugli alberi: riduce l'espansione cellulare, la fotosintesi, la respirazione e l'assimilazione di nutrienti, aumenta l'attività di certi enzimi

idrolitici mentre abbassa la sintesi delle proteine ma aumenta la decomposizione di proteine e amminoacidi. Tutti questi cambiamenti fisiologici indeboliscono seriamente l'albero, che per questo diventa più suscettibile a vari parassiti saprofiti (Ragazzi et al., 2000b).

Le caratteristiche avverse sia edafiche sia selvicolturali (ad esempio l'eccessiva densità dei cedui) concorrono nella predisposizione della quercia al deperimento indotto dalla siccità. Le seconde spesso derivano da una cattiva gestione forestale, associata alla mancanza di utilizzazioni. I cambiamenti sociali, quindi, possono essere indirettamente coinvolti nel predisporre al deperimento. Nella maggior parte degli studi è stato confermato che i patogeni di debolezza possono accelerare il declino e la morte finale dell'albero, ma solo quando lo stress idrico ha inibito le reazioni di difesa delle piante (Cellerino e Gennaro, 2000).

L'acidità del suolo o le piogge acide sono state spesso ipotizzate come fattori predisponenti al deperimento indotto da siccità, dato che sui semenzali di quercia possono provocare riduzione di infezione micorrizica, di crescita delle radici fini e di conduzione idraulica (Reich et al., 1986). Secondo studi condotti negli Stati Uniti, comunque, questi due fattori sembrano inefficaci nell'aumentare la predisposizione dei querceti al deperimento (LeBlanc, 1998).

Non ci sono prove che l'inquinamento dell'aria abbia causato direttamente il deperimento dei querceti. Tuttavia i suoi effetti diretti e indiretti sono considerati fattori predisponenti che possono accelerare il decadimento di massa delle foreste, specialmente nell'Europa centrale (Oszako, 2000). Inoltre c'è una teoria sull'eccesso di N che è considerata da molti ricercatori uno dei fattori più importanti coinvolti nel deperimento (Thomas et al, 1994). Le concentrazioni di NO_3 in soluzione nel suolo sono alte nei popolamenti in deperimento e non diminuiscono con la profondità del suolo (Thomas et al., 1995). Certamente la diffusione della deposizione di N in Europa è abbastanza ben correlata con le aree dove le foreste di quercia sono danneggiate. Non c'è un effetto negativo diretto dell'azoto sulle querce, ma esso diminuisce la resistenza al gelo della corteccia, predisponendo le piante a danni da gelo e favorendo gli attacchi di patogeni che trovano tessuti più ricchi in sostanze azotate di cui nutrirsi (Oszako, 2000).

Molti specialisti suggeriscono l'azione simultanea di fattori climatici ed edafici come causa primaria. Il deperimento è spesso preceduto da lunghi periodi di siccità e gli alberi deperiscono specialmente nei popolamenti che crescono su suoli poco profondi con molta acqua nel terreno quando le precipitazioni sono normali. Il deperimento si verifica

anche quando i suoli sono bagnati e contengono argilla compatta, poco penetrabile dall'acqua. In questo caso, nella stagione secca si verifica una mancanza di acqua disponibile superficialmente (Oszako, 2000).

Le querce cercano di ridurre i livelli di traspirazione attraverso la caduta delle foglie. La traspirazione delle piante è innescata dalla temperatura dell'aria e dall'umidità. Quando piove poco e l'aria è secca, le querce soffrono facilmente di stress idrico, determinato dal rapporto tra la traspirazione attuale di una pianta e la sua traspirazione massima possibile, che è definito traspirazione relativa (Oszako, 2000).

In generale, gli indici calcolati per temperatura e stress idrico (espressi come traspirazione relativa) riflettono le regioni con problemi di deperimento in Europa. La siccità può indurre importanti disfunzioni nel sistema di conduzione idrica delle querce. La cavitazione e la conseguente embolia può verificarsi quando le tensioni nelle colonne capillari superano un valore soglia (Aussenac et al., 1993). Di conseguenza la conducibilità idraulica decresce fortemente. Differenze significative nella sensibilità a tali disfunzioni furono scoperte tra le specie di querce, a causa della sensibilità variabile alla cavitazione nello xilema. In ordine di sensibilità decrescente abbiamo *Q. robur*, *Q. petrea* e *Q. pubescens*.

I popolamenti di quercia soffrono quando crescono su suoli che sono troppo sabbiosi o troppo compatti. I suoli molto sabbiosi perdono molto rapidamente l'acqua delle precipitazioni, mentre nei suoli compatti i sistemi radicali delle querce sono spesso allagati in primavera, e questo disturba le funzioni fisiologiche quali la respirazione. Anche le temperature più miti in inverno potrebbero essere responsabili della diminuita resistenza al gelo e di un aumento della suscettibilità a improvvisi abbassamenti di temperatura. Comunque le querce sono generalmente molto vitali e possono guarire completamente anche quando seriamente danneggiate (Oszako, 2000).

1.5.2 Il ruolo dei fattori biotici

In parallelo con le anomalie climatiche, la cui frequenza è chiaramente aumentata, la defogliazione dei querceti causata da insetti patogeni primari sta avendo luogo costantemente in molte foreste europee e sembra essere molto facilitata dalle già difficili condizioni ecologiche che devono affrontare. In alcune foreste, le querce sono ripetutamente defogliate. La perdita delle foglie cambia lo stato fisiologico degli alberi, e porta a diminuzione dell'attività fotosintetica, disturbi nei processi di traspirazione,

cambiamenti nel trasferimento delle sostanze trasformate e degli ormoni all'interno degli alberi, e disturbi nella regolazione della temperatura a livello di chioma. Una forte defogliazione ripetuta due volte durante la stagione vegetativa richiede la ricostruzione del fogliame ed esaurisce le riserve energetiche (amido) degli alberi, facendo diminuire alla fine la loro vitalità (Oszako, 1997). La quantità di nutrienti usati per la seconda fogliazione come pure per l'alimentazione del patogeno, non può più essere impiegata per l'accrescimento dell'albero non solo nell'anno in cui si verifica la defogliazione, ma anche per alcuni anni di seguito. In questo modo i boschi defogliati dagli insetti diventano vulnerabili all'attacco di molti organismi patogeni presenti sia nella chioma sia nelle radici. La seconda serie di foglie è più piccola, e più sensibile all'infezione dell'oidio (*Microsphaera alphitoides*). Il danno da oidio è maggiore in piante esposte a un preliminare attacco di defogliatori perché le foglie giovani possono essere meno resistenti di quelle vecchie, o perché la sporulazione del fungo ha luogo quando appare la seconda fogliazione in seguito alla defogliazione. Il risultato è che le nuove foglie possono anche essere completamente distrutte (Oszako, 2000).

Gli insetti defogliatori primari delle querce più citati nell'Europa centrale e occidentale sono i lepidotteri *Lymantria dispar*, *Euproctis chrysorrhoea*, *Malacosoma neustrium*, *Erannis defoliaria*, *Operopthera brumata* e *Tortrix viridana*. Si sa che *T. viridana* preferisce una chioma meno densa, una caratteristica che sta diventando sempre più marcata nelle foreste europee come risultato del costante peggioramento della vitalità dei popolamenti. Alte temperature primaverili sono favorevoli allo sviluppo di insetti dannosi, mentre le alte temperature in giugno e luglio favoriscono lo sviluppo dell'oidio. Il ruolo degli insetti defogliatori diventa un problema serio solo quando la defogliazione supera un certo livello. Per esempio, su querce di età superiore ai 40 anni, una perdita di superficie fogliare del 30% porta a una perdita di crescita del legno limitata al 12%, e su alberi isolati una defogliazione inferiore al 25% non causa alcuna diminuzione visibile della crescita (Oszako, 2000).

Le querce indebolite sono soggette ad attacchi di patogeni secondari quali i coleotteri dei generi *Trypodendron*, *Xyleborus*, *Scolytus*, *Agrilus*, *Plagionotus* e *Cerambyx cerdo* (Oszako, 2000). Gli insetti xilofagi sono diventati un'importante causa di deperimento perché attaccano direttamente gli alberi che sono ancora sani sebbene sotto stress, rendendo quindi impossibile ogni potenziale miglioramento (Battisti e Covassi, 1991). Si ipotizza anche un loro coinvolgimento come vettori di funghi agenti di

tracheomicosi. *Scolytus* e *Xyleborus* possono veicolare *Fusarium* e *Verticillium*; anche *Agilus* può veicolare funghi patogeni (Tiberi, 2000).

Tra i principali fitomizi delle querce ci sono afidi, cocciniglie e la nearctica *Metcalfa pruinosa*. Questi artropodi si nutrono dei contenuti cellulari o delle sostanze che circolano nel floema, o in alcuni casi nello xilema. Alcune specie possono causare un forte deperimento con clorosi fogliare e, nei casi più gravi, morte degli organi colpiti. Il danno non è dovuto soltanto alla perdita di liquidi dagli organi ma anche all'introduzione di saliva contenente sostanze tossiche. Molte specie emettono anche melata che, se si deposita sulle piante, ostacola i normali processi fotosintetici e respiratori e forma un substrato ideale per la crescita delle muffe.

Dai tessuti sintomatici delle querce deperenti sono state isolate molte specie fungine parassite che danneggiano foglie, rami, fusto e radici. I funghi patogeni delle foglie possono formare sulla lamina fogliare macchie che spesso convergono formando ampie aree necrotiche. Sulle foglie in fase di sviluppo possono causare distorsione e rottura della lamina fogliare. I patogeni più dannosi però sono quelli che causano anche filloptosi: *Cystodendron dryophilum* (Pass.) Bubàk e *Septogloeum dryophilum* Marras; *Apiognomonina quercina* (Kleb.) Höhn. e *Lembosia quercina* (Ell. Et G. Martin) Tracy et Earle. Il loro attacco può continuare per tutta la stagione vegetativa, causando una defogliazione lenta ma progressiva e spesso totale, con alterazioni nella fisiologia della pianta quali riduzione della fotosintesi e alterazione del tasso di respirazione, del metabolismo e della regolazione termica (Franceschini et al., 2000).

La maggior parte dei funghi parassiti dei rami e del tronco si trovano naturalmente nelle querce ma possono diventare dannosi quando le piante sono meno reattive a causa di stress biotici e abiotici. Tra i funghi isolati si trovano *Cryphonectria parasitica* (Murr.) Barr, *Taphrina kruchii* (Vuill.) Sacc., *Fusarium eumartii*, *Hypoxylon mediterraneum* (De Not.) Ces. et De Not; *Cylindrocarpon candidum* (Link) Wollen., *Diplodia mutila* (Fr.) Mont., *Phoma cavae* Schuelzer e *Phomopsis quercina* (Sacc.) Höhn (Franceschini et al., 2000).

Gli Ophiostomatales sono tra i funghi rinvenuti più frequentemente nelle querce deperenti. Fortunatamente la specie più virulenta, l'americana *Ceratocystis fagacearum*, non è stata trovata in Europa (Oszako, 2000).

I funghi patogeni delle radici sono Basidiomiceti che possono sopravvivere nel suolo come saprofiti sfruttando i residui organici, ma che sono capaci anche di attaccare i sistemi radicali di piante indebolite da sfavorevoli condizioni climatiche e nutrizionali. Le

specie più comuni appartengono ai generi *Armillaria*, *Collybia*, *Ganoderma* e *Grifola*. La specie più pericolosa è *Armillaria mellea* (Vahl) Kummer, sia per la sua diffusione sia per la sua patogenicità per le piante sotto stress. L'infezione si origina a partire dalle radici principali per poi espandersi al fusto. Le piante colpite manifestano una crescita ridotta, sono spesso attaccate da altri patogeni e alla fine muoiono (Franceschini et al., 2000).

I funghi patogeni lignicoli danno luogo a vari tipi di alterazione: i cromogeni causano il semplice cambiamento di colore, mentre i lignicoli alterano la consistenza dei tessuti. I funghi cromogeni, rappresentati principalmente dagli Ascomiceti *Ceratocystis coerulescens* (Münch) Bakshi e *Ophiostoma piceae* (Münch) H. et P. Sydow e dagli anamorfici *Chalara*, *Graphium*, *Pesotum* e *Sporothrix*, sono di secondaria importanza. La loro presenza è legata allo stress idrico, perché la loro abilità a colonizzare i tessuti legnosi è correlata al grado di deidratazione (Franceschini et al., 2000).

I lignicoli sono principalmente Basidiomiceti, tra cui *Cerrena unicolor* (Bull.) Murr., *Schizophyllum commune* Fr. e molte specie di *Phellinus*, *Stereum* e *Trametes*. Il loro danno è generalmente limitato a una perdita di consistenza meccanica degli organi colonizzati e non sembrano svolgere un ruolo attivo nel deperimento della quercia. Tuttavia alcune specie quali *Daedalea quercina* (L.) Fr., *Fomes fomentarius* (Fr.) Kickx, *Inonotus dryadeus* (Pers.) Murr. e *Stereum gausapatum* (Fr.) Fr., sebbene meno diffuse, sono più aggressive e capaci di attaccare anche piante sane e vigorose qualora l'attività vegetativa sia temporaneamente compromessa (Franceschini et al., 2000).

Molti funghi hanno una fase parassitaria e una fase endofitica, ed è quest'ultima che negli ultimi anni ha iniziato a giocare un ruolo nell'evoluzione del deperimento della quercia. Gli endofiti sono quegli organismi che vivono un periodo della loro vita asintomaticamente (senza produrre alterazioni) nei tessuti dell'ospite (Petrini, 1991). Alcune specie hanno un comportamento simbiotico indifferente, altre mutualistico (ad esempio aumentano la resistenza dell'ospite ai macroerbivori o agli insetti fitofagi), e alcuni sono parassiti almeno su particolari piante e in particolari condizioni fisiologiche dell'ospite. Recentemente si è osservato che alcuni parassiti di debolezza coinvolti nel deperimento della quercia, mostrano una fase asintomatica di durata sconosciuta nei tessuti vegetali, con comparsa dei sintomi della malattia solo in seguito a condizioni di forte stress per la pianta ospite (Anselmi et al., 2000).

Tra i vari parassiti di debolezza si possono citare *Colpoma quercinum*, *Phomopsis* spp., *Pseudovalsa* spp. e *Apiognomonina quercina* (Kleb.) Höhnelt. Tra di essi, *Diplodia mutila* e *Biscogniauxia mediterranea* (De Not.) O. Kuntze (= *Hypoxylon mediterraneum*

(De Not.) Miller) giocano un ruolo importante nel deperimento della quercia nei Paesi mediterranei (Luisi et al., 1992). *B. mediterranea* in Italia è frequente al Centro e al Sud, mentre è meno abbondante nella parte settentrionale del Paese, dove il suo ruolo è probabilmente svolto da altri funghi, alcuni di essi già identificati come *D. mutila* e *Fusarium eumartii* Carp. (Ragazzi et al., 1993; Ragazzi et al., 1995).

Il ruolo dell'endofitismo è probabilmente quello di regolare lo sviluppo della pianta ospite e la sopravvivenza a livello dei rami del singolo individuo e dell'intero popolamento. È stata trovata ad esempio una relazione tra i funghi endofiti e l'autopotatura dei rami morti (Anselmi et al., 2000).

In associazione al deperimento della quercia in Italia e Romania, sono stati trovati anche alcuni batteri quali *Erwinia quercicola* Georges et Bad. ed *Erwinia valachica* Georges et Bad. (Petrescu, 1974). Su querce deperienti in Romania sono stati trovati fitoplasmi -organismi simili a micoplasmi, MLO- (Ploiae et al., 1987).

L'unico virus identificato finora nelle querce deperenti è il virus del mosaico del tabacco (TMV) su *Q. robur*, *Q. petraea*, e *Q. cerris* in Germania (Nienhaus, 1987).

1.6. Controllo del deperimento

Resoconti da diversi Paesi raramente riferiscono possibili metodi per controllare un fenomeno che per molti aspetti è ancora sconosciuto. In Italia Luisi e Manicone (1991) provarono a determinare l'efficacia dei tagli sanitari sulla limitazione dei fenomeni di deperimento in campo. Si rilevò che quando correttamente effettuati, specialmente nei cedui invecchiati, i tagli riducevano la densità della vegetazione e aumentavano la disponibilità di acqua e nutrienti, producendo così alberi più vigorosi che sopportavano meglio le stagioni secche. Un livello di taglio meno estensivo, comunque, in cui erano stati rimossi solo alberi in cui la parte epigea era morta, non aveva effetto sul deperimento.

La progressione del deperimento dipende anche dalla risposta dell'albero alla causa destabilizzante iniziale, a cui si aggiungono gli effetti ripetuti dei fattori di deperimento successivi, insieme alla reazione dell'albero a ciascuno di essi.

La situazione italiana (tranne certe manifestazioni in nord Italia), deve essere vista nel contesto del deperimento della quercia in Europa come un tutt'uno. E' difficile fare validi confronti: la nostra comprensione della sindrome e i nostri metodi per studiarla ci portano anche oggi a suggerire ipotesi piuttosto che giungere a conclusioni certe.

Molti sintomi e reazioni che superficialmente sembrano paragonabili sono infatti semplicemente parte del meccanismo di risposta peculiare di ogni specie particolare di quercia, ed è questa reazione caratteristica che funge da elemento unificante, almeno per quella specie; comunque, questo stesso elemento perde la sua importanza se si capisce che è solo una parte di un singolo sistema fisiologico, cioè quella della specie di quercia in questione.

Specialmente in passato si riteneva che la conversione dei cedui in fustaia fosse una pratica favorevole. Se questo è accettabile per brevi periodi di rotazione (12-15 anni) e bassa fertilità del suolo, non è più vero quando si ritardano i tagli nei suoli fertili, dove le piante sono sottoposte a una forte competizione che ne riduce la resistenza ai parassiti. È necessario provvedere a diradamenti e appropriate cure colturali quando le piante stanno crescendo attivamente o almeno quando il popolamento non mostra le condizioni di degrado che si raggiungono rapidamente nei cedui abbandonati. Non è casuale che i casi più rappresentativi di deperimento della quercia, non solo in Italia, si riscontrino nei cedui invecchiati (Luisi e Lerario, 2000).

1.7. Le micorrize

I funghi micorrizici formano una relazione simbiotica con molte specie vegetali. Le prime tracce di associazioni micorriziche risalgono al periodo Siluriano, circa 400 milioni di anni fa, quando le piante iniziarono a colonizzare le terre emerse. Per vivere in un ambiente così diverso da quello marino furono necessari molti adattamenti, tra cui l'associazione di organismi con caratteristiche complementari. Così alcuni vegetali acquatici -autotrofi ma incapaci di assorbire nutrienti dal terreno- svilupparono simbiosi mutualistiche con funghi acquatici -con proprietà opposte- (Le Tacon e Selosse, 1994). Si stima che questa antica forma di simbiosi coinvolga quasi l'80% delle piante terrestri (Brundrett, 2002).

Esistono vari tipi di associazione micorrizica (Harley e Smith, 1983). La divisione principale è basata sul tipo di contatto cellulare: nelle endomicorrize le strutture fungine si formano all'interno delle cellule vegetali, mentre nelle ectomicorrize (ECM) le ife occupano gli spazi intercellulari nei tessuti corticale ed epidermico delle radici fini, senza oltrepassare la membrana cellulare (fig. 1.8). Si conoscono alcuni tipi di endomicorrize: VA (vescicolo-arbuscolari, spesso chiamate solo arbuscolari), ectendomicorrize, micorrize arbutoidi, monotropoidi, delle ericacee e delle orchidacee. La specificità per le loro piante

ospiti varia, ma nei nostri climi le specie arboree (ad esempio *Fagus*, *Picea*, *Pinus*, *Quercus*) formano generalmente simbiosi ectomicorriziche (a volte ectendomicorriziche) mentre gli arbusti formano comunemente micorrize delle ericacee, e le piante erbacee formano micorrize vescicolo-arbuscolari (Harley e Smith, 1983; Smith e Read, 1997). Questa schematizzazione è valida solo a livello generale, perché i funghi che formano tipi differenti di simbiosi micorrizica possono coesistere sulla stessa pianta (Öpik et al., 2003).

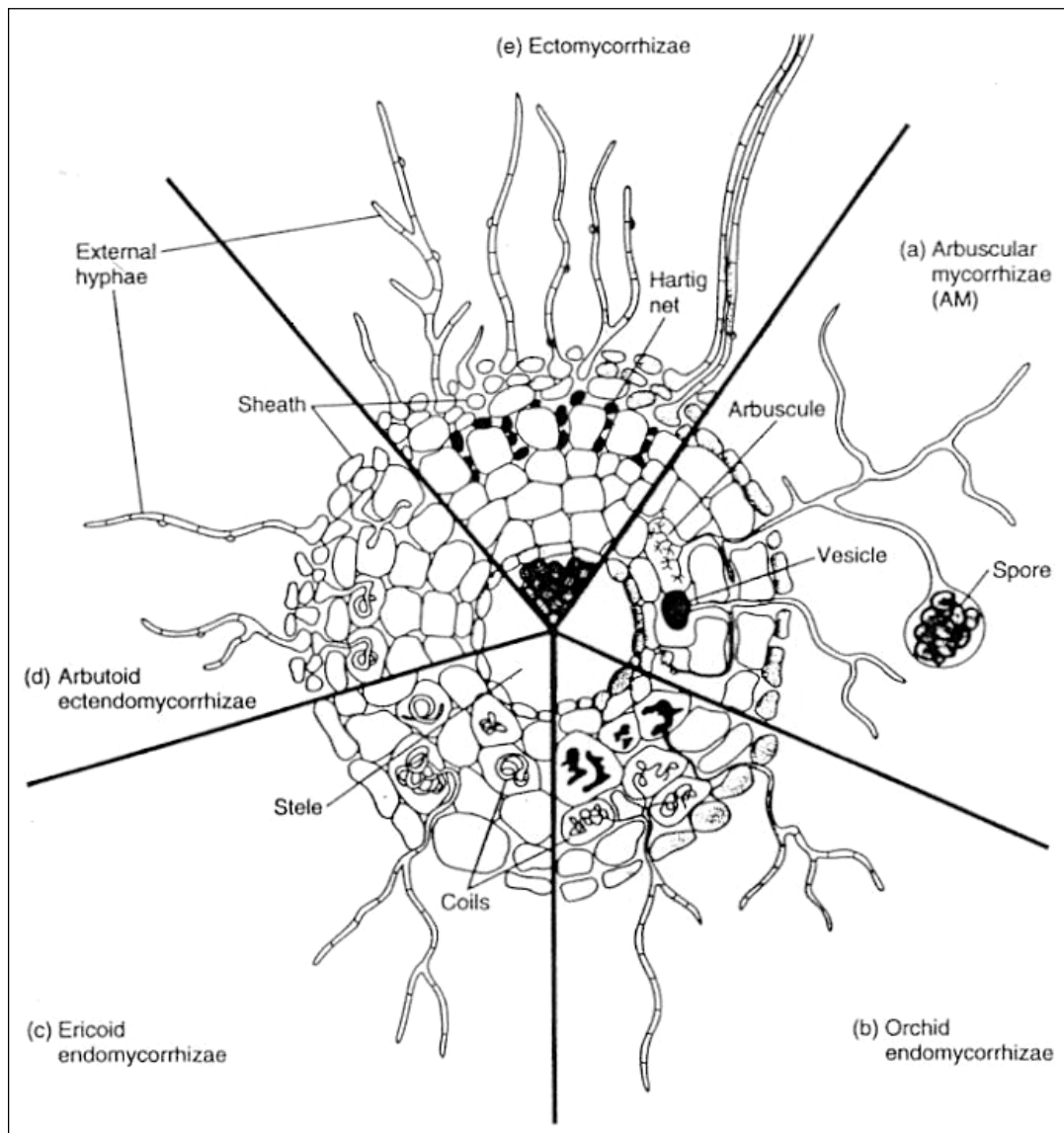


Figura 1.8: tipi di micorrize (da www.ecologischgroen.be/images).

Le simbiosi in cui entrambi i partners beneficiano dell'associazione sono chiamate mutualismo (Begon et al., 1996). Generalmente nelle simbiosi micorriziche, il simbionte fungino (micobionte) ricava energia dalla pianta ospite sotto forma di composti del carbonio fissati con la fotosintesi, mentre la pianta riceve benefici nutrizionali quali una migliore assunzione di fosforo e azoto (Harley e Smith, 1983) e protezione contro i

patogeni (Marx, 1969; Smith e Read, 1997; Sen, 2001) e contro lo stress idrico (Garbaye, 2000). E' degno di nota che, in tutti i casi di simbiosi micorrizica, i benefici per ciascun partner non sono chiari, e in alcuni casi la relazione può essere neutrale o anche parassitica. Inoltre, le conseguenze specifiche delle associazioni micorriziche per la pianta ospite sono difficili da stimare nel lungo periodo in condizioni naturali, dove altri parametri quali la competizione con altri organismi, l'età dei simbionti e le condizioni climatiche, variano considerevolmente (Heinonsalo, 2004).

1.7.1 Il ruolo dei funghi ectomicorrizici

L'ectomicorriza si può definire come una simbiosi mutualistica tra la radice della pianta ospite e il fungo ectomicorrizico. Le specie fungine coinvolte, tutte ipogee, sono molteplici. Esse appartengono agli Zigomiceti (es. *Endogone*), agli Ascomiceti (es. *Tuber*, *Elaphomyces*), ma soprattutto ai Basidiomiceti (es. *Boletus*, *Cantharellus*, *Amanita*, *Lactarius*, *Cortinarius*, *Russula*, *Phallus*) (Montecchio e Rossi, 2000).

Qualora le caratteristiche ambientali e pedologiche siano adeguate alla micorrizzazione il fungo, attirato chemiotatticamente dagli essudati radicali, inizia la colonizzazione della superficie esterna dell'apice avvolgendolo con un rivestimento miceliare chiamato mantello o micoclena. Questo strato di tessuto fungino varia molto in forma e spessore in base alla specie fungina. Interagendo con la pianta, il fungo produce dei regolatori di crescita che inibiscono la produzione dei peli radicali e inducono l'eventuale ramificazione laterale dell'apice, la cui disposizione spaziale generalmente dipende dalle specie coinvolte di entrambi i simbionti (Montecchio e Rossi, 2000).

Contemporaneamente le ife si insinuano fra le cellule epidermiche e corticali (senza penetrare al loro interno) in un intreccio chiamato reticolo di Hartig, che fornisce un'ampia superficie di contatto tra i due simbionti. Dalle cellule esterne del mantello possono propagarsi nel terreno altre ife chiamate complessivamente elementi emananti, distinguibili in cistidi, ife e rizomorfe, la cui presenza e morfologia hanno importanza sistematica. Le ife sono da due a cinque volte più sottili di un pelo radicale e possono così diffondersi nelle porosità del terreno molto più efficacemente. Le rizomorfe sono aggregati lineari di ife che si specializzano nell'assunzione e trasporto di acqua e nutrienti (Montecchio e Rossi, 2000).

Entro alcuni giorni dal loro emergere, quasi tutte le radici fini di una pianta ectomicorrizica vegono colonizzate dai funghi micorrizici (Smith e Read, 1997). Le

micorrize sono strutture che hanno vita breve e che vengono rigenerate su base annuale. La rigenerazione può avvenire durante tutta la stagione vegetativa, ma ha dei picchi in certi periodi (Dahlberg, 2001).

Generalmente il processo di infezione si completa entro tre-quattro mesi. In funzione della specie fungina, del suo livello energetico, dello stato fisiologico della pianta e del manifestarsi di adeguate condizioni meteorologiche e climatiche, ife emananti e rizomorfe possono colonizzare altri apici non ancora micorrizzati e originare il corpo fruttifero del fungo a livello ipogeo -es. *Tuber*- o epigeo -es. *Amanita*- (Montecchio e Rossi, 2000).

I funghi ectomicorrizici possono influenzare la pianta ospite in vari modi: oltre ad aumentare notevolmente la superficie di contatto tra apice radicale e terreno, è stato dimostrato che migliorano la nutrizione della pianta ospite aumentando l'assunzione di azoto, fosforo e potassio (Harley e Smith, 1983).

La scarsa disponibilità di azoto è un tratto caratteristico di molti ambienti forestali (Tamm, 1991). L'azoto inorganico può essere assorbito direttamente dalle piante, ma le ectomicorrize ne rendono più efficiente l'assunzione (Rygielwicz et al., 1984; Martin et al., 2001). C'è una forte competizione nel suolo perché funghi saprotrofi e batteri utilizzano prontamente l'azoto inorganico. Ma i funghi ectomicorrizici hanno un vantaggio competitivo: avendo un accesso diretto ai fotosintati vegetali, non devono competere per l'energia (Heinonsalo, 2004).

Un'ipotesi molto interessante a livello ecologico è che i funghi micorrizici riescano ad accedere facilmente alle forme di azoto organico. Si è dimostrato che molte specie vegetali possono usare amminoacidi e proteine con l'aiuto del loro simbionte micorrizico, ma che senza di esso non hanno più questa capacità (Smith e Read, 1997). Questa scoperta è molto importante perché la maggior parte dell'azoto nell'humus forestale si trova in forme organiche mentre, in condizioni normali senza fenomeni di disturbo, l'azoto inorganico libero (NO_3^- , NH_4^+) è presente in concentrazioni molto basse (Tamm, 1991).

I nutrienti, in particolare N e P, sono assunti dal micelio attraverso un assorbimento attivo e specifici trasportatori di membrana cellulare in seguito alla degradazione da parte di esoenzimi quali la fosfatasi (Smith e Read, 1997). Lo scambio di nutrienti tra fungo e pianta avviene attraverso il contatto fra le cellule, specialmente nel reticolo di Hartig dove il micelio fungino occupa lo spazio intercellulare tra le cellule corticali della radice fine colonizzata (Harley e Smith, 1983).

Una volta assorbiti, i nutrienti vengono accumulati temporaneamente nella micoclona e ceduti gradualmente alla pianta mediante il reticolo di Hartig, assicurando così uno sviluppo più equilibrato e continuo della pianta (Montecchio e Rossi, 2000).

In natura ci sono comunemente fluttuazioni nella disponibilità idrica e i periodi di siccità possono causare considerevoli sintomi di stress agli alberi (Garbaye, 2000). Gli apici non micorrizzati, che sono ricoperti da una mucillagine, offrono solo una protezione limitata contro la siccità. Invece gli apici radicali micorrizzati, che sono tipicamente rivestiti dalla micoclona e che spesso sono connessi a una estesa rete di micelio extraradicale o extramatriciale con o senza rizomorfe, sono molto meno sensibili alle condizioni di suolo secco. Duddridge et al. (1980) mostrarono per la prima volta che i miceli fungini possono assorbire e trasportare acqua da una distanza fino a 8 cm dalla radice. Queste distanze, sviluppandosi da ogni singolo apice radicale micorrizzato, accrescono significativamente l'accesso della pianta alle risorse idriche. Ci sono differenze specie-specifiche nell'influenza della micorrizza sulla tolleranza della pianta allo stress idrico e per questo mantenere la biodiversità fungina indirettamente garantisce una migliore efficienza nell'uso dell'acqua a livello dell'ecosistema (Garbaye, 2000).

Le ectomicorrize proteggono le radici della pianta ospite contro i patogeni delle radici e la microfauna del suolo. I funghi micorrizici riducono la probabilità che i patogeni invadano le radici perché competono con essi e modificano qualitativamente e quantitativamente gli essudati radicali emessi nella rizosfera, formano una barriera fisica che ne impedisce la penetrazione, sostengono microorganismi associati sfavorevoli ai patogeni o secernono composti tossici (Harley e Smith, 1983). Il miglioramento delle condizioni di salute delle piante micorrizzate riduce il rischio di attacchi di patogeni. Le ECM inoltre fungono da filtro nei confronti di molti metalli pesanti quali alluminio, cadmio e nichel (Montecchio e Rossi, 2000).

1.7.2 Il micelio fungino e la micorrizosfera

Lo schema di crescita delle ife fungine è tipicamente apicale con ramificazione subapicale. La ramificazione delle ife individuali nel micelio comporta localmente un'efficiente assunzione di nutrienti ma per raggiungere nuove fonti di nutrienti sono necessari cordoni miceliari o rizomorfe. In condizioni sfavorevoli, alcune specie possono produrre sclerozi, strutture di quiescenza formate dal micelio fungino che possono persistere per anni (Carlile et al., 2001).

Dato che la rete di ife colonizza grandi volumi di suolo e che i fotosintati vegetali scorrono in essa, è ovvio che la presenza del micelio extramatriciale micorrizico altera le condizioni ambientali del suolo, se paragonato al suolo non colonizzato. Il termine micorrizosfera (Linderman, 1988) è stato usato per descrivere il volume di suolo influenzato dal micelio micorrizico. Così, i funghi micorrizici associati alle radici degli alberi aumentano notevolmente i volumi di suolo che possono essere effettivamente esplorati dalla pianta ospite (Smith e Read, 1997). Questa caratteristica è la base delle influenze positive osservate che si ricavano attraverso l'associazione simbiotica micorrizica tra funghi e piante. L'accesso all'acqua e alle fonti di nutrienti lontane e recalcitranti con l'aiuto dei funghi è essenziale per gli alberi ospiti.

Molti animali che vivono nel suolo si nutrono del micelio micorrizico, e questo può avere sulla crescita arborea un impatto positivo (Setälä, 1995) o neutro/negativo (Ek et al., 1994). Nella micorrizosfera sono stati identificati batteri specifici sostenuti dal micelio (Timonen et al., 1998). È stato dimostrato che i batteri sostengono specificamente la formazione della micorrizza (Garbaye e Bowen, 1987) e Garbaye (1994) ha proposto una teoria sul modo in cui agiscono i "*mycorrhiza helper bacteria*" (MHB). Recentemente sono stati trovati geni per la fissazione dell'azoto in ceppi di batteri endosimbionti di funghi micorrizici (Minerdi et al., 2001), e questo suggerisce che nel suolo ci sia una fissazione di azoto associata alla micorrizosfera. In conclusione, è evidente che la micorrizosfera fungina è un habitat esteso e particolare che sostiene una varietà di tipi batterici e che svolge funzioni ecologiche specifiche ancora poco conosciute.

1.7.3 La dispersione dei funghi ectomicorrizici

I funghi ectomicorrizici possono disperdersi e formare nuove micorrize attraverso connessioni di ife viventi, speciali strutture di quiescenza chiamate sclerozi, e spore (Brundrett, 1991). Le ife viventi, che formano parte della rete di ife sostenuta dalla pianta, sono probabilmente la fonte più comune di inoculo in foresta, dove sono già disponibili radici micorrizzate. Dahlberg e Stenlid (1995) hanno suggerito anche che in presenza di una comunità micorrizica in una foresta stabile, la colonizzazione tramite micelio probabilmente domina rispetto a quella tramite spore. Quando le ife viventi non sono disponibili, ad esempio dopo il taglio raso, le fonti principali di inoculo per i nuovi semenzali possono essere sclerozi e spore. Se la rigenerazione avviene poco dopo il taglio (entro qualche anno), le ceppaie e le radici morenti che sono rimaste possono sostenere ife

vive di funghi micorrizici (Hagerman et al., 1999) e i nuovi semenzali possono essere micorrizzati in questo modo.

Spore e sclerozi possono sopravvivere nel suolo per un periodo molto lungo e possono essere attivati da condizioni adatte quali un aumento dell'umidità del suolo, uno shock da calore dopo un incendio o composti stimolatori negli essudati radicali. L'attivazione delle spore è seguita dalla loro germinazione (Carlile et al., 2001). Il micelio primario monocariotico emanante di una basidiospora può già formare micorrize (Kope e Fortin, 1990), ma normalmente una micorriza è generata da un micelio secondario eterocariotico formato dall'unione di due miceli primari sessualmente compatibili. Si conosce poco sulle forme di micelio responsabili della formazione di micorrize da parte degli Ascomyceti, che sono numerosi nelle comunità ectomicorriziche (Tedersoo et al., 2003). Si sa che alcune specie fungine si diffondono con successo tramite spore mentre altre attraverso micelio o sclerozi (Brundrett, 1991; Dahlberg, 1997).

La successione dei funghi ectomicorrizici è connessa principalmente alla loro capacità di dispersione. L'ipotesi di funghi di stadi precoci e tardivi (Mason et al., 1983), originata da uno studio di Mason et al. (1982) eseguito su suoli precedentemente agricoli, suggeriva che alcune specie colonizzano per prime le radici, mentre altre possono formare la simbiosi solo in stadi avanzati di crescita dell'albero ospite. Nara et al. (2003a,b) hanno studiato la successione primaria di funghi ectomicorrizici su suolo vulcanico primitivo precedentemente privo di micorrize. Trovarono un chiaro andamento di successione che fu riscontrato sia nelle radici micorrizzate sia nella produzione di sporocarpi. Le condizioni in un sito di successione secondaria, dove esiste già un inoculo dalla foresta precedente, sono molto diverse rispetto ai siti primari e così il meccanismo di successione risulta difficile da definire. Tuttavia capire le differenze funzionali tra funghi di diversi stadi e le ragioni dei cambiamenti nella struttura della comunità micorrizica (ad esempio in seguito a disturbi provocati dall'uomo) è un importante compito futuro (Heinonsalo, 2004).

1.7.4 Ecologia delle comunità ectomicorriziche

La maggior parte delle specie fungine ectomicorriziche entrano in simbiosi con una serie di piante ospiti ampia, ma differente. Possono formare micorrize sia con angiosperme sia con gimnosperme, o solo con angiosperme, o con gimnosperme, o con una singola famiglia di ospiti. Ad esempio *Cenococcum geophilum* può stabilire una simbiosi con più di 200 specie vegetali, ma in alcuni casi l'affinità è maggiore, fino ad essere specie-

specifica come per *Boletus elegans* che si associa solamente a *Larix decidua* (Montecchio e Rossi, 2000).

Potenzialmente questi collegamenti permettono il trasferimento di nutrienti e carbonio tra specie arboree, ma il loro significato in natura non è stato ancora compreso. Esperimenti di campo e di laboratorio hanno dimostrato che la douglasia può condividere funghi ECM e potenzialmente formare connessioni ifali con molte altre specie vegetali (Massicotte et al., 1999). Invece certi funghi ECM, per esempio quelli suilloidi, sono ristretti a certi taxa di piante e così potenzialmente possono solo collegare piante intraspecifiche (Dahlberg, 2001).

Mentre il tasso di estinzione delle specie sembra essere in aumento -e sono emerse prove del diminuire della biodiversità di piante e comunità microbiche come risultato dell'inquinamento dell'aria e del suolo, e dell'intensificazione dell'agricoltura e delle pratiche selvicolturali (Pimm et al., 1995)- l'importanza di stabilire se la biodiversità è importante di per sé per il funzionamento dell'ecosistema è ormai un tema centrale in ecologia. Mentre gli effetti della diversità di specie delle piante superiori sulla produttività epigea ha ricevuto considerevole attenzione (Loreau e Hector, 2001) e ci sono prove che la diversità delle micorrize arbuscolari aumenta la diversità e la produttività delle specie vegetali (van der Heijden et al., 1998), il ruolo della diversità ectomicorrizica nel funzionamento dell'ecosistema è stato investigato sperimentalmente solo in rari casi (Jonsson et al., 2001).

L'aumento della consapevolezza dell'ampia serie di strutture miceliari prodotte dalle ECM nel suolo e sulle radici (Agerer, 1996) insieme alle prove di una considerevole variazione interspecifica e intraspecifica nella produzione di sistemi di enzimi mobilizzatori di nutrienti da parte di questi funghi (Leake e Read, 1997) fornisce un forte sostegno teorico all'ipotesi che la diversità ectomicorrizica aumenti l'efficacia di assunzione di nutrienti da differenti posizioni spaziali e substrati nel suolo.

La scoperta che la diversità delle ectomicorrize è correlata positivamente con l'assunzione totale di fosforo (P) sostiene l'ipotesi avanzata da Koide, in relazione alle micorrize arbuscolari, che differenti mescolanze di funghi micorrizici possano fornire complementarità funzionale nell'assunzione di P, permettendone uno sfruttamento più efficace e completo (Koide, 2000; Smith et al., 2000). È però prematuro trarre conclusioni generali sui legami tra diversità e funzionamento delle ECM a causa dell'artificialità delle condizioni sperimentali e degli innumerevoli fattori coinvolti (Leake, 2001).

Mentre un numero relativamente piccolo di piante, circa 8000, formano ECM, la loro importanza globale è grandemente aumentata dalla loro occupazione spropositata degli ecosistemi terrestri. Molti alberi, come quelli appartenenti alle Betulaceae, Pinaceae, Fagaceae e Dipterocaraceae sono importanti e obbligate piante ectomicorriziche che formano vaste foreste boreali, temperate e subtropicali (Smith e Read, 1997). Una stima conservativa del numero di specie fungine ECM nel mondo è approssimativamente 6000 (Molina et al., 1992). Oltre alla diversità dei taxa conosciuti, ci sono altri funghi ECM che non producono strutture riproduttive evidenti, una caratteristica che preclude la loro inclusione nei cataloghi conosciuti. Un gran numero di taxa fungini, inoltre, rimane ancora da scoprire (Dahlberg, 2001).

Entro i singoli popolamenti forestali, la variazione spaziale dei funghi ECM è molto alta e la maggior parte delle specie mostra distribuzioni aggregate. Certi taxa sembrano crescere meglio nell'orizzonte organico, altri in quello minerale. Comunque, la stragrande maggioranza è collocata negli strati superficiali del suolo (ad esempio nella zona di transizione tra sostanza organica e suolo minerale) dove i processi di mineralizzazione sono più attivi. Tipicamente fino al 90% delle micorrize si trovano nei primi 10 cm di suolo nelle foreste boreali, principalmente associate con lo spesso strato di humus o di mor (Dahlberg, 2001). Negli ecosistemi di foresta secca, le micorrize si dispongono più in profondità nel suolo minerale rispetto agli ambienti mesici (Visser, 1995; Taylor e Bruns, 1999).

La regola generale è che pochi taxa ECM incidono sulla maggior parte (> 50%) dell'abbondanza micorrizica e sono ampiamente distribuite mentre la maggior parte delle specie si trovano solo raramente (Gehring et al., 1998; Jonsson et al., 1999; Stendell et al., 1999; Grogan et al., 2000). Questo schema di dominanza di qualche specie e rarità della maggior parte delle altre è un comune schema di comunità in qualunque gruppo tassonomico di organismi (Dahlberg, 2001).

Fino alla metà degli anni '90, la conoscenza della struttura della comunità fungina ectomicorrizica era quasi esclusivamente basata sul rilevamento degli sporocarpi. Il vantaggio principale di questo metodo è la possibilità di registrare e identificare tutti i funghi ECM che fruttificano entro un'area con un carico di lavoro relativamente piccolo. Comunque, l'importanza dei fattori ambientali esogeni nel provocare la fruttificazione, con la conseguente irregolarità nella produzione, e la conferma che i funghi che non formano corpi fruttiferi evidenti sono i più abbondanti tra le micorrize (le specie che fruttificano costituiscono solamente il 20-30%), pongono qualche dubbio sulla validità dei dati ottenuti

dal rilevamento degli sporocarpi (Dahlberg, 2001). Un approccio corretto per identificare i funghi ECM che colonizzano le radici comprende descrizioni morfologiche e anatomiche dettagliate dei morfotipi micorrizici (Agerer, 1987-2002). In alcuni casi, la morfologia delle micorrize è specie-specifica e ne permette una chiara identificazione. Generalmente questo approccio permette solo di raggruppare in morfotipi che non rappresentano singole specie. Sono ora disponibili i metodi molecolari che permettono l'identificazione delle singole micorrize.

1.8. L'ectomicorizzazione artificiale in vivaio

Fra le tecniche disponibili per aumentare la crescita iniziale e la sopravvivenza dei trapianti forestali, la micorizzazione artificiale tramite inoculo di semenzali in vivaio con specie fungine selezionate è un'alternativa efficace a basso consumo energetico rispetto alla fertilizzazione e alle lavorazioni del terreno. La sua efficacia è stata dimostrata in varie condizioni ambientali e per molte specie forestali, tra cui le querce. La micorizzazione artificiale consiste nell'inoculare i semenzali in vivaio con micelio di funghi ectomicorrizici selezionati per le loro prestazioni migliori, se confrontati con i simbionti presenti nel sito di trapianto (Garbaye e Churin, 1997).

Una ectomicorizzazione adeguata, sia dal punto di vista quantitativo che qualitativo (cioè con una sufficiente proporzione di apici assorbenti micorizzati da uno o più funghi efficaci e competitivi), assicura un incremento della produttività dovuto al maggior tasso di sopravvivenza dei semenzali, al loro sviluppo più omogeneo e, spesso, alla protezione dai patogeni radicali più diffusi in vivaio quali *Phytophthora*, *Pythium*, *Rhizoctonia*, *Cylindrocarpon*, *Fusarium* (Castellano e Molina, 1989).

E' stato anche dimostrato l'aumento della biomassa della parte epigea dei semenzali micorizzati in confronto a quelli non micorizzati (Harley e Smith, 1983). Questo avviene non solo grazie a una migliore assunzione di acqua e nutrienti, a un allungamento della vita degli apici radicali e a una protezione contro i fattori di stress ambientale, ma anche perché le ECM elaborano e trasportano sostanze di crescita di tipo auxinico e citochinico (Montecchio e Rossi, 2000). Specie ed ecotipi specifici di micorrize possono dare vantaggi competitivi (Le Tacon et al., 1992) e in alcuni casi la maggiore crescita epigea può influenzare positivamente la sopravvivenza dei semenzali e il successo nella competizione.

Grazie al maggiore accrescimento nei semenzali micorrizzati, il ciclo di produzione in piante che richiedono due-tre anni per il raggiungimento di dimensioni commerciali, può essere ridotto anche di una stagione vegetativa. Tali aspetti positivi comunque sono variabili soprattutto in funzione dei binomi pianta-fungo, delle condizioni di crescita e delle cure colturali (caratteristiche del substrato, trattamenti fertilizzanti, antiparassitari, erbicidi, frequenza di irrigazione). La produzione di piante micorrizzate consiste nella coltivazione sia della pianta che del fungo, è quindi necessario che siano soddisfatte le esigenze di entrambi (Castellano e Molina, 1989).

Comunemente si può verificare la micorrizzazione spontanea delle piante, in modo particolare in quei vivai limitrofi a zone boschive. Ciò è reso possibile dal fatto che sono presenti in vivaio delle popolazioni naturali di funghi ectomicorrizici (es. *Teleophora*, *Scleroderma*, *Hebeloma*, *Inocybe*) (Castellano e Molina, 1989; Dahlberg e Stenström, 1991).

Benché meno efficaci rispetto a quelli selezionati appositamente in funzione della specie vegetale, del terreno e delle caratteristiche ambientali del sito di destinazione, tali funghi apportano comunque dei benefici alle piante (El Karkouri et al., 2005). Queste specie si adattano bene alle condizioni di vivaio, nelle quali si sono selezionati nel tempo, trovano abbondanza di umidità e colonizzano rapidamente i terricci di coltivazione, spesso non dotati di una microflora antagonista. La loro diffusione nel vivaio è poi facilitata dalla produzione di corpi fruttiferi in estate, i quali rappresentano perciò un'ideale fonte di inoculo sporale. Il fatto che la micorrizzazione spontanea in vivaio sia di tipo casuale, produce abitualmente dei risultati mediocri e non omogenei.

L'induzione artificiale della simbiosi si rende necessaria per ottenere piante efficacemente e omogeneamente micorrizzate. Potenzialmente esiste un'ampia scelta di funghi impiegabili, di forme di produzione dell'inoculo e di metodi di inoculazione. Le diverse scelte dipendono soprattutto dagli obiettivi dell'operazione, dagli strumenti a disposizione e dalla scala di produzione. Fino ad oggi le sperimentazioni di maggior successo hanno riguardato principalmente specie afferenti ai generi *Hebeloma*, *Paxillus*, *Telephora*, *Laccaria*, *Pisolithus*, *Rhizopogon*, *Scleroderma*, *Inocybe*, molte delle quali sono disponibili sul mercato (Castellano e Molina, 1989).

Qualora si intenda micorrizzare una o poche specie vegetali con un fungo preciso, in modo da massimizzarne l'effetto, il vivaista può scegliere la specie che maggiormente si adatta alle esigenze della pianta, alle condizioni ambientali e colturali del vivaio e del futuro sito di impianto (piovosità, temperature, tessitura, struttura, reazione del suolo). In

questo caso, è opportuno orientare la selezione verso ecotipi fungini indigeni, già adattati all'ambiente. L'uso di provenienze fungine locali evita fenomeni di inquinamento biologico del sito di destinazione e assicura la permanenza della simbiosi nella pianta, permettendo a quest'ultima di selezionare nel tempo simbionti più efficaci (Heinonsalo, 2004). Specie o provenienze esotiche, invece, se particolarmente competitive possono deprimere la consistenza di quelle naturalmente presenti nel sito d'impianto o, se poco efficaci, essere oggetto della competizione da parte della micoflora nativa, vanificando l'effetto desiderato.

Nel tempo, le piante vengono colonizzate da una successione di specie fungine simbionti con un comportamento che va dal mutualismo facoltativo a quello obbligato. Per questi motivi i semenzali, anche se cresciuti vicino a vecchi alberi micorrizzati da funghi tipicamente mutualisti (es. *Russula*), inizialmente non vengono colonizzati da questi, ma da altri, che ne caratterizzano lo stadio giovanile (Smith e Read, 1997). Sono questi che dovranno essere presi in considerazione per una corretta, costante ed abbondante micorrizzazione artificiale di giovani piante. Essi, infatti, data la loro tendenza parzialmente saprofitaria, possono essere facilmente coltivati e moltiplicati in un substrato artificiale che sarà poi addizionato al terriccio. Con la crescita della pianta, però, il loro ruolo perde importanza ed essi scompaiono o, più spesso, rimangono nella micorrizosfera mantenendo un ruolo subordinato in favore di altri funghi. Questi ultimi, infatti, oltre ad essere vincolati agli essudati radicali come fonte nutritiva, sono in grado di soddisfare meglio le mutate esigenze nutrizionali della pianta, e perciò vengono da essa selezionati.

La quantità di propaguli (spore, micelio) fungini sufficiente alla micorrizzazione può essere ottenuta in diversi modi. Tra quelli teoricamente possibili, i due più semplici consistono nel prelevare una quantità sufficiente di spore dai carpofori, oppure nel moltiplicare fino alla quantità desiderata una colonia pura di micelio partendo da frammenti di carpoforo o di micorrizza. Le spore si ottengono da carpofori maturi e freschi. Successivamente all'accurata pulizia dai residui di terreno e sostanza organica, la loro parte sporigena deve essere tagliata in pezzi di 1-2 cm³ e ridotta ad una consistenza densa ed omogenea mediante frammentazione in acqua demineralizzata sterile per alcuni minuti. La sospensione così ottenuta può essere diluita e impiegata subito o conservata tal quale al buio a 3-5 °C per qualche settimana, ricordando che la germinabilità delle spore diminuisce rapidamente e che, per ottenere lo stesso effetto, la quantità di prodotto da impiegare deve essere aumentata proporzionalmente al tempo di conservazione (Castellano e Molina, 1989).

Questo semplice metodo è però vincolato alla disponibilità di un gran numero di corpi fruttiferi maturi della stessa specie, i quali vengono prodotti in un periodo molto limitato nell'anno e in quantità variabili a seconda delle condizioni climatiche, rendendo spesso difficile la pianificazione della produzione. Inoltre, esso limita la scelta delle specie tra quelle che producono abbondanti carpofori, escludendo quelle che producono corpi fruttiferi piccoli, difficilmente riconoscibili, nascosti, ipogei, e quelle prive di una fase sessuata. Più semplice e standardizzabile anche su ampia scala risulta la produzione di micelio, che può essere ottenuto da porzioni di carpofori o direttamente da ectomicorrize di semenzali raccolti in bosco. Nel primo caso si utilizzano corpi fruttiferi giovani, ancora parzialmente chiusi e attentamente puliti in superficie e sezionati in un ambiente sterile. Dalla loro porzione più interna si prelevano alcuni frammenti di micelio, subito collocati su un substrato nutritivo per la purificazione e moltiplicazione in vitro. L'isolamento da micorriza è simile ma molto più laborioso. Esso inoltre richiede l'identificazione certa della micorriza, ben più difficile della classificazione del corpo fruttifero (Rossi et al., 2007).

Una volta moltiplicato su piccola scala il micelio, esso può essere utilizzato per la produzione in massa di inoculo vegetativo in un substrato liquido oppure solido. In substrato liquido il micelio cresce in un mezzo nutritivo che ne stimola lo sviluppo e che viene permanentemente mescolato in un agitatore orbitale o in un bioreattore grazie al quale, potendo controllare e modificare in tempo reale i principali parametri ambientali (ossigenazione, pH, temperatura), è possibile soddisfare meglio le esigenze del fungo e perciò ridurre i tempi di produzione o, a parità di tempo, aumentare la quantità del prodotto. Terminata l'incubazione (15-90 gg in funzione della specie, della concentrazione desiderata e delle variabili colturali), il substrato può essere omogeneizzato, diluito e impiegato subito o conservato a 3-5 °C per alcuni mesi. Inoltre, inglobando goccia a goccia la coltura in un mezzo protettivo (generalmente alginato di sodio) e trasformandola perciò in pellet sferoidali (0,5-3 mm diametro), sono possibili tempi di conservazione maggiori. I formulati commerciali abitualmente sono in questa forma (Rossi et al., 2007).

La coltura sommersa non è però adatta a tutti i funghi, alcuni dei quali crescono con difficoltà a causa della eccessiva frammentazione del micelio durante la coltivazione, che ne riduce la vitalità. In questo caso, e nei casi sia sufficiente un volume di inoculo ridotto, quest'ultimo può essere prodotto in un substrato di granella di cereali oppure, preferibilmente, in una miscela di torba e vermiculite addizionata di nutrienti liquidi che permettono di mantenere anche una sufficiente umidità del mezzo (Castellano e Molina,

1989). Questo metodo, nonostante riduca la possibilità di una produzione su scala commerciale, è alla portata di molti vivai forestali in quanto richiede un piccolo laboratorio e una strumentazione piuttosto semplice ed economica.

1.9. Scopo del lavoro

Lo scopo di questo lavoro è quello di verificare l'efficacia di un taglio di liberazione della chioma di farnie deperenti e del trapianto di semenzali micorrizati artificialmente. Lo stato di salute delle piante è stato valutato utilizzando come parametro le condizioni di vitalità e di micorrizzazione delle radici. È noto infatti che esiste una relazione positiva tra salute delle piante e stato micorrizico delle radici (Montecchio et al., 2000).

La comunità ectomicorrizica è stata monitorata periodicamente allo scopo di studiare la variazione della sua composizione nel tempo e la presenza di morfotipi caratteristici.

Come ulteriore parametri, relativamente alla parte epigea, si è scelto di valutare il contenuto di alcuni elementi minerali nelle foglie delle farnie adulte appartenenti a diverse classi di deperimento, e le altezze e i diametri raggiunti dai semenzali dopo il trapianto in bosco.

1.10. Struttura della tesi

La tesi è composta da quattro capitoli centrali che presentano il monitoraggio e la caratterizzazione della comunità ectomicorrizica di farnie deperenti sottoposte a taglio di liberazione delle chiome (capitolo 2 e 3), la valutazione della concentrazione di alcuni elementi minerali nelle loro foglie (capitolo 4) e l'efficacia del trapianto in bosco di semenzali micorrizati artificialmente (capitolo 5).

1.11. Bibliografia

Agerer R., 1996. Characterization of ectomycorrhizae: a historical overview. *Descr. Ectomyc.* 1: 1-22.

Agerer R., 1987-2002. *Colour Atlas of Ectomycorrhizae*. 1st-12th delivery. Einhorn, Schwäbisch Gmünd, Germany.

Anselmi N., Mazzaglia A., Tannini A., 2000. The role of endophytes in oak decline. In: *Decline of oak species in Italy. Problems and perspectives*. Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze.

Aussenac G., Granier A., Bréda N., Cochard H., 1993. Drought induced dysfunctions of the water transport in oak trees. *Proceedings of an International Congress, Recent Advances on Oak Decline, Selva di Fasano (Brindisi), Italy, Sept. 13-18, 1992*, pp. 413-423.

Babos K., 1989. Comparative histological study of diseased and sound *Quercus petraea* stems. *Acta Botanica Hungarica* 35(1-4): 173-184.

Battisti A., Covassi M., 1991. I principali insetti xilofagi viventi su querce in Italia e loro ruolo nei fenomeni di deperimento. *Atti del Convegno "Problematiche fitopatologiche del genere Quercus in Italia"*, 19-20 novembre, Firenze, Italia, pp. 251-270.

Begon M., Harper J.L., Townsend C.R., 1996. *Ecology. Individuals, populations and communities*. 3rd Edn. Blackwell Science Ltd, Oxford.

Bellio R., 2008. Il bosco di Mestre: possibili scenari di gestione selvicolturale di un bosco di pianura. *Scuola di Dottorato di Ricerca in Territorio, Ambiente, Risorse e Salute*. Dipartimento Territorio e Sistemi Agro-forestali, Università degli Studi di Padova.

Brundrett M., 1991. Mycorrhizas in Natural Ecosystems. *Adv. Ecol. Res.* 21: 171-313.

Brundrett M.C., 2002. Coevolution of roots and mycorrhizas of land plants. *New Phytol.* 154: 275-304.

Bussotti F., Bruschi P., 2000. Ecology of genus *Quercus* in Italy. In: *Decline of oak species in Italy. Problems and perspectives*. Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze.

Carlile M.J., Watkinson S.C., Gooday G.W., 2001. *The Fungi*. 2nd Edn. 588 pp. Academic Press, London.

Castellano M.A., Molina R., 1989. Mycorrhizae. In: Landis T.D., Tinus R.W., McDonald S.E., Barnett J.P. (Eds.). *The Container Tree Nursery Manual*, Vol. 5, *Agric. Handbk.* 674, Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, pp. 101-167.

Cellerino G.P., Anselmi N., Esposito L., 1991. Deperimento delle querce in Campania: problematiche, agenti fungini connessi, tentativi di interventi selvicolturali. Atti del Convegno "Aspetti fitopatologici delle Querce", Firenze 19-20 Novembre 1990, pp. 63-77.

Cellerino G.P., Anselmi N., Esposito L., 1993. Survey on oak decline in Campania provinces and on relevant silvicultural operations. Proceedings of the International Congress on "Recent Advances in Studies on Oak Decline", Selva di Fasano (Brindisi), Italy, 13-18 September 1992, pp. 329-336.

Cellerino G.P., Gennaro M., 2000. Drought as predisposing factor in oak decline. In: Decline of oak species in Italy. Problems and perspectives. Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze.

Dahlberg A., 1997. Population ecology of *Suillus variegatus* in old Swedish Scots pine forests. Mycol. Res. 101: 47-54.

Dahlberg A., 2001. Community ecology of ectomycorrhizal fungi: an advancing interdisciplinary field. New Phytol. 150: 555-562.

Dahlberg A., Stenlid J., 1995. Spatiotemporal Patterns in Ectomycorrhizal Populations. Can. J. Bot. 73: S1222-S1230.

Dahlberg A., Stenström E., 1991. Dynamic changes in nursery and indigenous mycorrhiza of *Pinus sylvestris* seedlings planted out in forest and clearcuts. Plant Soil 136: 73-86.

Del Favero R., Lasen C., 1993. La vegetazione forestale del Veneto II ed. Libreria Progetto Editore, Padova.

Dickson R.E., Tomlinson P.T., 1996. Oak growth, development and carbon metabolism in response to water stress. Annales des sciences Forestières 53: 181-196.

Duddridge J.A., Malibari A., Read D.J., 1980. Structure and Function of Mycorrhizal Rhizomorphs with Special Reference to their Role in Water Transport. Nature 287: 834-836.

Ek H., Sjögren M., Arnebrandt K. and Söderström B., 1994. Extramatrical mycelial growth, biomass allocation and nitrogen uptake in ectomycorrhizal systems in response to collembolan grazing. Appl. Soil Ecol. 1: 155-169.

El Karkouri K., Martin F., Douzery J.P.E., Mousain D., 2005. Diversity of ectomycorrhizal fungi naturally established on containerised *Pinus* seedlings in nursery conditions. Microbiol. Res. 160: 47-52.

Franceschini A., Corda P., Marras F., 2000. Fungi involved in oak decline. In: Decline of oak species in Italy. Problems and perspectives. Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze.

Garbaye J., 1994. Helper Bacteria - a New Dimension to the Mycorrhizal Symbiosis. New Phytol. 128: 197-210.

- Garbaye J., 2000. The role of ectomycorrhizal symbiosis in the resistance of forests to water stress. *Outlook Agric.* 29: 63-69.
- Garbaye J., Bowen G.D., 1987. Effect of Different Microflora on the Success of Ectomycorrhizal Inoculation of *Pinus Radiata*. *Can. J. For. Res.* 17: 941-943.
- Garbaye J., Churin J.L., 1997. Growth stimulation of young oak plantations inoculated with the ectomycorrhizal fungus *Paxillus involutus* with special reference to summer drought. *For. Ecol. Manage.* 98: 221-228.
- Gehring C.A., Theimer T.C., Whitham T.G., Keim P., 1998. Ectomycorrhizal fungal community structure of pinyon pines growing in two environmental extremes. *Ecology* 79: 1562-1572.
- Grogan P., Baar J., Bruns T.D., 2000. Below-ground ectomycorrhizal community structure in a recently burned bishop pine forest. *Journal of Ecology* 88: 1-13.
- Hagerman S.M., Jones M.D., Bradfield G.E., Gillespie M., Durall D.M., 1999. Effects of clear-cut logging on the diversity and persistence of ectomycorrhizae at a subalpine forest. *Can. J. For. Res.* 29: 124-134.
- Harley J.L., Smith S.E., 1983. *Mycorrhizal Symbiosis*. 482 pp. Academic Press, London.
- Heinonsalo J., 2004. The effects of forestry practices on ectomycorrhizal fungal communities and seedling establishment. Academic Dissertation in General Microbiology. Department of Biological and Environmental Sciences, University of Helsinki.
- Jonsson L., Dahlberg A., Nilsson M.C., Zackrisson O., Karen O., 1999. Ectomycorrhizal fungal communities in late-successional Swedish boreal forests and composition following fire. *Mol. Ecol.* 8: 205-217.
- Jonsson L.M., Nilsson M.C., Wardle D.A., Zackrisson O., 2001. Context dependent effects of ectomycorrhizal species richness on tree seedling productivity. *Oikos* 93: 353-364.
- Koide R.T., 2000. Functional complementarity in the arbuscular mycorrhizal symbiosis. *New Phytol.* 147: 233-235.
- Kope H.H., Fortin J.A., 1990. Germination and Comparative Morphology of Basidiospores of *Pisolithus Arhizus*. *Mycologia* 82: 350-357.
- Leake J.R., 2001. Is diversity of ectomycorrhizal fungi important for ecosystem function? *New Phytol.* 152: 1-8.
- Leake J.R., Read D.J., 1997. Mycorrhizal fungi in terrestrial habitats. Chapter 18. In: Wicklow D.T., Söderström B. (Eds.). *The Mycota, Vol. IV. Environtal and microbial relationships*. Springer Verlag, pp. 281-301.
- LeBlanc D.C., 1998. Interactive effects of acidic depositions, drought, and insect attack on oak populations in the midwestern United States. *Can. J. For. Res.* 28: 1184-1197.

Le Tacon F., Alvarez I.F., Bouchard D., Henrion B., Jackson R.M., Luff S., Parlade J.I., Pera J., Stenström E., Villeneuve N., Walker C., 1992. Variations in Field Response of Forest Trees to Nursery Ectomycorrhizal Inoculation in Europe. In: Read D.J., Lewis D.H., Fitter A.H., Alexander I.J. (Eds.). *Mycorrhizas in Ecosystems*. CAB International, Wallingford.

Le Tacon F., Selosse M.A., 1994. La place des symbioses mycorrhiziennes dans l'évolution de la colonisation des continents par la vie. *Acta botanica Gallica* 141: 405-419.

Levy G., Becker M., Duhamel D., 1992. A comparison of the ecology of pedunculate and sessile oak: radial growth in the central and northwest of France. *For. Ecol. Manage.* 55: 51-63.

Linderman R.G. 1988. Mycorrhizal Interactions with the Rhizosphere Microflora – the Mycorrhizosphere Effect. *Phytopathology* 78: 366-371.

Loreau M., Hector A., 2001. Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. *Nature* 412: 72-76.

Luisi N., Lerario P., 2000. Silvicultural practices for oak decline control. In: *Decline of oak species in Italy. Problems and perspectives*. Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze.

Luisi N., Lerario P., Vannini A., 1992. Recent advances in studies on Oak decline. *Atti del Congresso Internazionale "Recent advances in studies on Oak decline"*, Selva di Fasano (Brindisi), Italia, 13-18 settembre 1992: 541 pp.

Luisi N., Manicone R., 1991. Il deperimento delle querce in Italia meridionale: tentativi di contenimento. *Italia Forestale e Montana* 46(5): 341-356.

Manion P.D., 1991. *Tree disease concepts*. Prentice hall, New Jersey.

Martin F., Cliquet J-B., Stewart G., 2001. Nitrogen Acquisition and Assimilation in Mycorrhizal Symbioses. In: Lea P.J., Morot-Gaudry J-F. (Eds.). *Plant Nitrogen*. Springer, Berlin, pp. 147-166.

Marx D.H., 1969. Influence of Ectotrophic Mycorrhizal Fungi on Resistance of Pine Roots to Pathogenic Infections I. Antagonism of Mycorrhizal Fungi to Root Pathogenic Fungi and Soil Bacteria. *Phytopathology* 59: 153-163.

Mason F., 2001. Problematiche di conservazione e gestione. In: Ruffo S., Minelli A. (Eds.), *Le foreste della Pianura Padana*, pp. 91-145.

Mason P.A., Last F.T., Pelham J., Ingleby K., 1982. Ecology of some Fungi Associated with an Aging Stand of Birches (*Betula Pendula* and *Betula Pubescens*). *For. Ecol. Manage.* 4: 19-39.

Mason P.A., Wilson J., Last F.T., Walker C., 1983. The Concept of Succession in Relation to the Spread of Sheathing Mycorrhizal Fungi on Inoculated Tree Seedlings Growing in Unsterile Soils. *Plant Soil* 71: 247-256.

- Massicotte H.B., Molina R., Tackaberry L.E., Smith J.E., Amaranthus M.P., 1999. Diversity and host specificity of ectomycorrhizal fungi retrieved from three adjacent forest sites by five host species. *Can. J. Bot.* 77: 1053-1976.
- Minerdi D., Fani R., Gallo R., Boarino A., Bonfante P., 2001. Nitrogen fixation genes in an endosymbiotic *Burkholderia* strain. *Appl. Environ. Microbiol.* 67: 725-732.
- Molina R., Massicotte H., Trappe J.M., 1992. Specificity phenomena in mycorrhizal symbioses: Community-ecological consequences and practical implications. In: Routledge A.M.F. (Ed.). *Mycorrhizal functioning, an integrative plant-fungal process*. New York, USA: Chapman & Hall, Inc., pp. 357-423.
- Montecchio L., Causin R., Mutto Accordi S., 2000. Ectomycorrhizae and their involvement in forest decline. In: *Decline of oak species in Italy. Problems and perspectives*. Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze.
- Montecchio L., Rossi S., 2000. L'ectomicorizzazione: efficace mutualismo tra funghi e piante forestali. *Sherwood* 57: 5-8.
- Mosca E., Montecchio L., Sella L., Garbaye J., 2007. Short-term effect of removing tree competition on the ectomycorrhizal status of a declining pedunculate oak forest (*Quercus robur* L.). *For. Ecol. Manage.* 244, 129–140.
- Nara K., Nakaya H., Hogetsu T., 2003a. Ectomycorrhizal sporocarp succession and production during early primary succession on Mount Fuji. *New Phytol.* 158: 193-206.
- Nara K., Nakaya H., Wu B.Y., Zhou Z.H., Hogetsu T., 2003b. Underground primary succession of ectomycorrhizal fungi in a volcanic desert on Mount Fuji. *New Phytol.* 159: 743-756.
- Nienhaus F., 1987. Viruses and bacteria on oak. *Österreichische Forstzeitung* No. 3: 64-65.
- Õpik M., Moora M., Liira J., Kõljalg U., Zobel M., Sen R., 2003. Divergent arbuscular mycorrhizal fungal communities colonize roots of *Pulsatilla* spp. in boreal Scots pine forest and grassland soils. *New Phytol.* 160: 581-593.
- Oszako T., 1997. Influence of water stress, defoliation and inoculation with *Ophiostoma querci* on pedunculate oak seedlings. *Folia Forestalia Polonica, Series A – Forestry*, No. 39.
- Oszako T., 2000. Oak decline in Europe's forest: history, causes and hypothesis. In: *Recent advances on oak health in Europe*. Forest Research Institute, Warsaw.
- Pallardy S.G., Rhoads J.L., 1993. Morphological adaptations to drought in seedlings of deciduous angiosperms. *Can. J. For. Res.* 23: 1766-1774.
- Panighel E., 1985. Progetto di miglioramento strutturale, provvigionale e di incremento della rinnovazione naturale.

- Pavari A., 1916. Studio preliminare sulla coltura delle specie forestali esotiche in Italia. *Annali del Regio Istituto Superiore Forestale Nazionale*, 1: 159-379, Firenze.
- Petrescu M., 1974. Dieback of oak in Romania. *Eur. J. For. Path.* 4: 222-227.
- Petrini O., 1991. Fungal Endophytes in tree leaves. In: Andrews J.H., Hirano S.S. (Eds.). *Microbial Ecology on the leaves*. Springer Verlag, New York, pp. 179-197.
- Pignatti S., 1953. Introduzione allo studio fitosociologico della pianura veneta orientale. *Atti Ist. Bot. Univ. di Pavia*, Vol. 11: 92-258.
- Pimm S.L., Russel G.J., Gittleman J.L., Brooks T.M., 1995. The future of biodiversity. *Science* 269: 347-350.
- Ploiaie P.G., Ionica M., Alexe A., 1987. Oak decline: a disease caused by mycoplasma-like organisms? *Buletinul de Protectia Plantelor* No. 1: 13-21.
- Poldini L., 1988. *La vegetazione del Carso isontino e triestino*. Ed. Lint, Trieste.
- Ragazzi A., Dellavalle Fedi I., D'Onofrio G., 1986. Osservazioni preliminari su un deperimento di *Quercus robur* L., *Quercus cerris* L., e *Quercus frainetto* Ten. in Italia. *Atti Giornate Fitopatologiche* 2: 241-252.
- Ragazzi A., Dellavalle I., Moricca S., Capretti P., Raddi P., 2000a - Decline of oak species in Italy. Problems and perspectives. *Accademia Italiana di Scienze Forestali*, Firenze.
- Ragazzi A., Moricca S., Dellavalle I., Turco E., 2000b. Italian expansion of oak decline. In: *Decline of oak species in Italy. Problems and perspectives*. Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze.
- Ragazzi A., Mugnai L., Moricca S., Vagniluca S., Della Valle I., 1993. Requirements and biological aspects of *Fusarium eumartii* and its possibile role in oak decline in North-eastern Italian oak forests. *Eur. J. For. Path.* 23: 171-177.
- Ragazzi A., Vagniluca S., Moricca S., 1995. European expansion of oak decline: involved microorganisms and methodological approaches. *Phytopathologia Mediterr.* 34: 207-226.
- Regione Veneto, 2004. Rete natura 2000: gli sviluppi del Veneto. Rete Natura 2000 Veneto. *Rivista trimestrale sui Siti di Importanza Comunitaria e sulle Zone di Protezione Speciale*. Newsletter published online (www.regione.-veneto.it).
- Reich P.B., Schöettle A.W., Stroo H.F., Amundson R.G., 1986. Acid rain and ozone influence mycorrhizal infection in tree seedlings. *Journal of the Air Pollution Control Association* 36: 724-726.
- Repubblica Italiana, 1999. Approvazione dei metodi ufficiali di analisi chimica del suolo. Decreto Ministeriale, 13 settembre 1999. Supplemento ordinario n° 185. *Gazzetta Ufficiale* n° 248 serie generale, 21 ottobre 1999.

- Roloff A., 1988. Branching structure in hardwoods related to forest decline. In: Cape J.N., Mathy P. (Eds.). Scientific basis of forest decline symptomatology. CEE-Bruxelles: 157-160.
- Rossi M., 1991. Analisi comparata di alcuni residui boschi nella pianura veneta orientale. Tesi di Laurea, Università degli studi di Padova.
- Rossi M.J., Furigo A. Jr., Oliveira V.L., 2007. Inoculant production of ectomycorrhizal fungi by solid and submerged fermentations, Food Technol. Biotechnol. 45: 277–286.
- Rygiewicz P.T., Bledsoe C.S., Zasoski R.J., 1984. Effects of Ectomycorrhizae and Solution Ph on [N-15] Ammonium Uptake by Coniferous Seedlings. Can. J. For. Res. 14: 885-892.
- Sen R., 2001. Multitrophic interactions between a *Rhizoctonia* sp. and mycorrhizal fungi affect Scots pine seedling performance in nursery soil. New Phytol. 152: 543-553.
- Setälä H., 1995. Growth of Birch and Pine-Seedlings in Relation to Grazing by Soil Fauna on Ectomycorrhizal Fungi. Ecology 76: 1844-1851.
- Smith F.A., Jakobsen I., Smith S.E., 2000. Spatial differences in acquisition of soil phosphate between two arbuscular mycorrhizal fungi in symbiosis with *Medicago truncatula*. New Phytol. 147: 357-366.
- Smith S.E., Read D.J., 1997. Mycorrhizal Symbiosis. 2nd Edn. 605 pp. Academic Press, New York.
- Stendell E.R., Horton T.R., Bruns T.D., 1999. Early effects of prescribed fire on the structure of the ectomycorrhizal fungus community in a Sierra Nevada ponderosa pine forest. Mycol. Res. 103: 1353-1359.
- Tamm C.O., 1991. Nitrogen in terrestrial ecosystems: Questions of productivity, vegetational changes, and ecosystem stability. 115 pp. Ecological Studies 81, Springer, Berlin.
- Taylor D.L., Bruns T.D., 1999. Community structure of ectomycorrhizal fungi in a *Pinus muricata* forest: minimal overlap between the mature forest and resistant propagule communities. Mol. Ecol. 8: 1837-1850.
- Tedersoo L., Kõljalg U., Hallenberg N., Larsson K.H., 2003. Fine scale distribution of ectomycorrhizal fungi and roots across substrate layers including coarse woody debris in a mixed forest. New Phytol. 159: 153-165.
- Thomas F.M., Blank R., Hartmann G., 1994. Drought, winter frost and insect defoliation as predisposing factors of the present oak decline in Northern Germany. Botanikertagung '94, Sept. 11-19, Verlag Ellwanger, Bayreuth.
- Thomas F.M., Blank R., Hartmann G., 2002. Abiotic and biotic factors and their interactions as causes of oak decline in Central Europe. For. Path. 32: 277-307.

Thomas F.M., Hartmann G., 1996. Soil and tree water relations in mature oak stands of northern Germany differing in the degree of decline. *Annales des sciences Forestières* 53: 697-720.

Thomas F.M., Kiehne U., Nilsson L.O., 1995. The nitrogen status of oak stands in northern Germany and its role in oak decline. Nutrient uptake and cycling in forest ecosystems: Proceedings CEC-IUFRO Symp., Halmstad, Sweden, June 7-10, 1993, Huttli R.F. (Ed.), Johansson, U.T., pp. 67-676.

Tiberi R., 2000. Insects harmful to oaks in Italy. In: Decline of oak species in Italy. Problems and perspectives. Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze.

Timonen S., Jorgensen K.S., Haahtela K., Sen R., 1998. Bacterial community structure at defined locations of *Pinus sylvestris* *Suillus bovinus* and *Pinus sylvestris* *Paxillus involutus* mycorrhizospheres in dry pine forest humus and nursery peat. *Can. J. Microbiol.* 44: 499-513.

van der Heijden M.G.A., Klironomos J.N., Ursic M., Moutoglis P., Streitwolf-Engel R., Boller T., Wiemken A., Sanders I.R., 1998. Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity. *Nature* 396: 69-72.

Visser S., 1995. Ectomycorrhizal succession in jack pine stands following wildfire. *New Phytol.* 129: 389-401.

Zanetti M., 1985. *Boschi e alberi della pianura veneta orientale*. Nuova Dimensione.

Zanetti M., 1989. *Il bosco Olmè di Cessalto*. Guida didattica naturalistica. Amministrazione Comunale di Cessalto.

CAPITOLO 2.

MONITORAGGIO DELLO STATO ECTOMICORRIZICO DI FARNIE DEPERENTI, SOTTOPOSTE A TAGLIO DI LIBERAZIONE DELLA CHIOMA

2.1. Introduzione

Numerosi studi confermano che il deperimento del bosco è spesso associato a cambiamenti morfologici dell'apparato radicale che si manifestano con la presenza di patogeni radicali, la diminuzione di biomassa e vitalità delle radici fini e lo stato dell'ectomicorrizzazione (es. quantità, tipo e vitalità degli apici; Wargo, 1988; Causin et al., 1996; Montecchio et al., 2004).

Alcuni studi hanno dimostrato inoltre che la diminuzione degli apici micorrizzati vitali avviene alcuni anni prima del manifestarsi dei fenomeni di deperimento, permettendo così la previsione della sua evoluzione (Fellner e Caisovà, 1994; Causin et al., 1996).

Tra i fattori che predispongono il deperimento, si può attribuire un ruolo importante alle pratiche selvicolturali inadeguate, che non controllano la competizione tra le piante (Vogt et al., 1993; Burke e Raynal, 1994; López et al., 1998; Sword et al., 1998a,b). Non a caso, molte segnalazioni di deperimento della quercia riguardano cedui invecchiati (Luisi e Lerario, 2000).

Lo scopo di questa ricerca, effettuata nel bosco di Basalghelle, è quello di valutare le relazioni fra condizioni di vitalità e micorrizzazione degli apici radicali e deperimento della farnia. Sono stati eseguiti dei diradamenti per verificare se la liberazione delle chiome di alcune farnie possa migliorarne lo stato fitosanitario (Luisi e Manicone, 1991) e se questo sia mediato da una variazione della popolazione simbiote ectomicorrizica. L'ectomicorrizzazione è infatti il risultato di una complessa serie di interazioni dinamiche tra aspetti vegetativi, nutrizionali, fisiologici e fitosanitari ed esiste una relazione positiva tra salute della pianta ed ectomicorrizzazione (Causin et al., 1996; Montecchio et al., 2000). Lo stato micorrizico, inteso come proporzione di apici micorrizzati e specie fungine coinvolte, si può considerare un parametro idoneo per valutare sinteticamente la salute di una pianta o di un popolamento forestale (Montecchio e Rossi, 2000).

2.2. Materiali e metodi

Nell'aprile del 2004 è stato effettuato un sopralluogo nel bosco di Basalghelle, già descritto nel capitolo 1.2. e in Mosca et al. (2007), che rappresenta uno degli ultimi relitti del quercu-carpineto planiziale della pianura veneta.

Sedici farnie (*Quercus robur* L.) dominanti di dimensioni simili (45-50 cm di $D_{1,30}$ e 27-30 m di altezza), individuate in un'area omogenea, sono state scelte per rappresentare due classi di deperimento. Le condizioni fitosanitarie delle piante sono state monitorate ogni anno considerando sintomi quali la rarefazione della chioma, la ridotta lunghezza degli internodi, il disseccamento di germogli e branche, la presenza di rami epicormici, le fessurazioni longitudinali della corteccia, l'essudazione di sostanze mucillagginose dal fusto e la presenza dei corpi fruttiferi di *Armillaria* sp. alla base del fusto (Halmschlager 1998; Bruhn et al. 2000; Marçais et al. 2000; Montecchio et al. 2004). In base a questi parametri, a ogni pianta è stato assegnato un punteggio variabile da 0 a 162 (allegato 2). Le piante con un punteggio superiore a 131 sono state assegnate alla classe 1 di deperimento (piante moderatamente deperenti), mentre quelle con punteggio compreso tra 101 e 130 sono state assegnate alla classe 2 (piante gravemente deperenti). Nel corso dello studio, le condizioni fitosanitarie di alcune delle 16 farnie sono peggiorate, e quando il loro punteggio è risultato inferiore a 100 sono state assegnate alla classe 3 di deperimento. Alle piante morte è stato assegnato un punteggio pari a 0. Il rilievo fitosanitario relativo alla parte epigea di ogni pianta è stato ripetuto ogni anno.

I Servizi Forestali di Treviso, nel mese di luglio del 2004, hanno liberato otto farnie (quattro per classe) dalla competizione esercitata dalle piante vicine, tagliando tutte le piante arboree concorrenti per un raggio di 8 m dalla farnia scelta (Mosca et al., 2007).

Per ogni pianta scelta sono stati prelevati dodici campioni di radici in otto periodi a cadenza trimestrale: 8 agosto e 23 ottobre 2006, 13 febbraio, 9 maggio, 31 luglio e 25 ottobre 2007, 15 febbraio e 13 maggio 2008. In questo modo è stato possibile monitorare le variazioni stagionali della micorrizzazione. È noto infatti che stagionalmente si verificano fluttuazioni nella biomassa fungina del suolo (Berg et al., 1998).

Per confronto con le condizioni precedenti l'intervento selvicolturale, sono stati inseriti i dati relativi ai campionamenti prima (20 aprile e 20 giugno 2004) e subito dopo (16 ottobre 2004 e 10 febbraio 2005) il trattamento (Mosca et al., 2007).

2.2.1 Raccolta del materiale

Il campionamento è stato effettuato utilizzando un carotatore cilindrico del diametro di 3 cm (fig. 2.1), impiegato per prelevare i primi 10 cm di suolo attorno alle farnie scelte.

Per ciascuna delle sedici piante sono stati prelevati stagionalmente dodici campioni, tre per ogni asse della pianta (N,S,E,W) a una distanza dal colletto di 50, 100 e 150 cm. Ognuno dei 192 campioni prelevati a cadenza trimestrale è stato temporaneamente conservato in un sacchetto di nylon precedentemente codificato con numero identificativo della pianta, direzione di prelievo e distanza dal colletto. Tutto il materiale è stato posto in freezer a $-10^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$, dove è rimasto fino al momento dell'impiego. Prima di essere analizzati, i campioni sono stati scongelati.



Figura 2.1: carotatore e campioni di terreno.

2.2.2 Pulizia dei campioni

Il materiale è stato risciacquato sotto un debole getto d'acqua su un setaccio di maglia 2 mm. Tutti i frammenti di radici sono stati prelevati e messi in una piastra Petri contenente acqua a temperatura ambiente. Da questo momento le radici sono state sempre mantenute in acqua. Le operazioni di pulizia dell'apice radicale sono state eseguite utilizzando un microscopio stereoscopico a 10-50 ingrandimenti impiegando una fonte d'illuminazione a spettro solare. Con l'aiuto di un pennellino e una pinzetta ogni frammento è stato ulteriormente ripulito dalle particelle di suolo. I frammenti ripuliti sono stati posti in un'altra piastra Petri per le successive analisi quali-quantitative della micorrizzazione, effettuate nei laboratori della sezione Patologia Vegetale del Dipartimento TESAF, Università degli Studi di Padova, Legnaro.

2.2.3 *Analisi quantitativa della micorrizzazione*

Per evidenziare l'eventuale differenza nel grado di micorrizzazione (tra piante appartenenti alle due classi di deperimento, tra piante trattate e non, nei periodi di campionamento) è stata effettuata un'analisi quantitativa della micorrizzazione basata sul conteggio del numero di apici presenti.

Da ogni campione, in seguito alla pulizia delle radici dalla terra, sono stati prelevati 10 frammenti in modo casuale. Di ciascun frammento è stato osservato il primo apice intero e ne è stata considerata la vitalità, la presenza di micorrize e, se micorrizzato, il morfotipo presente.

Operando in questo modo sono stati individuati i seguenti gruppi:

- *apici vitali*, riconosciuti in base alla loro turgidità, all'aspetto non raggrinzito e alla compattezza dei tessuti;
- *apici vitali micorrizzati*, riconosciuti considerando le caratteristiche della categoria precedente, con la presenza di un mantello ectomicorrizico visibile;
- *apici morti*, identificati per la minor turgidità, l'aspetto raggrinzito e la scarsa compattezza dei tessuti (Montecchio et al., 2004).

Il rilevamento di questi parametri è stato effettuato escludendo gli apici danneggiati. Nel caso in cui il primo apice fosse spezzato o non vitale, si è considerato il successivo apice completo.

2.2.4 *Analisi qualitativa della micorrizzazione*

Allo scopo di evidenziare l'eventuale differenza nella distribuzione dei tipi micorrizici, è stata compiuta un'analisi qualitativa della micorrizzazione, basata sulla caratterizzazione morfologica e anatomica, e sul confronto con le descrizioni disponibili per l'identificazione delle ectomicorrize (Agerer e Gronbach, 1988; Agerer, 1991; Brand, 1991; Zambonelli et al., 1993; Palfner, 1995; Fisher e Agerer, 1996; Agerer, 1999; Azul et al., 2001; Jakucs e Beenken, 2001; Agerer, 1987-2002; de Román et al., 2002; Agerer e Rambold, 2004-2005). In particolare sono stati presi in considerazione la forma e le eventuali ramificazioni dell'apice, le caratteristiche morfologiche del mantello (colore e aspetto della superficie), la presenza ed abbondanza di ife emanati, di rizomorfe, di cistidi, di sclerozi e la visibilità degli eventuali canali laticiferi. Le analisi sono state condotte tramite osservazioni allo stereomicroscopio con ingrandimenti variabili 10x-50x.

Di ogni morfotipo sono stati osservati il mantello esterno e quello interno al microscopio ottico a trasmissione con ingrandimenti variabili (100x-1000x). I tipi micorrizici sono stati fotografati ed i loro principali aspetti morfologici sono stati annotati su una scheda di rilevamento. Ai diversi morfotipi è stato associato un codice numerico. Per ogni morfotipo individuato è stata fatta una descrizione morfologica e ne è stata analizzata la struttura del mantello ed il tipo di emanazioni ifali. Si è provveduto a conservare dieci apici di ogni morfotipo individuato in acido lattico e in una soluzione di FAA (formalina: etanolo 70%: acido acetico = 5: 90: 5).

2.2.5 *Analisi statistica dei dati*

L'analisi statistica dei dati relativi al tasso di vitalità (apici vivi, micorrizzati e non / numero totale degli apici osservati) e al tasso di micorrizzazione (apici vivi micorrizzati / numero totale degli apici osservati), è stata effettuata con un modello lineare generalizzato (proc GENMOD; SAS System, SAS Institute, Cary, NC, USA) che considera la distribuzione binomiale dei dati e la proporzione come variabile di risposta (regressione logistica). Il livello di significatività statistica fissato per la verifica delle ipotesi è stato $P = 0,05$. L'analisi statistica è stata effettuata in base alle diverse variabili suddivise per periodo di campionamento.

Le abbondanze relative dei morfotipi sono state analizzate con un'analisi multivariata (proc STEPDISC con il metodo stepwise; SAS System, SAS Institute, Cary, NC, USA) per definire i morfotipi che rivelano le differenze tra classi di deperimento e trattamento. Successivamente, è stata effettuata l'analisi del discriminante (proc CANDISC, canonical discriminant analysis; SAS System, SAS Institute, Cary, NC, USA) per determinare la relazione tra la presenza dei morfotipi ectomicorrizici, il trattamento e la classe di deperimento. La significatività statistica è stata verificata attraverso l'analisi multivariata Wilk's lambda (*likelihood ratio criterion*) e il test F di Fisher associato. Sono state poi confrontate le medie per classe e trattamento (*Mahalanobis squared distance*).

Per ogni periodo è stato calcolato l'indice reciproco di Simpson 1/D, con:

$$D = \sum [n_i(n_i - 1) / N_i(N_i - 1)]$$

n = numerosità dell' i -esimo morfotipo

N = numerosità di tutti i morfotipi.

L'analisi statistica dell'indice reciproco di Simpson è stata effettuata con il test non parametrico di Kruskal-Wallis. Le eventuali differenze sono state valutate con un confronto multiplo a posteriori. Il livello di significatività scelto è stato $P=0,05$.

2.3. Risultati

La tabella 2.1 riporta le classi di deperimento delle sedici farnie monitorate nel corso dello studio. Solo la pianta 8 è migliorata nelle sue condizioni fitosanitarie, passando alla classe 1. Le condizioni di sette piante sono peggiorate, e tre di queste sono morte nel corso dell'indagine, sia nel gruppo delle piante trattate, sia in quello di controllo. Otto piante sono rimaste stazionarie. Il peggioramento delle condizioni fitosanitarie si è verificato sia tra le piante trattate, sia tra quelle di controllo.

Piante	Tratt.	pre-tr. 2004	post-tr. 2004/05	agosto 2006	ottobre 2006	febbraio 2007	maggio 2007	luglio 2007	ottobre 2007	febbraio 2008	maggio 2008
1	Tr	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2
2	Tr	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
3	Tr	2	3	D	-	-	-	-	-	-	-
4	Tr	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
5	Tr	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
6	Tr	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
7	Tr	2	2	2	2	2	3	3	3	3	3
8	Tr	2	2	1	1	1	1	1	1	1	1
9	Co	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2
10	Co	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
11	Co	2	2	3	3	3	3	3	3	3	3
12	Co	2	2	3	D	D	D	-	-	-	-
13	Co	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
14	Co	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
15	Co	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
16	Co	2	2	3	D	D	D	-	-	-	-

Tabella 2.1: classi di deperimento delle piante monitorate nel corso dei vari campionamenti. Tr=Piante sottoposte a trattamento selvicolturale; Co=piante lasciate come controllo; D=periodo in cui si è verificato il disseccamento della parte epigea della pianta.

I grafici riportati in seguito rappresentano il tasso di vitalità (fig. 2.2) e il tasso di micorrizzazione (fig. 2.3) degli apici radicali delle farnie in esame, suddivisi per periodo di campionamento, classi di deperimento e trattamento selvicolturale. Compiono gli otto campionamenti effettuati tra agosto 2006 e maggio 2008, e i valori medi dei campionamenti effettuati prima del trattamento (aprile e giugno 2004) e subito dopo il trattamento (ottobre 2004 e febbraio 2005). Le piante che nel procedere dell'indagine sono passate alla classe 3 sono state escluse dall'analisi statistica dei dati, ma i loro valori medi compaiono ugualmente nei grafici.

I valori del tasso di vitalità e di quello di micorrizzazione sono molto simili in tutti i periodi di campionamento, e presentano gli stessi andamenti. Per questo sono commentati insieme.

Nel periodo anteriore al trattamento selvicolturale del 2004, e in quello successivo del 2004/05, la classe 1 ha mostrato valori significativamente superiori rispetto alla classe 2. Nei campionamenti compresi tra l'estate del 2006 e la primavera del 2007, i controlli hanno mostrato valori significativamente superiori rispetto alle piante trattate. La situazione si è invertita nell'estate e nell'autunno del 2007, con valori significativamente superiori per le piante trattate rispetto ai controlli. Gli ultimi due periodi di campionamento, effettuati nel 2008, non rivelano alcuna differenza statisticamente significativa né tra classi di deperimento, né tra piante sottoposte o meno a trattamento selvicolturale. I risultati dell'analisi statistica dei dati riguardanti il tasso di vitalità e di quello di micorrizzazione sono riportati in tabella 2.2.

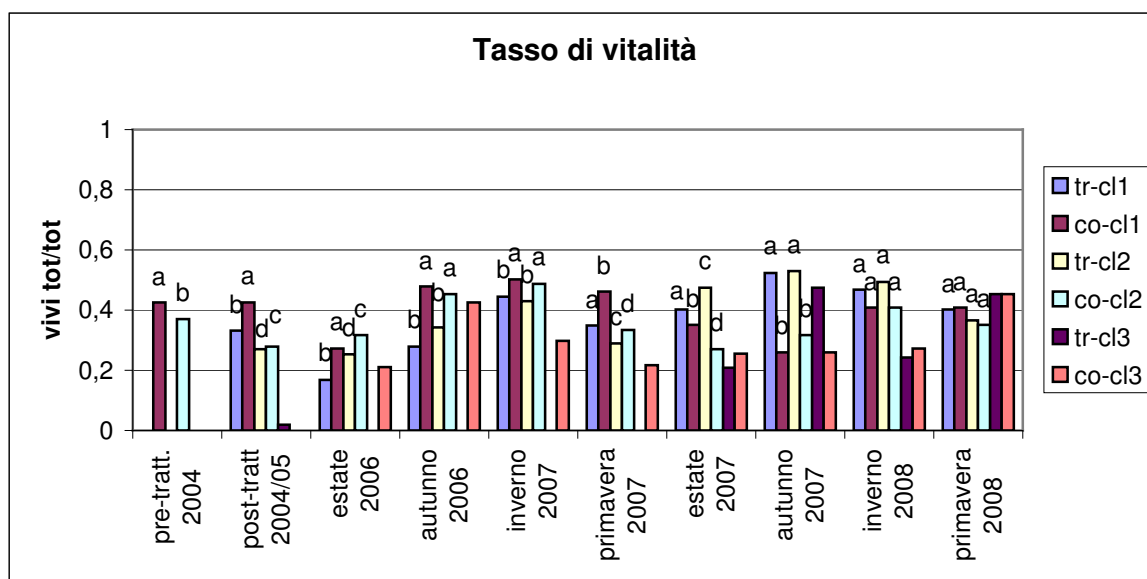


Figura 2.2: tasso di vitalità degli apici radicali delle sedici farnie sottoposte a trattamento (tr) o lasciate come controllo (co), suddivise nelle tre classi di deperimento (cl). I valori seguiti dalla stessa lettera non sono significativamente diversi in base al modello lineare generalizzato ($P=0,05$).

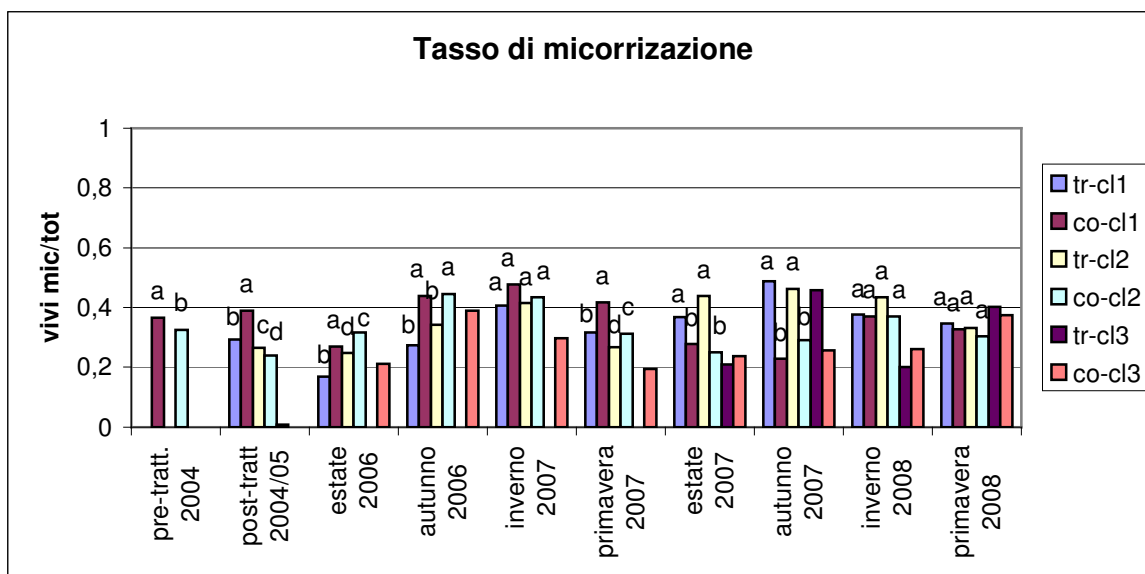


Figura 2.3: tasso di micorrizzazione degli apici radicali delle sedici farnie sottoposte a trattamento (tr) o lasciate come controllo (co), suddivise nelle tre classi di deperimento (cl). I valori seguiti dalla stessa lettera non sono significativamente diversi in base al modello lineare generalizzato ($P=0,05$).

Campionamento	Source	DF	Tasso di vitalità		Tasso di micorrizzazione	
			Chi-Square	Pr>Chi-Sq	Chi-Square	Pr>Chi-Sq
pre-tratt. 2004	classe	1	11,48	0,0007	6,64	0,0100
post-tratt. 2004/05	tratt	1	9,08	0,0026	3,90	0,0484
	classe	1	41,70	<0,0001	31,60	<0,0001
	tratt*classe	1	6,18	0,0129	14,14	0,0002
agosto 2006	tratt	1	13,68	0,0002	14,50	0,0001
	classe	1	8,41	0,0037	7,67	0,0056
	tratt*classe	1	1,45	0,2287	0,94	0,3328
ottobre 2006	tratt	1	34,23	<0,0001	25,98	<0,0001
	classe	1	0,75	0,3872	2,26	0,1328
	tratt*classe	1	2,88	0,0897	1,58	0,2084
febbraio 2007	tratt	1	4,49	0,0341	2,82	0,0930
	classe	1	0,29	0,5874	0,45	0,5000
	tratt*classe	1	0,00	0,9864	0,92	0,3387
maggio 2007	tratt	1	11,84	0,0006	9,43	0,0021
	classe	1	35,92	<0,0001	26,92	<0,0001
	tratt*classe	1	2,68	0,1014	2,51	0,1130
luglio 2007	tratt	1	21,24	<0,0001	25,88	<0,0001
	classe	1	0,10	0,7507	0,34	0,5607
	tratt*classe	1	7,48	0,0062	2,98	0,0841
ottobre 2007	tratt	1	72,58	<0,0001	60,98	<0,0001
	classe	1	1,56	0,2110	0,91	0,3410
	tratt*classe	1	1,19	0,2750	3,01	0,0828
febbraio 2008	tratt	1	3,54	0,0600	1,29	0,2562
	classe	1	0,03	0,8528	0,40	0,5229
	tratt*classe	1	1,17	0,2800	1,17	0,2787
maggio 2008	tratt	1	0,02	0,8884	0,69	0,4045
	classe	1	2,77	0,0962	0,54	0,4612
	tratt*classe	1	0,15	0,6945	0,02	0,8897

Tabella 2.2: risultato dell'analisi dei dati riguardante il tasso di vitalità e il tasso di micorrizzazione in base al modello lineare generalizzato. Il livello di significatività considerato è $P=0,05$.

Nel corso dell'indagine, sono stati individuati 55 morfotipi (tab. 2.3). Di questi, otto sono stati identificati a livello di specie [*Cenococcum geophilum* Fr., *Clavulina cinerea* (Fr.) Schroet., *Genea hispidula* Berk., *Sebacina helvelloides* (Schwein.) Burt, *Tomentella sublilacina* (Ellis & Holw.) Wakef., *Tuber aestivum* Vittadini, *Xerocomus lanatus* (Rostkov) Singer, *Elaphomyces aculeatus* Tul.], diciotto a livello di genere (*Tomentella* spp., *Humaria* spp., *Inocybe* spp., *Peziza* spp., *Laccaria* spp., *Clavulina* spp., *Lactarius* spp., *Tuber* spp., *Entoloma* spp., *Russula* spp., *Byssocorticium* spp.), dodici sono stati assegnati alla famiglia o all'ordine (Helvellaceae, Pezizaceae, Russulaceae, Sebacinaceae, Thelephoraceae, Paxillaceae e Pezizales), quattro a ectomicorrize precedentemente descritte (Palfner, 1995; Fisher e Agerer, 1996; Azul et al., 2001; de Román et al., 2002) su *Quercus* spp. (*Quercirhiza squamosa*, *Q. argenteobrunneola*, *Q. internangularis*, *Q. stellata*), mentre tredici non sono state identificate. La descrizione e le immagini dei morfotipi sono riportate nell'allegato 3. L'identificazione molecolare dei morfotipi che in tabella 2.3 sono contrassegnati dall'apice ¹ è riportata in Mosca et al. (2007).

L'analisi multivariata della varianza effettuata separatamente per ogni campionamento, ha dimostrato che in ogni periodo compaiono morfotipi discriminanti con differente abbondanza relativa (tab. 2.3). Sempre in tabella 2.3 compare l'indice reciproco di Simpson.

Alcuni morfotipi compaiono in tutti i periodi di campionamento. *Tomentella* sp.I è sempre il più abbondante ed è risultato discriminante in due soli periodi. *Tomentella sublilacina*, il secondo in ordine di abbondanza, è risultato discriminante in tre periodi. Seguono *Lactarius* sp.I e *Inocybe* sp.I, discriminanti in quattro periodi. *Quercirhiza stellata* e *Humaria* sp. sono discriminanti in cinque periodi. Russulaceae II è poco abbondante ma compare in tutti i periodi e risulta discriminante in otto di essi.

Morfotipi	pre-tr. 2004	post-tr. 2004/05	ago 2006	ott 2006	feb 2007	mag 2007	lug 2007	ott 2007	feb 2008	mag 2008
39 <i>Byssocorticium</i> sp. ¹	0	0,10	0,30	0	0	0	0	0	0	0
1 <i>Cenococcum geophilum</i>	2,45	3,14	3,25	3,58*	0,49	3,44*	2,83	1,24	2,20	2,68*
8 <i>Clavulina cinerea</i> ¹	8,00	3,23*	4,73	3,58	3,41	1,38	2,12*	0	1,00	2,44
17 <i>Clavulina</i> sp. ¹	1,66	2,66*	1,78	1,39	0	0,46	0	0	0,20	1,71
81 <i>Elaphomyces aculeatus</i>	0	0	1,48*	2,58*	0	1,61*	0,24	0	0	1,71*
23 EM3	1,43*	0,10	0	0	0	0	0	0,41	0,20	0
25 EM4	0,16	0,10	0	0,40	0,49	1,38	0,24	0,21	0	0,49
29 EM5	0	0	0,30	0,99*	0,65	1,15*	0	0	0,60	0
46 EM9	0	0,57	2,37	3,58	6,33	3,90	0,71	5,38*	2,59	0,49
47 EM10	0	0,67	0	0	0	0	0	0	0	0
74 EM13	0	0	0	0,60	0,81	3,44	0,94	0,21	1,00	0
38 <i>Entoloma</i> sp. ¹	0	0,19	0	0	0	0	0,24	0	0	0
9 <i>Genea hispidula</i>	3,33*	1,81	0,59	0,40	0	0	0	0,41*	0	0
34 Helvellaceae ¹	0	0,10	0	0	0	0	0	0	0	0
45 <i>Humaria</i> sp. ¹	1,74	1,52	3,25	5,17*	2,92*	3,44	2,83	2,69*	5,19*	3,41*
6 <i>Inocybe</i> sp.I ¹	9,18*	5,23	8,58	5,37	7,31	4,82*	10,14*	4,97*	1,80	5,85
43 <i>Inocybe</i> sp.II ¹	0	1,05	0,30	0,80	0	0	0	0	1,20	0
54 <i>Inocybe</i> sp.III ¹	0	0	0,30*	0	0	0	0	0	0	0
72 <i>Inocybe</i> sp.IV ¹	0	0	0,59	0	0	0	0	0	0	0
16 <i>Laccaria</i> sp. ¹	3,48	2,09	0,30	0	0	0	0	0,21	0	0
19 <i>Lactarius</i> sp.I ¹	4,20	8,75*	11,54	10,34	12,50*	7,34	13,44*	7,87*	12,38	11,71
30 <i>Lactarius</i> sp.II ¹	0	0	0,59	0	0,32	0,92	0,47	2,07	0,40	0,73
10 MB1	0	0	0	1,79	6,33	5,05	6,37	5,59	5,99	4,63
89 MB2	0	0	0,30	0,40	0	0,92	0,71	0,41	0,80	0,24
90 MB3	0	0	0	1,59*	6,01	4,36	1,89	12,63	7,39*	8,05*
91 MB4	0	0	0	0,80*	1,30*	1,38	4,25	0,62	4,39	0,49
94 MB5	0	0	0	1,39	1,30	1,61	0,24	1,04	0	0,49
96 MB6	0	0	0	1,79*	1,30*	1,61	0	3,52	2,40	1,22
99 MB7	0	0	0	0	0,49	0,46*	0,47	0,62	1,00	1,22
69 Paxillaceae ¹	0	0	0,30	0	0	0	0	0	0	0
70 Pezizales ¹	0	0	0	0	0,16	0	0	0	0	0
80 <i>Peziza</i> sp. I ¹	3,40	2,38*	0,30	0,80	0,16	0,69	0,47	1,04	1,80	0
7 <i>Peziza</i> sp.II ¹	1,27	1,14	0,30	0	0,65	0,92	4,48	3,11	1,20	1,22
33 Pezizaceae ¹	0	0,29	2,66	3,58	0,65	0,92	0	1,04*	1,20	0
56 <i>Q. argenteobrunneola</i>	0	0	0,30	0,20	0,97	0	0,71	1,66	1,00	1,95
79 <i>Q. internangularis</i>	0	0	0	0	1,46	0,23	0	0	0,60*	0
31 <i>Quercirhiza stellata</i>	6,10	3,90	4,73	8,15*	6,33*	11,24*	8,96*	3,73*	5,99	5,61
53 <i>Quercirhiza squamosa</i>	0	0,67	2,07	2,19	0,81	1,38	0	1,24	2,40	0,73
2 <i>Russula</i> sp. ¹	4,83	7,32	0,89	0,60	0,49	0	0,47	1,86	0,40	1,46
4 <i>Russulaceae</i> I ¹	5,94	2,09*	2,66*	1,39	0,81	0	0	0,83	0,40	0,49*
27 <i>Russulaceae</i> II ¹	1,03*	1,24	0,59	2,39*	1,46*	2,98*	3,77*	1,04*	3,59*	3,17*
51 <i>Russulaceae</i> III ¹	0	0,29	0,89	2,78	4,55	2,52	4,01	3,73	1,80*	1,95
12 <i>Sebacina helvelloides</i> ¹	3,48	2,19	1,78*	0	0,32	1,38	0,94	0,41	0,20	0
26 <i>Sebacinaceae</i> I ¹	1,19	0	0	0,00	0	0	0	0,21	0,60*	1,71
32 <i>Sebacinaceae</i> II ¹	0	0,29	0,00	0	0,65	0	0	0	0	0
44 <i>Sebacinaceae</i> III ¹	0	0	0	0	0,49	1,38	0	1,04	1,60	0
63 <i>Thelephoraceae</i> I ¹	0	1,71	1,48	2,39	2,44*	2,06*	0	1,45	1,20	3,66
66 <i>Thelephoraceae</i> II ¹	0,63	0,76	0,59*	2,19	1,46	1,83	0,94	2,69*	3,39*	1,95
5 <i>Tomentella</i> sp. I ¹	20,35	22,15*	20,41	12,13*	18,02	17,20	19,58	10,97	12,57	16,59
52 <i>Tomentella</i> sp. II ¹	2,93*	0,57*	0	0	0	0	0	0,41	0,60	3,17*

-continua-

Morfotipi	pre-tr.	post-tr.	ago	ott	feb	mag	lug	ott	feb	mag
	2004	2004/05	2006	2006	2007	2007	2007	2007	2008	2008
77 <i>Tomentella</i> sp. III ¹	0	0	1,48*	0	0	0	0	0	0	0
18 <i>Tomentella sublilacina</i> ¹	13,22	20,82	15,09*	14,31*	6,17*	6,19	7,31	12,84	8,58	8,29
48 <i>Tuber aestivum</i>	0	0,67	2,07*	0	0	0	0	0,21	0	0,49
37 <i>Tuber</i> sp. ¹	0	0,29	0	0	0	0	0	0	0	0
75 <i>Xerocomus lanatus</i>	0	0	0,89	0,40	0	0,46	0,24	0,41	0,20	0

Indice reciproco di Simpson	7,94a	6,08ab	5,65ab	6,15ab	7,06ab	6,11ab	4,81b	8,39ab	7,93ab	6,12ab
------------------------------------	-------	--------	--------	--------	--------	--------	-------	--------	--------	--------

Tabella 2.3: abbondanza relativa dei morfotipi individuati suddivisi per periodi di campionamento. I valori seguiti da asterisco sono risultati discriminanti all'interno del periodo considerato.

¹Identificazione molecolare riportata in Mosca et al. (2007).

I valori dell'indice reciproco di Simpson seguiti dalla stessa lettera non sono significativamente diversi in base al test di Kruskal-Wallis con confronto multiplo a posteriori (P=0,05).

Il test Wilk's Lambda ha dimostrato significatività statistica ($\lambda=0,809$ nel periodo pre-trattamento, $\lambda=0,47$ nel post-trattamento, $\lambda=0,35$ in agosto 2006, $\lambda=0,196$ in ottobre 2006, $\lambda=0,317$ in febbraio 2007, $\lambda=0,437$ in maggio 2007, $\lambda=0,447$ in luglio 2007, $\lambda=0,3608$ in ottobre 2007, $\lambda=0,395$ in febbraio 2008, $\lambda=0,347$ in maggio 2008; $P<0,0001$). La significatività statistica dell'analisi multivariata (*Mahalanobis squared distance*) è riportata in tabella 2.4.

Pr > Mahalanobis squared distance to class				
Pre-trattamento 2004		cl1		
		cl2	<0,0001	
Post-trattamento 2004/05		cl1-Co	cl1-Tr	cl2-Co
	cl1-Tr	<0,0001		
	cl2-Co	<0,0001	0,0933	
	cl2-Tr	<0,0001	0,0411	0,0535
Agosto 2006		cl1-Tr	0,0005	
		cl2-Co	<0,0001	<0,0001
		cl2-Tr	<0,0001	0,907
Ottobre 2006		cl1-Tr	<0,0001	
		cl2-Co	<0,0001	<0,0001
		cl2-Tr	<0,0001	0,1928
Febbraio 2007		cl1-Tr	<0,0001	
		cl2-Co	<0,0001	<0,0001
		cl2-Tr	<0,0001	0,5767
Maggio 2007		cl1-Tr	<0,0001	
		cl2-Co	<0,0001	<0,0001
		cl2-Tr	0,002	0,8602

-continua-

		Pr > Mahalanobis squared distance to class		
Luglio 2007	cl1-Tr	<0,0001		
	cl2-Co	0,3145	0,0046	
	cl2-Tr	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Ottobre 2007	cl1-Tr	0,0002		
	cl2-Co	0,0005	0,0004	
	cl2-Tr	<0,0001	0,0011	<0,0001
Febbraio 2008	cl1-Tr	0,0007		
	cl2-Co	0,0068	0,0003	
	cl2-Tr	<0,0001	0,0013	<0,0001
Maggio 2008	cl1-Tr	0,0006		
	cl2-Co	0,0004	<0,0001	
	cl2-Tr	<0,0001	0,0004	<0,0001

Tabella 2.4: risultati dell'analisi multivariata per classe e trattamento.

La distribuzione dei campioni lungo le variabili canoniche 1 e 2 nel 2008 è rappresentata in figura 2.4.

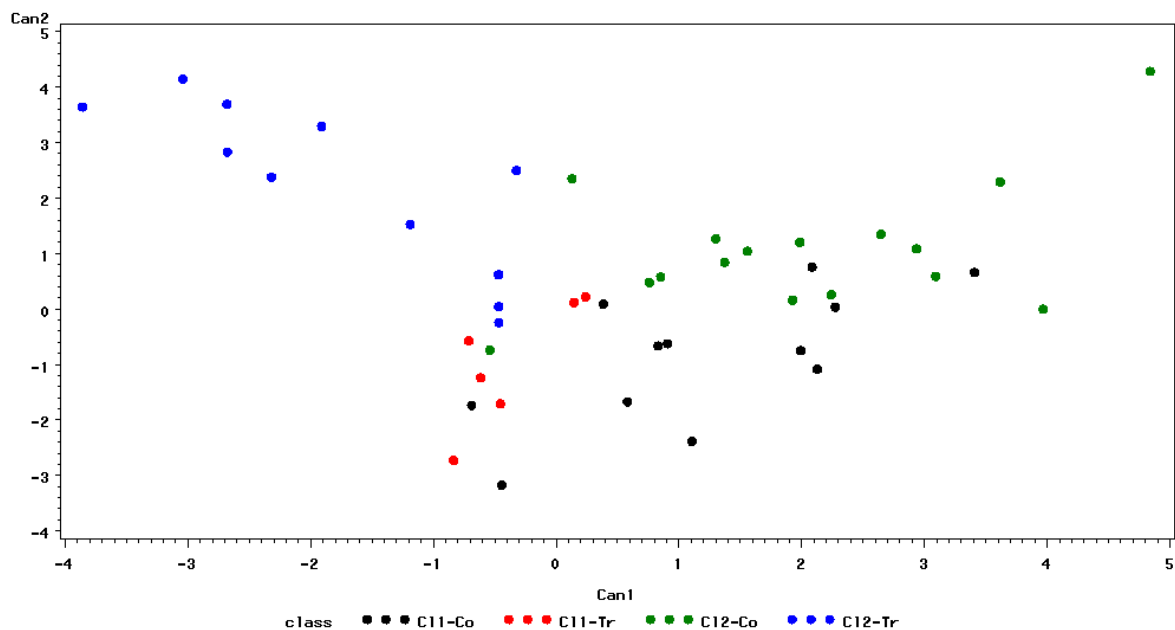


Figura 2.4: distribuzione dei campioni lungo le variabili canoniche 1 e 2 e abbondanza relativa dei morfotipi statisticamente discriminanti tra classi di deperimento 1 e 2 (cl1 e cl2), trattamento e controllo (Tr e Co).

L'analisi dell'indice reciproco di Simpson con il test di Kruskal-Wallis, e il confronto multiplo a posteriori, hanno evidenziato una differenza significativa tra il pre-trattamento e luglio 2007 (Chi-Square=17,52; DF=9; Pr>Chi-Square=0,041).

2.4. Discussione e conclusioni

L'opportunità di valutare le condizioni di deperimento della farnia in base allo stato dell'apparato radicale (presenza di patogeni radicali, diminuzione di biomassa e vitalità delle radici fini) e della micorrizzazione (quantità, tipo e vitalità degli apici) trova conferma in numerosi studi (Wargo, 1988; Causin et al., 1996; Montecchio et al., 2004; Mosca et al., 2007). E' stato inoltre dimostrato che la diminuzione degli apici micorrizzati vitali avviene alcuni anni prima del manifestarsi dei fenomeni di deperimento, permettendo così la previsione della sua evoluzione (Fellner e Caisovà, 1994; Causin et al., 1996). Entro i singoli popolamenti forestali, infatti, la variazione spaziale dei funghi ectomicorrizici è molto alta e la maggior parte delle specie mostra distribuzioni aggregate. Certi taxa sembrano crescere meglio nell'orizzonte organico, altri in quello minerale. Comunque, la stragrande maggioranza è collocata negli strati superficiali del suolo (ad esempio nella zona di transizione tra sostanza organica e suolo minerale) dove i processi di mineralizzazione sono più attivi. Per questo motivo nel presente studio i campionamenti sono stati effettuati per i primi 10 cm di suolo.

Lo studio è stato effettuato in un popolamento di farnie deperenti, allo scopo di valutare le relazioni fra vitalità e micorrizzazione degli apici radicali e deperimento della farnia. Si è voluto anche valutare se la liberazione della chioma, tramite diradamenti eseguiti attorno a otto piante, possa migliorarne lo stato fitosanitario, e se questo sia mediato da cambiamenti nello stato della micorrizzazione.

La suddivisione delle sedici farnie in classi di deperimento è stata effettuata in base a rilievi periodici delle condizioni fitosanitarie della pianta. L'opportunità di valutare contemporaneamente le condizioni della parte epigea e dell'apparato radicale è dovuta al fatto che la farnia manifesta cambiamenti della classe di severità del danno da un anno all'altro, facendo supporre una non esatta corrispondenza tra le condizioni dell'apparato aereo e di quello ipogeo (Landmann et al., 1994). Anche Kehr e Wulf (1993) nel loro studio sulle alterazioni dell'apparato epigeo di farnie deperenti hanno constatato che le condizioni delle chiome non necessariamente corrispondono con i sintomi rinvenuti sui fusti.

L'analisi quantitativa dell'ectomicorrizzazione e la successiva elaborazione statistica dei dati, hanno evidenziato per gli apici osservati un tasso di vitalità media del 40%, con valori più bassi in agosto 2006 (25%) e in luglio 2007 (30%). La suddivisione in classi e

trattamento ha evidenziato valori compresi tra il 17% ed il 53%. Il valore più basso è stato registrato nell'estate del 2006, quello più alto nell'autunno del 2007, entrambi per le farnie trattate. Tali valori si discostano da quelli rilevati su farnie sane da altri autori. Causin et al. (1996) riscontrarono un tasso di vitalità compreso tra il 60% e 80%. La relazione tra condizioni dell'apparato radicale e deperimento conferma che le farnie oggetto dello studio si trovano in precarie condizioni fitosanitarie.

Nel periodo anteriore al trattamento selvicolturale del 2004, e in quello successivo del 2004/05, la classe 1 ha mostrato valori significativamente superiori rispetto alla classe 2, a conferma della diminuzione nella vitalità degli apici radicali nelle piante più deperenti. Nei campionamenti compresi tra l'estate del 2006 e la primavera del 2007, i controlli hanno mostrato valori significativamente superiori rispetto alle piante trattate, e questo potrebbe essere dovuto allo stress iniziale dovuto al trattamento già evidenziato in Mosca et al. (2007). La situazione si è invertita nell'estate e nell'autunno del 2007, con valori significativamente superiori per le piante trattate rispetto ai controlli. Gli ultimi due periodi di campionamento, effettuati nel 2008, non rivelano alcuna differenza statisticamente significativa né tra classi di deperimento, né tra piante sottoposte o meno a trattamento selvicolturale. Si può concludere quindi che, a quattro anni dal trattamento, l'intervento selvicolturale di liberazione delle chiome non ha portato a un miglioramento delle condizioni fitosanitarie e delle condizioni dell'apparato radicale. Le farnie ormai potrebbero non essere più reattive, e il loro deperimento sembra un processo irreversibile che porta alla morte della pianta.

Diversa potrebbe essere la situazione di farnie ancora giovani e reattive, perché la quercia è ritenuta generalmente un genere molto vitale che può guarire completamente anche quando seriamente danneggiato (Oszako, 2000).

Il tasso di micorrizzazione è stato il successivo parametro analizzato, ed ha raggiunto valori compresi tra il 17% ed il 49%, mostrando valori e andamenti simili al parametro vitalità in quanto la quasi totalità degli apici vitali era anche micorrizzata. Nelle piante che formano simbiosi micorriziche, infatti, la proporzione di apici micorrizzati è generalmente vicina al 100% (Taylor e Alexander, 2005). Causin et al. (1996) osservarono che in farnie in declino ad un maggiore deperimento non corrispondeva una minore percentuale di apici micorrizzati. Montecchio et al. (2000), osservarono che la probabilità di trovare apici vivi micorrizzati non varia tra piante in diverso stato di deperimento.

Nel corso dello studio, sono stati individuati 55 morfotipi ectomicorrizici. Pochi di essi incidono sulla maggior parte dell'abbondanza micorrizica e sono ampiamente

distribuiti, mentre la maggior parte delle specie si trovano solo raramente (Gehring et al., 1998; Jonsson et al., 1999; Stendell et al., 1999; Grogan et al., 2000). I morfotipi più abbondanti in tutte le epoche sono risultati *Tomentella* sp. I, *Tomentella sublilacina*, *Lactarius* sp. I e *Inocybe* sp. I. Questo schema di dominanza di qualche specie e rarità della maggior parte delle altre è un comune schema di comunità in qualunque gruppo tassonomico di organismi (Dahlberg, 2001).

Il numero di specie discriminanti è variato nel corso dei periodi di campionamento. Parte da cinque nel periodo pre-trattamento, sette nel post trattamento, arriva a undici in ottobre 2006 e poi torna a sette. Le specie discriminanti sono variate tra i periodi, e questo evidenzia il dinamismo della comunità ectomicorrizica.

Gli indici di diversità forniscono informazioni sulla rarità e abbondanza delle specie in una comunità. La diversità comprende sia ricchezza di specie, sia equitabilità, cioè una equilibrata distribuzione delle specie nel campione. L'indice reciproco di Simpson, detto anche numero di diversità, può assumere valori compresi tra 1 (nessuna diversità) e il numero di specie presenti. Nel corso dei periodi di campionamento considerati, ha assunto valori medi, compresi tra 4,81 e 8,39. Si è osservata una differenza significativa tra il periodo precedente il trattamento e luglio 2007, a ulteriore conferma del dinamismo della comunità micorrizica. In tutti gli altri periodi, compreso il post-trattamento, non ci sono differenze significative, e questo evidenzia la resilienza della comunità micorrizica in seguito al trattamento (Mosca et al., 2007).

Dalle considerazioni fatte su vitalità e micorrizzazione degli apici radicali, gli apparati radicali delle sedici piante osservate non sono risultati in buone condizioni, pur essendo emerse differenze tra piante sottoposte o meno a trattamento e tra piante appartenenti a diverse classi di deperimento. In generale si può affermare che il bosco oggetto dello studio si presenta in precarie condizioni fitosanitarie.

Lavori precedenti per contenere il deperimento in bosco avevano evidenziato risultati soddisfacenti abbassando sensibilmente la densità del soprassuolo senza ridurre drasticamente il popolamento. Si rilevò che quando correttamente effettuati, specialmente nei cedui invecchiati, i tagli riducevano la densità della vegetazione e aumentavano la disponibilità di acqua e nutrienti, producendo così alberi più vigorosi che sopportavano meglio le stagioni secche (Luisi e Manicone, 1991).

Nel presente studio, a quattro anni dall'intervento selvicolturale, non sono emerse differenze tra piante sottoposte a intervento selvicolturale e piante di controllo. Questa situazione è stata rilevata dopo una iniziale diminuzione dei tassi di vitalità e

micorrizzazione, e un successivo aumento di essi per le piante trattate. Hagermann et al. (1999) indicano in due o tre anni il lasso di tempo necessario per osservare eventuali variazioni a seguito di interventi selvicolturali.

2.5. Bibliografia

Agerer R., 1991. Characterization of Ectomycorrhizae. In: Norris J.R., Read D.J., Varma A.K. (Eds.), *Methods in Microbiology: Techniques for the Study of Mycorrhiza*, Vol. 23, Academic Press, London, pp. 25-73.

Agerer R., 1999. *Elaphomyces aculeatus* Tul. + *Quercus robur* L. *Descr. Ectomyc.* 4: 37-41.

Agerer R., 1987-2002. *Colour Atlas of Ectomycorrhizae*. 1st-12th delivery. Einhorn, Schwäbisch Gmünd, Germany.

Agerer R., Gronbach E., 1988. *Cenococcum geophilum*. In: Agerer R. (Ed.), *Colour Atlas of Ectomycorrhizae*, Einhorn Verlag, Schwäbisch Gmünd, Germany, plate 11.

Agerer R., Rambold G., 2004–2005 [update 2004-06-05]. DEEMY – An Information System for Characterization and Determination of Ectomycorrhizae. Available at: <http://www.deemy.de> - München, D.

Azul A.M., Agerer R., Freitas H., 2001. “*Quercirhiza internangularis*” + *Quercus suber* L. *Descr. Ectomyc.* 5: 79–83.

Berg M.P., Kniese J.P., Bedaux J.J.M., Verhoef H.A., 1998. Dynamics and stratification of functional groups of micro- and mesoarthropods in the organic layer of a Scots pine forest. *Biol. Fertility Soils* 26: 268-284.

Brand F., 1991. *Genea hispidula*. In: Agerer R. (Ed.), *Colour Atlas of Ectomycorrhizae*, Einhorn Verlag, Schwäbisch Gmünd, Germany, plate 57.

Bruhn J.N., Wetteroff J.J., Mihail J.D., Kabrick J.M., Pickens J.B., 2000. Distribution of *Armillaria* species in upland Ozark Mountain forests with respect to site, overstory species composition and oak decline. *Eur. J. For. Path.* 30: 43–60.

Burke M.K., Raynal D.J., 1994. Fine root growth phenology, production and turnover in a northern hardwood forest ecosystem. *Plant Soil* 250: 141–153.

Causin R., Montecchio L., Mutto Accordi S., 1996. Probability of ectomycorrhizal infection in a declining stand of common oak. *Annales des Sciences Forestières* 53: 743-752.

Dahlberg A., 2001. Community ecology of ectomycorrhizal fungi: an advancing interdisciplinary field. *New Phytol.* 150: 555-562.

de Román M., Agerer R., de Miguel A., 2002. *Quercirhiza stellata* + *Quercus ilex* subsp. *ballota* (Desf.) Samp. Descr. Ectomyc. 6: 19-24.

Fellner R., Caisovà V., 1994. Ecological aspects of mycorrhizae decline and oak dying in the Czech Republic. Estratti del Convegno: "Environmental constraints and oaks: ecological and physiological aspects", Nancy(Francia),29 agosto–1 settembre 1994, p. 142.

Fischer C.R., Agerer R., 1996. "*Quercirhiza argenteobrunneola*" + *Quercus ilex* L. Descr. Ectomyc. 1: 101–105.

Gehring C.A., Theimer T.C., Whitham T.G., Keim P., 1998. Ectomycorrhizal fungal community structure of pinyon pines growing in two environmental extremes. Ecology 79: 1562-1572.

Grogan P., Baar J., Bruns T.D., 2000. Below-ground ectomycorrhizal community structure in a recently burned bishop pine forest. Journal of Ecology 88: 1-13.

Hagerman S.M., Jones M.D., Bradfield G.E., Gillespie M., Durall D.M., 1999. Effects of clear-cut logging on the diversity and persistence of ectomycorrhizae at a subalpine forest. Can. J. For. Res. 29: 124-134.

Halmshlager E., 1998. The possible role of *Armillaria* sp. and *Phytophthora* sp. in the oak decline complex. In: Cech T., Hartmann G., Tomiczek C. (Eds.), Proceedings of the Division 7 IUFRO Working Party, Disease/Environmental Interactions in Forest Decline, 16–21 March 1998, Vienna, Austria, pp. 49–56.

Jakucs E., Beenken L., 2001. *Xerocomus lanatus* (Rostk.) Sing. + *Quercus cerris* L. Descr. Ectomyc. 5: 221–225.

Jonsson L., Dahlberg A., Nilsson M.C., Zackrisson O., Karen O., 1999. Ectomycorrhizal fungal communities in late-successional Swedish boreal forests and composition following fire. Mol. Ecol. 8: 205-217.

Kehr R.D., Wulf A. 1993. Fungi associated with above-ground portions of declining oak (*Q. robur*) in Germany. Eur. J. For. Path. 23: 18-27.

Landmann G., Bouhot-Delduc L., Granier A., Lorenz M., Nageleisen L.M., 1994. Crown condition of oak species in Europe: short-term temporal patterns and tentative diagnosis - Estratti del Convegno: "Environmental constraints and oaks: ecological and physiological aspects", Nancy (Francia), 29 ago-1 sett 1994, p. 132.

López B., Sabaté S., Gracia C.A., 1998. Fine roots dynamics in a Mediterranean forest: effects of drought and stem density. Tree Physiol. 18: 601–606.

Luisi N., Lerario P., 2000. Silvicultural practices for oak decline control. In: Decline of oak species in Italy. Problems and perspectives. Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze.

Luisi N., Manicone R., 1991. Il deperimento delle querce in Italia meridionale: tentativi di contenimento. Italia Forestale e Montana 46(5): 341-356.

Marçais B., Caël O., Delatour C., 2000. Relationship between presence of basidiomes, above-ground symptoms and root infection by *Collybia fusipes* in oaks. For.Path. 30: 7–17.

Montecchio L., Causin R., Mutto Accordi S., 2000. Ectomycorrhizae and their involvement in forest decline. In: Decline of oak species in Italy. Problems and perspectives. Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze.

Montecchio L., Causin R., Rossi S., Mutto Accordi S., 2004. Changes in ectomycorrhizal diversity in a declining *Quercus ilex* coastal forest. Phytopathologia Mediterr. 43: 26-34.

Montecchio L., Rossi S., 2000. L'ectomicorizzazione: efficace mutualismo tra funghi e piante forestali. Sherwood 57: 5-8.

Mosca E., Montecchio L., Sella L., Garbaye J., 2007. Short-term effect of removing tree competition on the ectomycorrhizal status of a declining pedunculate oak forest (*Quercus robur* L.). For. Ecol. Manage. 244: 129–140.

Oszako T., 2000. Oak decline in Europe's forest: history, causes and hypothesis. In: recent advances on oak health in Europe. Forest Research Institute, Warsaw.

Palfner G., 1995. "*Quercirhiza squamosa*" In: Agerer R. (Ed.), Colour Atlas of Ectomycorrhizae, Einhorn Verlag, Schwäbisch Gmünd, Germany, plate 86.

Stendell E.R., Horton T.R., Bruns T.D., 1999. Early effects of prescribed fire on the structure of the ectomycorrhizal fungus community in a Sierra Nevada ponderosa pine forest. Mycol. Res. 103: 1353-1359.

Sword M.A., Chambers J.L., Gravatt D.A., Haywood J.D., Barnett J.P., 1998a. Ecophysiological responses of managed loblolly pine to changes in stand environment. In: Mickler, R.A., Fox, S. (Eds.), The Productivity and Sustainability of Southern Forest Ecosystems in a Changing Environment. Springer Verlag, New York, pp. 185–206.

Sword M.A., Haywood J.D., Andries C.D., 1998b. Seasonal lateral root growth of juvenile loblolly pine after thinning and fertilisation on gulf coastal plain site. In: Waldrop T.A. (Ed.), Proceedings of the Ninth Biennial Southern Sylvicultural Research Conference, Clemson, South Carolina, 25–27 February 1997. General Technical Report SRS-20. U.S. Forest Service, Southern Research Station, Asheville, North Carolina, pp. 194–201.

Taylor A.F.S., Alexander I., 2005. The ectomycorrhizal symbiosis: life in the real world. Mycologist 19(3): 102-112.

Vogt K.A., Bloomfield J., Perez J.M., Vogt D.J., Silver W.L., 1993. Belowground responses as indicators of environmental change. Environ. Exp. Bot. 33: 189–205.

Wargo P.M., 1988. Root vitality and mycorrhizal status on different health classes of red spruce trees. Phytopathology 78: 1533.

Zambonelli A., Salomoni S., Pisi A., 1993. Caratterizzazione anatomo-morfologica delle micorrize di *Tuber* spp. su *Quercus pubescens* Willd. Micol. Ital. 3: 73-90.

CAPITOLO 3.

CARATTERIZZAZIONE DELLA COMUNITÀ ECTOMICORRIZICA DI FARNIE DEPERENTI

3.1. Introduzione

Nello studio del deperimento della quercia, alcuni autori hanno evidenziato la relazione tra le condizioni di deperimento della pianta e le condizioni delle radici. In particolare, nelle piante deperenti sono stati rilevati una diminuzione della biomassa e della vitalità delle radici fini e un cambiamento nella composizione della comunità ectomicorrizica (Schütt and Cowling, 1985; Wargo, 1988; Perrin e Estivalet, 1990; Montecchio et al., 2004; Mosca et al., 2007b).

Studi precedenti avevano inoltre confermato un cambiamento nella struttura della comunità ectomicorrizica in seguito a trattamenti selvicolturali quali taglio raso e diradamento (Hagerman et al., 1999; Ballard, 2000; Byrd et al., 2000; Jones et al., 2003; Buée et al., 2005; Smith et al., 2005; Mosca et al., 2007b).

I mantelli ectomicorrizici idrofobici (Agerer 1987-2002) riducono lo scambio di soluti tra l'apice radicale e la soluzione circolante del suolo; anche nei mantelli idrofilici si verifica un controllo sul movimento dei soluti (Ashford et al., 1988). Le piante che formano simbiosi ectomicorriziche mostrano una proporzione di apici colonizzati vicina al 100%, e risultano quindi quasi isolate dal suolo circostante (Taylor et al., 2000; Taylor e Alexander, 2005).

Alcuni studi hanno evidenziato sia l'assenza di una stabile coesistenza delle specie nella comunità ectomicorrizica, osservando una successione nella composizione specifica in periodi superiori a un anno (Mason et al., 1983; Visser, 1995; Nara et al., 2003; Izzo et al., 2005; Mosca et al., 2007b; Twieg et al., 2007), sia il verificarsi di una partizione temporale, ossia di un meccanismo che promuove la coesistenza stabile delle specie riducendo la probabilità di esclusione competitiva, ad esempio quando le specie sono attive in periodi dell'anno differenti (Koide et al., 2007).

Esistono inoltre variazioni tra le specie ectomicorriziche per la tolleranza allo stress idrico (Coleman et al., 1989; Jany et al., 2003), la preferenza per la temperatura (Tibbett et al., 1998a,b; Domish et al., 2002) e la risposta alla disponibilità di nutrienti (Sagara, 1995; Lilleskov et al., 2001).

Le ife di specie diverse si spartiscono stagionalmente il suolo forestale quando l'umidità, la temperatura o la disponibilità di nutrienti variano nel corso dell'anno. La distribuzione temporale dei funghi micorrizici sulle radici delle piante ospiti può verificarsi perché le radici vengono prodotte in diversi periodi dell'anno, caratterizzati da differenti condizioni ambientali (King et al., 2002; Tierney et al., 2003). Coorti diverse di radici possono essere colonizzate da gruppi diversi di funghi, a seconda della loro tolleranza alle condizioni in cui le radici diventano disponibili. Si verificano variazioni stagionali anche nelle concentrazioni dei carboidrati delle radici (Koide et al., 2000), e specie fungine diverse possono richiedere o tollerare quantità diverse di carboidrati.

La partizione temporale delle ife nel suolo forestale potrebbe ridurre la competizione tra le specie micorriziche nell'assorbimento di acqua ed elementi nutritivi, e quindi limitare l'esclusione competitiva, mantenendo così la ricchezza di specie, importante per garantire la differenza di funzioni nella comunità (Koide et al., 2007).

Alcune specie fungine ectomicorriziche sono ritenute simbionti facoltative, in quanto vivono come simbionti ectomicorriziche ma possono comportarsi anche come saprotrofe se ne hanno l'opportunità o la necessità. Questo è il caso di qualche *Hebeloma* spp. (Marmeisse et al., 1999).

La produzione di sporocarpi da parte di alcuni funghi micorrizici quali *Laccaria* spp. su substrati artificiali (Kropp e Mueller, 1999) è stata suggerita come prova dell'esistenza di funghi ectomicorrizici che possono vivere in assenza di piante ospiti. Non esistono però prove inequivocabili di funghi ectomicorrizici che possano completare il loro ciclo di vita in assenza dell'ospite. È importante distinguere tra funghi micorrizici che hanno una considerevole abilità a degradare substrati organici (Leake e Read, 1997), e funghi saprofiti che dipendono interamente dal catabolismo della sostanza organica (Taylor e Alexander, 2005). Alcuni funghi ectomicorrizici, quali *Entoloma saepium*, sembrano essere più dei parassiti che dei simbionti, dato che invadono e distruggono quasi completamente il meristema e le giovani cellule radicali (Agerer e Waller, 1993).

Mosca et al. (2007a) hanno rilevato un'attività degli enzimi che degradano la sostanza organica più alta in inverno rispetto all'estate, suggerendo che i funghi ectomicorrizici potrebbero fare affidamento sulla saprotrofia quando le piante ospiti sono fotosinteticamente inattive.

Lo scopo di questo lavoro è valutare la variazione nella distribuzione dei morfotipi ectomicorrizici tra periodi di campionamento, classi di deperimento delle piante, trattamento selvicolturale e punti di campionamento.

Sono stati analizzati anche i dati relativi alle piante più deperenti, per stabilire lo stato micorrizico degli apici radicali durante il processo irreversibile di deperimento che porta alla morte della pianta, e per stabilire se alcune specie ectomicorriziche possano sopravvivere anche dopo il disseccamento della parte epigea della pianta ospite.

3.2. Materiali e metodi

Lo studio è stato effettuato nel bosco di Basalghelle, già descritto nelle sue caratteristiche climatiche, pedologiche e vegetazionali nel capitolo introduttivo.

Nell'aprile del 2004 sono stati scelti sedici esemplari adulti di *Quercus robur* L. delle stesse dimensioni (45-50 cm di $D_{1,30}$ e 27-30 m di altezza), come descritto nel capitolo precedente. Ad ogni farnia è stato attribuito un punteggio in base a una scheda di rilevamento (allegato 2), che ha permesso la suddivisione in due classi di deperimento. Alla classe 1 sono state assegnate le farnie moderatamente deperenti (punteggio > 131), mentre alla classe 2 sono state assegnate le farnie gravemente deperenti (punteggio 101÷130).

Nel corso dello studio, le condizioni fitosanitarie di alcune delle 16 farnie sono peggiorate, e quando il loro punteggio è risultato inferiore a 100 sono state assegnate alla classe 3 di deperimento. Alle piante morte è stato assegnato un punteggio pari a 0. L'assegnazione delle classi di deperimento di ogni pianta è riportata nella tabella 2.1 del capitolo precedente.

Il rilievo fitosanitario relativo alla parte epigea di ogni pianta è stato ripetuto ogni anno.

Nel mese di luglio del 2004, otto farnie (quattro per classe) sono state liberate dalla competizione esercitata dalle piante vicine, tagliando tutte le piante arboree per un raggio di 8 m dalla farnia scelta.

Per ogni pianta sono stati prelevati dei campioni di radici in cinque periodi a cadenza trimestrale: 8 agosto e 23 ottobre 2006, 13 febbraio, 9 maggio e 31 luglio 2007.

Per confronto con le condizioni precedenti l'intervento selvicolturale, sono stati inseriti i dati relativi ai campionamenti prima (20 aprile e 20 giugno 2004) e subito dopo (16 ottobre 2004 e 10 febbraio 2005) il trattamento selvicolturale (Mosca et al. 2007b). In totale sono stati analizzati i dati relativi a nove campionamenti.

In ogni periodo di campionamento, per ogni pianta sono stati prelevati 12 campioni cilindrici di suolo (profondità 10 cm, diametro 3 cm) lungo le quattro direzioni cardinali

(N,S,E,W) e tre distanze dal fusto (50, 100 e 150 cm). I campioni sono stati posti in sacchetti di plastica e conservati in congelatore a $-10^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$ fino al momento dell'osservazione.

L'osservazione dei campioni e la caratterizzazione dei morfotipi individuati sono state descritte nel capitolo precedente.

3.2.1 Analisi statistica dei dati

Dato che le ectomicorrize possono presentare una distribuzione aggregata a distanze tra 0 e 17 m (Lilleskov et al., 2004) e dato che l'autocorrelazione tra i punti di campionamento potrebbe influenzare la struttura della comunità, è stato effettuato il Mantel Test per verificare l'ipotesi nulla che non ci siano relazioni tra i campioni dello stesso albero (McCune e Grace, 2002). Il Mantel Test ($P < 0,01$; numero di permutazioni=10000) ha paragonato la matrice di dissimilarità delle specie e la matrice di distanza lineare tra i punti di campionamento appartenenti alla stessa pianta, utilizzando il programma XLSTAT-Pro (<http://www.xlstat.com>). Qualora il Mantel Test non abbia potuto escludere una correlazione spaziale entro la pianta, essa è stata esclusa dalle analisi successive.

L'indice di similarità di Sørensen è stato usato per creare la matrice di similarità: $2a/(2a+b+c)$, con a = numero di specie condivise, b = numero di specie presenti esclusivamente nel plot 1 e c = numero di specie presenti esclusivamente nel plot 2 (Izzo et al., 2005).

Le relazioni tra variabili ambientali (direzioni N,S,E,W; piante di controllo=Co; piante trattate=Tr; punteggio fitosanitario; successione dei periodi di campionamento; distanza) e abbondanza relativa delle specie ectomicorriziche sono state analizzate con tecniche di analisi multivariata (Jongman et al., 1995) utilizzando CANOCO (software for Canonical Community Ordination, 4.5 Version). È stata effettuata una Analisi delle Corrispondenze Detrendizzata (DCA; Hill e Gauch, 1980) per ottenere stime dei gradienti di lunghezza in unità di deviazioni standard. È stato applicato il metodo di detrendizzazione per segmenti, e sono state effettuate analisi unimodali (DCA e CCA; ter Braak, 1986) secondo ter Braak e Šmilauer (2002). Dato che, nei metodi unimodali, le specie rare (calcolate secondo la mediana per l'abbondanza assoluta della specie) possono avere una influenza eccessiva nell'analisi, è stato effettuato un *downweighting* delle specie rare. Le specie con un'abbondanza inferiore alla mediana sono state considerate

supplementari, e a differenza delle specie attive non hanno influenzato la definizione degli assi di ordinazione (ter Braak e Šmilauer, 2002).

Inizialmente la DCA ha considerato i punti di campionamento come casi, analizzando le variabili qualitative (N, S, E, W; Co, Tr) e quantitative (punteggio fitosanitario, successione dei periodi di campionamento, distanza). È stata poi effettuata una Analisi delle Corrispondenze Canoniche (CCA), impostata con un focus sulle distanze inter-specie e utilizzando un tipo di ordinamento bi-plot, secondo ter Braak e Šmilauer (2002).

Successivamente è stata effettuata una seconda DCA, per analizzare più dettagliatamente le piante più deperenti e quelle morte, considerando i punti di campionamento come casi e analizzando le seguenti variabili quantitative: pianta viva o morta, trattamento presente o assente. È stata poi effettuata una seconda Analisi delle Corrispondenze Canoniche (CCA), impostata con un focus sulle distanze inter-specie e utilizzando un tipo di ordinamento bi-plot, secondo ter Braak e Šmilauer (2002).

In entrambe le analisi CCA, la varianza espressa singolarmente per ogni variabile [λ_1], definita effetto marginale, e l'effetto condizionale, sono stati analizzati tramite una *forward selection* delle variabili ambientali, mostrando la varianza in ordine della loro inclusione nel modello [λ_A], secondo ter Braak e Šmilauer (2002).

3.3. Risultati

Nei nove periodi di prelievo considerati, sono stati analizzati i dati relativi a 1728 campioni. Il numero totale di apici vivi e micorizzati è stato 5138, assegnati a 55 morfotipi. Otto sono stati identificati a livello di specie, diciassette a livello di genere, dodici sono stati assegnati alla famiglia o all'ordine, e quattro a ectomicorrize precedentemente descritte. La tabella 2.3 del capitolo precedente riporta l'elenco completo dei morfotipi individuati.

La comunità ectomicorrizica (figg. 3.1 e 3.2) è dominata dalla famiglia delle Thelephoraceae, specialmente nei controlli, con un'abbondanza relativa del 30% nelle piante trattate e del 39,5% in quelle di controllo. *Tomentella* sp. I è risultata il morfotipo più abbondante, con un'abbondanza relativa del 22% nei controlli, e un valore più basso nelle piante trattate (17%). *Tomentella* sp. I è più abbondante nelle farnie meno deperenti, e la sua presenza diminuisce gradualmente con il peggiorare delle condizioni delle piante (fig. 3.3).

Tomentella sp. II è stata trovata solamente nelle prime due classi di deperimento, con un'abbondanza assoluta più alta nella classe 1 (fig. 3.4).

Il secondo morfotipo in ordine di abbondanza è risultato *Tomentella sublilacina*, con un'abbondanza relativa più alta nei controlli (15%) rispetto alle piante trattate (10,5%).

Le Russulaceae sono comparse con un'abbondanza relativa maggiore nelle farnie trattate (23%) rispetto ai controlli (17%). Il morfotipo dominante in questa famiglia è risultato *Lactarius* sp. I, con un'abbondanza relativa del 13,5% nelle piante trattate e del 5% nei controlli.

Inocybe sp. I è comparsa più abbondantemente nelle piante trattate (10,5%) rispetto ai controlli (4%).

Genea hispidula è stata individuata solo nelle prime due classi di deperimento, con un'abbondanza assoluta più alta nella classe 1 (fig. 3.5).

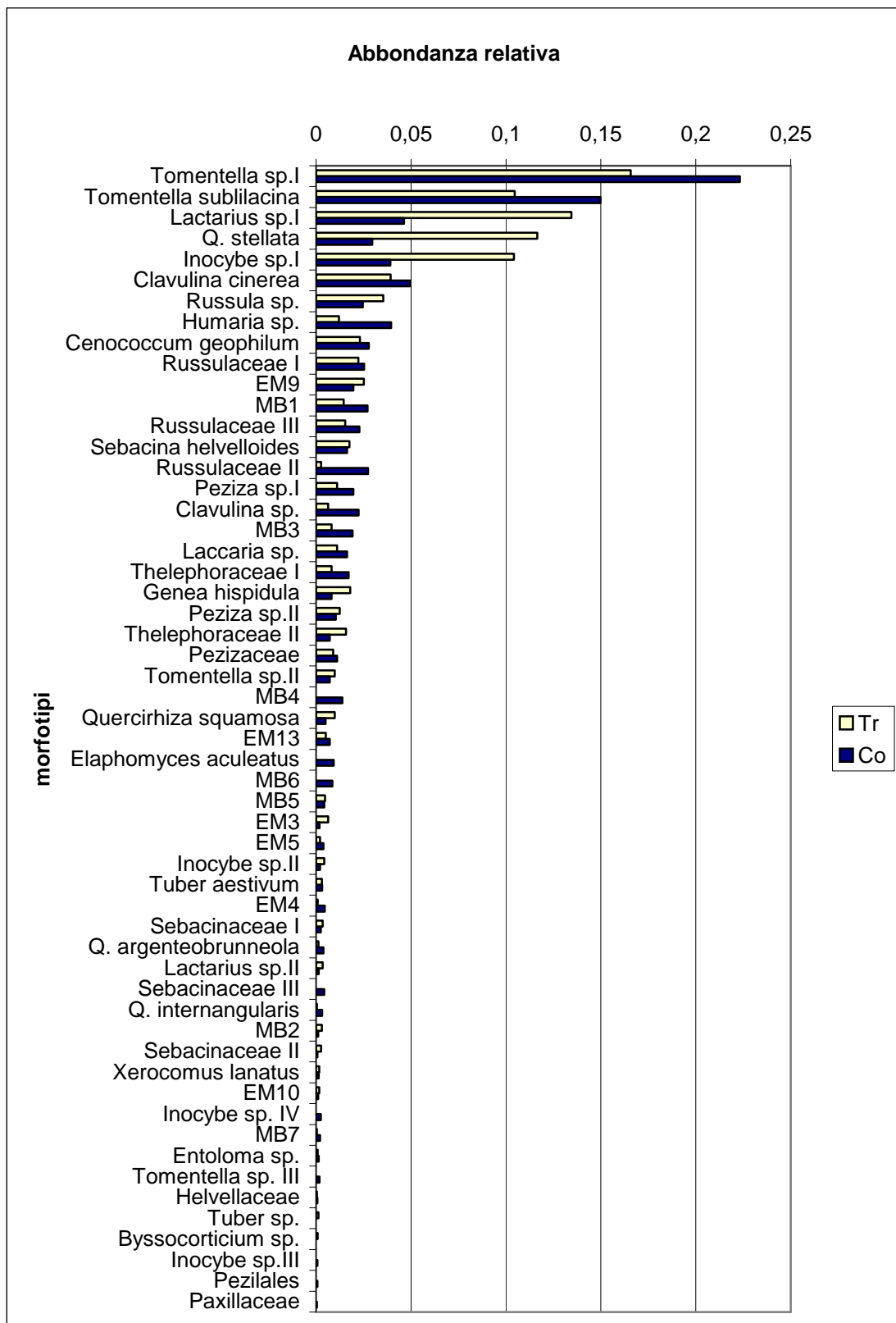


Figura 3.1: abbondanza relativa dei morfotipi ECM di tutti i periodi considerati, suddivisi per trattamento.

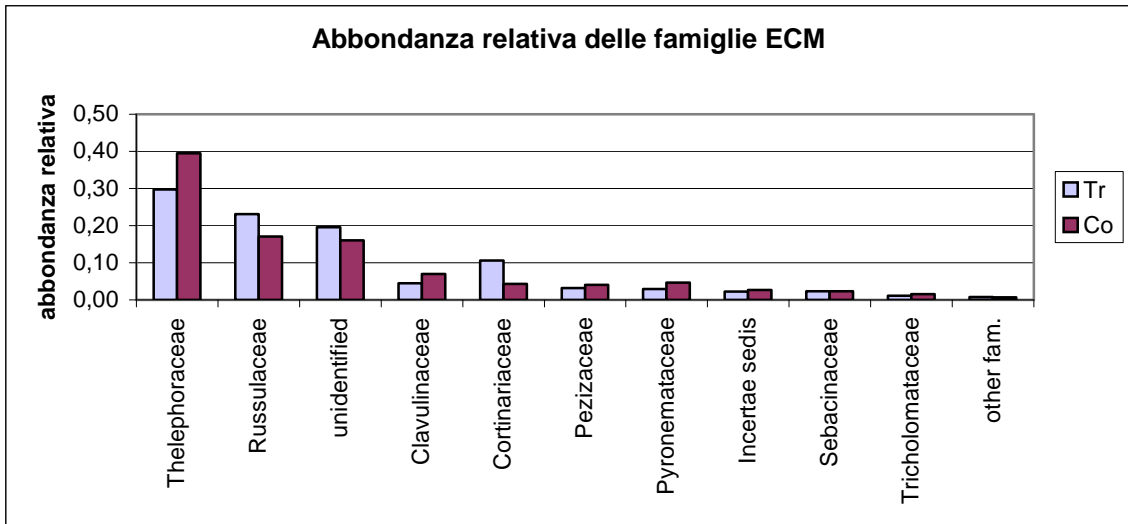


Figura 3.2: abbondanza relativa delle famiglie in tutti i periodi considerati, suddivise per trattamento.

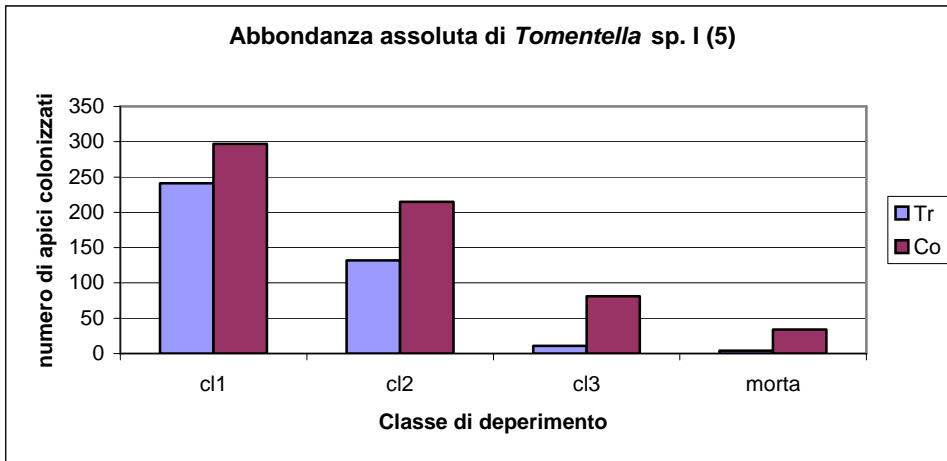


Figura 3.3: abbondanza assoluta di *Tomentella* sp. I, suddivisa per trattamento e per classe di deperimento.

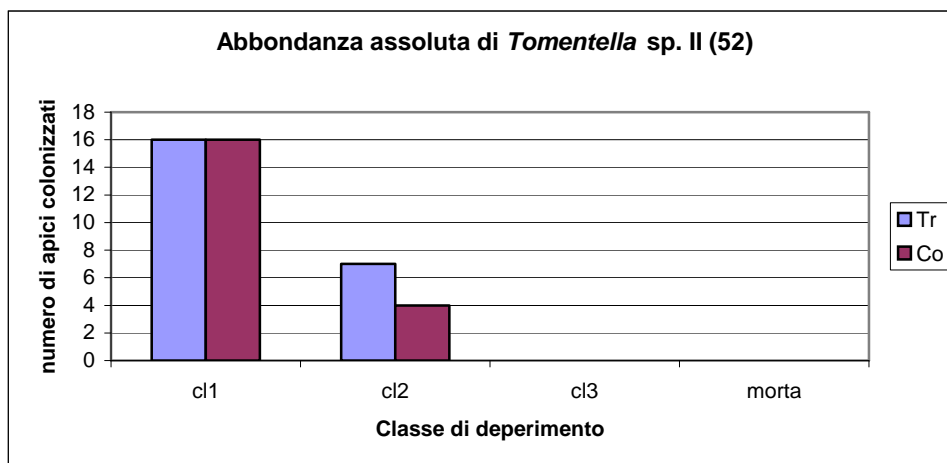


Figura 3.4: abbondanza assoluta di *Tomentella* sp. II, suddivisa per trattamento e per classe di deperimento.

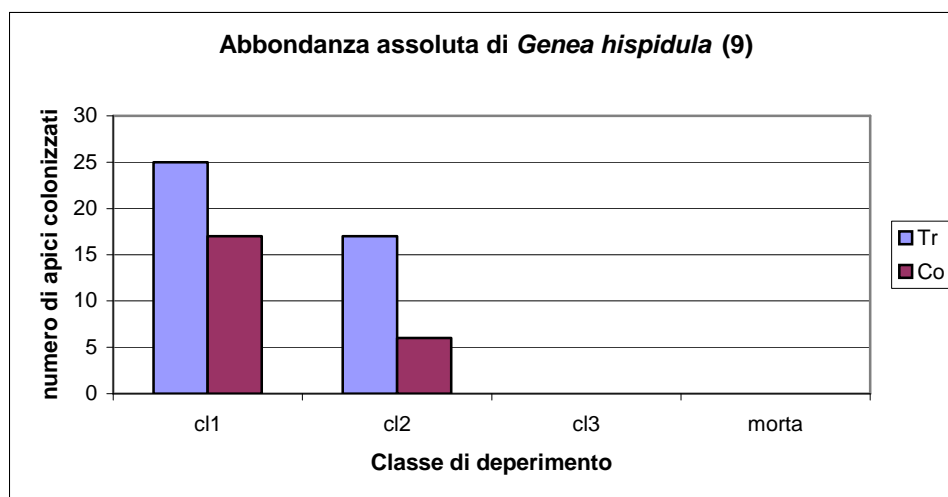


Figura 3.5: abbondanza assoluta di *Genea hispidula*, suddivisa per trattamento e per classe di deperimento.

Il Mantel Test ha escluso ogni correlazione spaziale entro ogni pianta in tutti i periodi di campionamento, eccetto per la pianta 6 nell'ultimo campionamento ($P=0,006$; $\alpha=0,01$). Le analisi seguenti considerano tutte le piante ad esclusione di quest'ultima.

La DCA, considerando 1340 casi (punti di campionamento), analizzando 55 morfotipi, sei variabili qualitative (N,S,E,W; Co e Tr) e tre variabili quantitative (punteggio fitosanitario, successione dei periodi di campionamento, distanza), ha mostrato lunghezze di gradiente > 4 (5,034 per l'asse 1; 4,530 per l'asse 2) e ha dimostrato che gli *eigenvalues* dell'asse 1 (orizzontale) e dell'asse 2 (verticale) sono rispettivamente 0,730 e 0,613. Le specie supplementari, con una mediana inferiore a 32, sono risultate: EM3 (23), EM4 (25), Sebacinaceae I (26), EM5 (29), *Lactarius* sp. II (30), Sebacinaceae II (32), Helvellaceae (34), *Tuber* sp. (37), *Entoloma* sp. (38), *Byssocorticium* sp. (39), *Inocybe* sp. II (43), Sebacinaceae III (44), EM10 (47), *Tuber aestivum* (48), *Inocybe* sp. III (54), *Quercirhiza argenteobrunneola* (56), Paxillaceae (69), Pezizales (70), *Inocybe* sp. IV (72), *Xerocomus lanatus* (75), *Tomentella* sp. III (77), *Q. internangularis* (79), *Elaphomyces aculeatus* (81), MB2 (89), MB5 (94), MB6 (96), MB7 (99).

La DCA delle specie (fig. 3.6) ha spiegato la rilevanza dei seguenti morfotipi, presenti nello spazio esterno del biplot, nello spiegare la variabilità spaziale dei morfotipi nei siti studiati: *Tomentella sublilacina* (18), *Lactarius* sp. I (19), Russulaceae II (27) e Russulaceae III (51).

Nella CCA, gli *eigenvalues* dell'asse 1 e dell'asse 2 sono rispettivamente 0,165 e 0,123. In figura 3.7 compare il CCA bi-plot delle specie ectomicorriziche e delle variabili

ambientali, che mostra il 2,3% dell'inerzia (=varianza pesata) nelle abbondanze, e il 70,0% della varianza in entrambe le medie pesate, e i totali di classe delle specie rispetto alle variabili ambientali.

Il primo gradiente ha indicato un'alta significatività del primo asse e tutti gli assi canonici erano presenti quando sottoposti al Monte Carlo test ($P=0,0020$).

Per mezzo dei coefficienti canonici tra variabili e assi, si può stabilire che il primo asse è definito dalla successione dei periodi di campionamento (coefficiente di correlazione=0,9486). Il secondo asse è definito da Co e Tr (coefficiente di correlazione= $\pm 0,8850$ rispettivamente). I morfotipi associati principalmente agli ultimi periodi di campionamento compaiono nell'area destra del diagramma; quelli associati al trattamento selvicolturale (Tr) sono concentrati nella parte superiore del diagramma, mentre quelli associati a Co sono collocati nella parte inferiore.

La distanza tra i punti delle specie nell'ordinamento bi-plot (con il focus sulle distanze delle specie) ha approssimato la distanza chi-quadro tra le distribuzioni delle specie (ter Braak e Šmilauer, 2002).

I morfotipi associati agli ultimi periodi di campionamento sono risultati: MB1 (10), EM13 (74) e MB4 (91). Russulaceae II (27) è risultato associato a Co.

I morfotipi associati ai punteggi fitosanitari più alti sono risultati: *Russula* sp. (2), *Clavulina cinerea* (8), *Sebacina helvelloides* (12), *Tomentella sublilacina* (18).

Gli effetti marginali nella CCA hanno dimostrato che le variabili più adatte a spiegare il modello sono: periodo e Co-Tr (rispettivamente $\lambda_1= 0,16$ e $0,11$). Gli effetti condizionali, che mostrano le variabili ambientali nell'ordine della loro inclusione nel modello (ter Braak e Šmilauer, 2002), hanno dimostrato che le caratteristiche più utili per spiegare il modello sono periodo ($\lambda_A=0,16$) e Co-Tr ($\lambda_A=0,11$); ($P=0.002$).

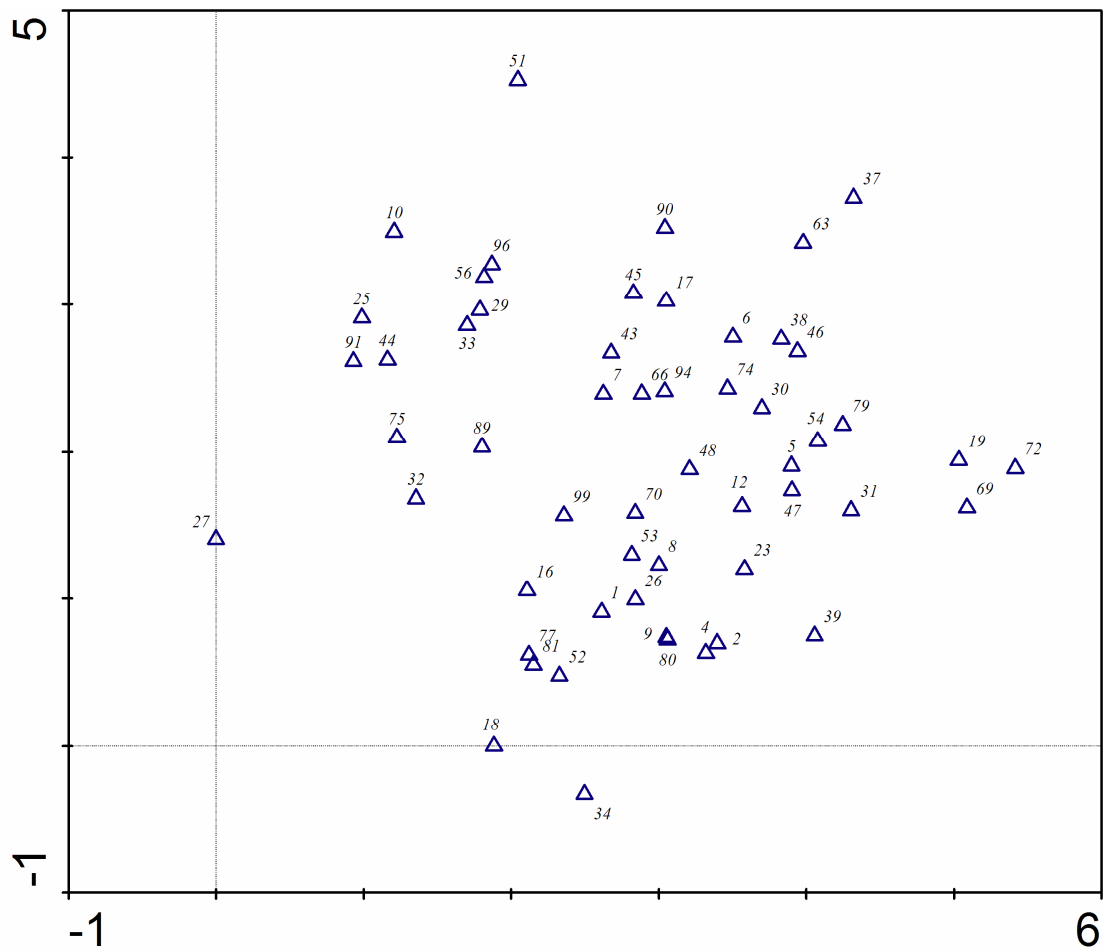


Figura 3.6: DCA bi-plot dei 55 morfotipi individuati nei 1340 punti di campionamento nei 9 periodi di campionamento. La corrispondenza tra numeri e morfotipi è riportata nella tabella 2.3 del capitolo 2.

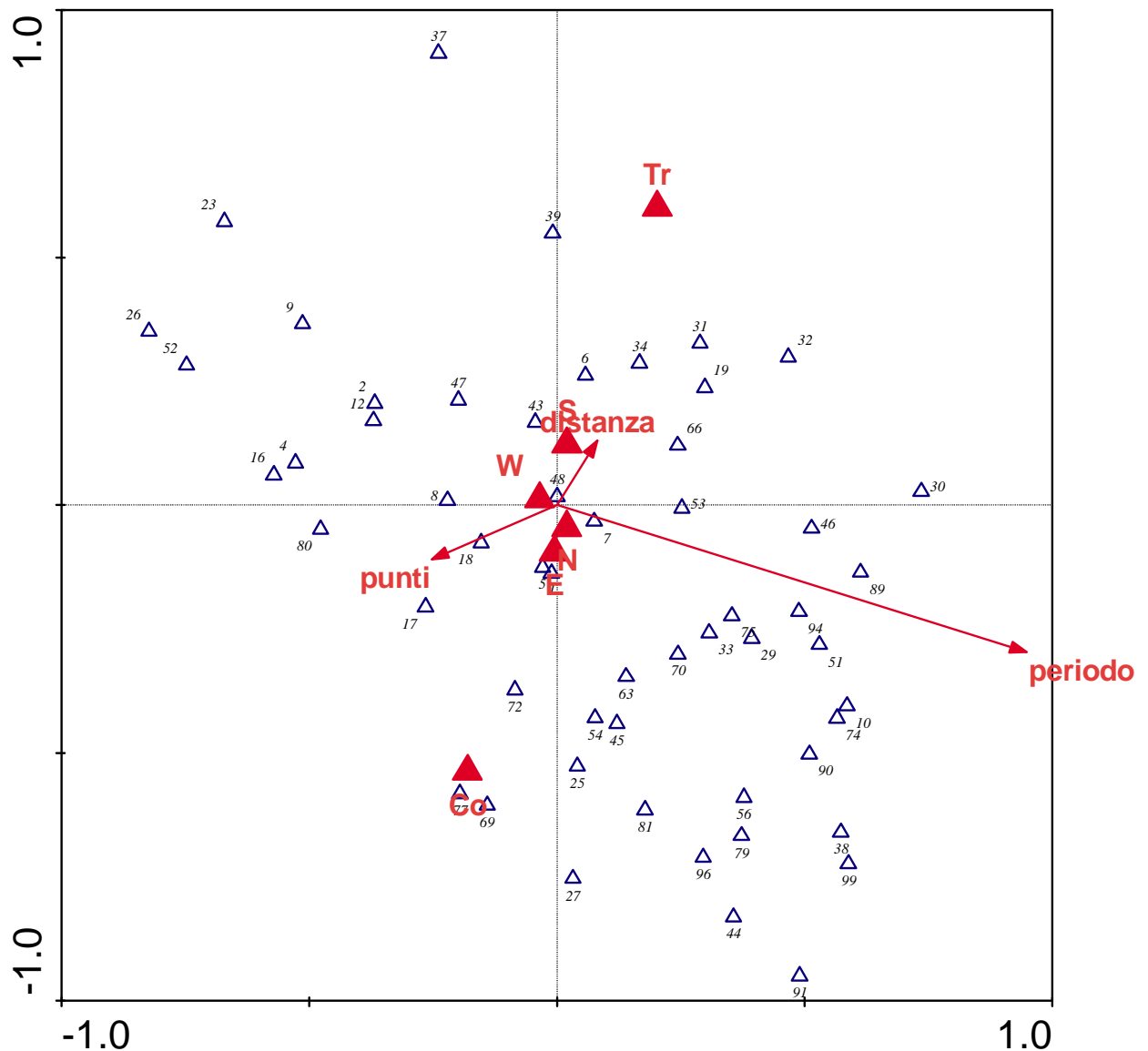


Figura 3.7: CCA bi-plot dei 55 morfotipi e delle 9 variabili analizzate nei 1340 punti di campionamento [periodo=successione temporale dei 9 periodi di campionamento; Co=treatmento selvicolturale assente; Tr=treatmento selvicolturale presente; N, S, E, W= direzioni cardinali di campionamento; distanza=distanza di campionamento dalla base del fusto; punti= punteggio fitosanitario]. La corrispondenza tra numeri e morfotipi è riportata nella tabella 2.3 del capitolo 2.

La seconda DCA ha analizzato qualitativamente (Co e Tr, pianta viva o morta) i morfotipi associati alla terza classe di deperimento e alle piante morte, mostrando lunghezze di gradiente inferiori a 4 (4,632 per l'asse 1; 5,153 per l'asse 2; fig. 3.8).

Le specie supplementari (ter Braak e Šmilauer, 2002) sono risultate: *Russula* sp. (2), *Peziza* sp. II (7), *Genea hispidula* (9), *Sebacina helvelloides* (12), *Laccaria* sp. (16), EM3 (23), Russulaceae II (27), EM5 (29), *Lactarius* sp. II (30), Sebacinaceae II (32), Helvellaceae (34), *Entoloma* sp. (38), Sebacinaceae III (44), *Tuber aestivum* (48),

Quercirhiza squamosa (53), *Inocybe* sp. III (54), *Q. argenteobrunneola* (56), Pezizales (70), *Inocybe* sp. IV (72), EM13 (74), *Peziza* sp. I (80), MB3 (90), MB4 (91), MB5 (94).

La distribuzione dei morfotipi studiata attraverso l'Analisi delle Corrispondenze ha dimostrato che gli *eigenvalues* dell'asse 1 e dell'asse 2 sono rispettivamente 0,854 e 0,727, che il primo asse è altamente significativo, e che tutti gli assi canonici erano presenti quando sottoposti al Monte Carlo test ($P=0,0020$). Il bi-plot (Fig. 3.9) ha rappresentato il 4,9% della varianza nei dati di abbondanza delle specie e il 100% della varianza nei *fitted species data*.

Gli effetti marginali nella CCA hanno dimostrato che la variabile che meglio spiega il modello è pianta viva ($\lambda_1= 0,31$) e, in modo minore, Tr ($\lambda_1=0,15$). La lista degli effetti condizionali, che mostrano le variabili nell'ordine della loro inclusione nel modello, hanno dimostrato che la caratteristica più utile per spiegare il modello è stata pianta viva ($\lambda_A= 0,31$; $P=0.002$).

I morfotipi associati alle piante con chioma disseccata sono risultati: *Clavulina* sp. (17), Russulaceae III (51) e Thelephoraceae I (63). Thelephoraceae II (66) è risultato associato a Co.

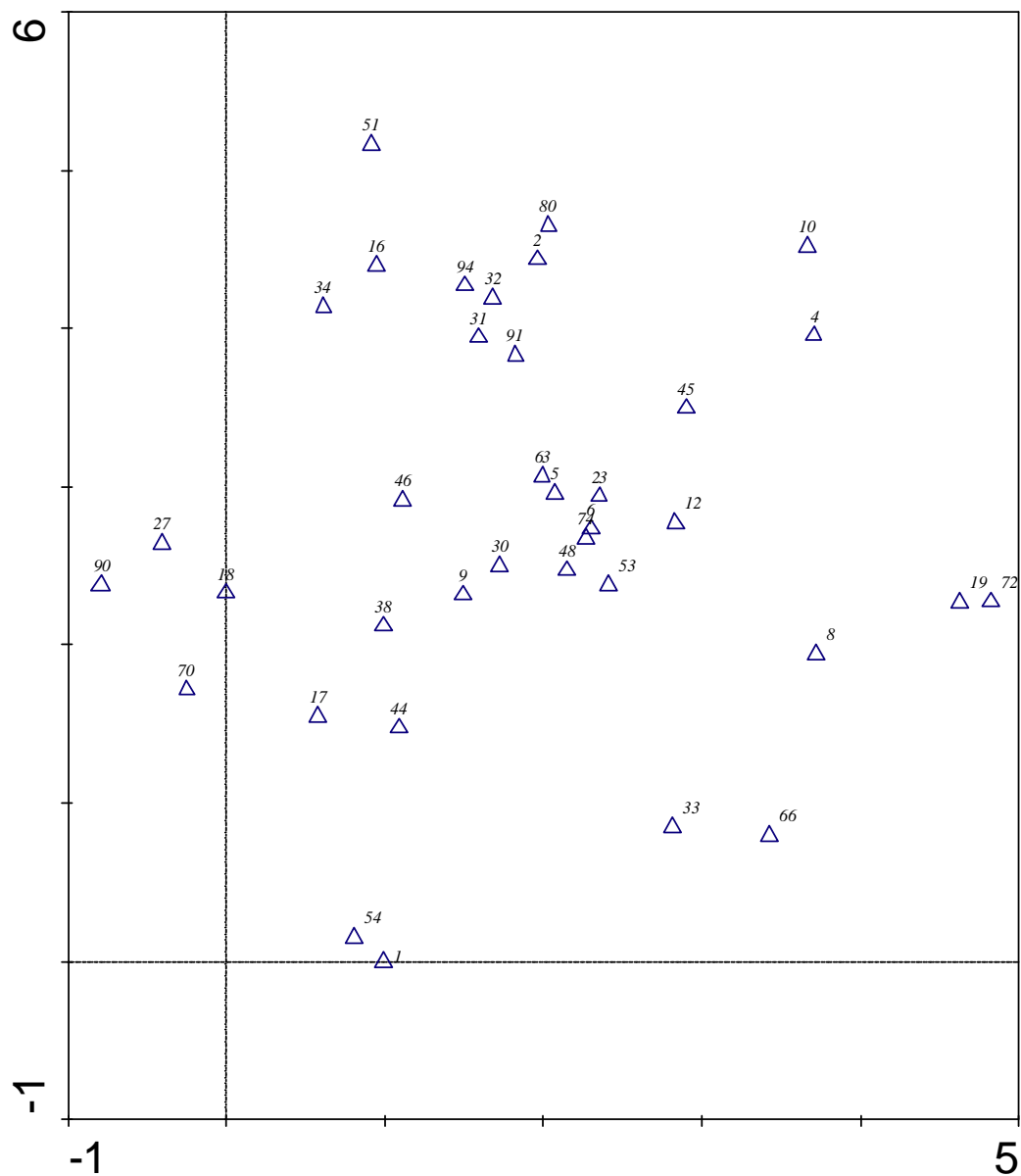


Figura 3.8: DCA bi-plot dei 40 morfotipi appartenenti alla classe 3 di deperimento e alle piante morte, analizzati nei 188 punti di campionamento, nei 9 periodi di campionamento. La corrispondenza tra numeri e morfotipi è riportata nella tabella 2.3 del capitolo 2.

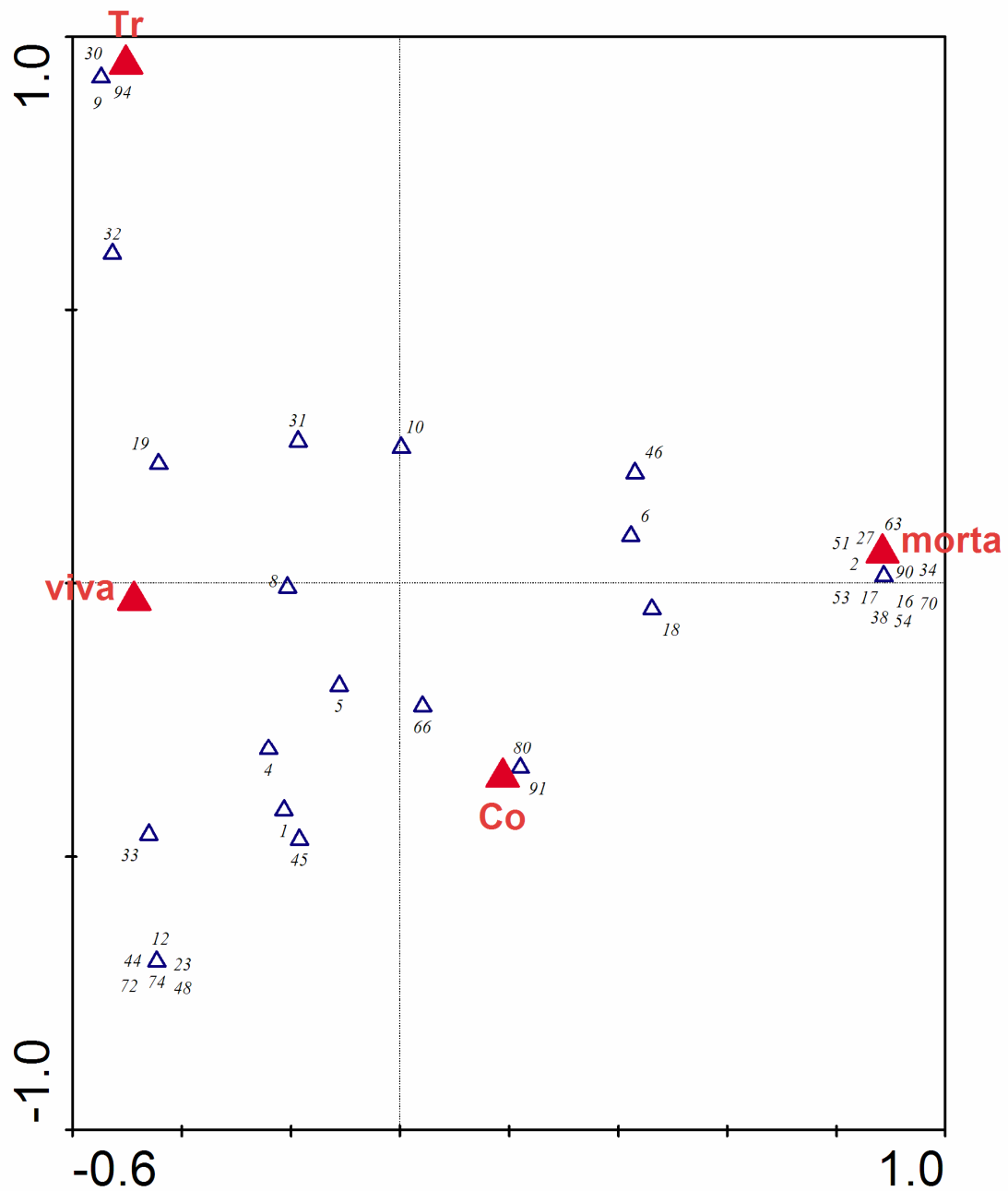


Figura 3.9: CCA bi-plot dei 40 morfotipi (appartenenti alla classe 3 di deperimento e alle piante morte, analizzati nei 188 punti di campionamento, nei 9 periodi di campionamento) e delle 4 variabili analizzate in 630 punti di campionamento [Co=treatment selvicolturale assente; Tr=treatment selvicolturale presente; viva=pianta viva, appartenente alla terza classe di deperimento; morta=pianta morta]. La corrispondenza tra numeri e morfotipi è riportata nella tabella 2.3 del capitolo 2.

3.4. Discussione e conclusioni

Le direzioni di campionamento e la distanza dal fusto non hanno influenzato la distribuzione e l'individuazione dei morfotipi, come evidenziato anche in Mosca et al. (2007b). Considerando che il bosco di Basalghelle è situato in pianura, e che le condizioni edafiche sono abbastanza omogenee al suo interno, anche a causa delle sue ridotte dimensioni, e dunque in assenza di rilievi e di versanti, si può supporre che il punto di campionamento non incida nell'evidenziare variazioni nella comunità ectomicorrizica.

Le famiglie ectomicorriziche più abbondanti sono risultate Thelephoraceae e Russulaceae, come osservato anche in alcuni studi sulle comunità micorriziche delle conifere in Europa e Nord America (Horton e Bruns, 2001; Izzo et al., 2005). Benchè non si conoscano le ragioni per cui le specie appartenenti a queste famiglie siano così numerose, si potrebbe ipotizzare che esse siano buone competitori e svolgano importanti ruoli funzionali nelle comunità ectomicorriziche.

In questo studio, i morfotipi identificati delle Thelephoraceae appartengono al genere *Tomentella*, che forma sporocarpi resupinati. Queste strutture criptiche tendono a essere ignorate nella raccolta dei corpi fruttiferi, e questo è il motivo per cui l'osservazione degli apici radicali è più accurata rispetto alla raccolta degli sporocarpi nello studio delle comunità ectomicorriziche (Horton e Bruns, 2001).

Tomentella spp. è stata individuata più abbondantemente nelle farnie meno deperenti, e questo genere potrebbe essere considerato un indicatore dello stato di salute della pianta. Si può supporre dunque che, quando questo genere è individuato con frequenza maggiore, le condizioni fitosanitarie della farnia siano migliori.

Alcune indagini sulle pinete hanno rilevato una distribuzione uniforme di *Tomentella sublilacina* (Horton e Bruns, 2001). Nel presente studio, la specie è risultata la seconda in ordine di abbondanza nella farnia, ed è stata individuata più abbondantemente nei controlli. Si può supporre che sia una specie ubiquitaria.

Cenococcum geophilum è una tra le specie più distinguibili e appare in un grandissimo numero di studi sulle comunità ectomicorriziche, rivelandosi spesso la specie più abbondante (Horton e Bruns, 2001). In questo studio è risultata uniformemente distribuita tra trattamenti e classi di deperimento, ma non è tra i morfotipi dominanti. Una possibile spiegazione può essere trovata nell'ecologia della specie. *C. geophilum* è ritenuta una specie resistente alla siccità (Jany et al., 2003), mentre il suolo argilloso del bosco di Basalghelle tende a trattenere un eccesso d'acqua.

La chioma di una farnia (Tr) si è disseccata nell'autunno del 2004, e quella di altre due (Co) nell'autunno del 2006. Quando le loro condizioni fitosanitarie peggiorarono in modo irreversibile, durante il processo di disseccamento della chioma, è stato osservato un aumento della micorrizzazione degli apici radicali, con un brusco crollo della vitalità nella terza stagione di campionamento successivamente al disseccamento. Per questo le piante sono state campionate anche nelle tre stagioni successive al disseccamento della parte epigea, finché le radici erano ancora vitali.

L'associazione di *Clavulina* sp., Russulaceae III e Thelephoraceae I con le farnie disseccate suggerisce che alcuni morfotipi potrebbero comportarsi da saprofiti in aggiunta alla loro attitudine simbiote. Mosca et al. (2007a) studiarono l'attività enzimatica di *Russula* sp., *Clavulina cinerea* e *Tomentella sublilacina*, morfotipi risultati tra i più abbondanti in questa ricerca e associati al punteggio fitosanitario più alto delle farnie, dimostrando che l'attività degli enzimi che degradano la sostanza organica era più alta nei periodi in cui le piante non erano fotosinteticamente attive.

Alcuni funghi ectomicorrizici hanno notevole abilità a degradare substrati organici (Leake e Read, 1997). Si suppone che alcune specie siano simbionti facoltativi, e che possano vivere sia come simbiote ectomicorrizici, sia come saprofiti in caso di necessità o opportunità (Marmeisse et al., 1999).

Lo scopo di questo lavoro era quello di stabilire la variazione nella distribuzione dei morfotipi ectomicorrizici tra periodi di campionamento, classi di deperimento delle farnie, trattamento selvicolturale, punto di campionamento e sua distanza dal fusto.

I risultati hanno confermato una forte associazione dei morfotipi con i periodi di campionamento, evidenziando un cambiamento successionale nella composizione delle specie dal 2004 al 2007. Anche il trattamento selvicolturale ha provocato un cambiamento nella composizione delle specie, come riportato anche in Mosca et al. (2007b).

Alcuni morfotipi sono risultati associati alla classe di deperimento delle piante, confermando l'ipotesi che alcune specie possano essere usate come bioindicatrici delle condizioni della pianta ospite.

3.5. Bibliografia

Agerer R., 1987-2002. Colour Atlas of Ectomycorrhizae. 1-12th delivery, Einhorn, Schwäbisch Gmünd, Germany.

Agerer, R.; Waller, K., 1993. Mycorrhizae of *Entoloma saepium*: parasitism or symbiosis? Mycorrhiza 3: 145-154.

Ashford A.E., Peterson C.A., Carpenter J.L., Cairney J.W.G., Allaway W.G., 1988. Structure and permeability of the fungal sheath in the *Pisonia* mycorrhiza. Protoplasma 147: 149-161.

Ballard T.M., 2000. Impact of forest management on northern forest soils. Forest Ecol. Manage. 133: 37-42.

Buée M., Vairelles D., Garbaye J., 2005. Year-round monitoring of diversity and potential metabolic activity of the ectomycorrhizal community in a beech (*Fagus sylvatica*) forest subjected to two thinning regimes. Mycorrhiza 15 (4): 235-245.

Byrd K.B., Parker V.T., Bogler D.R., Cullings K.W., 2000. The influence of clear-cutting on ectomycorrhizal fungal diversity in a lodgepole pine (*Pinus contorta*) stand, Yellowstone National Park, Wyoming and Gallatin National Forest, Montana. Can. J. Bot. 78: 149-156.

Coleman M.D., Bledsoe C.S., Lopushinsky W., 1989. Pure culture response of ectomycorrhizal fungi to imposed water stress. Can. J. Bot. 67: 29-30.

Domisch T., Finér L., Lehto T., Smolander A., 2002. Effect of soil temperature on nutrient allocation and mycorrhizas in Scots pine seedlings. Plant Soil 239: 173-185.

Hagerman S.M., Jones M.D., Bradfield G.E., Gillespie M., Durall D.M., 1999. Effects of clear-cut logging on the diversity and persistence of ectomycorrhizae at a subalpine forest. Can. J. For. Res. 29: 124-134.

Hill M.O., Gauch H.G. Jr., 1980. Detrended correspondence analysis, an improved ordination technique. Vegetatio 42, 47-58.

Horton T.R., Bruns T.D., 2001. The molecular revolution in ectomycorrhizal ecology: peeking into the black-box. Mol. Ecol. 10: 1855-1871.

Izzo A., Agbowo J., Bruns T.D., 2005. Detection of plot-level changes in ectomycorrhizal communities across years in an old-growth mixed-conifer forest. New Phytol. 166: 619-630.

Jany J.-L., Martin F., Garbaye J., 2003. Respiration activity of ectomycorrhizas from *Cenococcum geophilum* and *Lactarius* sp. in relation to soil water potential in five beech forests. Plant Soil 25: 487-494.

- Jones M.D., Durall D.M., Cairney J.W.G., 2003. Ectomycorrhizal fungal communities in young forest stands regenerating after clearcut logging. *New Phytol.* 157: 399–422.
- Jongman R.H.G., ter Braak C.J.F., van Tongeren O.F.R., 1995. *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*. 2nd ed., Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK.
- King J.S., Albaugh T.J., Allen J.L., Buford M., Strain B.R., Dougherty P., 2002. Below-ground carbon input to soil is controlled by nutrient availability and fine root dynamics in loblolly pine. *New Phytol.* 154: 389–398.
- Koide R.T., Shumway D.L., Stevens C.M., 2000. Soluble carbohydrates of red pine (*Pinus resinosa*) mycorrhizas and mycorrhizal fungi. *Mycol. Res.* 104: 834–840.
- Koide R.T., Shumway D.L., Xu B., Sharda J.N., 2007. On temporal partitioning of a community of ectomycorrhizal fungi. *New Phytol.* 174: 420–429.
- Kropp B.R., Mueller G.M., 1999. *Laccaria*. In: Cairney J.W.G., Chambers S.M. (Eds.). *Ectomycorrhizal Fungi: Key genera in profile*. Springer, Berlin, pp.65-88.
- Leake J.R., Read D.J., 1997. Mycorrhizal fungi in terrestrial ecosystems. In: Wicklow D., Söderström B. (Eds.). *The Mycota IV environmental and microbial relationships*. Berlin, Germany: Springer-Verlag, pp. 281-301.
- Lilleskov E.A., Bruns T.D., Horton T.R., Taylor D.L., Grogan P., 2004. Detection of forest stand-level spatial structure in ectomycorrhizal fungus communities. *FEMS Microbiol. Ecol.* 49: 319–332.
- Lilleskov E.A., Fahey T.J., Lovett G.M., 2001. Ectomycorrhizal fungal aboveground community change over an atmospheric nitrogen deposition gradient. *Ecological Applications* 11: 397–410.
- Marmeisse R., Gryta H., Jargeat P., Fraissinet-Tachet L., Gay G., Debaud J.-C., 1999. *Hebeloma*. In: Cairney J.W.G., Chambers S.M. (Eds.). *Ectomycorrhizal fungi: key genera in profile*. Springer, Berlin, pp. 89–127.
- Mason P.A., Wilson J., Last F.T., Walker C., 1983. The Concept of Succession in Relation to the Spread of Sheathing Mycorrhizal Fungi on Inoculated Tree Seedlings Growing in Unsterile Soils. *Plant Soil* 71: 247-256.
- McCune B, Grace JB. 2002. *Analysis of ecological communities*. Glenden Beach, OR, USA: MjM Software Design.
- Montecchio L., Causin R., Rossi S., Mutto Accordi S., 2004. Changes in ectomycorrhizal diversity in a declining *Quercus ilex* coastal forest. *Phytopathologia Mediterr.* 43: 26–34.
- Mosca E., Montecchio L., Scattolin L., Garbaye J., 2007a. Enzymatic activities of three ectomycorrhizal types of *Quercus robur* L. in relation to tree decline and thinning. *Soil Biol. Biochem.* 39: 2897-2904.

- Mosca E., Montecchio L., Sella L., Garbaye J., 2007b. Short-term effect of removing tree competition on the ectomycorrhizal status of a declining pedunculate oak forest (*Quercus robur* L.). *For. Ecol. Manage.* 244: 129–140.
- Nara K., Nakaya H., Wu B.Y., Zhou Z.H., Hogetsu T., 2003. Underground primary succession of ectomycorrhizal fungi in a volcanic desert on Mount Fuji. *New Phytol.* 159: 743–756.
- Perrin R., Estivalet D., 1990. Mycorrhizal association and forest decline (yellowing of spruce). *Agric. Ecosyst. Environ.* 28 (1–4): 381–387.
- Sagara N., 1995. Association of ectomycorrhizal fungi with decomposed animal wastes in forest habitats a cleaning symbiosis? *Can. J. Bot.* 73: S1423–S1433.
- Schütt P., Cowling E.B., 1985. Waldsterben, a general decline of forests in Central Europe: symptoms, development and possible causes. *Plant Dis.* 69: 548–558.
- Smith J.E., McKay D., Brenner G., McIver J., Spatafora J.W., 2005. Early impacts of forest restoration treatments on the ectomycorrhizal fungal community and fine root biomass in a mixed conifer forest. *J. Appl. Ecol.* 4: 526–535.
- Taylor A.F.S., Alexander I., 2005. The ectomycorrhizal symbiosis: life in the real world. *Mycologist* 19(3): 102–112.
- Taylor A.F.S., Martin F., Read D.J., 2000. Fungal diversity in ectomycorrhizal communities of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) and beech (*Fagus sylvatica* L.) along north-south transects in Europe. In: Schulze E-D. (Ed.). *Carbon and Nitrogen Cycling in European Forest Ecosystems*. Berlin Heidelberg, German: Springer Verlag, pp. 343–365.
- ter Braak C.J.F., 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67: 1167–1179.
- ter Braak C.J.F., Šmilauer P., 2002. *CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)*. Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA.
- Tibbett M., Grantham K., Sanders F.E., Cairney J.W.G., 1998a. Induction of cold active acid phosphomonoesterase activity at low temperature in psychrotrophic ectomycorrhizal *Hebeloma* spp. *Mycol. Res.* 102: 1533–1539.
- Tibbett M., Sanders F.E., Cairney J.W.G., 1998b. The effect of temperature and inorganic phosphorus supply on growth and acid phosphatase production in arctic and temperate strains of ectomycorrhizal *Hebeloma* spp. in axenic culture. *Mycol. Res.* 102: 129–135.
- Tierney G.L., Fahey T.J., Groffman P.M., Hardy J.P., Fitzhugh R.D., Driscoll C.T., Yavitt J.B., 2003. Environmental control of fine root dynamics in a northern hardwood forest. *Global Change Biology* 9: 670–679.

Twieg B.D., Durall D.M., Simard S.W., 2007. Ectomycorrhizal fungal succession in mixed temperate forests. *New Phytol.* 176: 437–447.

Visser S., 1995. Ectomycorrhizal succession in jack pine stands following wildfire. *New Phytol.* 129: 389-401.

Wargo P.M., 1988. Root vitality and mycorrhizal status on different health classes of red spruce trees. *Phytopathology* 78: 1533.

CAPITOLO 4.

ELEMENTI MINERALI PRESENTI NELLE FOGLIE DI FARNIE APPARTENENTI A DIVERSE CLASSI DI DEPERIMENTO

4.1. Introduzione

Nello studio della disponibilità di elementi chimici per le piante, l'analisi chimica delle foglie è più facile da valutare rispetto all'analisi chimica del suolo. La quantità totale di elementi infatti è un fattore meno importante rispetto alla loro disponibilità, che dipende anche dalle condizioni fisiche del suolo. Frequentemente il terreno saturo d'acqua, o livelli insufficienti di ossigeno, hanno effetti negativi nell'assorbimento del potassio e nella mineralizzazione dell'azoto. Inoltre, l'assorbimento di alcuni elementi, specialmente dell'azoto, dipende dall'estensione dell'apparato radicale. Se si considera l'analisi chimica delle foglie non è necessario conoscere le modalità di distribuzione delle radici della pianta (Kopinga e Van den Burg, 1995).

Per le analisi fogliari, si analizza un campione di foglie completamente sviluppate per il contenuto dei macronutrienti quali azoto (N), fosforo (P), potassio (K), calcio (Ca) e magnesio (Mg) e degli oligoelementi quali il ferro (Fe). Oltre alla concentrazione assoluta degli elementi, è utile considerare anche la proporzione del contenuto dell'elemento con quello dell'azoto. Infatti, anche con livelli sufficienti di P, K e Mg possono verificarsi carenze relative quando il contenuto di azoto è troppo alto (Kopinga e Van den Burg, 1995).

Si è spesso osservato che l'associazione delle radici con i funghi micorrizici comporta un aumento nell'assorbimento e nell'assimilazione di nutrienti limitanti per la crescita quali fosforo e azoto (Smith e Read, 1997), K (Marschner e Dell, 1994) e Mg (Jentschke et al., 2000).

L'aumento della crescita e dell'accumulo di biomassa dipende in gran parte dall'aumento del ritmo di sintesi delle proteine. Questo è particolarmente significativo nelle piante giovani, in cui la biomassa aggiuntiva è costituita principalmente di tessuti vivi che contengono proteine. Anche nelle piante adulte, che accumulano principalmente legno, è richiesto un aumento nella sintesi delle proteine per adattare il metabolismo cellulare all'aumentata richiesta di precursori dei componenti strutturali delle pareti cellulari quali cellulosa e lignina. Dato che, negli amminoacidi cisteina e metionina, lo zolfo ridotto è un

costituente essenziale, l'aumento nella sintesi delle proteine non si basa solo nell'aumentata disponibilità di azoto organico, ma anche di zolfo ridotto. Di conseguenza, il solo aumento dell'assorbimento e dell'assimilazione dell'azoto nella simbiosi micorrizica non è sufficiente per aumentare la crescita. Anche se lo zolfo fosse presente nel suolo in eccesso rispetto al fabbisogno della pianta, il suo assorbimento e assimilazione dovrebbero essere adattati a un aumento dell'assorbimento di azoto (Rennenberg, 1999).

In aggiunta ai processi interni della pianta, l'associazione delle radici degli alberi con i funghi ectomicorrizici può influenzare assorbimento e trasporto xilematico del solfato, riduzione e assimilazione del solfato, e allocazione dello zolfo ridotto. L'importanza delle ectomicorrize per la nutrizione dello zolfo nelle piante è stata valutata in alcuni studi sulla farnia associata a *Laccaria laccata* e altri funghi ectomicorrizici. Dato che il solfato disponibile per le piante costituisce solo una minima frazione rispetto al solfato presente nel suolo (Mengel, 1993), è necessario un suo trasporto attivo per garantirne un approvvigionamento adeguato. La specie fungina coinvolta nell'associazione micorrizica contribuisce significativamente alla regolazione dell'assorbimento di solfato. L'effetto positivo della simbiosi micorrizica della farnia con *Laccaria laccata* sul trasporto e sul contenuto xilematico del solfato può essere spiegata da una sua rapida riduzione e assimilazione nel compartimento fungino. L'osservazione che l'inoculo della farnia con *L. laccata* ha aumentato l'allocazione del solfato dalle radici ai rami, suggerisce che l'associazione micorrizica può anche migliorare la riduzione del solfato, e quindi il contenuto di solfato ridotto, nelle foglie. La simbiosi con funghi ectomicorrizici può influenzare in modo significativo la nutrizione dello zolfo degli alberi, a livello di transito xilematico e della sua regolazione, allocazione del solfato e dello zolfo ridotto in xilema e floema, e riduzione e assimilazione del solfato. I meccanismi coinvolti in queste interazioni sono ancora sconosciuti (Rennenberg, 1999).

Lo scopo del presente studio è quello di valutare se ci siano differenze nel contenuto di alcuni elementi minerali nelle foglie di farnie a diverso livello di deperimento.

4.2. Materiali e metodi

Lo studio è stato effettuato nel bosco di Basalghelle, già descritto nelle sue caratteristiche climatiche, pedologiche e vegetazionali nell'introduzione generale, capitolo 1.2.

Il prelievo delle foglie è stato effettuato nel corso di due campionamenti. Il primo è stato eseguito il 21 luglio 2007 su otto delle sedici farnie già monitorate per la valutazione del loro stato micorrizico. Il secondo è stato eseguito l'8 luglio 2008 sulle tredici farnie rimaste (inizialmente erano sedici, tre si sono disseccate). Le foglie sono state prelevate nella parte alta della chioma, in direzione sud, da tree-climber dei Servizi Forestali di Treviso.

Per ogni pianta è stato prelevato un campione costituito da 30 foglie, conservate in un sacchetto di carta codificato con il numero della pianta. Nel corso dei due campionamenti, sono stati raccolti in totale 21 campioni. Le foglie sono state essiccate in stufa a 80°C per 48 ore. Ogni campione è stato poi tritato in mortaio con azoto liquido, e analizzato nel laboratorio Agro-Zootecnico del Dipartimento di Scienze Animali (Università degli Studi di Padova, Legnaro). Il contenuto di azoto totale è stato valutato con il metodo Kjeldhal. Il contenuto di fosforo, potassio, calcio, magnesio, ferro e zolfo è stato valutato con spettrometria ICP (inductively coupled plasma spectrometry) dopo la mineralizzazione del campione in muffola.

Per ogni pianta, in ciascuna data di prelievo, è stato raccolto un ulteriore campione di tre foglie per il calcolo del contenuto d'acqua. Le foglie sono state poste in un sacchetto di plastica codificato con il numero della pianta e conservate a + 4°C fino al momento della pesata, eseguita alcune ore dopo la raccolta. Sono stati pesati in totale 21 campioni. Le stesse foglie sono state poi essiccate in stufa a 80°C per 48 ore, e pesate nuovamente. Il contenuto d'acqua è stato calcolato come: (peso fresco-peso secco)/peso secco.

Le analisi statistiche dei dati delle piante raggruppate per classe di deperimento sono state effettuate separatamente per ogni elemento minerale con il test di Kruskal-Wallis. Le eventuali differenze sono state valutate con un confronto multiplo a posteriori. Il livello di significatività scelto è stato $P=0,05$.

La suddivisione delle piante nelle tre classi di deperimento è descritta nel capitolo 2.

4.3. Risultati

Nella tabella 4.1 sono riportate le concentrazioni degli elementi e i rapporti determinati nelle foglie delle farnie appartenenti alle tre classi di deperimento. Sono presenti anche i valori normali e le soglie di carenza per esemplari adulti di *Quercus robur* L. come riportato da Thomas e Büttner (1998) e Karolewski et al. (2005). L'intervallo dei

valori normali indica delle condizioni di crescita da medie a buone che possono essere aumentate solo con un'abbondante fertilizzazione con il rispettivo elemento. Quando le concentrazioni dell'elemento cadono sotto la soglia di carenza, o i rapporti dell'azoto con gli altri elementi superano la soglia, possono manifestarsi dei sintomi di carenza.

Le concentrazioni dell'azoto totale sono alte per tutti i gruppi, e la classe più deperente supera l'intervallo dei valori normali per la farnia. Le piante più deperenti (classe 2 e 3) mostrano valori significativamente superiori di azoto totale e di fosforo rispetto a quelle moderatamente deperenti (classe 1).

Le concentrazioni di fosforo e di magnesio sono basse per tutti i gruppi, ma non scendono sotto la soglia di carenza. La bassa concentrazione di questi due elementi, combinata all'alta concentrazione di azoto totale, porta ad alti rapporti N/P e N/Mg, senza superare però la soglia di carenza.

Elemento	classe 1	classe 2	classe 3	Valori normali	Soglia di carenza
N _{tot} (mg/g)	23 b	27 a	29 a	18-27	< 17
P (mg/g)	1 b	1,2 a	1,5 a	1,5-2	< 1
K (mg/g)	8,5	9,4	9,4	8-11	< 4
Mg (mg/g)	1,7	1,8	1,7	1,9-2,9	< 1,3
Ca (mg/g)	7,1	7	7,2	4,8-9,5	?
Fe (mg/g)	0,096	0,111	0,095	0,308±0,167*	?
S (mg/g)	1,1 b	1,3 ab	1,4 a	0,8-2,8	?
N/P (g/g)	23,4	22,6	20,5	8-17	>27 (carenza di P)
N/K (g/g)	2,8	3,1	3,2	1,6-3,5	>7 (carenza di K)
N/Mg (g/g)	14,3	16,5	17,3	6-14	>21 (carenza di Mg)

Tabella 4.1: medie delle concentrazioni fogliari (mg/g di sostanza secca) e dei rapporti dei nutrienti (g/g) nelle farnie appartenenti alle tre classi di deperimento. Per confronto, è presente l'intervallo normale e la soglia di carenza nelle farnie adulte per i nutrienti e per i rapporti come riportato in Thomas e Büttner (1998), modificato. I valori seguiti da diverse lettere sono significativamente diversi in base al test di Kruskal-Wallis e al confronto multiplo a posteriori ($P < 0,05$). ? indica i valori non disponibili. * Karolewski et al. (2005).

Il contenuto d'acqua delle foglie non varia significativamente per le farnie suddivise in classi di deperimento (1,33 per la classe 1; 1,56 per la classe 2; 1,39 per la classe 3). I risultati del test di Kruskal-Wallis sono riportati in tabella 4.2.

Kruskal-Wallis Test	N _{tot}	P	K	Mg	Ca	Fe	S	N/P	N/K	N/Mg	Contenuto d'acqua
Chi-Square	11,48	6,8235	0,2499	0,1295	0,1006	1,2334	6,4640	2,6460	1,4984	2,4004	3,2788
DF	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Pr>Chi-Square	0,0032	0,0330	0,8825	0,9373	0,9510	0,5397	0,0395	0,2663	0,4727	0,3011	0,1941

Tabella 4.2: risultati dell'analisi dei dati in base al test di Kruskal-Wallis. Il livello di significatività considerato è P=0,05.

4.4. Discussione e conclusioni

L'alta concentrazione di azoto totale, insieme all'elevato rapporto N/P e N/Mg, potrebbero indicare un eccessivo apporto di azoto al suolo. Il suolo del bosco di Basalghelle ha mostrato un rapporto C/N normale, e non sembra che l'alto contenuto di azoto nelle foglie possa essere dovuto a un aumento delle deposizioni azotate al suolo. Inoltre, le piante più deperenti mostrano una concentrazione fogliare di azoto significativamente superiore rispetto a quelle moderatamente deperenti, ma questa differenza non è imputabile alla disponibilità di azoto nel suolo perché le piante crescono a poca distanza le une dalle altre, in un bosco di pianura di limitata estensione.

Spesso l'aumento di nitrati e solfati dovuti alla deposizione di acqua piovana è stato considerato un fattore coinvolto nella mortalità e nella riduzione della crescita delle piante. Dato che NO₂ si dissolve nel fluido extracellulare e nel citoplasma per formare nitrati e nitriti, è probabile che l'azoto atmosferico depositato sulle foglie influenzi il metabolismo dell'azoto del fogliame, ma i meccanismi coinvolti, la variabilità tra piante e la relazione tra i danni da N atmosferico e la sua conversione metabolica sono sconosciuti. Si possono ipotizzare alcune interazioni tra NO_x e SO_x negli ambienti inquinati, poiché l'attività della nitrato reductasi delle foglie aumenta con l'inquinamento da azoto e diminuisce con l'inquinamento da zolfo (Karolewski et al., 2005).

Molti studi effettuati su querce in Germania, Slovacchia e Austria hanno individuato concentrazioni di N fogliare al di sopra dei valori normali. Questo era in parte accompagnato da basse concentrazioni di fosforo, magnesio e/o potassio con un conseguente aumento del rapporto dell'azoto con i rispettivi nutrienti (Thomas et al., 2002). Tuttavia, in nessuno di questi studi sono state individuate strette relazioni tra nutrienti e vigore delle querce.

In un esperimento su giovani esemplari di *Quercus robur* L., la coltivazione con un eccesso di N, ha provocato un leggera, ma significativa, diminuzione nella concentrazione

dei composti fenolici totali (Thomas e Schafellner, 1999). Gli stessi risultati sono stati ottenuti da alberi sottoposti a stress da carenza idrica per due mesi, tanto da provocare una riduzione nella crescita in altezza, nell'estate precedente il taglio. Nella farnia, la combinazione di eccesso di azoto e siccità ha provocato la più forte riduzione nella concentrazione di tannini e nella capacità di precipitazione delle proteine e nei rapporti di tannini e capacità di precipitazione delle proteine con l'N fogliare (Thomas e Schafellner 1999). In alcune specie arboree, l'attività degli insetti fillofagi aumenta con la diminuzione della concentrazione delle sostanze allelochimiche, e con l'aumento dei rapporti dell'N fogliare con i composti di precipitazione delle proteine. Si può ipotizzare che una combinazione di aumentata disponibilità di azoto e siccità estiva aumenti il rischio di intensa defogliazione della farnia da parte degli insetti (Thomas et al., 2002).

La siccità estiva è uno dei fattori scatenanti nel deperimento della quercia. La tolleranza al disseccamento può essere aumentata con varie strategie, tra cui l'aggiustamento osmotico, che consiste nell'abbassare la pressione osmotica delle cellule fogliari (con valori che diventano più negativi) concentrando composti osmoticamente attivi in quantità maggiore a quella spiegabile solamente con la perdita d'acqua (Hinckley et al., 1980; Kozłowski et al., 1991). Questa reazione perde importanza con l'aumentare dello stress da siccità, che rende più marcate le reazioni morfologiche (aumento del rapporto delle radici fini rispetto alle foglie) (Thomas e Gausling, 2000).

La concentrazione dello zolfo è risultata significativamente superiore nelle piante più deperenti. Questo potrebbe essere dovuto all'accumulo di sostanze osmoticamente attive, o all'azione delle micorrize presenti.

Se la simbiosi micorrizica sostenga o meno la nutrizione dello zolfo, è ancora materia di dibattito (Harley e Smith, 1983). L'associazione micorrizica della farnia con *L. laccata* stimola il trasporto del solfato nello xilema, ma non il suo assorbimento (Seegmüller et al., 1996). Siccome le ife fungine non attraversano l'endoderme, la spiegazione fisiologica per questa stimolazione resta oscura (Hogan et al., 1998).

Sono stati individuati alcuni morfotipi associati alle farnie più deperenti (cap. 3), ma bisogna considerare che le condizioni delle piante di classe 3 sono gravissime, e che quindi non si può parlare di benefici apportati dalla simbiosi micorrizica, ma solamente di specie simbiotici meno esigenti in fotosintati rispetto a quelle che si associano alle piante in condizioni fitosanitarie migliori.

Discorso analogo può essere fatto per il fosforo, presente in concentrazioni significativamente maggiori per le piante più deperenti. Mentre alcuni studi hanno

osservato un aumento nell'assorbimento di P da parte delle piante micorrizzate, altri studi non hanno riscontrato differenze nei contenuti di P tra i tessuti di piante micorrizzate e quelli di piante non micorrizzate (Wallander et al., 2005).

Il contenuto idrico non varia in modo significativo tra le foglie di piante appartenenti a diverse classi di deperimento, come anche i contenuti di Mg, un costituente della clorofilla, di K, importante per l'osmoregolazione, di Ca e di Fe.

4.5. Bibliografia

Harley J.L., Smith S.E., 1983. Mycorrhizal Symbiosis. 482 pp. Academic Press, London.

Hinckley T.M., Duhme F., Hinckley A.R., Richter H., 1980. Water relations of drought hardy shrubs: osmotic potential and stomatal reactivity. *Plant Cell Environ.* 3: 131–140.

Hogan G., Rennenberg H., Fink S., 1998. Role and Effect of Sulfur in Tree Biology. In: Maynard D.G. (Ed.). *Sulfur in the Environment*. Dekker, New York, pp. 173-218.

Jentschke G., Brandes B., Kuhn A.J., Schröder W.H., Becker J.S., Godbold D.L., 2000. The mycorrhizal fungus *Paxillus involutus* transports magnesium to Norway spruce seedlings. Evidence from stable isotope labeling. *Plant Soil* 220: 243-246.

Karolewski P., Giertych M.J., Oleksyn J., Zytковиak R., 2005. Differential reaction of *Pinus sylvestris*, *Quercus robur* and *Q. petraea* trees to nitrogen and sulfur pollution. *Water, Air and Soil Pollution* 160: 95-108.

Kopinga J., Van den Burg J., 1995. Using soil and foliar analysis to diagnose the nutritional status of urban trees. *Journal of Arboriculture* 21(1): 17-24.

Kozłowski T.T., Kramer P.J., Pallardy S.G., 1991. *The Physiological Ecology of Woody Plants*. San Diego, CA, USA: Academic Press.

Marschner H., Dell B., 1994. Nutrient uptake in mycorrhizal symbiosis. *Plant Soil* 159: 89-102.

Mengel K., 1993. Consequences of sulfur deficiency. In: De Kok L.J., Stulen I., Rennenberg H., Brunold C., Rauser W. (Eds.). *Sulfur Nutrition and Sulfur Assimilation in Higher Plants*. SPB Acad. Publ., The Hague, pp. 207-210.

Rennenberg H., 1999. The significance of ectomycorrhizal fungi for sulfur nutrition of trees. *Plant Soil* 215: 115-122.

Seegmüller S., Schulte M., Herschbach C., Rennenberg H., 1996. Interactive effects of mycorrhization and elevated atmospheric CO₂ on sulphur nutrition of young pedunculate oak (*Quercus robur* L.) trees. *Plant Cell Environ.* 19: 418–426.

Smith S.E., Read D.J., 1997. Mycorrhizal Symbiosis. 2nd Edn. 605 pp. Academic Press, New York.

Thomas F.M., Blank R., Hartmann G., 2002. Abiotic and biotic factors and their interactions as causes of oak decline in Central Europe. *For. Path.* 32: 277-307.

Thomas F.M., Büttner G., 1998. Nutrient relations in healthy and damaged stands of mature oaks on clayey soils: two case studies in northwestern Germany. *For. Ecol. Manage.* 108: 301-319.

Thomas F.M., Gausling T., 2000. Morphological and physiological responses of oak seedlings (*Quercus petraea* and *Q. robur*) to moderate drought. *Ann. For. Sci.* 57: 325–333.

Thomas F.M., Schafellner C., 1999. Effects of excess nitrogen and drought on the foliar concentrations of allelochemicals in young oaks (*Quercus robur* L. and *Q. petraea* [Matt.] Liebl.). *J. Appl. Bot.* 73: 222–227.

Wallander H., Fossum A., Rosengren U., Jones H., 2005. Ectomycorrhizal fungal biomass in roots and uptake of P. from apatite by *Pinus sylvestris* seedlings growing in forest soil with and without wood ash amendment. *Mycorrhiza* 15: 143-148.

CAPITOLO 5.

EVOLUZIONE DELLA COMUNITÀ ECTOMICORRIZICA IN TRAPIANTI DI FARNIA

5.1. Introduzione

Garantire la presenza della farnia nei boschi planiziali allo scopo di conservare una formazione relitta che è ormai presente solo in poche località, di limitata estensione (Del Favero e Lasen, 1993) è sempre più opportuno. La farnia è infatti una pianta di grande valore culturale, oltre che economico, e caratterizza da secoli il territorio della Pianura Padana.

Nel complesso insieme di fattori che caratterizzano il deperimento della farnia nei querco-carpineti planiziali vi è anche la mancata affermazione dei semenzali. Questo fenomeno impedisce la rinnovazione naturale della farnia, che tende quindi a essere sostituita dal consorzio delle altre specie arboree e arbustive presenti.

Per conservare la specie si rende quindi necessario il trapianto artificiale di semenzali provenienti da vivaio. La micorrizzazione controllata tramite l'inoculo in vivaio di specie fungine selezionate è una tra le tecniche utilizzabili per migliorare la sopravvivenza delle giovani piante trapiantate in foresta (Garbaye e Churin, 1997).

Lo scopo di questa ricerca, effettuata nel bosco di Cessalto, è quello di verificare l'opportunità di aumentare la presenza di giovani piante di farnia mediante trapianto di semenzali micorrizzati artificialmente. Per far questo, un gruppo di semenzali inoculati artificialmente con *Laccaria laccata* è stato confrontato con un gruppo di controllo.

Come ulteriori parametri, relativamente alla parte epigea, sono stati considerati anche altezze e diametri raggiunti dai semenzali.

5.2. Materiali e metodi

Le indagini sono state effettuate nel bosco Olmè di Cessalto (TV), una formazione relitta del querco-carpineti planiziale che ricopriva la Pianura Padana veneta. Il sito è descritto nel capitolo 1.3, in cui compaiono le sue caratteristiche climatiche, pedologiche e vegetazionali.

Nel novembre del 2006 sono stati effettuati dei diradamenti a opera dei Servizi Forestali di Treviso. In una buca di circa 500 m² sono stati trapiantati 200 semenzali di farnia di tre anni, provenienti dal vivaio di Montecchio Precalcino (VI) nati da seme prelevato a Palù di Moriago (TV). I semenzali sono stati coltivati in vasi Issapot da 1 l, 100 sono stati micorrizzati artificialmente con *Laccaria laccata* ceppo LL2 (isolata da *Q. robur* nel bosco di Fagarè, Cornuda, TV), e 100 non sono stati micorrizzati e sono stati considerati come controllo.

Il metodo utilizzato per la produzione e per l'inoculo di *L. laccata* è definito come metodo "solido" (Boukcim, 2002). Una miscela di torba e vermiculite in rapporto 1:2 è stata posta in vasi di vetro della capacità di 3 dm³ e sterilizzata una prima volta in autoclave a 120 °C per 15 minuti. In ogni vaso è stato poi aggiunto un substrato nutritivo (MMN, Modified Melin-Norkrans solution) pari a 100 ml/dm³ ed è stato eseguito un secondo ciclo in autoclave. Il fungo micorrizico è stato moltiplicato in vitro su capsule Petri da 90 mm di diametro contenenti 10 ml di MMN. Dopo un periodo di incubazione di 20-30 giorni al buio alla temperatura di 22 ± 1°C, il micelio ottenuto è stato trasferito nel terriccio precedentemente allestito, nella quantità di 2 Petri per vaso. I vasi sono stati chiusi con dei tappi forati alla sommità per permettere il passaggio di ossigeno; i fori sono stati riempiti di cotone e i tappi ricoperti con carta di alluminio. Il tutto è stato posto in termostato a 22 ± 1°C fino al momento dell'utilizzo. L'inoculo (torba e vermiculite più MMN e fungo) così preparato è stato mescolato al terriccio in uso al vivaio in rapporto 1:20, in modo che la concentrazione di propaguli fungini risultasse approssimativamente 10³ cm⁻³. La miscelazione è stata effettuata a mano. In seguito sono stati riempiti i vasi (lavati preventivamente con sali quaternari di ammonio) e in essi sono stati trapiantati i semenzali (Lubello, 2004).

I due gruppi di semenzali sono stati messi a dimora in due aree quadrate contigue con 10 piante per lato a distanza di 80 cm una dall'altra (Figura 5.1). Nella prima area sono stati collocati i semenzali inoculati artificialmente con *L. laccata*, nella seconda area quelli di controllo.



Figura 5.1: area in cui sono stati trapiantati i semenzali nel bosco Olmè di Cessalto.

Nel corso di questa ricerca, sono stati effettuati dei campionamenti di radici a cadenza stagionale nel 2007 (15 febbraio, 9 maggio, 31 luglio, 25 ottobre) e nel 2008 (15 febbraio, 10 maggio, 8 luglio). In ciascuna delle due aree, per ogni campionamento, sono state scelte casualmente 15 piante rappresentative del gruppo. Per ogni pianta sono stati prelevati due campioni con criterio di casualità a una distanza dal fusto di 3-5 cm, per un totale di 30 campioni per area in ognuno dei periodi di campionamento, e 210 campioni nel corso dei due anni di studio.

Per ognuno dei 200 semenzali, sono stati misurati il diametro alla base e l'altezza nei periodi invernale e primaverile dei due anni in cui si è svolta la ricerca (15 febbraio e 9 maggio 2007; 15 febbraio, 10 maggio e 11 ottobre 2008).

5.2.1 Raccolta del materiale

Per la raccolta dei campioni delle piante messe a dimora è stato usato un carotatore del diametro di 3 cm. Grazie a questo strumento è stato possibile prelevare materiale radicale fino alla profondità dell'intero apparato radicale.

Ognuno dei campioni prelevati è stato temporaneamente conservato in un sacchetto di nylon codificato con numero identificativo della pianta del trattamento. Tutto il materiale è stato posto in freezer a -10°C , dove è rimasto fino al momento dell'impiego. Prima di essere analizzati, i campioni sono stati scongelati.

5.2.2 Pulizia dei campioni

Una prima pulizia è stata ottenuta risciacquando le radici sotto un debole getto d'acqua, in modo da togliere le particelle di suolo più grossolane. In un secondo momento le operazioni di pulizia dell'apice radicale sono state eseguite utilizzando un microscopio stereoscopico a 10-50 ingrandimenti e una fonte d'illuminazione a spettro solare. Con l'aiuto di un pennellino e una pinzetta ogni frammento è stato ulteriormente ripulito dalle particelle di suolo. I frammenti ripuliti sono stati posti in una piastra Petri per le successive analisi quali-quantitative della micorrizzazione. Per una migliore osservazione e riconoscimento dei diversi morfotipi, i frammenti di radice sono stati di volta in volta fotografati tramite fotocamera digitale, direttamente collegata sia allo stereoscopio sia al microscopio.

5.2.3 Analisi quantitativa della micorrizzazione

Per evidenziare una eventuale differenza nel grado di vitalità e di micorrizzazione dei vari campioni, è stata svolta un'analisi quantitativa della micorrizzazione basata sul conteggio degli apici radicali.

Da ogni campione sono stati contati tutti gli apici presenti fino a raggiungere un numero di 100 apici vivi (somma degli apici vivi micorrizzati e vivi non micorrizzati), e contemporaneamente sono stati contati anche gli apici morti presenti. Gli apici danneggiati sono stati esclusi dal conteggio. Riguardo agli apici micorrizzati, essi sono stati distinti nei vari morfotipi presenti. Operando in questo modo si sono individuati i seguenti gruppi:

- *apici vivi non micorrizzati*, riconosciuti in base alla loro turgidità, all'aspetto non raggrinzito e alla compattezza dei tessuti;
- *apici vivi micorrizzati*, riconosciuti considerando le caratteristiche della categoria precedente, con la presenza di un mantello ectomicorrizico visibile;
- *apici morti*, identificati per la minor turgidità, l'aspetto raggrinzito e la scarsa compattezza dei tessuti (Montecchio et al., 2004).

5.2.4 *Analisi qualitativa della micorrizzazione*

Allo scopo di evidenziare l'eventuale differenza nella distribuzione dei tipi micorrizici è stata compiuta un'analisi qualitativa della micorrizzazione, basata sulla caratterizzazione morfologica e anatomica e sul confronto con le descrizioni disponibili per l'identificazione delle ectomicorrize (Agerer, 1991; Mohan et al., 1993; Waller e Agerer, 1993; Agerer 1987-2002; Agerer e Rambold, 2004-2005). In particolare sono stati presi in considerazione la forma e le eventuali ramificazioni dell'apice, le caratteristiche morfologiche del mantello (colore e aspetto della superficie), la presenza ed abbondanza di ife emanati, di rizomorfe, di cistidi, di sclerozi e la visibilità degli eventuali canali laticiferi. Le analisi sono state condotte tramite osservazioni allo stereomicroscopio con ingrandimenti variabili (10x-50x).

Di ogni morfotipo sono stati osservati il mantello esterno e quello interno al microscopio ottico a trasmissione con ingrandimenti variabili (100x-1000x).

I tipi micorrizici sono stati fotografati ed i loro principali aspetti morfologici sono stati annotati su una scheda di rilevamento. Ai diversi morfotipi è stato associato un codice numerico. Per ogni morfotipo individuato è stata fatta una descrizione morfologica e se ne è analizzata la struttura del mantello ed il tipo di emanazioni ifali. Si è provveduto a conservare dieci apici di ogni morfotipo individuato in acido lattico e in una soluzione di FAA (formalina: etanolo 70%: acido acetico = 5: 90: 5).

5.2.5 *Analisi statistica dei dati*

L'analisi statistica dei dati relativi al tasso di vitalità (apici vivi micorrizzati e non / numero totale degli apici osservati), al tasso di micorrizzazione (apici vivi micorrizzati / apici vivi totali), all'abbondanza relativa di *L. laccata* rispetto agli apici vivi micorrizzati (apici micorrizzati con *L. laccata* / apici vivi totali) e all'abbondanza relativa dei morfotipi provenienti da vivaio rispetto agli apici vivi totali (apici micorrizzati con morfotipi provenienti da vivaio / apici vivi totali), è stata effettuata con un modello lineare generalizzato (proc GENMOD; SAS System, SAS Institute, Cary, NC, USA) che considera la distribuzione binomiale dei dati e la proporzione come variabile di risposta (regressione logistica). Il livello di significatività statistica fissato per la verifica delle ipotesi è stato $P=0,05$. L'analisi statistica è stata effettuata in base alle diverse variabili suddivise per periodo di campionamento.

L'analisi statistica è stata effettuata anche per diametri e altezze misurati durante cinque campionamenti. Dopo aver verificato la normalità dei dati, mediante analisi della varianza con ripetizioni (procedura GLM; SAS System, SAS Institute, Cary, NC, USA), è stato possibile confrontare i valori raggiunti dai due gruppi suddivisi per periodo di campionamento. Il livello di significatività statistica fissato per la verifica delle ipotesi è stato $P=0,05$.

Le abbondanze relative dei morfotipi sono state analizzate con un'analisi multivariata (proc STEPDISC con il metodo stepwise; SAS System, SAS Institute, Cary, NC, USA) per definire i morfotipi che rivelano le differenze tra i semenzali micorrizzati artificialmente e quelli di controllo. Successivamente, è stata effettuata l'analisi del discriminante (proc CANDISC, canonical discriminant analysis; SAS System, SAS Institute, Cary, NC, USA) per determinare la relazione tra la presenza dei morfotipi ectomicorrizici e i due gruppi di semenzali. La significatività statistica è stata verificata attraverso l'analisi multivariata Wilk's lambda (*likelihood ratio criterion*) e il test F di Fisher associato. Sono state poi confrontate le medie dei due gruppi (*Mahalanobis squared distance*).

5.3. Risultati

Nel corso dell'indagine sono stati osservati in totale 47 556 apici, di cui 23 444 vivi non micorrizzati, 18 250 vivi micorrizzati e 5 862 morti.

Le figure 5.1 e 5.2 mostrano i grafici relativi al tasso di vitalità e a quello di micorrizzazione in ogni periodo di campionamento per i semenzali micorrizzati artificialmente e per quelli di controllo. I risultati dell'analisi statistica dei dati compaiono nella tabella 5.1.

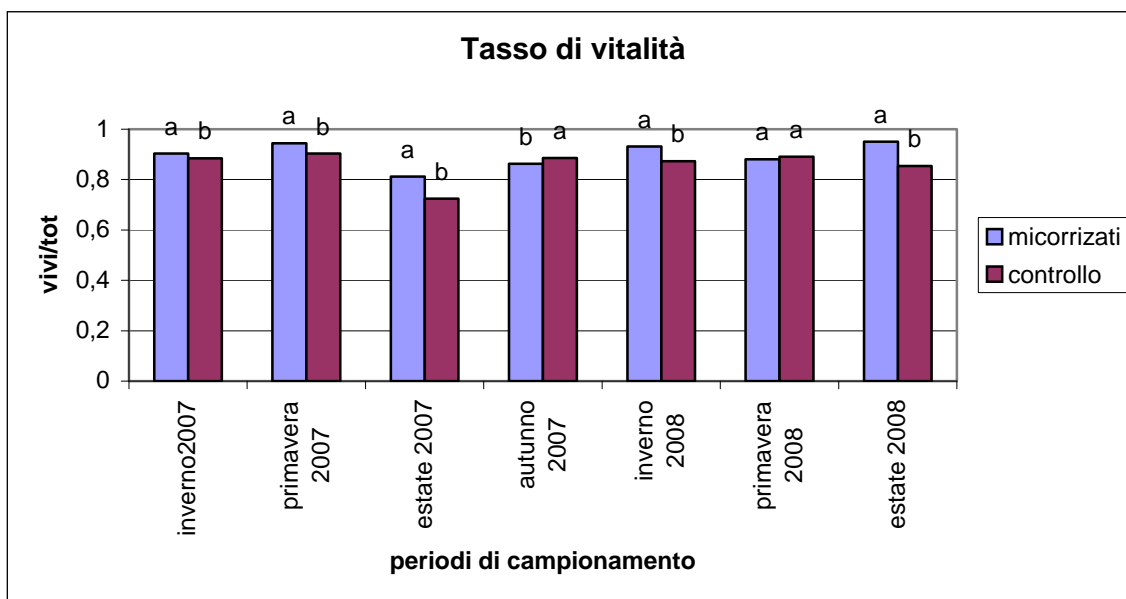


Figura 5.1: tasso di vitalità per i semenzali micorrizati artificialmente e di controllo suddivisi per periodo. I dati seguiti dalla stessa lettera non sono significativamente diversi in base al modello lineare generalizzato ($P < 0,05$).

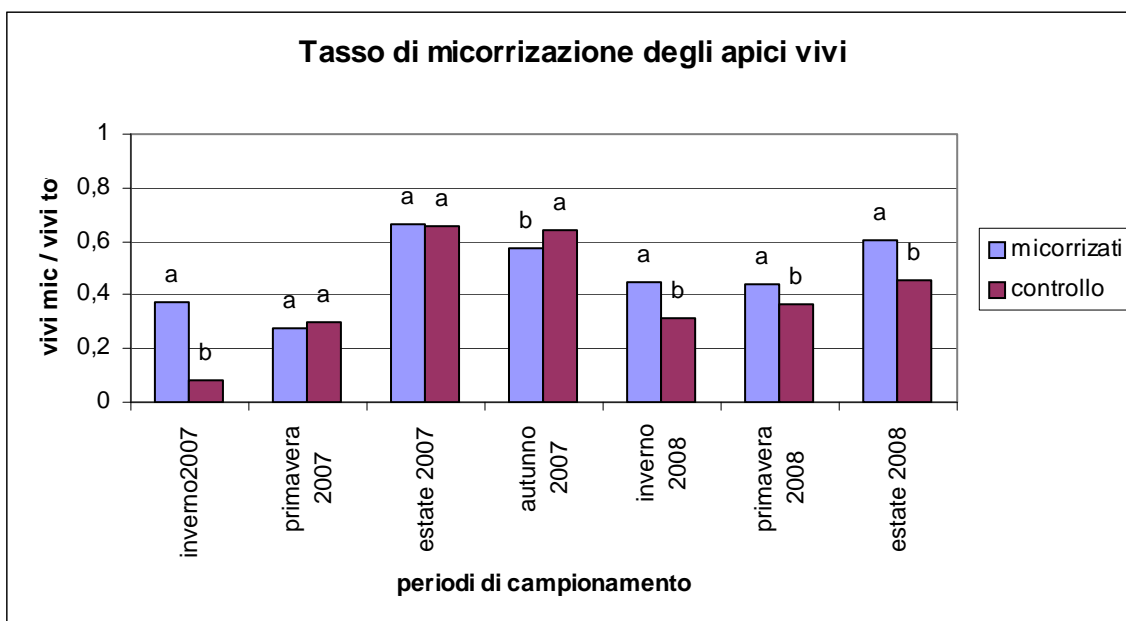


Figura 5.2: tasso di micorizzazione degli apici vivi per i semenzali micorrizati artificialmente e di controllo suddivisi per periodo. I dati seguiti dalla stessa lettera non sono significativamente diversi in base al modello lineare generalizzato ($P < 0,05$).

Source tratt	Tasso di vitalità			Tasso di micorrizzazione degli apici vivi			Abbondanza relativa di <i>Laccaria l.</i> rispetto agli apici vivi mic.			Abbondanza relativa dei morfotipi da vivaio rispetto agli apici vivi mic.		
	DF	Chi-Square	Pr > ChiSq	DF	Chi-Square	Pr > ChiSq	DF	Chi-Square	Pr>ChiSq	DF	Chi-Square	Pr>ChiSq
Periodo 1	1	6.14	0.0132	1	768.36	<.0001	1	276.35	<.0001	1	0.00	1.0000
Periodo 2	1	42.82	<.0001	1	4.84	0.0279	1	220.98	<.0001	1	2.85	0.0916
Periodo 3	1	61.30	<.0001	1	0.02	0.8994	1	175.41	<.0001	1	424.33	<.0001
Periodo 4	1	7.79	0.0052	1	22.68	<.0001	1	28.61	<.0001	1	1.21	0.2718
Periodo 5	1	64.50	<.0001	1	109.12	<.0001	1	40.91	<.0001	1	277.76	<.0001
Periodo 6	1	2.01	0.1559	1	37.69	<.0001	1	30.04	<.0001	1	17.18	<.0001
Periodo 7	1	180.15	<.0001	1	135.34	<.0001	1	25.47	<.0001	1	517.17	<.0001

Tabella 5.1: risultato dell'analisi dei dati riguardante il tasso di vitalità, il tasso di micorrizzazione degli apici vivi, l'abbondanza relativa di *L. laccata* rispetto agli apici vivi micorrizzati e l'abbondanza relativa dei morfotipi da vivaio rispetto agli apici vivi micorrizzati. Il livello di significatività considerato è P=0,05.

Dal loro esame si evidenzia che tasso di vitalità mantiene valori intorno al 90% per entrambi i gruppi in tutti i periodi di campionamento tranne l'estate del 2007, in cui i valori si abbassano leggermente. Nel primo periodo di campionamento, successivo al trapianto, si osservano differenze significative per i due trattamenti; questa differenza si mantiene anche nei due campionamenti successivi. La situazione si inverte solo nell'autunno, con valori più alti per i controlli. Nella primavera del 2008 non si osservano differenze significative. Nell'ultimo periodo di campionamento i semenzali micorrizzati artificialmente mostrano un tasso di vitalità significativamente maggiore rispetto ai controlli.

Se si considera il tasso di micorrizzazione degli apici vivi, nel primo periodo di campionamento si osservano valori significativamente maggiori nei semenzali micorrizzati artificialmente (37,5% rispetto a 8% nei controlli). Nel campionamento dell'estate 2007, invece, i valori dei due gruppi non mostrano differenze significative. Dall'inverno del 2008, e fino all'ultimo campionamento, i semenzali trattati mostrano un tasso di micorrizzazione significativamente maggiore.

Nel corso dei due anni di studio, sono stati individuati quindici morfotipi micorrizici. Tre di questi provengono da vivaio (*L. laccata*, *Scleroderma citrinum* e MB8), gli altri hanno colonizzato spontaneamente gli apici radicali dei semenzali in seguito al trapianto. Si osserva un progressivo aumento dei morfotipi rilevati nel corso dei primi quattro campionamenti, con una diminuzione all'inizio del 2008 e un successivo recupero della numerosità (fig. 5.3).

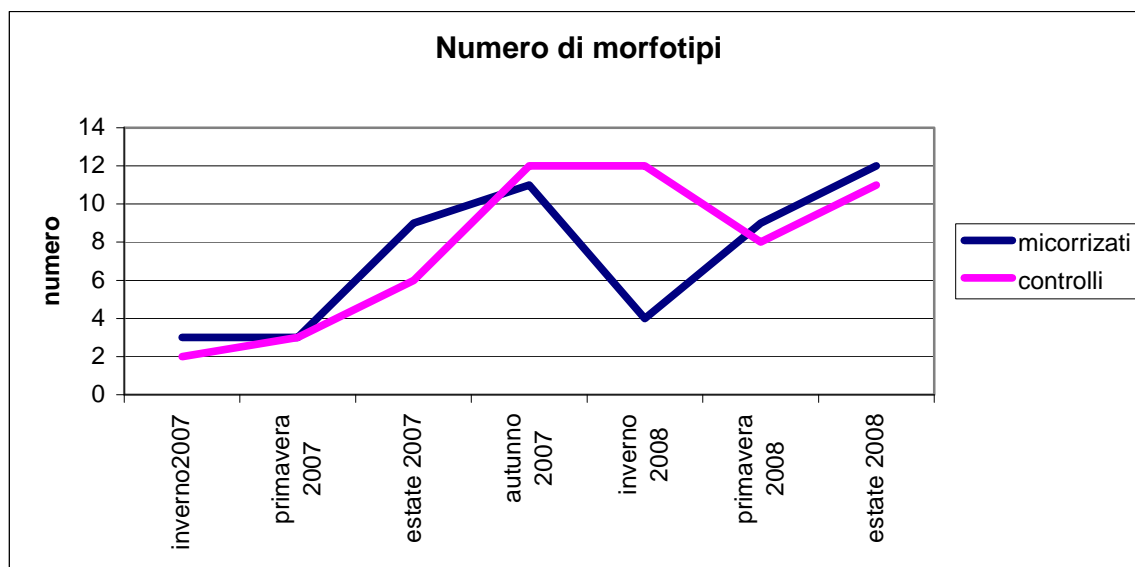


Figura 5.3: numero di morfotipi micorrizici individuati nei semenzali trapiantati in bosco nel corso dei campionamenti.

Se si considerano solamente gli apici vivi micorrizati (fig. 5.4), l'abbondanza relativa di *L. laccata* è significativamente maggiore nei semenzali trattati (70,5%) rispetto al gruppo di controllo (14%), con valori che si mantengono superiori anche nei campionamenti successivi. I valori diminuiscono a partire dall'estate del 2007, e nell'ultimo periodo di campionamento, *L. laccata* è quasi scomparsa.

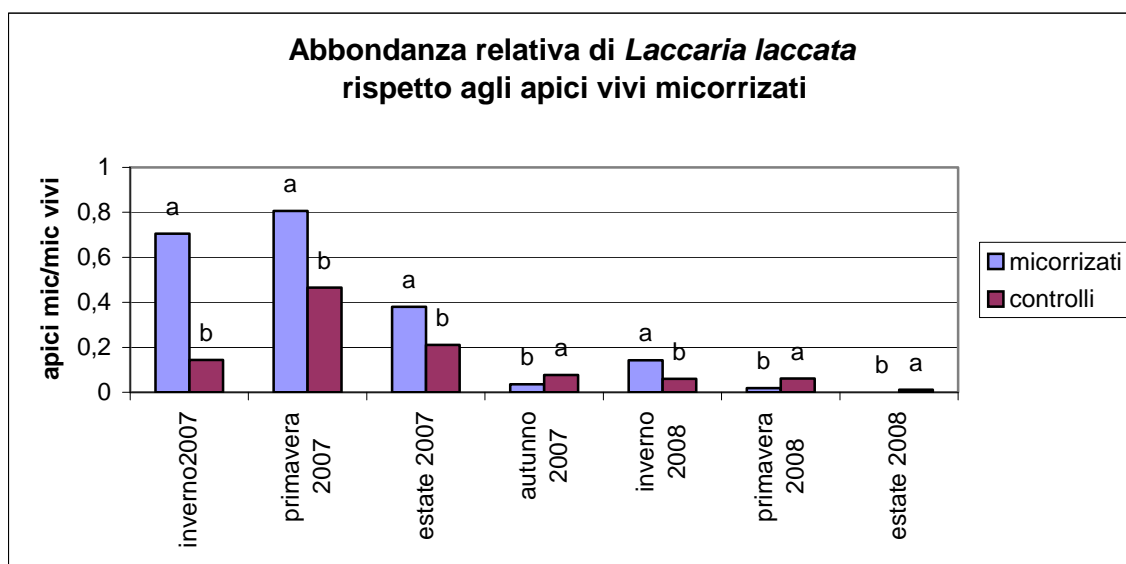


Figura 5.4: abbondanza relativa di *L. laccata* rispetto agli apici vivi micorrizati per i semenzali micorrizati artificialmente e di controllo suddivisi per periodo. I dati seguiti dalla stessa lettera non sono significativamente diversi in base al modello lineare generalizzato ($P < 0,05$).

Il grafico seguente (fig. 5.5) rappresenta l'abbondanza relativa di tre morfotipi provenienti da vivaio (*L. laccata*, *Scleroderma citrinum* e MB8) rispetto agli apici vivi micorrizzati. La loro presenza è dovuta a un inquinamento prevedibile da parte di alcune specie adattate alle condizioni di vivaio che si sono diffuse spontaneamente. Nei primi due periodi di campionamento non si osservano differenze significative tra i due gruppi, e la quasi totalità degli apici risulta micorrizzata con i morfotipi provenienti da vivaio. Fino alla primavera del 2008, il gruppo micorrizzato artificialmente presenta valori significativamente superiori rispetto al gruppo di controllo (tranne l'autunno del 2007, in cui non si osservano differenze significative). Nell'ultimo campionamento (estate 2008), il gruppo di controllo conserva un'abbondanza relativa di morfotipi provenienti da vivaio significativamente superiore rispetto al gruppo micorrizzato artificialmente.

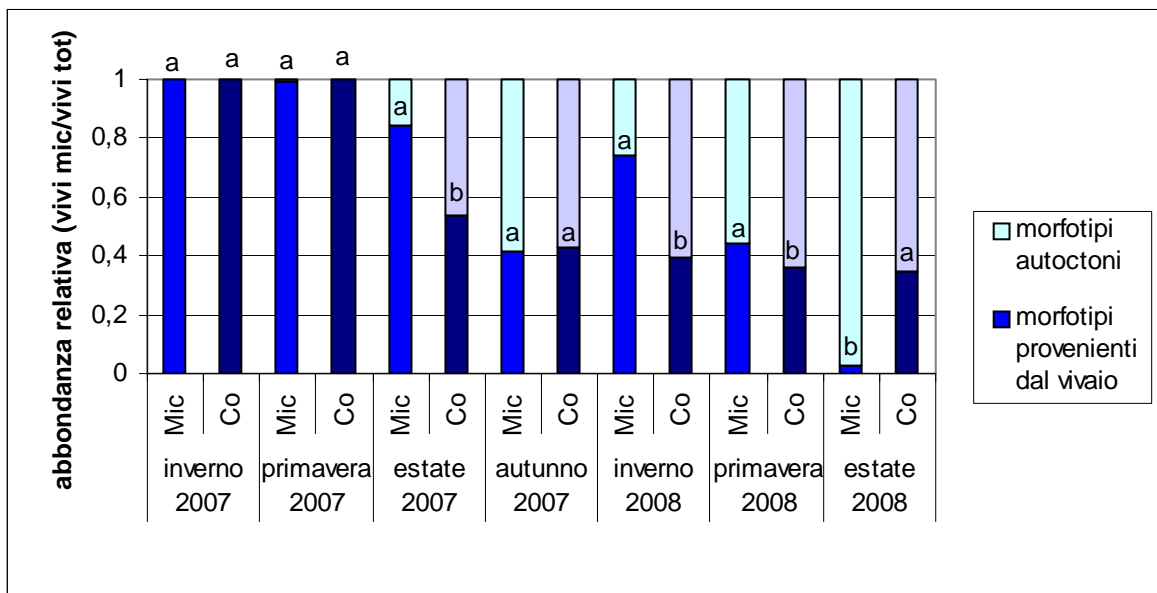


Figura 5.5: abbondanza relativa dei morfotipi autoctoni e di quelli provenienti dal vivaio per i due gruppi di semenzali. I dati relativi ai morfotipi provenienti dal vivaio seguiti dalla stessa lettera non sono significativamente diversi in base al modello lineare generalizzato ($P < 0,05$).

I seguenti grafici (fig. 5.6 e 5.7) mostrano le altezze e i diametri medi raggiunti dai semenzali durante cinque campionamenti (15 febbraio e 9 maggio 2007; 15 febbraio, 10 maggio e 11 ottobre 2008). L'analisi della varianza con ripetizioni (tab. 5.2), evidenzia una differenza significativa tra i semenzali micorrizzati e quelli di controllo per i primi due rilievi successivi al trapianto. In particolare, i semenzali di controllo presentano valori significativamente maggiori. Nei periodi successivi le differenze tra i due gruppi si riducono, e dopo una contrazione di crescita nel maggio 2008, i semenzali micorrizzati raggiungono una altezza media leggermente superiore rispetto ai controlli, ma tale differenza non risulta significativa.

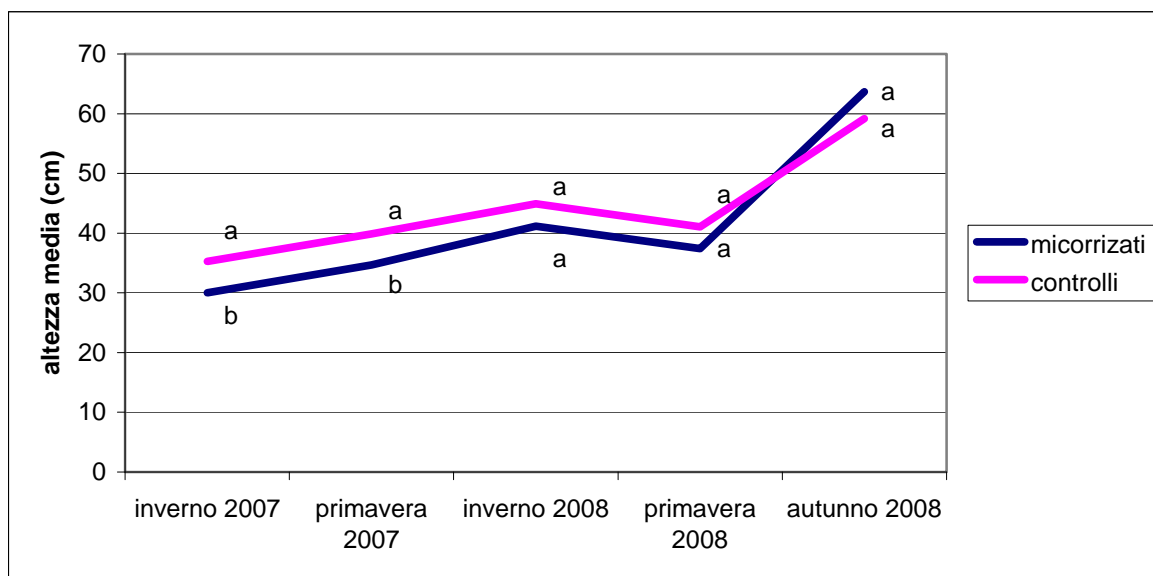


Figura 5.6: altezza media per i semenzali micorrizati artificialmente e di controllo suddivisi per periodo. I dati seguiti dalla stessa lettera non sono significativamente diversi in base all'analisi della varianza ($P < 0,05$).

Discorso analogo va fatto per il diametro medio. Nei primi due rilievi, i semenzali di controllo presentavano valori significativamente superiori a quelli micorrizati artificialmente. Tale differenza si è ridotta nei rilievi successivi.

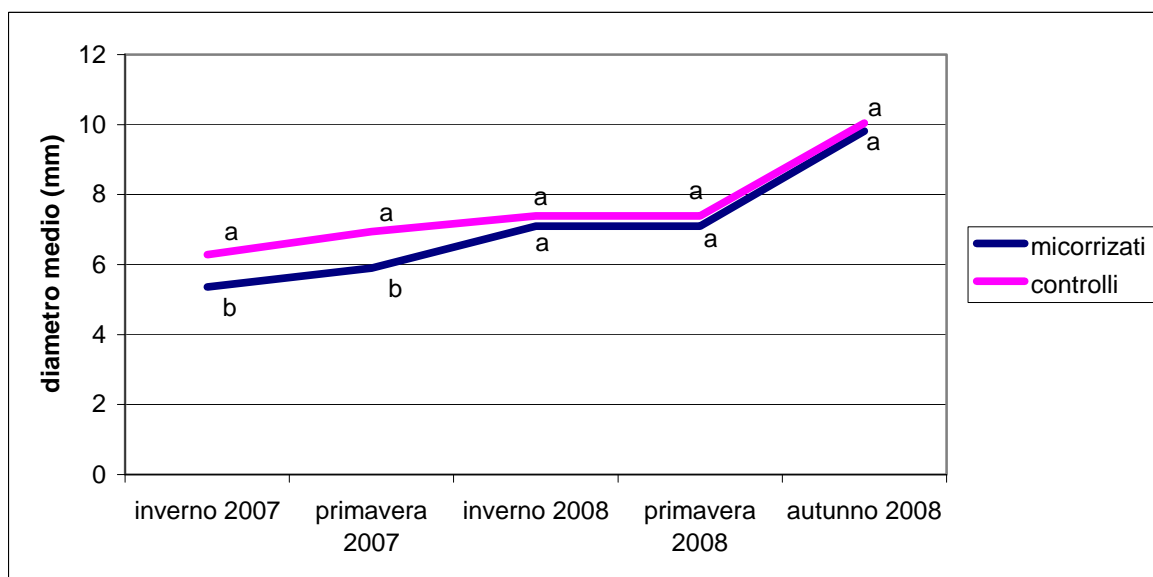


Figura 5.7: diametro medio per i semenzali micorrizati artificialmente e di controllo suddivisi per periodo. I dati seguiti dalla stessa lettera non sono significativamente diversi in base all'analisi della varianza ($P < 0,05$).

Source tratt	Altezza (cm)			Diametro (mm)		
	DF	F value	Pr > F	DF	F value	Pr > F
Periodo 1	1	26.30	<.0001	1	32.08	<.0001
Periodo 2	1	20.82	<.0001	1	29.86	<.0001
Periodo 3	1	3.63	0.0582	1	1.15	0.2853
Periodo 4	1	2.58	0.1098	1	0.71	0.3989
Periodo 5	1	1.14	0.2867	1	0.15	0.7025

Tabella 5.2: risultato dell'analisi dei dati riguardante altezza e diametro raggiunto dai semenzali dei due gruppi. Il livello di significatività considerato è P=0,05.

L'analisi multivariata della varianza effettuata separatamente per il primo campionamento, per i successivi tre campionamenti del 2007 e per i tre campionamenti del 2008, ha dimostrato che nei due gruppi di semenzali compaiono morfotipi discriminanti con differente abbondanza relativa (tab. 5.3). Le descrizioni e le immagini dei quindici morfotipi osservati sono riportate nell'allegato 3.

MORFOTIPI	Abbondanza relativa di tutti i morfotipi osservati					
	Febbraio 2007		2007		2008	
	Mic	Co	Mic	Co	Mic	Co
EM9	0	0	8,8	10,1	24,1 *	18,6 *
EM13	0	0	4,1 *	2,5 *	9,6 *	1,9 *
<i>Laccaria laccata</i>	70,5 *	14,4 *	33,0 *	20,5 *	4,8	4,1
MB5	0	0	0	1,3	0,3 *	3,0 *
MB6	0	0	0,2 *	7,5 *	0 *	5,5 *
MB8	25,1 *	85,6 *	8,1 *	22,5 *	14,8 *	10,1 *
MB9	0	0	3,1	4,3	1,6	1,9
MB10	0	0	1,1	1,2	0,1 *	1,0 *
MB11	0	0	4,8 *	0,3 *	0 *	0,7 *
<i>Peziza</i> sp.I	0	0	2,2 *	13,9 *	16,3 *	21,5 *
<i>Quercirhiza squamosa</i>	0	0	0,2	0,1	2,1 *	1,0 *
<i>Scleroderma citrinum</i>	4,4 *	0 *	29,9 *	15,5 *	17,3	22,1
Sebacinaceae III	0	0	0	0	0,1	0,3
<i>Tomentella</i> sp. I	0	0	4,5 *	0,4 *	4,9 *	0,3 *
<i>Tomentella</i> sp. II	0	0	0	0	3,9 *	8,1 *

Tabella 5.3: abbondanza relativa dei morfotipi suddivisa per i due gruppi di semenzali nel primo campionamento dopo il trapianto, nei tre campionamenti successivi del 2007 e nei tre campionamenti effettuati nel 2008. I valori seguiti dall'asterisco risultano discriminanti per i due gruppi nell'analisi stepwise.

Il test Wilk's Lambda ha dimostrato significatività statistica tra i due gruppi ($\lambda=0,864$ nel primo campionamento, $\lambda=0,803$ nei successivi tre campionamenti del 2007 e $\lambda=0,867$ nei tre campionamenti del 2008; $P<0,0001$). Il confronto tra le medie dei due

gruppi ha mostrato differenza significative in tutti i periodi considerati nell'analisi multivariata (*Mahalanobis squared distance*, $P < 0,0001$). La distribuzione dei campioni lungo le variabili canoniche 1 e 2 nel 2008 è rappresentata in figura 5.8.

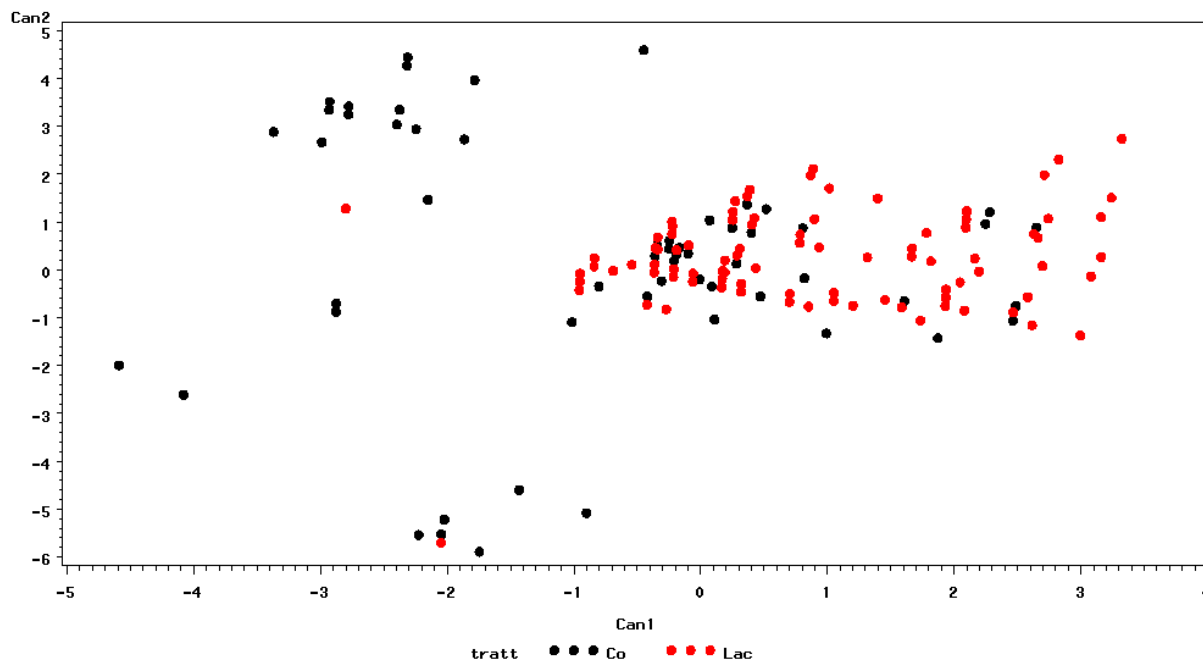


Figura 5.8: distribuzione dei campioni lungo le variabili canoniche 1 e 2 e abbondanza relativa dei morfotipi statisticamente discriminanti tra semenzali di controllo (Co) e semenzali micorrizzati artificialmente con *L. laccata* (Lac).

5.4. Discussione e conclusioni

A causa del deperimento della farnia, la sua rinnovazione nei querco-carpineti planiziali risulta scarsa, e i semenzali faticano ad affermarsi. Potrebbe perciò essere necessario provvedere alla rinnovazione artificiale per conservare la specie nel consorzio.

La micorrizzazione controllata tramite l'inoculo in vivaio di specie fungine selezionate è una tra le tecniche utilizzabili per migliorare la sopravvivenza delle giovani piante trapiantate in foresta (Garbaye e Churin, 1997). Le specie micorriziche utilizzabili in vivaio devono essere coltivabili su substrato artificiale e devono adattarsi alle fasi giovanili delle piante. *Laccaria laccata* è stata impiegata nella micorrizzazione artificiale di varie specie arboree, e la sua efficacia è stata riscontrata in particolare su semenzali di *Pseudotsuga menziesii* (Le Tacon et al., 1992).

In questo studio si è voluto verificare se in semenzali di farnia inoculati artificialmente con *L. laccata* e successivamente trapiantati in bosco (novembre 2006)

siano riscontrabili condizioni fitosanitarie migliori rispetto ai semenzali non trattati. I parametri utilizzati per valutare le condizioni delle piante sono lo stato micorrizico delle radici e le altezze e i diametri raggiunti. È infatti dimostrato che lo stato micorrizico (proporzione di apici micorrizzati e specie fungine coinvolte) può fornire delle utili informazioni per quanto riguarda lo stato di salute di una pianta (Montecchio e Rossi, 2000).

Nel corso dello studio, nel primo periodo di campionamento, si è osservato che il tasso di micorrizzazione degli apici vivi e la frequenza di apici micorrizzati con *L. laccata* sono significativamente maggiori nelle piante inoculate artificialmente rispetto a quelle di controllo, a conferma del successo della micorrizzazione artificiale effettuata in vivaio. Si noti che le piante trattate presentano tassi di vitalità e micorrizzazione più elevati rispetto a quelle non inoculate anche nell'ultimo campionamento, a quasi due anni dal trapianto. Questi dati lasciano supporre che la micorrizzazione artificiale abbia avuto effetti benefici sui semenzali trattati.

Il campionamento successivo al trapianto ha evidenziato una discreta presenza di specie micorriziche anche nei semenzali di controllo. È noto infatti che i funghi micorrizici adattati alle condizioni di vivaio colonizzano comunemente in modo spontaneo i semenzali prima del trapianto (Castellano e Molina, 1989). Dopo il trapianto, le micorrize provenienti dal vivaio continuano a colonizzare nuovi apici radicali e, almeno per i due anni iniziali, possono costituire una parte importante della frequenza delle specie micorriziche presenti, ma vengono gradualmente sostituite, come è prevedibile, dalla flora micorrizica autoctona. La possibilità della dominanza iniziale di micorrize provenienti da vivaio indica il loro iniziale ruolo importante nella funzione micorrizica per i semenzali trapiantati (Dahlberg e Stenström, 1991). Anche *L. laccata* può propagarsi spontaneamente nel contesto vivaistico, instaurando simbiosi anche su piante non trattate artificialmente.

Per valutare complessivamente l'effetto della micorrizzazione artificiale anche nella crescita epigea dei semenzali, bisogna considerare i dati relativi alle altezze e ai diametri misurati periodicamente in bosco. Nei primi due rilievi è stata rilevata una leggera riduzione della crescita in altezza e diametro dei semenzali trattati.

Alcuni studi effettuati su *Pinus sylvestris* L., hanno evidenziato una contrazione dell'accrescimento dei semenzali durante la fase di colonizzazione dell'apparato radicale da parte di alcuni funghi micorrizici tra cui *L. laccata*. Il vantaggio dell'ospite micorrizzato potrebbe essere ridotto nella coltivazione artificiale dove il gradiente dei nutrienti è minimo, rispetto agli ecosistemi naturali dove le radici micorrizzate possono avere accesso a

maggiori fonti di nutrienti. Le piante devono fornire carboidrati ai micobionti durante la fase dispendiosa di grande sviluppo delle ife extramatriciali nei substrati che ne sono privi. Lo sviluppo del micelio potrebbe consumare molto N, e privare così la pianta di tale elemento che è un fattore limitante per la sua crescita (Colpaert et al., 1992; Manninen et al., 1998).

A partire dal terzo campionamento, le differenze tra i due gruppi si sono ridotte e non sono risultate significative. La riduzione dell'altezza media per entrambi i gruppi di semenzali nel maggio del 2008 è dovuta probabilmente a un attacco di insetti defogliatori.

Si può concludere quindi che, a due anni dal trapianto, la micorrizzazione artificiale non abbia portato a effetti visibili nella crescita dei semenzali, esclusa la contrazione iniziale. Diversamente da quanto atteso, la specie scelta per l'inoculo artificiale non sembra aver migliorato l'attecchimento dei semenzali (Garbaye e Churin, 1997). Bisogna anche considerare che il suolo in bosco presenta un alto numero di propaguli fungini e di radici micorrizzate di altre piante, e che quindi la colonizzazione spontanea da parte di specie autoctone più competitive e più adatte alle condizioni climatiche ed edafiche può ridurre il beneficio apportato dalla micorrizzazione artificiale. Diverse sono le condizioni dei suoli agrari e di quelli degradati, dove la scarsità di inoculi presenti riduce drasticamente la possibilità che gli apici radicali vengano micorrizzati spontaneamente.

I semenzali osservati presentano tre morfotipi micorrizici provenienti da vivaio: *Laccaria laccata*, *Scleroderma citrinum* e MB8. Se si considera la loro abbondanza relativa complessiva rispetto al totale di apici micorrizzati, si osserva che nel campionamento estivo del 2008, a quasi due anni dal trapianto, il gruppo di semenzali trattati presenta valori significativamente inferiori rispetto ai controlli. Questo è dovuto alla sostituzione di *L. laccata* da parte di morfotipi autoctoni più competitivi. Il grafico relativo alla presenza della sola *L. laccata* (fig. 5.4) mostra infatti una forte riduzione della sua presenza nel 2008, fino quasi a scomparire nell'estate. La sua sostituzione risulta quindi più forte nel gruppo trattato, che inizialmente mostrava i valori più alti della sua abbondanza relativa.

Il fatto che la micorrizzazione con *L. laccata* abbia effetti positivi su semenzali di douglasia e si dimostri poco efficace su semenzali di quercia, può confermare il fatto che la pianta ospite gioca un ruolo fondamentale nel regolare le popolazioni ectomicorriziche (Garbaye e Churin, 1997).

5.5. Bibliografia

Agerer R., 1991. Characterization of Ectomycorrhizae. In: Norris J.R., Read D.J., Varma A.K. (Eds.), *Methods in Microbiology: Techniques for the Study of Mycorrhiza*, Vol. 23, Academic Press, London, pp. 25-73.

Agerer R., 1987-2002. *Colour Atlas of Ectomycorrhizae*. 1st-12th delivery. Einhorn, Schwäbisch Gmünd, Germany.

Agerer R., Rambold G., 2004–2005 [update 2004-06-05]. DEEMY – An Information System for Characterization and Determination of Ectomycorrhizae. Available at: <http://www.deemy.de> - München, D.

Boukcim H., S. Conventi, D. Mousain 2002. Ectomycorrhization de *Cedrus atlantica* en conditions contrôlées: efficacité de deux formes d'inoculum mycélien. *Ann. For. Sci.* 59: 839-846.

Castellano M.A., Molina R., 1989. Mycorrhizae. In: Landis T.D., Tinus R.W., McDonald S.E., Barnett J.P. (Eds.). *The Container Tree Nursery Manual*, Vol. 5, Agric. Handbk. 674, Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, pp. 101-167.

Colpaert J.V., Van Assche J., Luijstens K., 1992. The growth of the extramatrical mycelium of ectomycorrhizal fungi and the growth response of *Pinus sylvestris* L. *New Phytol.* 120: 127-135.

Dahlberg A., Stenström E., 1991. Dynamic changes in nursery and indigenous mycorrhiza of *Pinus sylvestris* seedlings planted out in forest and clearcuts. *Plant Soil* 136: 73-86.

Del Favero R., Lasen C., 1993. *La vegetazione forestale del Veneto* II ed. Libreria Progetto Editore, Padova.

Garbaye J., Churin J.L., 1997. Growth stimulation of young oak plantations inoculated with the ectomycorrhizal fungus *Paxillus involutus* with special reference to summer drought. *For. Ecol. Manage.* 98: 221-228.

Le Tacon F., Alvarez I.F., Bouchard D., Henrion B., Jackson R.M., Luff S., Parlade J.I., Pera J., Stenström E., Villeneuve N., Walker C., 1992. Variations in field response of forest trees to nursery ectomycorrhizal inoculation in Europe. In: Read D.J., Lewis D.H., Fitter A.H., Alexander I.J. (Eds.). *Mycorrhizas in Ecosystems*. CAB International, UK, pp. 119-134.

Lubello D., 2004. Monitoraggio fitosanitario e trattamenti biologici in un vivaio forestale. Tesi di Laurea, Dipartimento Territorio e Sistemi Agro-Forestali, Facoltà di Agraria, Corso di Laurea in Scienze Forestali ed Ambientali, Università degli Studi di Padova.

Manninen A.M., Holopainen T., Holopainen J.K., 1998. Susceptibility of ectomycorrhizal and non-mycorrhizal Scots Pine (*Pinus sylvestris*) seedlings to a generalist insect herbivore, *Lygus rugulipennis*, at two nitrogen availability levels. *New Phytol.* 140: 55-63.

Mohan V., Natarajan K., Ingleby K., 1993. Anatomical studies on ectomycorrhizas. II. The ectomycorrhizas produced by *Amanita muscaria*, *Laccaria laccata* and *Suillus brevipes* on *Pinus patula*. *Mycorrhiza* 3: 43-49.

Montecchio L., Causin R., Rossi S., Mutto Accordi S., 2004. Changes in ectomycorrhizal diversity in a declining *Quercus ilex* coastal forest. *Phytopathologia Mediterr.* 43: 26-34.

Montecchio L., Rossi S., 2000. L'ectomicorrizzazione: efficace mutualismo tra funghi e piante forestali. *Sherwood* 57: 5-8.

Waller K., Agerer R., 1993. *Scleroderma citrinum*. In: Agerer R. (Ed.), *Colour Atlas of Ectomycorrhizae*, Einhorn-Verlag, Schwäbisch Gmünd, plate 80.

CAPITOLO 6.

CONCLUSIONI GENERALI

6.1. Conclusioni

In Veneto, i quercu-carpineti relitti sono ridotti ormai a poche decine di ettari (Del Favero e Lasen, 1993), e la loro conservazione risulta problematica non solo a causa della loro estensione limitata, ma anche per il complesso fenomeno del deperimento della quercia, che rischia di far scomparire la farnia dal consorzio.

Nei boschi di Basalghelle e di Cessalto, oggetto del presente studio, la farnia (*Quercus robur* L.) è presente con individui adulti che presentano precarie condizioni fitosanitarie, e la sua rinnovazione è quasi assente.

Alcuni studi hanno evidenziato l'efficacia dei tagli sanitari nel limitare i fenomeni di deperimento in bosco (Luisi e Manicone, 1991). Si è voluto quindi verificare se un intervento selvicolturale di liberazione della chioma potesse migliorare le condizioni delle farnie, e se questo fosse mediato da una variazione della popolazione simbiote ectomicorrizica. Alcuni studi hanno evidenziato infatti che lo stato micorrizico, inteso come proporzione degli apici radicali micorrizzati e come specie fungine coinvolte nella simbiosi, può essere un parametro idoneo a valutare le condizioni di salute delle piante (Montecchio e Rossi, 2000).

Sono stati scelti sedici esemplari adulti di farnia nel bosco di Basalghelle. Otto piante sono state sottoposte a un taglio di liberazione della chioma, e le altre otto sono state tenute come controllo. Le loro condizioni fitosanitarie sono state monitorate periodicamente, al fine di assegnare le piante a tre classi di deperimento.

Da ognuna delle farnie scelte, sono stati prelevati dei campioni di radici a cadenza stagionale. Come osservato anche in altri studi, quasi tutti gli apici vivi erano anche micorrizzati (Taylor e Alexander, 2005).

I campionamenti precedenti l'intervento selvicolturale hanno evidenziato un tasso di vitalità e di micorrizzazione maggiore per le piante meno deperenti, confermando la corrispondenza tra deperimento e condizioni dell'apparato radicale già osservata da altri autori (Wargo, 1988; Causin et al., 1996; Montecchio et al., 2004; Mosca et al., 2007).

In seguito al taglio di liberazione della chioma, le piante trattate hanno mostrato un tasso di vitalità e di micorrizzazione inferiore rispetto ai controlli, probabilmente a causa di uno stress iniziale dovuto al cambiamento delle condizioni edafiche (Mosca et al, 2007). La situazione si è poi invertita nel 2007, con valori superiori per le piante trattate rispetto ai controlli. Gli ultimi due campionamenti del 2008 non hanno evidenziato alcuna differenza per il trattamento e per le classi di deperimento. Si può concludere che l'intervento selvicolturale, a quattro anni dalla sua realizzazione, non ha portato ad alcun miglioramento delle condizioni delle farnie trattate.

Nel corso dello studio, sono stati individuati 55 morfotipi ectomicorrizici. Le famiglie più abbondanti sono risultate Thelephoraceae e Russulaceae, come osservato anche in altri studi (Horton e Bruns, 2001; Izzo et al., 2005).

È emersa una forte associazione dei morfotipi con i periodi di campionamento, a conferma di un cambiamento successionale delle specie dal 2004 al 2007, e di un cambiamento di composizione in seguito al trattamento selvicolturale.

È risultato inoltre che alcuni morfotipi sono associati alla classe di deperimento delle piante, confermando l'ipotesi che alcune specie possano essere usate come bioindicatrici delle condizioni fitosanitarie delle piante ospiti.

Per avere un quadro più completo dello stato di salute delle piante anche nella loro parte epigea, si è scelto di confrontare la concentrazione di alcuni elementi (N totale, P, K, Ca, Mg, Fe e S) nelle foglie delle stesse farnie adulte già monitorate a livello radicale nel bosco di Basalghelle. Le piante più deperenti hanno mostrato una concentrazione fogliare di azoto totale, zolfo e fosforo superiore rispetto a quelle in condizioni fitosanitarie migliori. Le cause non sono chiare. Alcuni autori hanno rilevato nei querceti in deperimento concentrazioni fogliari di N totale superiori ai valori normali (Thomas et al., 2002), e hanno ipotizzato un apporto eccessivo di azoto al suolo, causa improbabile nel presente studio in cui tutte le piante campionate si trovavano a poca distanza le une dalle altre, in un bosco di limitata estensione. Un'altra possibile spiegazione è l'accumulo di sostanze osmoticamente attive nelle cellule fogliari (Hinckley et al., 1980; Kozłowski et al., 1991).

Nei quercu-carpineti relitti manca quasi completamente la rinnovazione di farnia, e per conservare la specie potrebbe essere necessario provvedere alla rinnovazione artificiale. Tra le tecniche per migliorare la sopravvivenza dei semenzali trapiantati, la micorrizzazione artificiale in vivaio con specie fungine selezionate è stata spesso impiegata con successo (Garbaye e Churin, 1997).

Nel bosco di Cessalto sono stati trapiantati 100 semenzali micorrizati artificialmente con il fungo simbionte *Laccaria laccata*, per valutare il loro attecchimento rispetto a 100 semenzali non micorrizati, e tenuti come controllo. Sono stati utilizzati come parametri lo stato micorrizico delle radici e le altezze e i diametri raggiunti.

A quasi due anni dal trapianto, i semenzali micorrizati artificialmente hanno mostrato tassi di vitalità e di micorrizzazione superiori ai controlli. Sembra quindi che la micorrizzazione artificiale abbia avuto effetti positivi sui semenzali trattati. Il fungo inoculato, però, si è dimostrato poco competitivo ed è stato quasi completamente sostituito da specie autoctone più competitive.

La misurazione di altezze e diametri raggiunti, ha rilevato una contrazione iniziale nella crescita delle piante micorrizzate, probabilmente a causa della richiesta di fotosintati da parte dei funghi in crescita (Colpaert et al., 1992; Manninen et al., 1998). Nel tempo queste differenze si sono ridotte, e a due anni dal trapianto non si osservano differenze significative tra i due gruppi. Diversamente da quanto atteso, la specie scelta per l'inoculo non sembra aver migliorato l'attecchimento dei semenzali.

6.2. Bibliografia

Causin R., Montecchio L., Mutto Accordi S., 1996. Probability of ectomycorrhizal infection in a declining stand of common oak. *Annales des Sciences Forestières* 53: 743-752.

Colpaert J.V., Van Assche J., Lijstens K., 1992. The growth of the extramatrical mycelium of ectomycorrhizal fungi and the growth response of *Pinus sylvestris* L. *New Phytol.* 120: 127-135.

Del Favero R., Lasen C., 1993. *La vegetazione forestale del Veneto* II ed. Libreria Progetto Editore, Padova.

Garbaye J., Churin J.L., 1997. Growth stimulation of young oak plantations inoculated with the ectomycorrhizal fungus *Paxillus involutus* with special reference to summer drought. *For. Ecol. Manage.* 98: 221-228.

Hinckley T.M., Duhme F., Hinckley A.R., Richter H., 1980. Water relations of drought hardy shrubs: osmotic potential and stomatal reactivity. *Plant Cell Environ.* 3: 131-140.

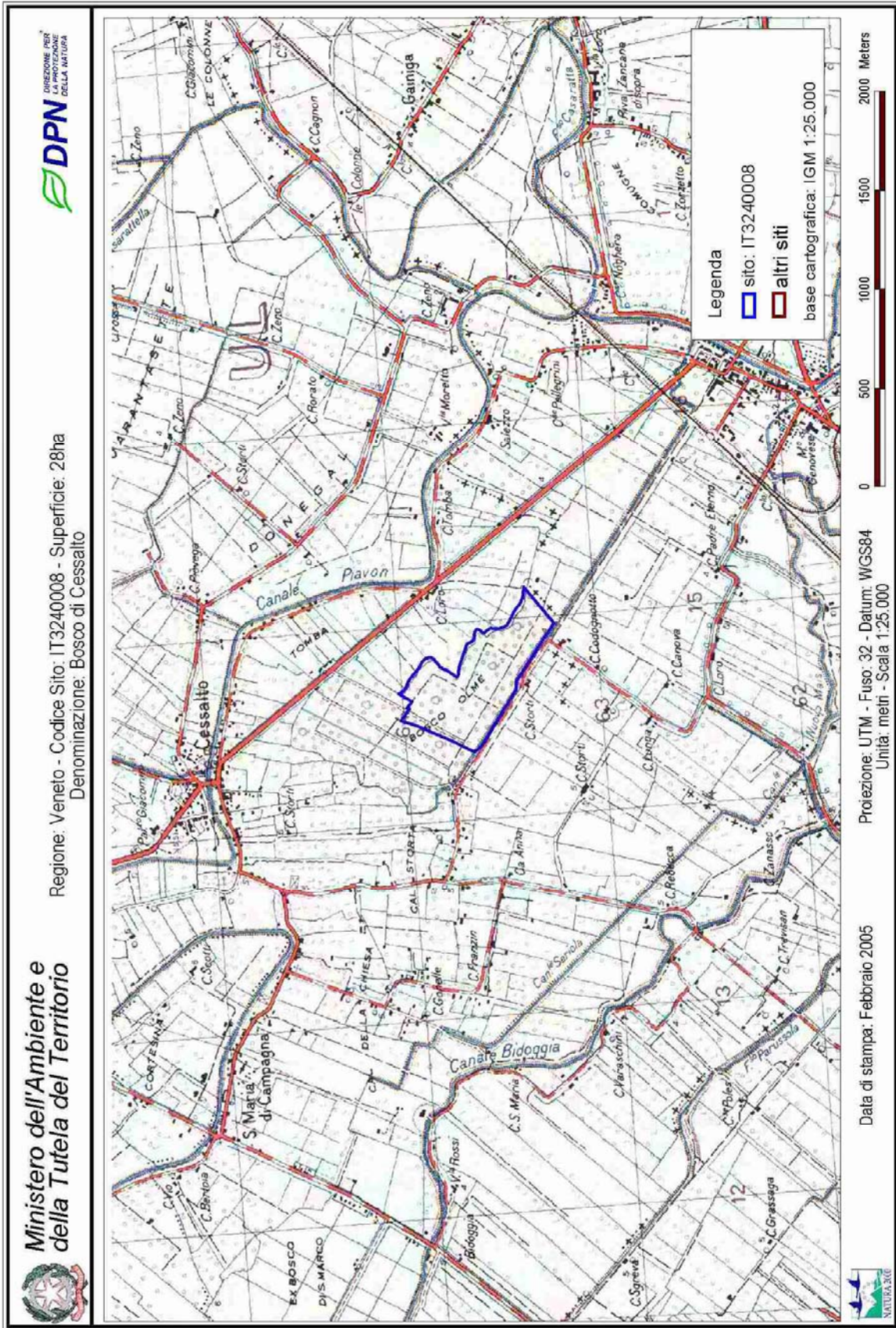
Horton T.R., Bruns T.D., 2001. The molecular revolution in ectomycorrhizal ecology: peeking into the black-box. *Mol. Ecol.* 10: 1855-1871.

- Izzo A., Agbowo J., Bruns T.D., 2005. Detection of plot-level changes in ectomycorrhizal communities across years in an old-growth mixed-conifer forest. *New Phytol.* 166: 619–630.
- Kozłowski T.T., Kramer P.J., Pallardy S.G., 1991. *The Physiological Ecology of Woody Plants*. San Diego, CA, USA: Academic Press.
- Luisi N., Manicone R., 1991. Il deperimento delle querce in Italia meridionale: tentativi di contenimento. *Italia Forestale e Montana* 46(5): 341-356.
- Manninen A.M., Holopainen T., Holopainen J.K., 1998. Susceptibility of ectomycorrhizal and non-mycorrhizal Scots Pine (*Pinus sylvestris*) seedlings to a generalist insect herbivore, *Lygus rugulipennis*, at two nitrogen availability levels. *New Phytol.* 140: 55-63.
- Montecchio L., Causin R., Rossi S., Mutto Accordi S., 2004. Changes in ectomycorrhizal diversity in a declining *Quercus ilex* coastal forest. *Phytopathologia Mediterr.* 43: 26-34.
- Montecchio L., Rossi S., 2000. L'ectomicorizzazione: efficace mutualismo tra funghi e piante forestali. *Sherwood* 57: 5-8.
- Mosca E., Montecchio L., Sella L., Garbaye J., 2007. Short-term effect of removing tree competition on the ectomycorrhizal status of a declining pedunculate oak forest (*Quercus robur* L.). *For. Ecol. Manage.* 244: 129–140.
- Taylor A.F.S., Alexander I., 2005. The ectomycorrhizal symbiosis: life in the real world. *Mycologist* 19(3): 102-112.
- Thomas F.M., Blank R., Hartmann G., 2002. Abiotic and biotic factors and their interactions as causes of oak decline in Central Europe. *For. Path.* 32: 277-307.
- Wargo P.M., 1988. Root vitality and mycorrhizal status on different health classes of red spruce trees. *Phytopathology* 78: 1533.

ALLEGATO 1

Cartografia

Cartografia del bosco Olmè di Cessalto



ALLEGATO 2

Scheda di rilevamento delle condizioni fitosanitarie delle piante

ALLEGATO 3

Descrizione e immagini dei morfotipi osservati

<i>Bysocorticium</i> sp.*	<p>Caratteristiche morfologiche: ramificazione monopodiale piramidale. Superficie del mantello esterno cotonosa. Colore bluastro (fig. 1).</p> <p>Caratteristiche anatomiche: mantello esterno plectenchimatico, con matrice gelatinosa tra le ife (fig. 3). mantello interno plectenchimatico (fig. 4).</p> <p>Elementi emananti: ife dello stesso colore del mantello esterno, con ramificazioni ad angolo retto ed anastomosi aperte ad H (fig. 2).</p>
<i>Cenococcum geophilum</i> (figg. 5÷8)	Agerer R., Gronbach E., 1988. <i>Cenococcum geophilum</i> . In: Agerer R. (Ed.), Colour Atlas of Ectomycorrhizae, Einhorn Verlag, Schwäbisch Gmünd, Germany, plate 11.
<i>Clavulina cinerea</i> *	<p>Caratteristiche morfologiche: ramificazione monopodiale pinnata. Superficie del mantello esterno cotonosa. Colore biancastro (fig. 9).</p> <p>Caratteristiche anatomiche: mantello esterno di transizione tra plectenchimatico e pseudoparenchimatico, con ife di forma irregolare che formano una rete grossolana (fig. 11). Mantello interno plectenchimatico (fig. 12).</p> <p>Elementi emananti: ife bianche con setti a fibbia e anastomosi aperte ad H (fig. 10).</p>
<i>Clavulina</i> sp.*	<p>Caratteristiche morfologiche: apici semplici, oppure ramificazione monopodiale pinnata. Colore bianco rosato (fig. 13).</p> <p>Caratteristiche anatomiche: mantello esterno plectenchimatico con organizzazione ad anello dei fasci di ife (fig. 15). Mantello interno plectenchimatico (fig. 16).</p> <p>Elementi emananti: ife bianche, con setti a fibbia, diffuse (fig. 14).</p>
<i>Elaphomyces aculeatus</i> (figg. 17÷20)	Agerer R., 1999. <i>Elaphomyces aculeatus</i> Tul. + <i>Quercus robur</i> L. Descr. Ectomyc. 4: 37-41.
EM3	<p>Caratteristiche morfologiche: ramificazione monopodiale piramidale. Colore ocre (fig. 21).</p> <p>Caratteristiche anatomiche: mantello esterno pseudoparenchimatico con cellule epidermoidi (fig. 23). Mantello interno di transizione tra plectenchimatico e pseudoparenchimatico (fig. 24).</p> <p>Elementi emananti: ife prive di pigmentazione, ramificate, con setti semplici, scarse (fig. 22).</p>
EM4	<p>Caratteristiche morfologiche: ramificazione irregolarmente pinnata. Superficie del mantello esterno di colore marrone con rizomorfe bianche evidenti (fig. 25).</p> <p>Caratteristiche anatomiche: mantello esterno pseudoparenchimatico. Cellule angolari con un intreccio di ife (fig. 27). Mantello interno pseudoparenchimatico con cellule angolari (fig. 28).</p> <p>Elementi emananti: ife bianche, ramificate, con setti semplici, abbondanti (fig. 26). Rizomorfe bianche, indifferenziate.</p>

EM5	Caratteristiche morfologiche:	apici semplici, oppure ramificazione monopodiale piramidale, con apici sinuosi. Superficie del mantello esterno lanosa. Colore giallastro (fig. 29).
	Caratteristiche anatomiche:	mantello esterno pseudoparenchimatico con cellule angolari (fig. 31). Mantello interno pseudoparenchimatico con cellule angolari (fig. 32).
	Elementi emananti:	ife prive di pigmentazione con setti semplici, scarse (fig. 30).
EM9	Caratteristiche morfologiche:	apici semplici, oppure ramificazione monopodiale piramidale. Superficie del mantello esterno spinosa. Colore arancione (figg. 33-34).
	Caratteristiche anatomiche:	mantello esterno pseudoparenchimatico con cellule epidermoidi (fig. 35). Mantello interno pseudoparenchimatico (fig. 36).
	Elementi emananti:	ife prive di pigmentazione, ramificate, con setti semplici (fig. 38). Cistidi a spinula (fig. 37).
EM10	Caratteristiche morfologiche:	apici semplici, oppure ramificazione monopodiale pinnata. Superficie del mantello esterno granulata. Colore grigio (fig. 39).
	Caratteristiche anatomiche:	mantello esterno plectenchimatico, con ife disposte in modo irregolare (fig. 40). Mantello interno di transizione tra plectenchimatico e pseudoparenchimatico (fig. 41).
	Elementi emananti:	mancanti.
EM13	Caratteristiche morfologiche:	ramificazione monopodiale pinnata. Colore ocre (fig. 42).
	Caratteristiche anatomiche:	mantello esterno pseudoparenchimatico con cellule angolari (fig. 44). Mantello interno plectenchimatico (fig. 45).
	Elementi emananti:	cistidi capitati con setto a fibbia intercalare (fibulocistidi) (fig. 43). Rizomorfe leggermente differenziate, con ife centrali di dimensioni maggiori, dello stesso colore del mantello (figg. 46 e 47).
<i>Entoloma</i> sp.*	Caratteristiche morfologiche:	ramificazione irregolarmente pinnata, con apici sinuosi, superficie del mantello esterno trasparente con rizomorfe evidenti (fig. 48).
	Caratteristiche anatomiche:	mantello esterno plectenchimatico con ife disposte in modo irregolare (fig. 50). Mantello interno plectenchimatico (fig. 51).
	Elementi emananti:	rizomorfe trasparenti indifferenziate (fig. 49).
<i>Genea hispidula</i> (figg. 52+55)	Brand F., 1991. <i>Genea hispidula</i> . In: Agerer R. (Ed.), Colour Atlas of Ectomycorrhizae, Einhorn Verlag, Schwäbisch Gmünd, Germany, plate 57.	

Helvellaceae*	Caratteristiche morfologiche:	ramificazione dicotomica o monopodiale pinnata. Colore oca. Superficie del mantello esterno granulata (fig. 56).
	Caratteristiche anatomiche:	mantello esterno di transizione tra plectenchimatico e pseudoparenchimatico. Rete di ife di forma irregolare (fig. 57). Mantello interno pseudoparenchimatico (fig. 58).
	Elementi emananti:	ife prive di pigmentazione, scarse.
<i>Humaria</i> sp.*	Caratteristiche morfologiche:	apici semplici, oppure ramificazione monopodiale piramidale. Colore marrone. Superficie del mantello esterno lanosa (fig. 59).
	Caratteristiche anatomiche:	mantello esterno pseudoparenchimatico con cellule angolari (fig. 60). Mantello interno di transizione tra plectenchimatico e pseudoparenchimatico (fig. 61).
	Elementi emananti:	ife lunghe e ramificate, con setti semplici e verruche (figg. 62 e 63).
<i>Inocybe</i> sp. I*	Caratteristiche morfologiche:	apici semplici, oppure ramificazione irregolarmente pinnata. Superficie del mantello esterno brevemente spinosa. Colore marrone (fig. 64).
	Caratteristiche anatomiche:	mantello esterno plectenchimatico, ife disposte a rete, ramificate in modo ripetuto (fig. 66). Mantello interno di transizione tra plectenchimatico e pseudoparenchimatico (fig. 67).
	Elementi emananti:	cistidi a spinula (fig. 65).
<i>Inocybe</i> sp. II*	Caratteristiche morfologiche:	apici semplici, oppure ramificazione monopodiale piramidale. Apici sinuosi. Colore bianco giallastro (fig. 68).
	Caratteristiche anatomiche:	mantello esterno plectenchimatico con ife disposte in modo irregolare (fig. 70). Mantello interno di transizione tra plectenchimatico e pseudoparenchimatico (fig. 71).
	Elementi emananti:	ife prive di pigmentazione, con setti a fibbia e anastomosi aperte ad H (fig. 69).
<i>Inocybe</i> sp. III*	Caratteristiche morfologiche:	apici semplici, oppure ramificazione monopodiale pinnata. Colore oca (fig. 72).
	Caratteristiche anatomiche:	mantello esterno pseudoparenchimatico con cellule angolari (fig. 73). Mantello interno plectenchimatico (fig. 74).
	Elementi emananti:	ife prive di pigmentazione, scarse.
<i>Inocybe</i> sp. IV*	Caratteristiche morfologiche:	ramificazione irregolarmente pinnata. Colore biancastro (fig. 75).
	Caratteristiche anatomiche:	mantello esterno plectenchimatico con ife disposte a rete, ramificate in modo ripetuto (fig. 77). Mantello interno pseudoparenchimatico (fig. 78).
	Elementi emananti:	ife bianche, settate, con anastomosi (fig. 76).

<i>Laccaria laccata</i> (figg. 79+82)	Mohan V., Natarajan K., Ingleby K., 1993. Anatomical studies on ectomycorrhizas. II. The ectomycorrhizas produced by <i>Amanita muscaria</i> , <i>Laccaria laccata</i> and <i>Suillus brevipes</i> on <i>Pinus patula</i> . Mycorrhiza 3: 43-49.
<i>Laccaria</i> sp.*	<p>Caratteristiche morfologiche: ramificazione irregolarmente pinnata. Apici sinuosi. Colore bianco rosato (fig. 83).</p> <p>Caratteristiche anatomiche: mantello esterno plectenchimatico, con ife disposte in modo irregolare (fig. 85). Mantello interno di transizione tra plectenchimatico e pseudoparenchimatico (fig. 86).</p> <p>Elementi emananti: ife bianche, con setti a fibbia, scarse (fig. 84).</p>
<i>Lactarius</i> sp. I*	<p>Caratteristiche morfologiche: ramificazione irregolarmente pinnata. Apici sinuosi. Colore arancione (fig. 87).</p> <p>Caratteristiche anatomiche: mantello esterno pseudoparenchimatico con cellule angolari (fig. 89). Mantello interno plectenchimatico (fig. 90).</p> <p>Elementi emananti: cistisi a spinula, scarsi (fig. 88).</p>
<i>Lactarius</i> sp. II*	<p>Caratteristiche morfologiche: apici semplici. Colore biancastro (fig. 91).</p> <p>Caratteristiche anatomiche: mantello esterno pseudoparenchimatico con cellule epidermoidi (fig. 92). Mantello interno pseudoparenchimatico (fig. 93).</p> <p>Elementi emananti: ife bianche scarse.</p>
MB1	<p>Caratteristiche morfologiche: ramificazione monopodiale piramidale. Apici sinuosi. Colore marrone. Superficie del mantello esterno spinosa con rizomorfe evidenti (fig. 94).</p> <p>Caratteristiche anatomiche: mantello esterno di transizione tra plectenchimatico e pseudoparenchimatico. Rete di ife di forma irregolare (fig. 96). Mantello interno di transizione tra plectenchimatico e pseudoparenchimatico (fig. 97).</p> <p>Elementi emananti: cistidi capitati (fig. 95). Ife lunghe ramificate, con setti a fibbia, dello stesso colore del mantello (fig. 98). Rizomorfe leggermente differenziate, con ife centrali di dimensioni maggiori, dello stesso colore del mantello (fig. 99).</p>
MB2	<p>Caratteristiche morfologiche: apici semplici, oppure ramificazione monopodiale piramidale. Colore marrone. Superficie del mantello esterno lanosa (fig. 100).</p> <p>Caratteristiche anatomiche: mantello esterno pseudoparenchimatico con cellule angolari (fig. 101). Mantello interno pseudoparenchimatico (fig. 102).</p> <p>Elementi emananti: Ife lunghe ramificate, con setti semplici, dello stesso colore del mantello (figg. 103 e 104).</p>

MB3	Caratteristiche morfologiche:	ramificazione monopodiale piramidale. Colore marrone. Superficie del mantello esterno cotonosa (fig. 105).
	Caratteristiche anatomiche:	mantello esterno di transizione tra plectenchimatico e pseudoparenchimatico. Rete di ife di forma irregolare (fig. 106). Mantello interno plectenchimatico (fig. 107).
	Elementi emananti:	Ife lunghe ramificate, con setti semplici, dello stesso colore del mantello (fig. 108). Rizomorfe indifferenziate, con ife dello stesso diametro intrecciate in modo grossolano (fig. 109).
MB4	Caratteristiche morfologiche:	ramificazione irregolarmente pinnata. Apici sinuosi. Superficie del mantello esterno marrone con rizomorfe evidenti bianche (fig. 110).
	Caratteristiche anatomiche:	mantello esterno plectenchimatico con ife disposte in modo irregolare (fig. 112). Mantello interno plectenchimatico (fig. 113).
	Elementi emananti:	ife ramificate, con setti a fibbia. Rizomorfe leggermente differenziate, con ife centrali di dimensioni maggiori (fig. 111).
MB5	Caratteristiche morfologiche:	ramificazione monopodiale piramidale. Superficie del mantello esterno cotonosa. Colore marrone con ife giallastre (fig. 114).
	Caratteristiche anatomiche:	mantello esterno di transizione tra plectenchimatico e pseudoparenchimatico (fig. 118). Mantello interno plectenchimatico (fig. 119).
	Elementi emananti:	rizomorfe indifferenziate, con ife dello stesso diametro intrecciate in modo grossolano (fig. 115). Ife ramificate, con ingrossamento apicale. Setti a fibbia con foro centrale (figg. 116 e 117).
MB6	Caratteristiche morfologiche:	apici semplici, oppure ramificazione monopodiale pinnata. Superficie del mantello esterno cotonosa. Colore giallastro (fig. 120).
	Caratteristiche anatomiche:	mantello esterno di transizione tra plectenchimatico e pseudoparenchimatico. Rete di ife di forma irregolare (fig. 123). Mantello interno plectenchimatico (fig. 124).
	Elementi emananti:	ife prive di pigmentazione, ramificate, con setti semplici (fig. 121). Acantocistidi (fig. 122).
MB7	Caratteristiche morfologiche:	apici semplici, oppure ramificazione monopodiale piramidale. Superficie del mantello esterno spinosa. Colore marrone (fig. 125).
	Caratteristiche anatomiche:	mantello esterno pseudoparenchimatico, con cellule da angolari a epidermoidi (fig. 126). Mantello interno plectenchimatico (fig. 127).
	Elementi emananti:	cistidi a spinula o a bottiglia (figg. 130 e 131). Ife con setti a fibbia, ramificate, piegate e spesso arrotolate nella parte distale (fig. 128). Rizomorfe indifferenziate (fig. 129).

MB8	Caratteristiche morfologiche:	apici semplici, oppure ramificazione monopodiale pinnata. Superficie del mantello esterno granulata. Colore marrone (fig. 132).
	Caratteristiche anatomiche:	mantello esterno pseudoparenchimatico, con cellule da angolari a epidermoidi (fig. 134). Mantello interno pseudoparenchimatico (fig. 135).
	Elementi emananti:	ife dello stesso colore del mantello, con ramificazioni e setti semplici, spesso ingrossate alle estremità (fig. 133).
MB9	Caratteristiche morfologiche:	apici semplici, oppure ramificazione monopodiale piramidale. Superficie del mantello esterno lanosa. Colore arancione (fig. 136).
	Caratteristiche anatomiche:	mantello esterno pseudoparenchimatico con cellule angolari (fig. 138). Mantello interno pseudoparenchimatico (fig. 139).
	Elementi emananti:	ife ramificate con setti semplici, dello stesso colore del mantello (fig. 137).
MB10	Caratteristiche morfologiche:	ramificazione monopodiale piramidale. Apici sinuosi. Superficie del mantello esterno cotonosa. Colore oca (fig. 140).
	Caratteristiche anatomiche:	mantello esterno di transizione tra plectenchimatico e pseudoparenchimatico (fig. 142). Mantello interno plectenchimatico (fig. 143).
	Elementi emananti:	ife prive di pigmentazione, ramificate, con setti a fibbia (fig. 141).
MB11	Caratteristiche morfologiche:	apici semplici, sinuosi. Superficie del mantello esterno cotonosa. Colore biancastro (fig. 144).
	Caratteristiche anatomiche:	mantello esterno pseudoparenchimatico, con cellule da angolari a epidermoidi (fig. 146). Mantello interno pseudoparenchimatico (fig. 147).
	Elementi emananti:	ife prive di pigmentazione ramificate, con setti semplici (fig. 145).
Paxillaceae*	Caratteristiche morfologiche:	ramificazione monopodiale piramidale. Superficie del mantello esterno lanosa. Colore biancastro (fig. 148).
	Caratteristiche anatomiche:	mantello esterno plectenchimatico con arrangiamento ad anello dei fasci di ife (fig. 150). Mantello interno plectenchimatico (fig. 151).
	Elementi emananti:	ife bianche con setti semplici. Cistidi a bottiglia (fig. 149).
Pezizaceae*	Caratteristiche morfologiche:	ramificazione monopodiale piramidale. Superficie del mantello esterno lanosa. Colore marrone con parti apicali più chiare (fig. 152).
	Caratteristiche anatomiche:	mantello esterno pseudoparenchimatico con cellule angolari (fig. 154). Mantello interno pseudoparenchimatico (fig. 155).
	Elementi emananti:	ife dello stesso colore del mantello, con setti semplici e ramificazioni a Y (fig. 153).

<i>Pezizales*</i>	Caratteristiche morfologiche:	apici semplici, oppure ramificazione monopodiale piramidale. Superficie del mantello esterno liscia. Colore giallastro (fig. 156).
	Caratteristiche anatomiche:	mantello esterno pseudoparenchimatico con cellule angolari (fig. 158). Mantello interno pseudoparenchimatico con cellule da angolari a epidermoidi (fig. 159).
	Elementi emananti:	ife prive di pigmentazione, rare, con setti semplici (fig. 157).
<i>Peziza</i> sp. I*	Caratteristiche morfologiche:	apici semplici, oppure ramificazione monopodiale piramidale. Superficie del mantello esterno finemente granulata. Colore giallo (fig. 160).
	Caratteristiche anatomiche:	mantello esterno pseudoparenchimatico con cellule angolari (fig. 161). Mantello interno pseudoparenchimatico (fig. 162).
	Elementi emananti:	mancanti.
<i>Peziza</i> sp. II*	Caratteristiche morfologiche:	apici semplici, oppure ramificazione irregolarmente pinnata. Superficie del mantello esterno granulata. Colore nero con parti apicali bianche (fig. 163).
	Caratteristiche anatomiche:	mantello esterno pseudoparenchimatico con cellule angolari (fig. 165). Mantello interno pseudoparenchimatico (fig. 166).
	Elementi emananti:	ife dello stesso colore del mantello, ramificate, con setti semplici ed anastomosi (fig. 164).
<i>Quercirhiza argenteobrunneola</i> (figg. 167÷170)	Fischer C.R., Agerer R., 1996. " <i>Quercirhiza argenteobrunneola</i> " + <i>Quercus ilex</i> L. Descr. Ectomyc. 1: 101-105.	
<i>Q. internangularis</i> (figg. 171÷173)	Azul A.M., Agerer R., Freitas H., 2001. " <i>Quercirhiza internangularis</i> " + <i>Quercus suber</i> L. Descr. Ectomyc. 5: 79-83.	
<i>Q. stellata</i> (figg. 174÷177)	de Román M., Agerer R., de Miguel A., 2002. <i>Quercirhiza stellata</i> + <i>Quercus ilex</i> subsp. <i>ballota</i> (Desf.) Samp. Descr. Ectomyc. 6: 19-24.	
<i>Q. squamosa</i> (figg. 178÷181)	Palfner G., 1995. " <i>Quercirhiza squamosa</i> " In: Agerer R. (Ed.), Colour Atlas of Ectomycorrhizae, Einhorn Verlag, Schwäbisch Gmünd, Germany, plate 86.	
<i>Russula</i> sp.*	Caratteristiche morfologiche:	apici semplici, oppure ramificazione monopodiale pinnata. Superficie del mantello esterno liscia. Colore bianco (fig. 182).
	Caratteristiche anatomiche:	mantello esterno plectenchimatico, ife disposte a rete, ripetutamente ramificate (fig. 183). Mantello interno plectenchimatico (fig. 184).
	Elementi emananti:	mancanti.
Russulaceae I*	Caratteristiche morfologiche:	apici semplici, oppure ramificazione irregolarmente pinnata. Superficie del mantello esterno cotonosa. Colore biancastro (fig. 185).
	Caratteristiche anatomiche:	mantello esterno plectenchimatico, con disposizione ad anello dei fasci di ife (fig. 187). Mantello interno plectenchimatico (fig. 188).
	Elementi emananti:	ife bianche, con setti a fibbia (fig. 186).

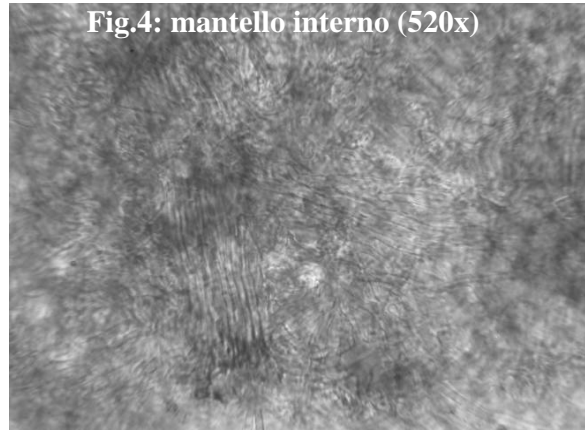
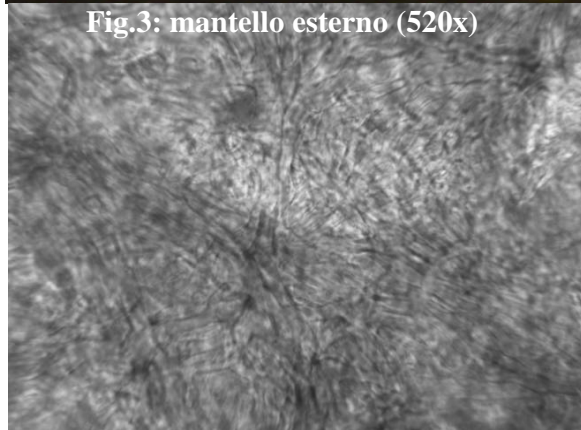
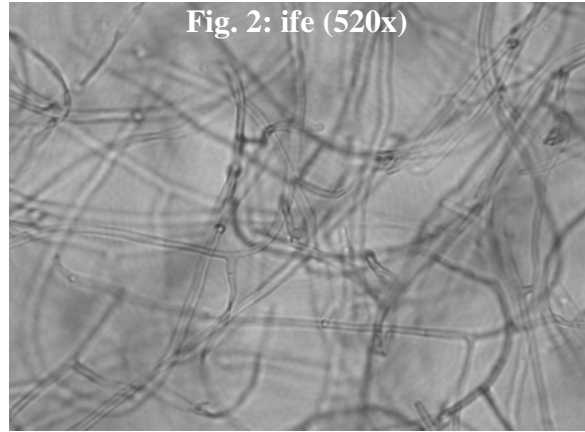
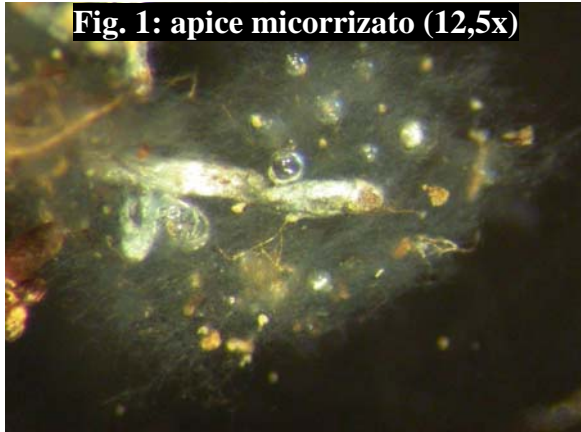
Russulaceae II*	Caratteristiche morfologiche:	apici semplici, oppure ramificazione monopodiale piramidale. Superficie del mantello esterno brevemente spinosa. Colore giallastro (fig. 189).
	Caratteristiche anatomiche:	mantello esterno plectenchimatico con matrice gelatinosa tra le ife (fig. 193). Mantello interno plectenchimatico (fig. 194).
	Elementi emananti:	cistidi ramificati, oppure fusiformi (figg. 190÷192).
Russulaceae III*	Caratteristiche morfologiche:	apici semplici, oppure ramificazione monopodiale piramidale. Superficie del mantello esterno brevemente spinosa. Colore giallastro (fig. 195).
	Caratteristiche anatomiche:	mantello esterno plectenchimatico con matrice gelatinosa tra le ife (fig. 197). Mantello interno plectenchimatico (fig. 198).
	Elementi emananti:	cistidi fusiformi (fig. 196).
<i>Scleroderma citrinum</i> (figg. 199÷202)	Waller K., Agerer R., 1993. <i>Scleroderma citrinum</i> . In: Agerer R. (Ed.), Colour Atlas of Ectomycorrhizae, Einhorn-Verlag, Schwäbisch Gmünd, plate 80.	
<i>Sebacina helvelloides</i> *	Caratteristiche morfologiche:	ramificazione monopodiale piramidale. Superficie del mantello esterno lanosa. Colore biancastro (fig. 203).
	Caratteristiche anatomiche:	mantello esterno plectenchimatico con disposizione ad anello dei fasci di ife (fig. 205). Mantello interno plectenchimatico (fig. 206).
	Elementi emananti:	ife prive di pigmentazione, ramificate e settate, con anastomosi (fig. 204).
Sebacinaceae I*	Caratteristiche morfologiche:	ramificazione monopodiale pinnata. Superficie del mantello esterno cotonosa. Colore biancastro (fig. 207).
	Caratteristiche anatomiche:	mantello esterno plectenchimatico, con ife disposte in modo irregolare (fig. 209). Mantello interno plectenchimatico (fig. 210).
	Elementi emananti:	ife bianche con setti a fibbia (fig. 208).
Sebacinaceae II*	Caratteristiche morfologiche:	apici semplici, oppure ramificazione irregolarmente pinnata. Superficie del mantello esterno cotonosa. Colore giallo (fig. 211).
	Caratteristiche anatomiche:	mantello esterno plectenchimatico, con ife disposte a rete, ripetutamente ramificate (fig. 213). Mantello interno plectenchimatico (fig. 214).
	Elementi emananti:	ife dello stesso colore del mantello, con setti a fibbia (fig. 212).
Sebacinaceae III*	Caratteristiche morfologiche:	apici semplici, oppure ramificazione monopodiale piramidale. Superficie del mantello esterno cotonosa. Colore bianco (fig. 215).
	Caratteristiche anatomiche:	mantello esterno di transizione tra plectenchimatico e pseudoparenchimatico (fig. 217). Mantello interno plectenchimatico (fig. 218).
	Elementi emananti:	ife bianche ramificate, con setti a fibbia (fig. 216).

<i>Thelephoraceae I*</i>	<p>Caratteristiche morfologiche: apici semplici. Superficie del mantello esterno spinosa. Colore marrone (fig. 219).</p> <p>Caratteristiche anatomiche: mantello esterno pseudoparenchimatico con cellule angolari (fig. 221). Mantello interno plectenchimatico (fig. 222).</p> <p>Elementi emananti: cistidi capitati (fig. 220). Ife dello stesso colore del mantello con setti a fibbia.</p>
<i>Thelephoraceae II*</i>	<p>Caratteristiche morfologiche: apici semplici, oppure ramificazione monopodiale piramidale. Superficie del mantello esterno spinosa. Colore giallo (fig. 223).</p> <p>Caratteristiche anatomiche: mantello esterno pseudoparenchimatico con cellule angolari (fig. 227). Mantello interno di transizione tra plectenchimatico e pseudoparenchimatico (fig. 228).</p> <p>Elementi emananti: cistidi capitati con setto a fibbia intercalare (fibulocistidi), ingrossati alla base e pigmentati solo fino alla fibbia (figg. 224 e 225). Ife dello stesso colore del mantello con setti a fibbia e anastomosi aperte ad H (fig. 226).</p>
<i>Tomentella sp. I*</i>	<p>Caratteristiche morfologiche: apici semplici, oppure ramificazione irregolarmente pinnata. Superficie del mantello esterno brevemente spinosa. Colore nero (fig. 229).</p> <p>Caratteristiche anatomiche: mantello esterno pseudoparenchimatico con cellule da angolari a epidermoidi (fig. 231). Mantello interno plectenchimatico (fig. 232).</p> <p>Elementi emananti: cistidi a bottiglia (fig. 230).</p>
<i>Tomentella sp. II*</i>	<p>Caratteristiche morfologiche: ramificazione monopodiale piramidale. Superficie del mantello esterno lanosa. Colore marrone (fig. 233).</p> <p>Caratteristiche anatomiche: mantello esterno pseudoparenchimatico con cellule angolari (fig. 235). Mantello interno di transizione tra plectenchimatico e pseudoparenchimatico (fig. 236).</p> <p>Elementi emananti: ife prive di pigmentazione, ramificate a Y, con setti a fibbia (fig. 234). rizomorfe indifferenziate, con ife delle stesse dimensioni.</p>
<i>Tomentella sp. III*</i>	<p>Caratteristiche morfologiche: ramificazione monopodiale piramidale. Superficie del mantello esterno cotonosa. Colore biancastro (fig. 237).</p> <p>Caratteristiche anatomiche: mantello esterno plectenchimatico, con ife disposte in modo irregolare (fig. 239). Mantello interno plectenchimatico (fig. 240).</p> <p>Elementi emananti: ife prive di pigmentazione, con setti a fibbia (fig. 238).</p>

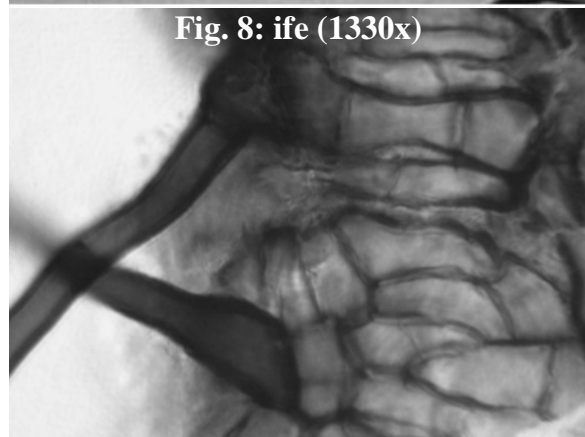
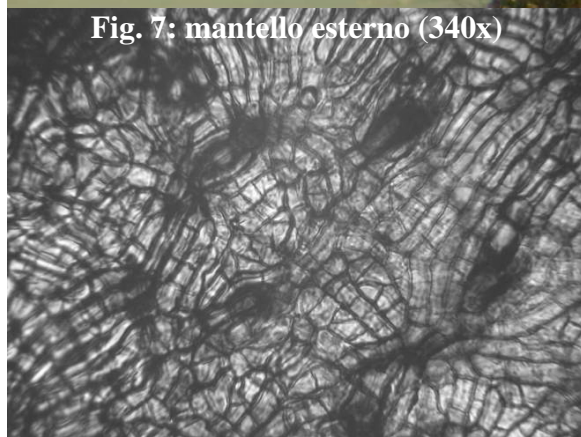
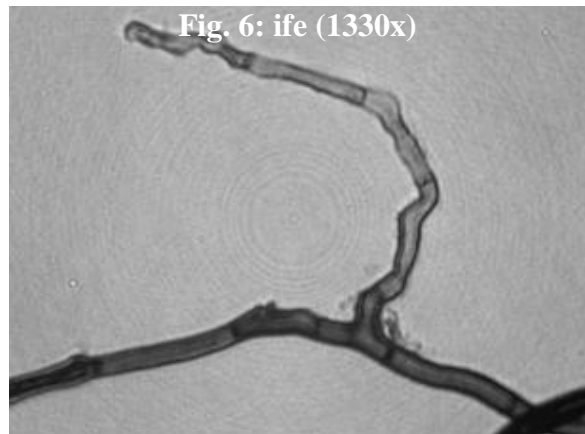
<i>Tomentella sublilacina</i> *	Caratteristiche morfologiche:	ramificazione irregolarmente pinnata. Superficie del mantello esterno lanosa. Colore marrone (fig. 241).
	Caratteristiche anatomiche:	mantello esterno pseudoparenchimatico con cellule da angolari a epidermoidi (fig. 243). Mantello interno plectenchimatico (fig. 244).
	Elementi emananti:	ife prive di pigmentazione con setti a fibbia, anastomosi aperte ad H e ramificazioni a Y (fig. 242).
<i>Tuber aestivum</i> (figg. 245÷248)	Zambonelli A., Salomoni S., Pisi A., 1993. Caratterizzazione anatomico-morfologica delle micorrize di <i>Tuber</i> spp. su <i>Quercus pubescens</i> Willd. Micol. Ital. 3: 73-90.	
<i>Tuber</i> sp.*	Caratteristiche morfologiche:	ramificazione irregolarmente pinnata. Superficie del mantello esterno spinosa. Colore arancione (fig. 249).
	Caratteristiche anatomiche:	mantello esterno pseudoparenchimatico con cellule angolari (fig. 251). mantello interno pseudoparenchimatico (fig. 252).
	Elementi emananti:	cistidi a spinula con parte distale a uncino (fig. 250).
<i>Xerocomus lanatus</i> (figg. 253÷256)	Jakucs E., Beenken L., 2001. <i>Xerocomus lanatus</i> (Rostk.) Sing. + <i>Quercus cerris</i> L. Descr. Ectomyc. 5: 221–225.	

* Mosca E., Montecchio L., Sella L., Garbaye J., 2007. Short-term effect of removing tree competition on the ectomycorrhizal status of a declining pedunculate oak forest (*Quercus robur* L.). For. Ecol. Manage. 244: 129–140.

Byssocorticium sp.



Cenococcum geophilum



Clavulina cinerea



Fig. 9: apice micorrizato (15,5x)

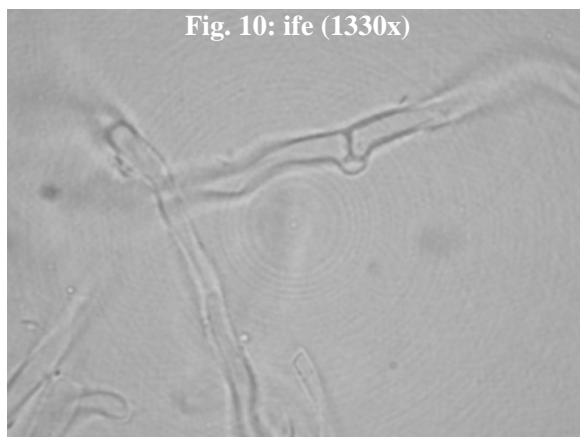


Fig. 10: ife (1330x)

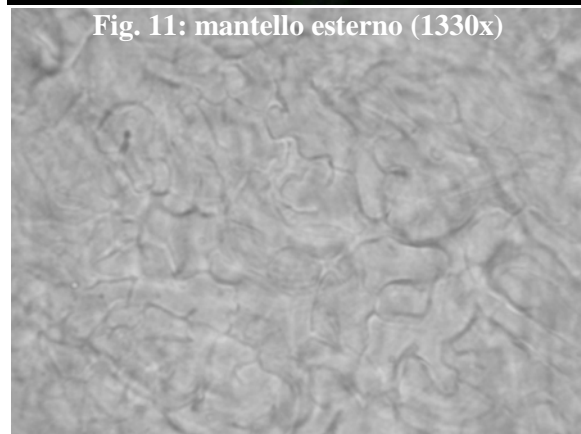


Fig. 11: mantello esterno (1330x)

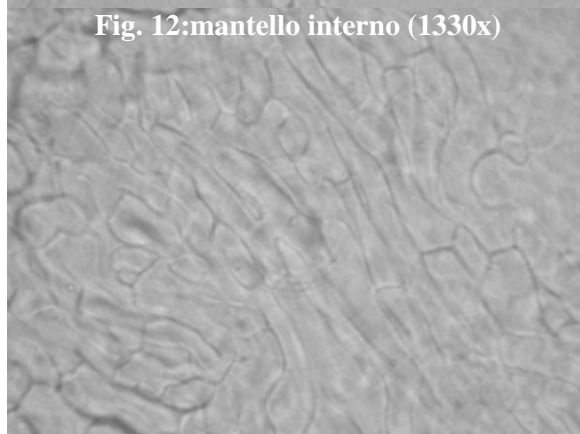


Fig. 12: mantello interno (1330x)

Clavulina sp.



Fig. 13: apice micorrizato (40x)

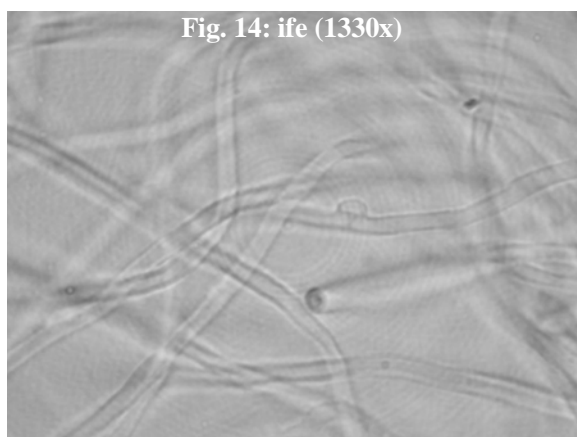


Fig. 14: ife (1330x)

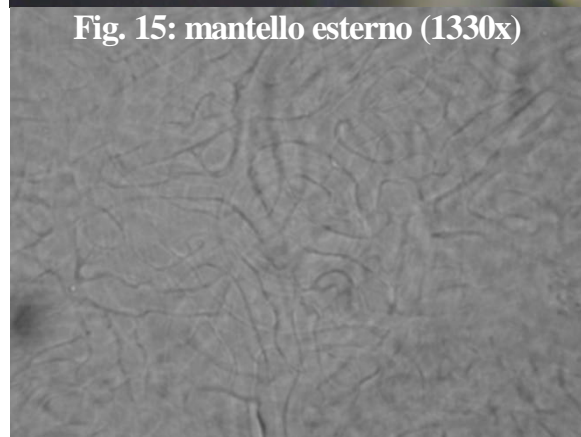


Fig. 15: mantello esterno (1330x)

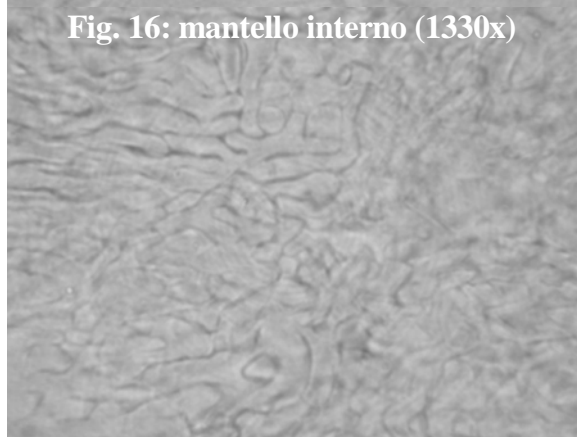


Fig. 16: mantello interno (1330x)

Elaphomyces aculeatus



Fig. 17: apice micorrizato (75x)

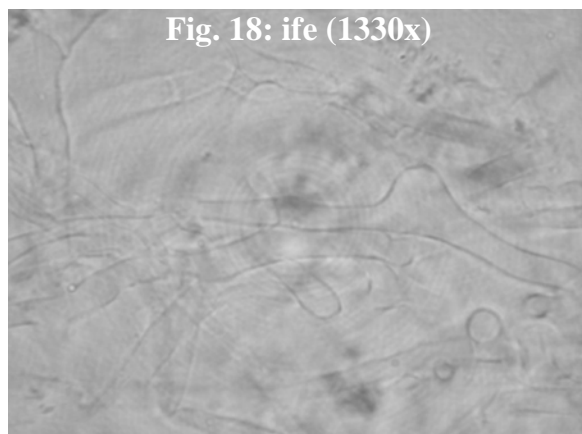


Fig. 18: ife (1330x)

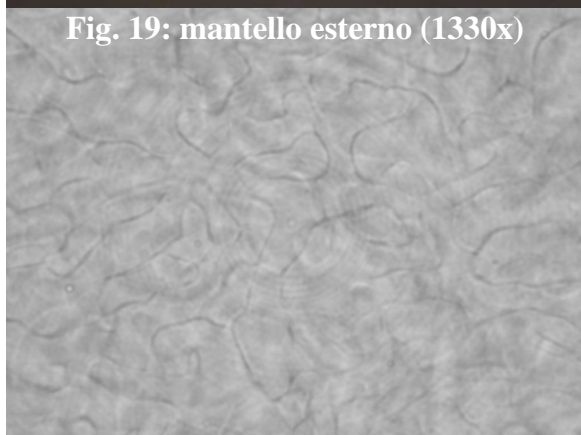


Fig. 19: mantello esterno (1330x)

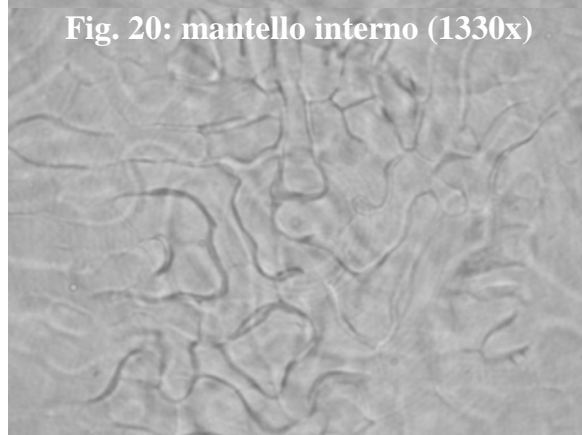


Fig. 20: mantello interno (1330x)

EM3



Fig. 21: apice micorrizato (40x)

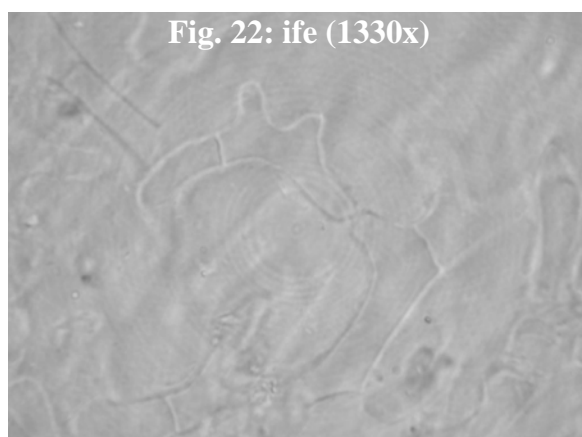


Fig. 22: ife (1330x)

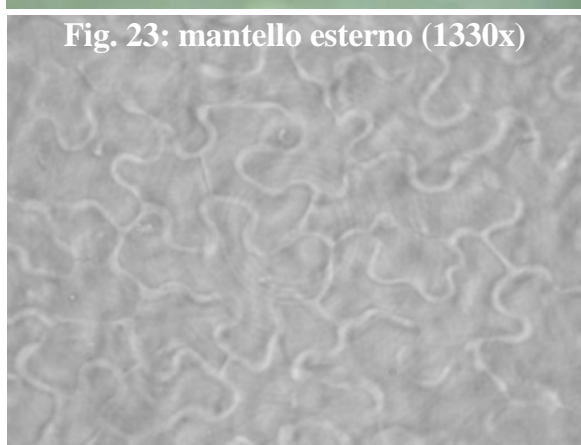


Fig. 23: mantello esterno (1330x)

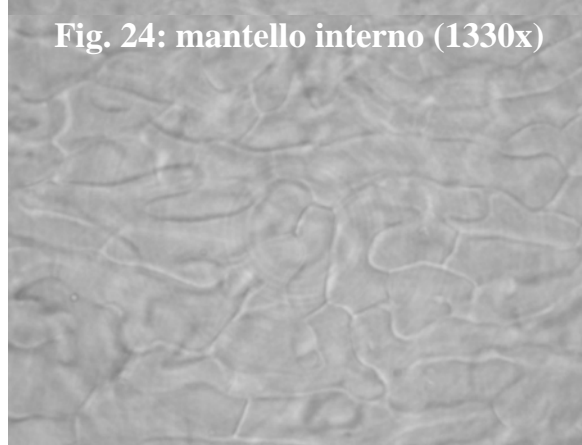
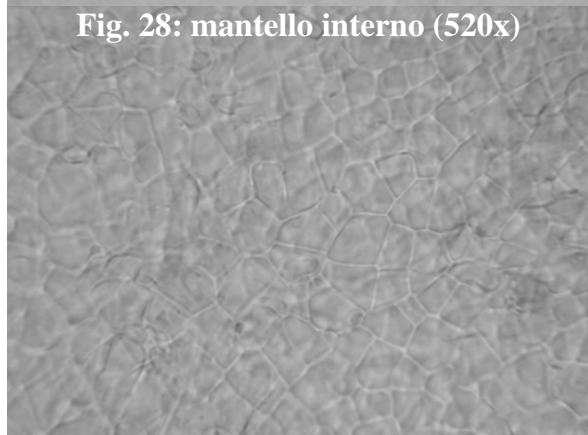
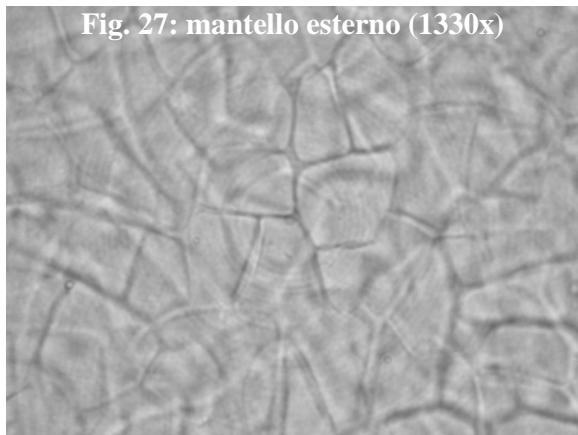
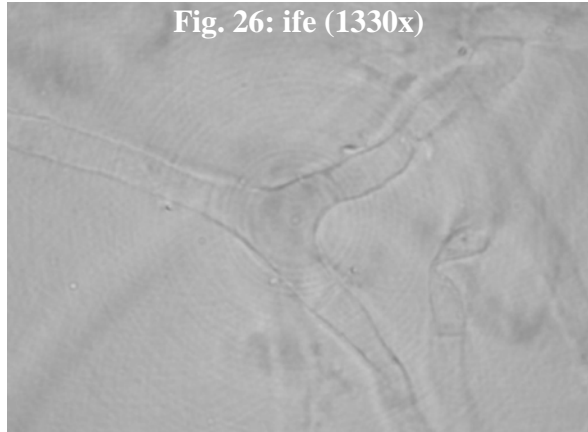
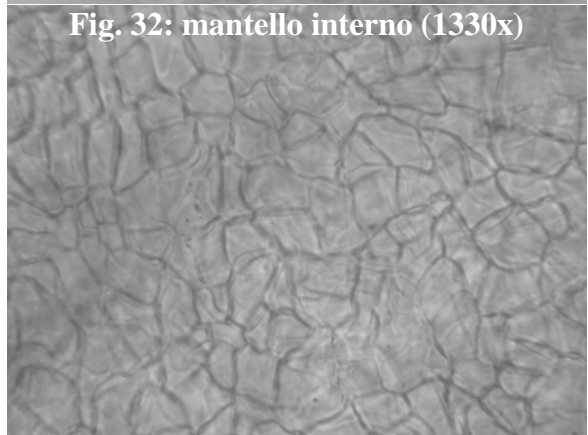
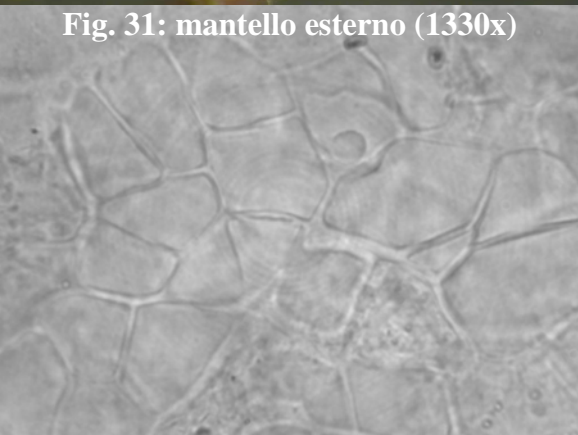
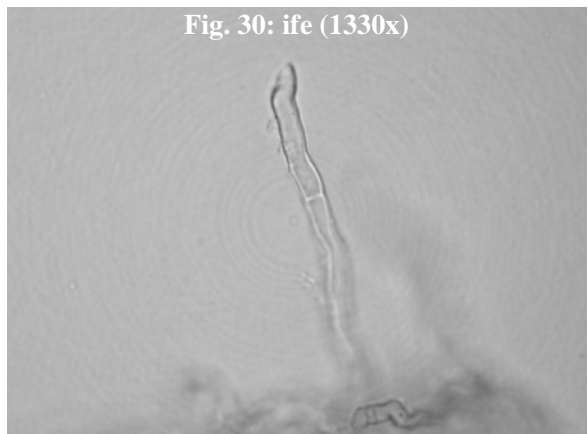


Fig. 24: mantello interno (1330x)

EM4



EM5



EM9



Fig. 33: apice micorrizzato (75x)



Fig. 34: apice micorrizzato (31,2x)

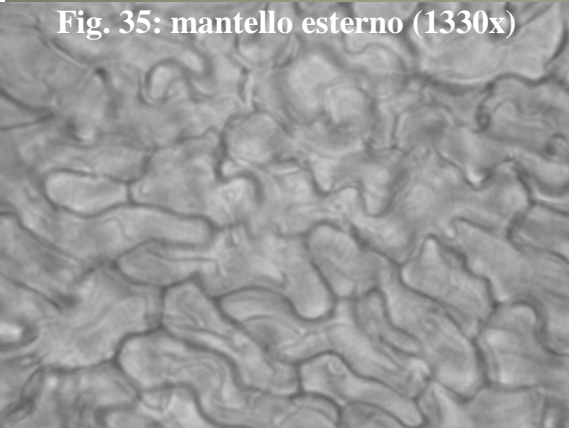


Fig. 35: mantello esterno (1330x)

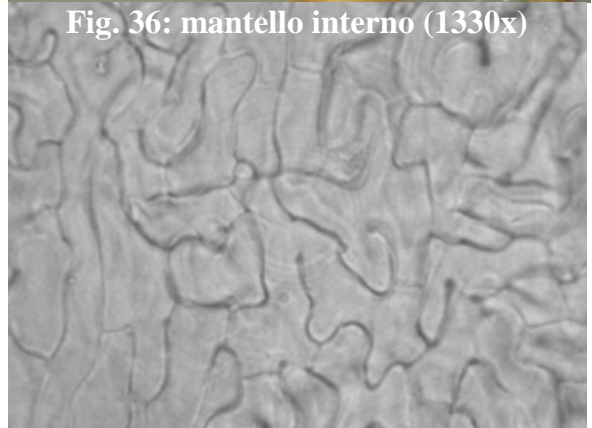


Fig. 36: mantello interno (1330x)

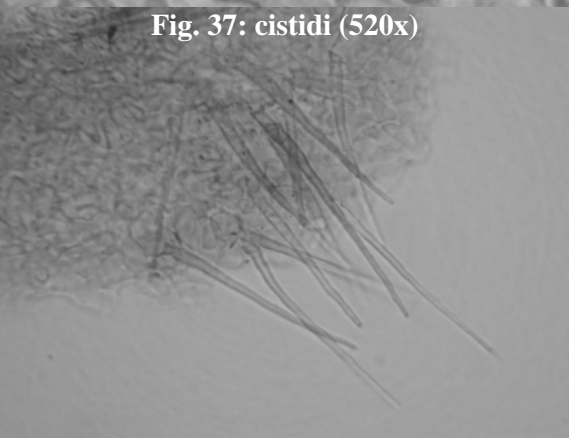


Fig. 37: cistidi (520x)

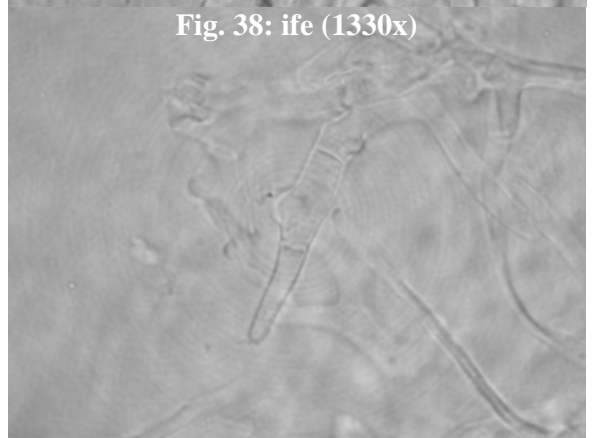


Fig. 38: ife (1330x)

EM10



Fig. 39: apice micorrizzato (75x)

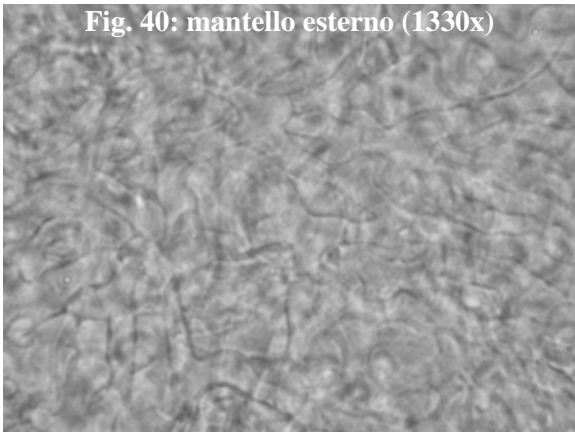


Fig. 40: mantello esterno (1330x)

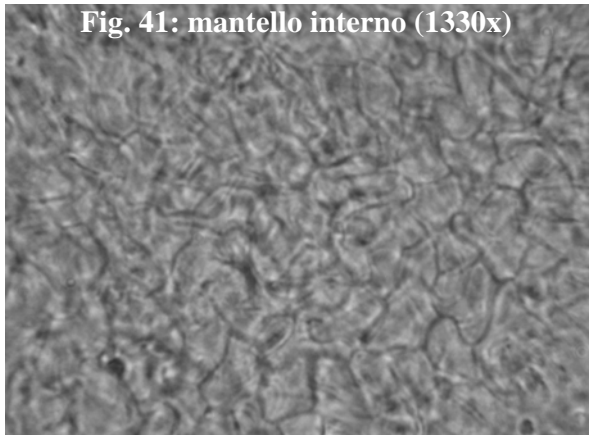


Fig. 41: mantello interno (1330x)

EM13



Fig. 42: apice micorrizzato (31,2x)

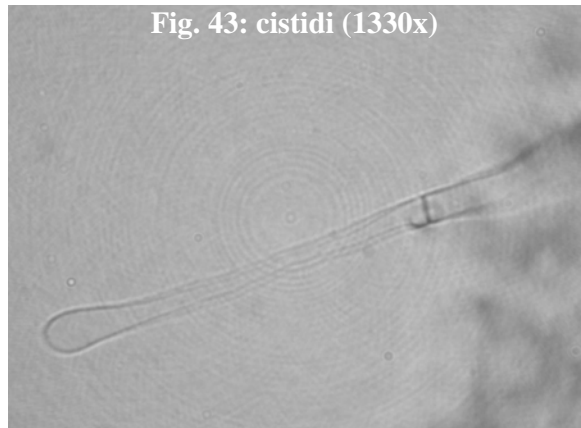


Fig. 43: cistidi (1330x)

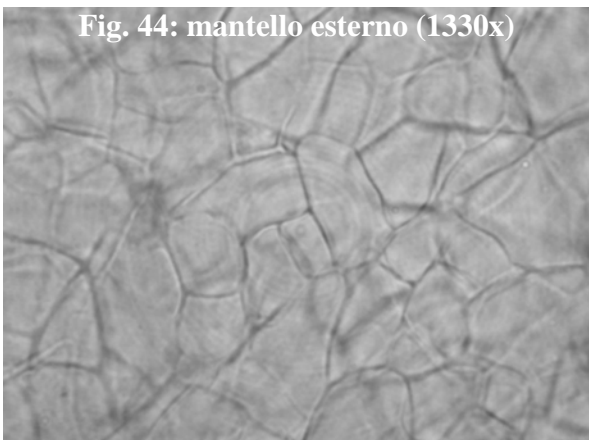


Fig. 44: mantello esterno (1330x)

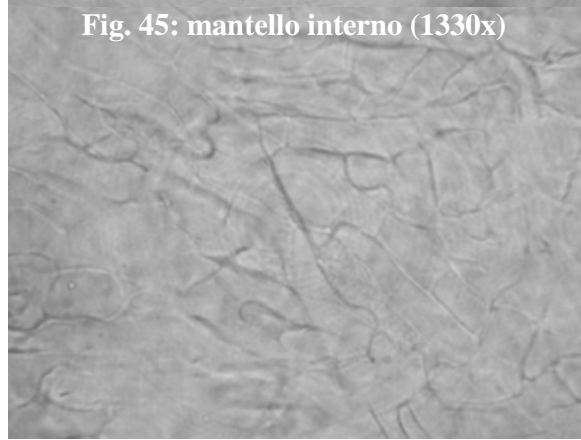


Fig. 45: mantello interno (1330x)

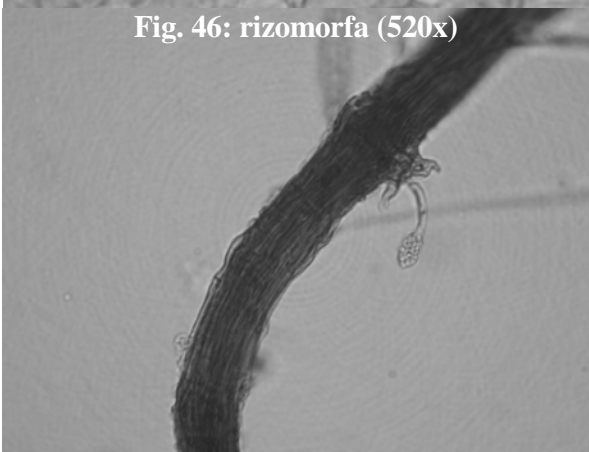


Fig. 46: rizomorfa (520x)

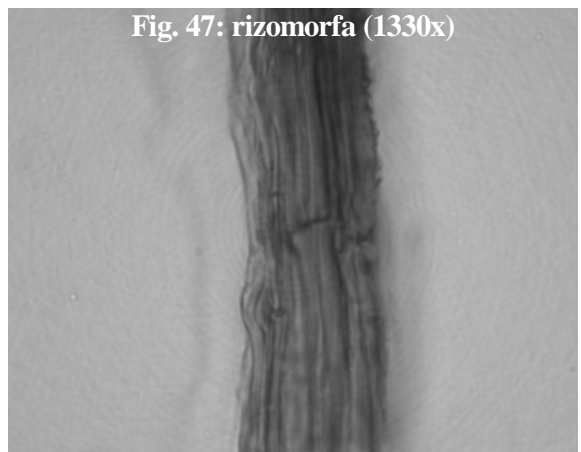


Fig. 47: rizomorfa (1330x)

Entoloma sp.



Fig. 48: apice micorrizato (25x)

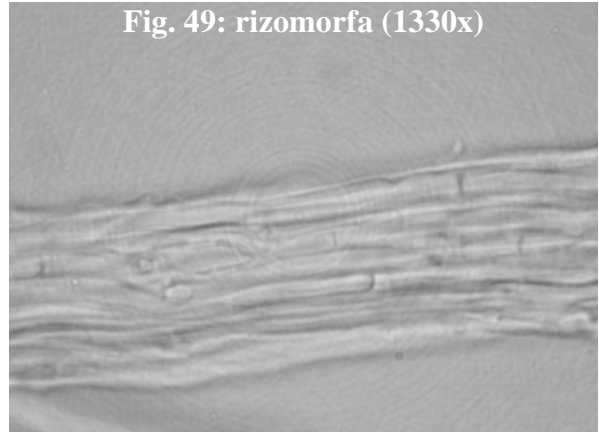


Fig. 49: rizomorfa (1330x)

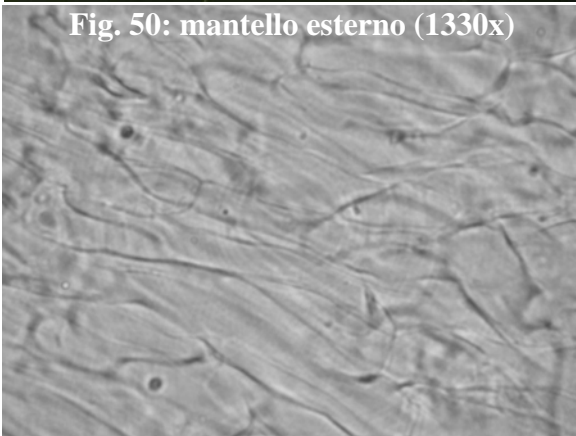


Fig. 50: mantello esterno (1330x)

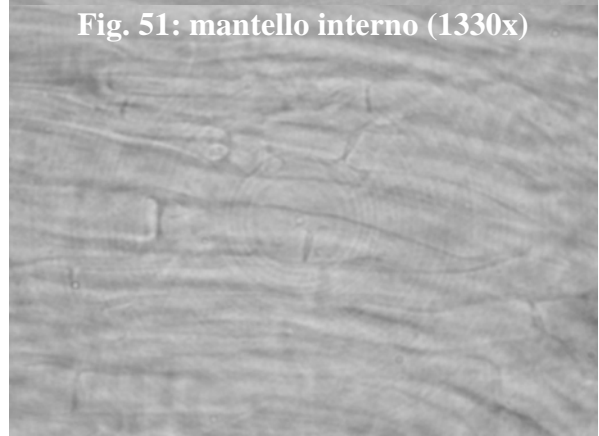


Fig. 51: mantello interno (1330x)

Genea hispidula

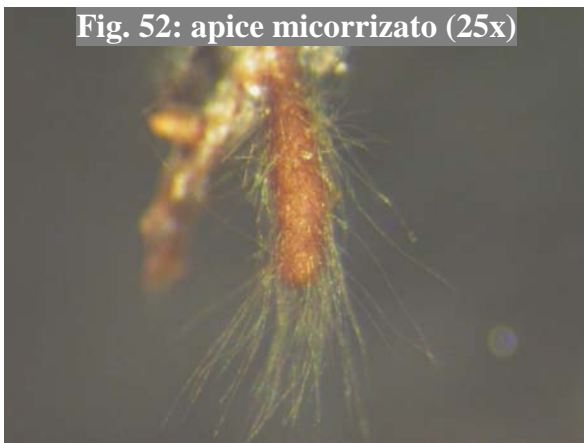


Fig. 52: apice micorrizato (25x)

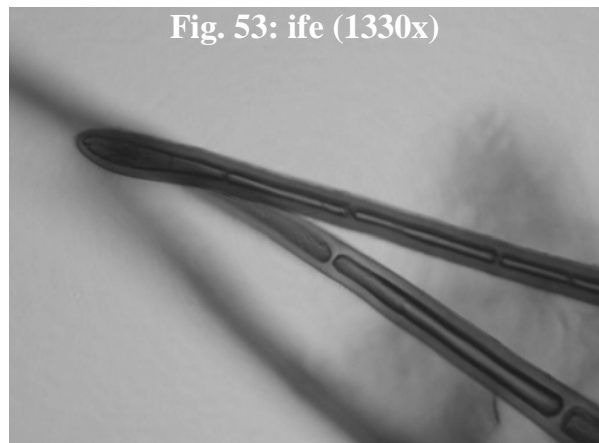


Fig. 53: ife (1330x)

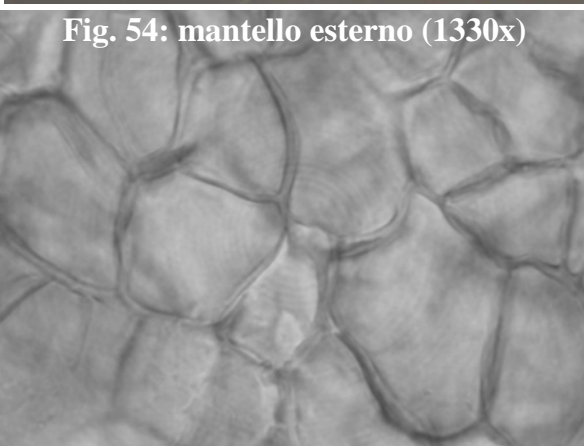


Fig. 54: mantello esterno (1330x)

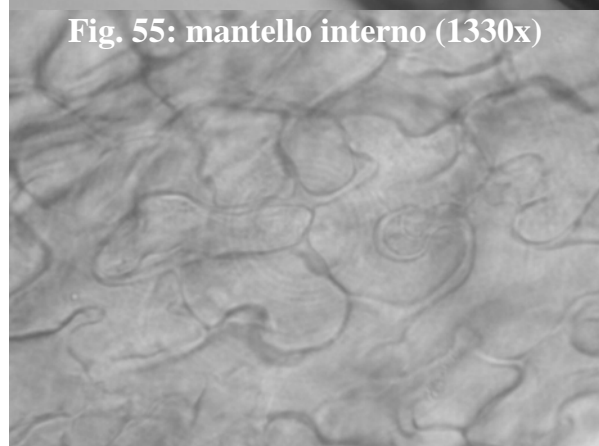
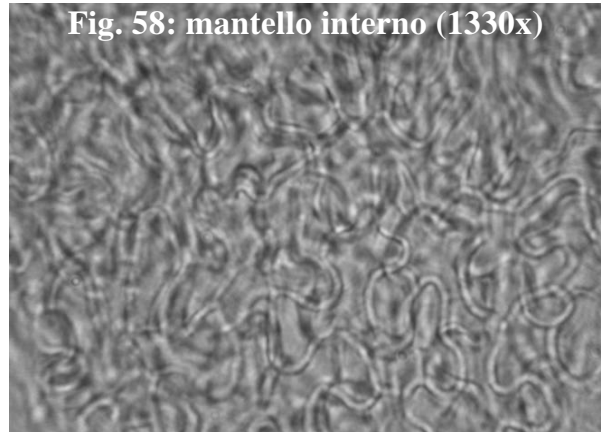
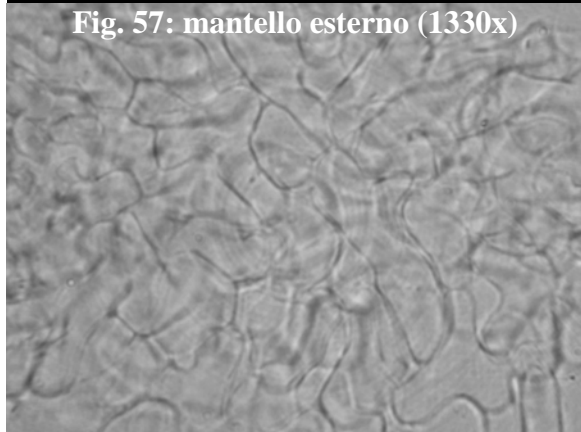
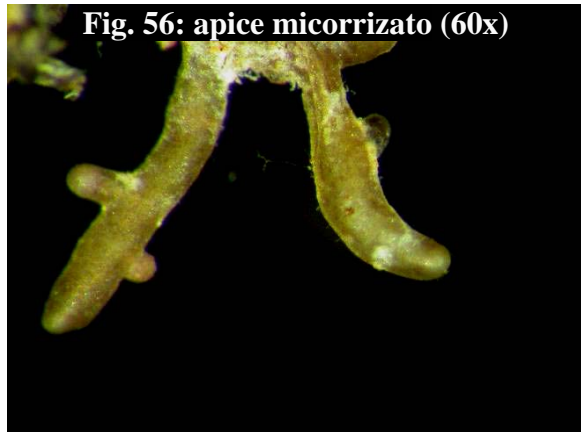
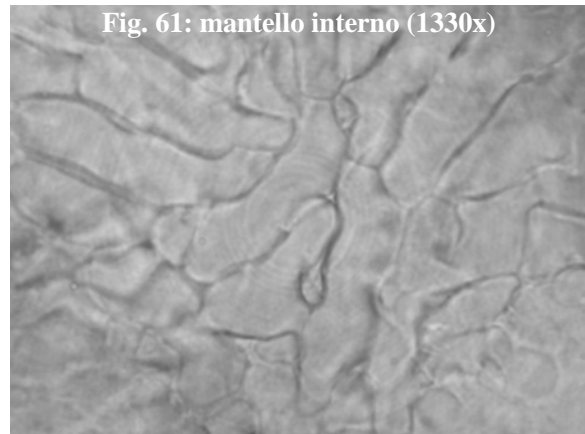
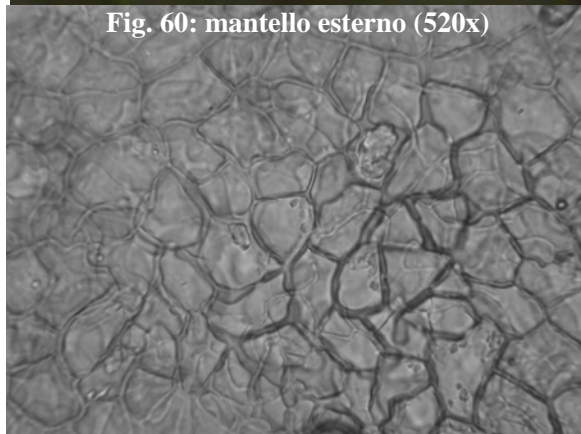


Fig. 55: mantello interno (1330x)

Helvellaceae



***Humaria* sp.**



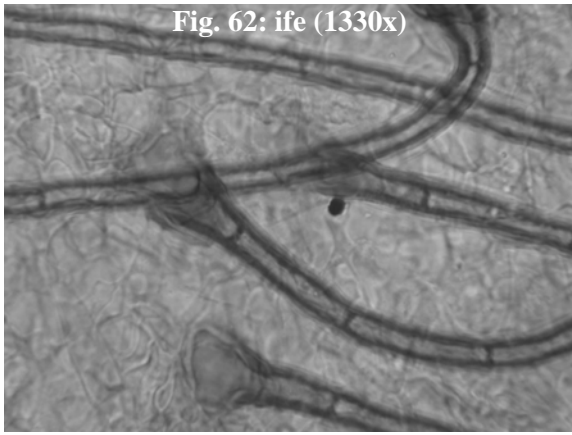


Fig. 62: ife (1330x)

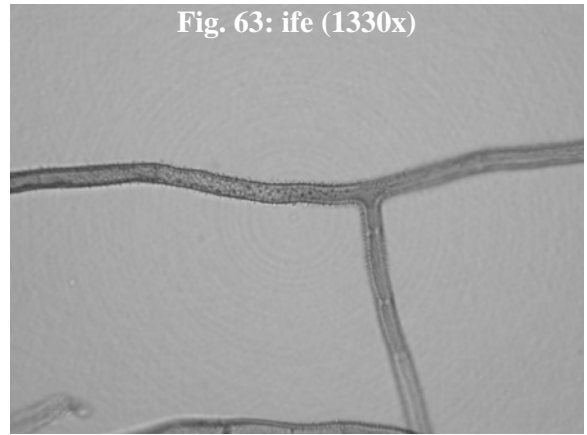


Fig. 63: ife (1330x)

Inocybe sp. I



Fig. 64: apice micorrizato (31,2x)

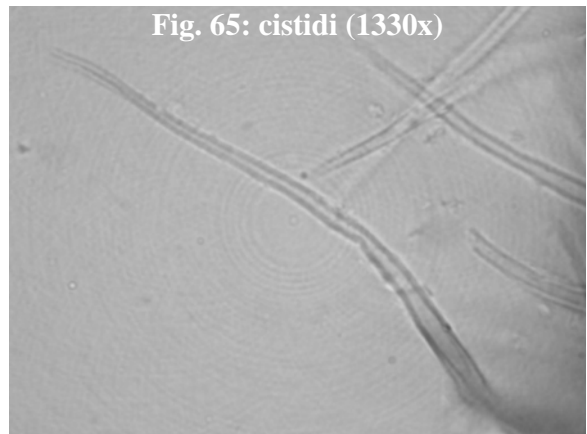


Fig. 65: cistidi (1330x)

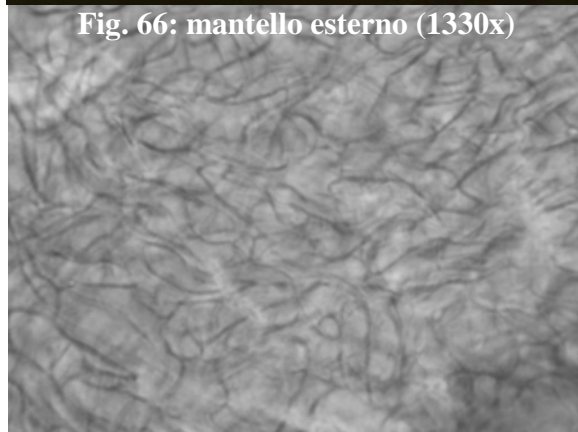


Fig. 66: mantello esterno (1330x)

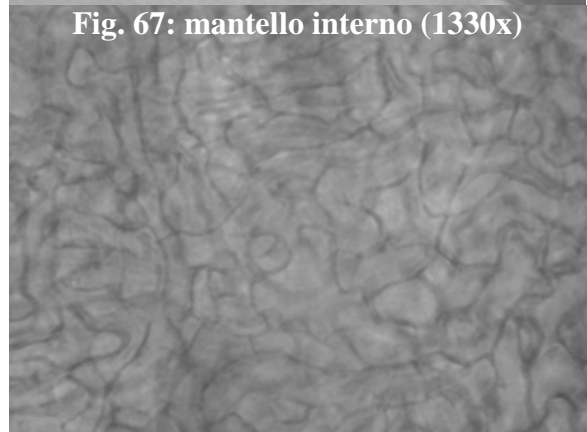


Fig. 67: mantello interno (1330x)

Inocybe sp. II

Fig. 68: apice micorrizzato (40x)



Fig. 69: ife (1330x)

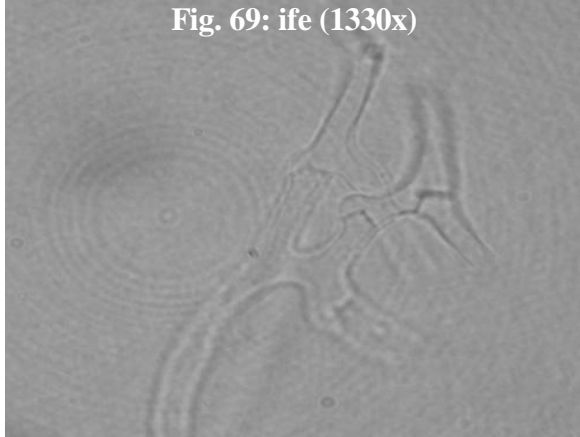


Fig. 70: mantello esterno (1330x)

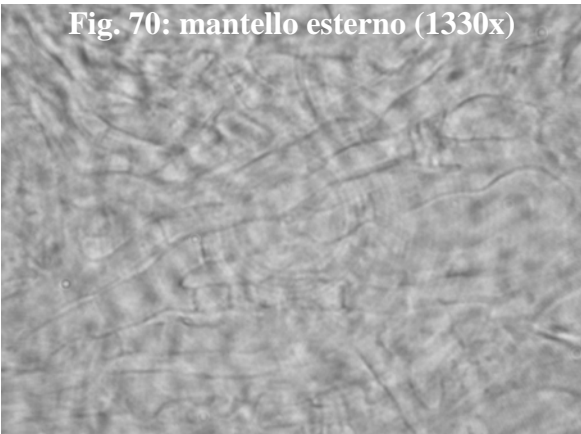
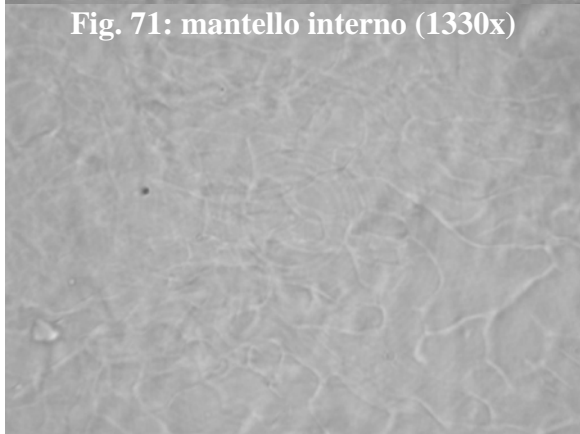


Fig. 71: mantello interno (1330x)



Inocybe sp. III

Fig. 72: apice micorrizzato (50x)



Fig. 73: mantello esterno (1330x)

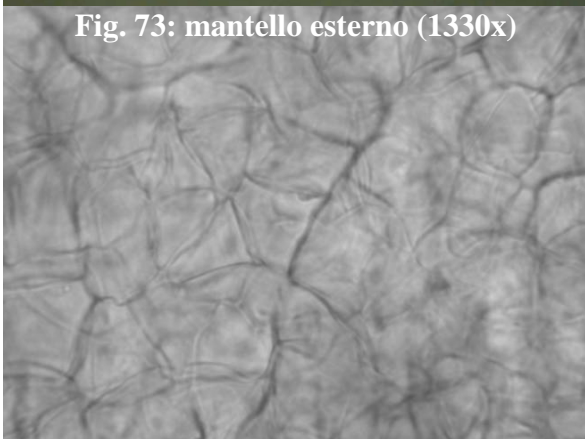
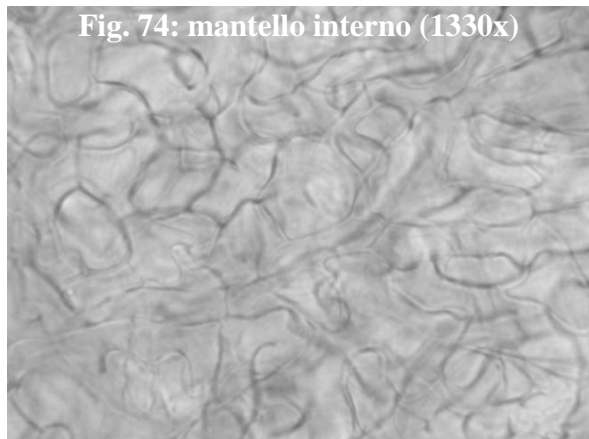


Fig. 74: mantello interno (1330x)



Inocybe sp. IV



Fig. 75: apice micorrizato (15,5x)

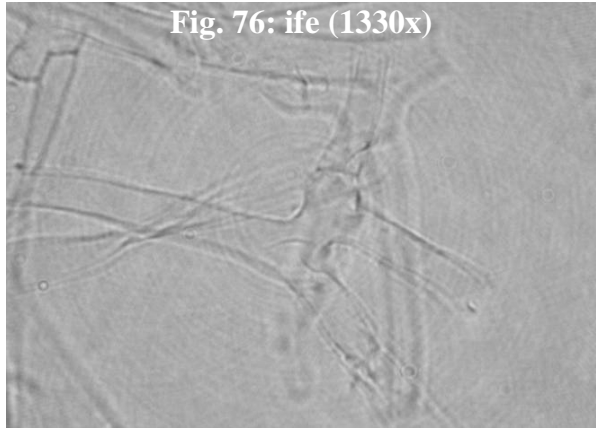


Fig. 76: ife (1330x)

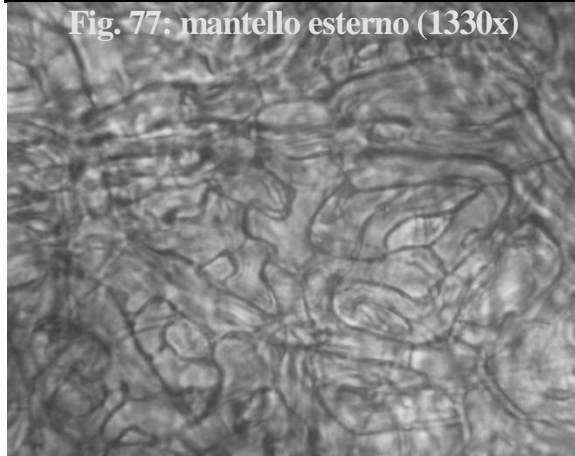


Fig. 77: mantello esterno (1330x)

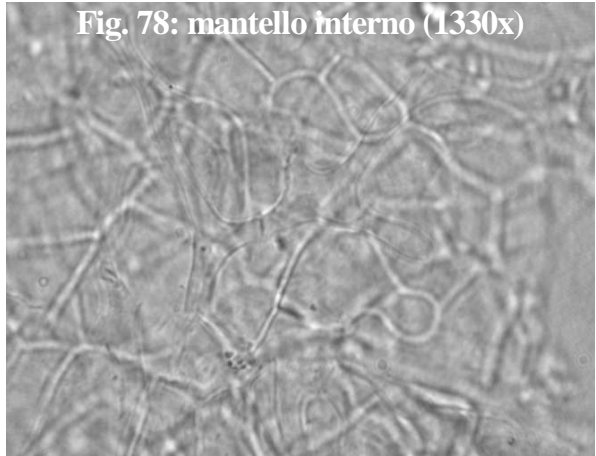


Fig. 78: mantello interno (1330x)

Laccaria laccata

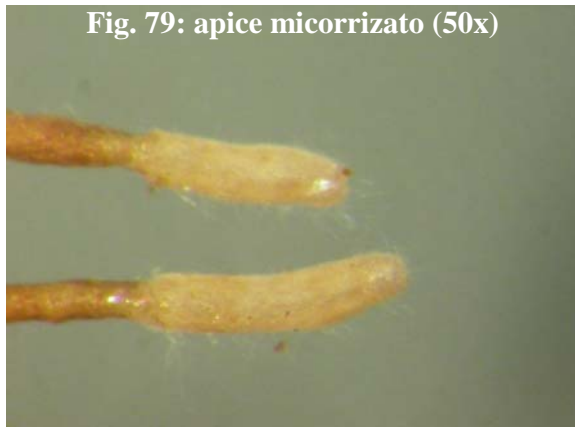


Fig. 79: apice micorrizato (50x)

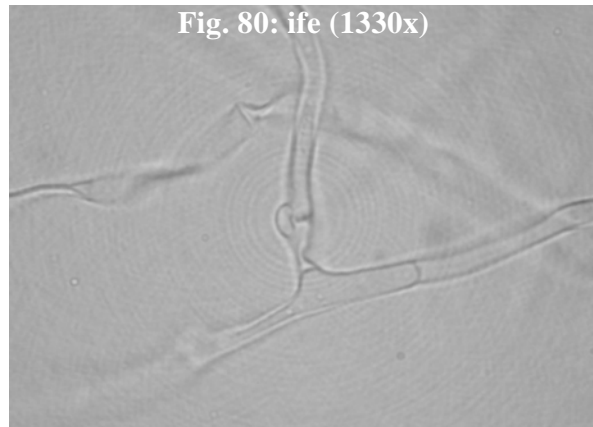


Fig. 80: ife (1330x)

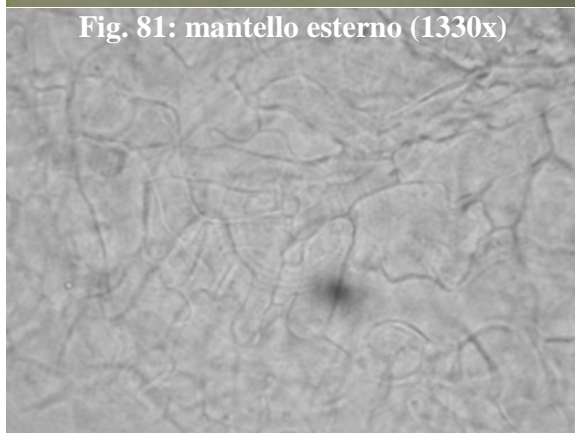


Fig. 81: mantello esterno (1330x)

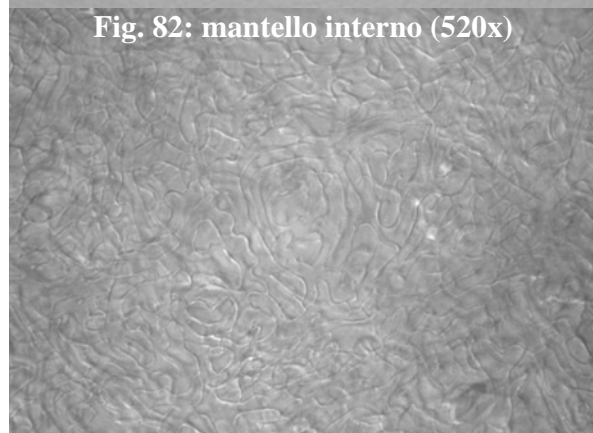


Fig. 82: mantello interno (520x)

Laccaria sp.



Fig. 83: apice micorrizato (15,5x)

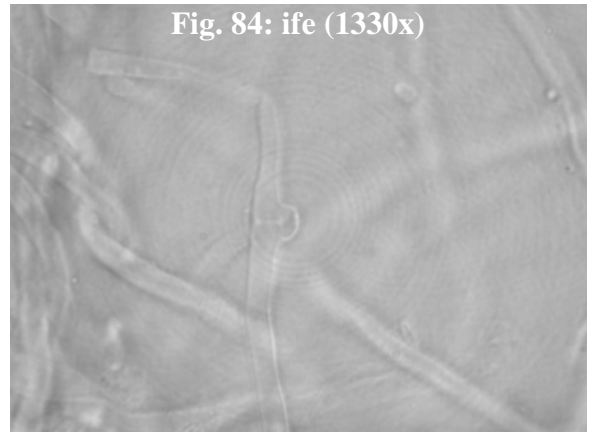


Fig. 84: ife (1330x)

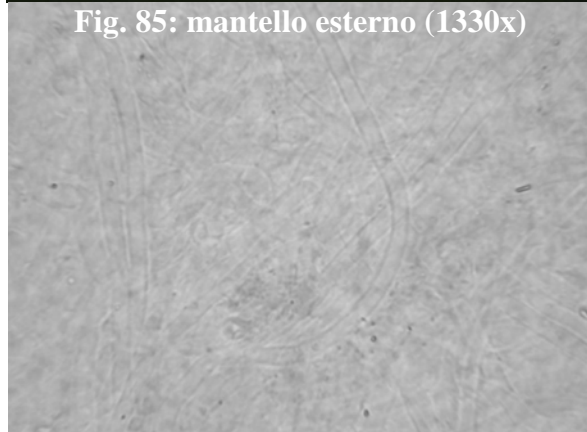


Fig. 85: mantello esterno (1330x)

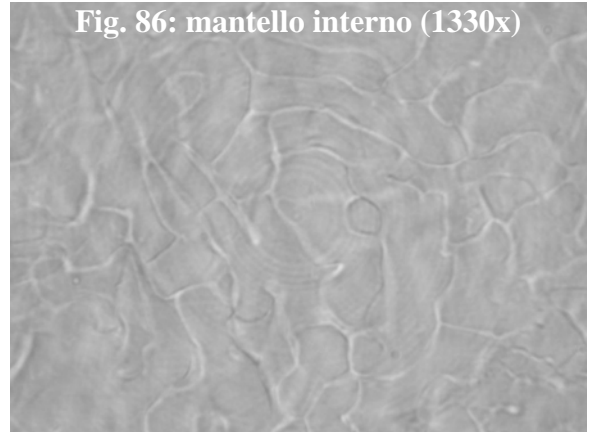


Fig. 86: mantello interno (1330x)

Lactarius sp. I



Fig. 87: apice micorrizato (20x)

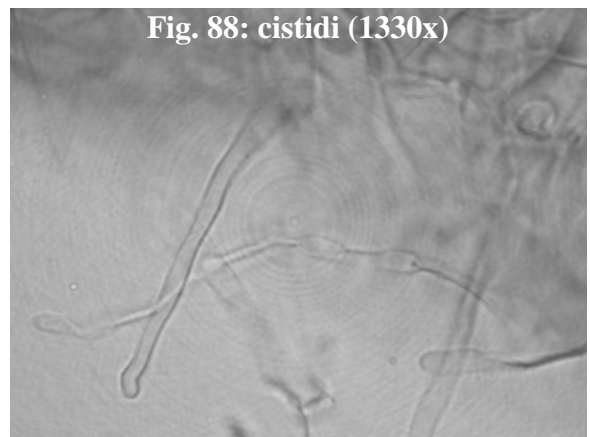


Fig. 88: cistidi (1330x)

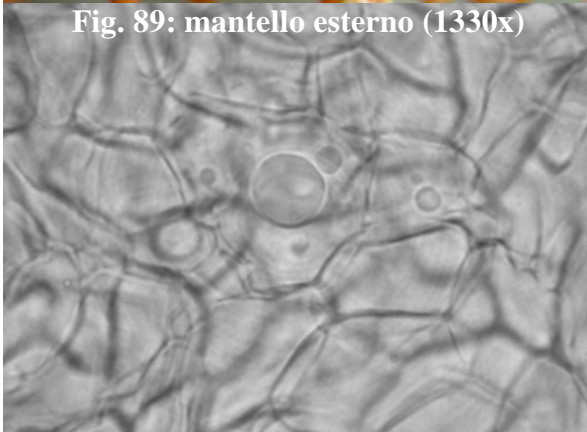


Fig. 89: mantello esterno (1330x)

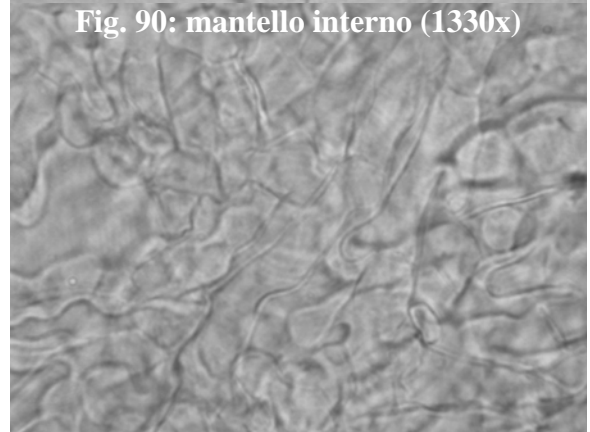


Fig. 90: mantello interno (1330x)

Lactarius sp. II

Fig. 91: apice micorrizato (40x)



Fig. 92: mantello esterno (1330x)

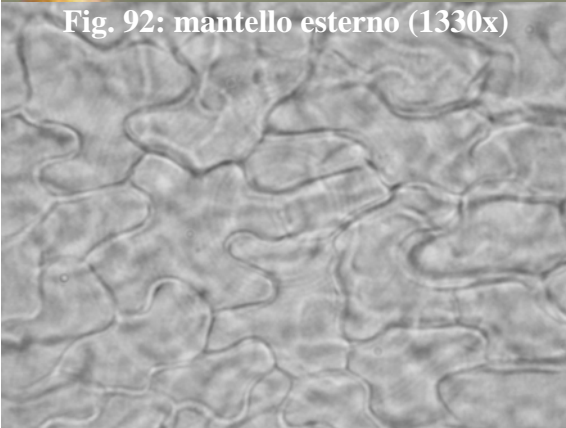
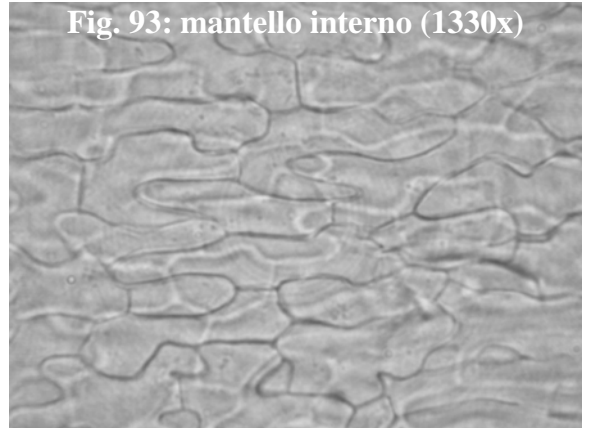


Fig. 93: mantello interno (1330x)



MB1

Fig. 94: apice micorrizato (50x)



Fig. 95: cistidi (1330x)

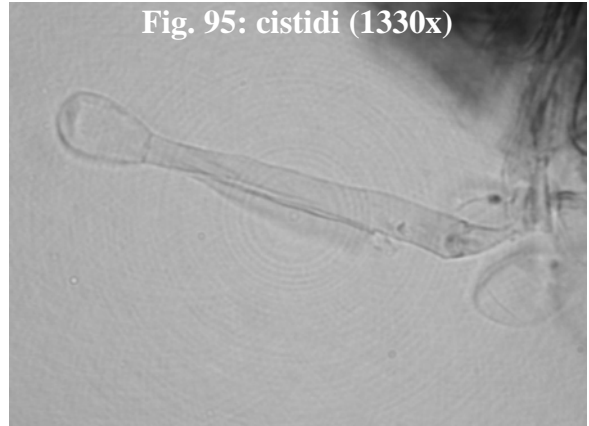


Fig. 96: mantello esterno (1330x)

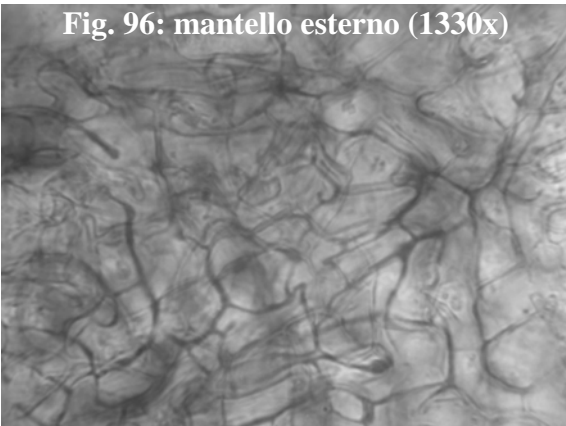
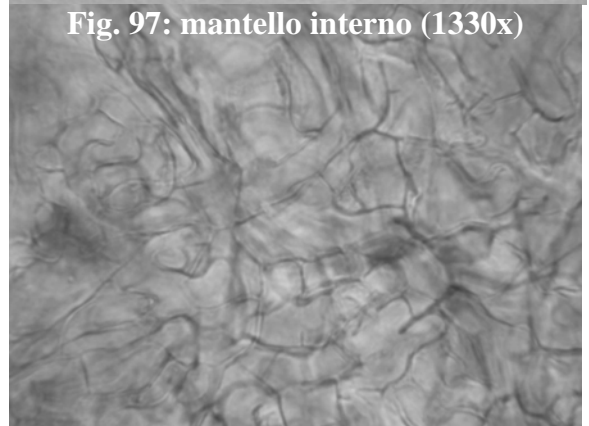


Fig. 97: mantello interno (1330x)



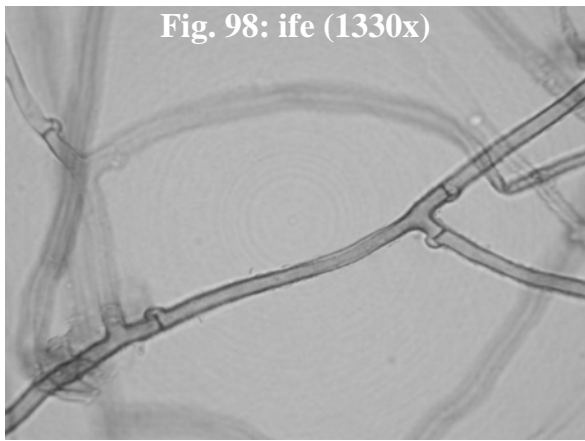


Fig. 98: ife (1330x)

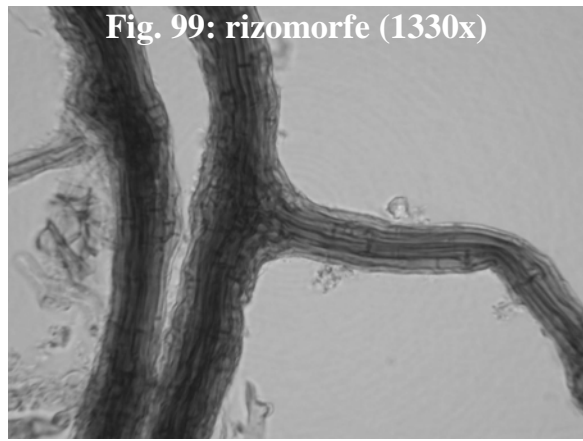


Fig. 99: rizomorfe (1330x)

MB2

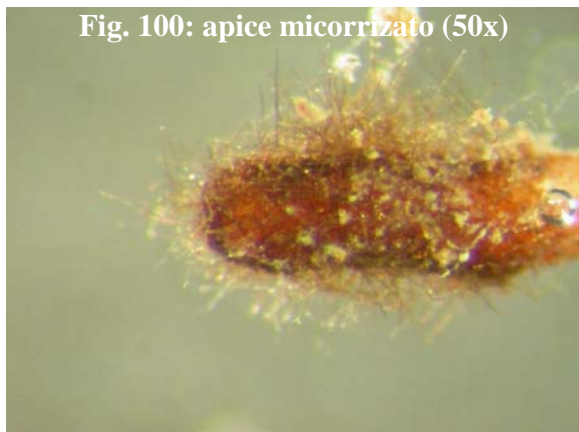


Fig. 100: apice micorrizzato (50x)

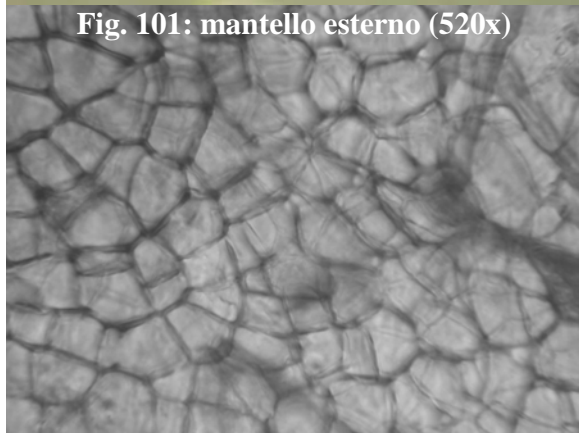


Fig. 101: mantello esterno (520x)

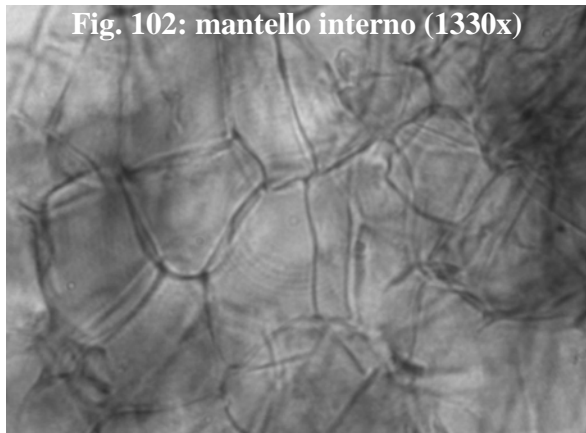


Fig. 102: mantello interno (1330x)

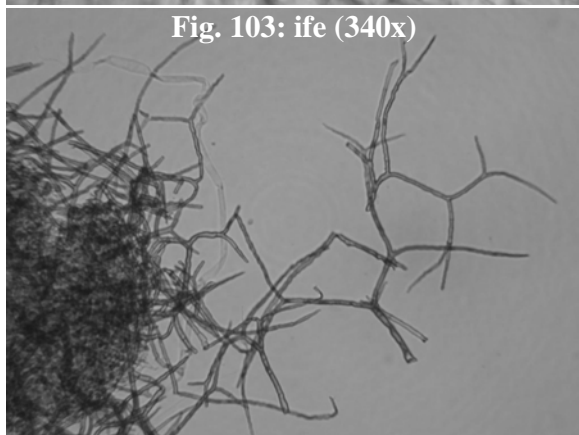


Fig. 103: ife (340x)

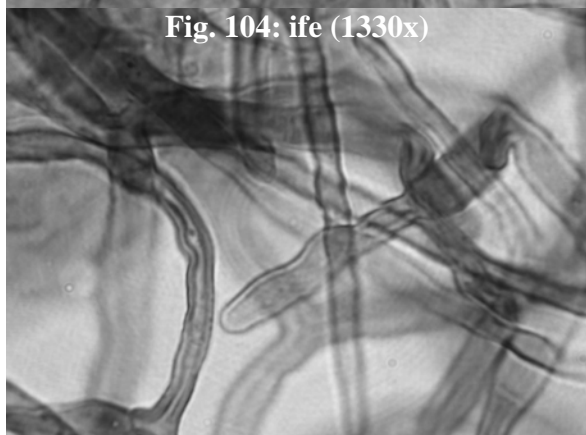


Fig. 104: ife (1330x)

Fig. 105: apice micorrizzato (31,2x)



Fig. 106: mantello esterno (520x)

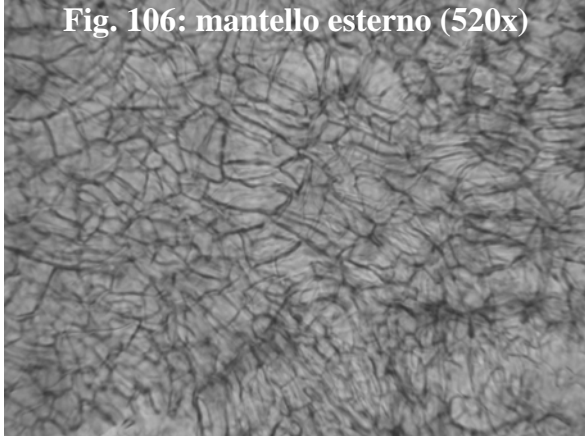


Fig. 107: mantello interno (1330x)

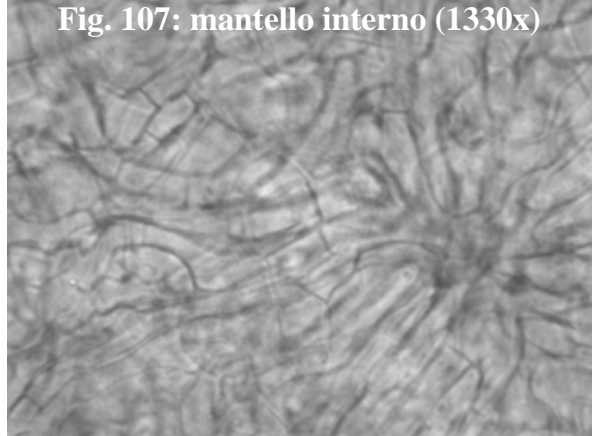


Fig. 108: ife (1330x)

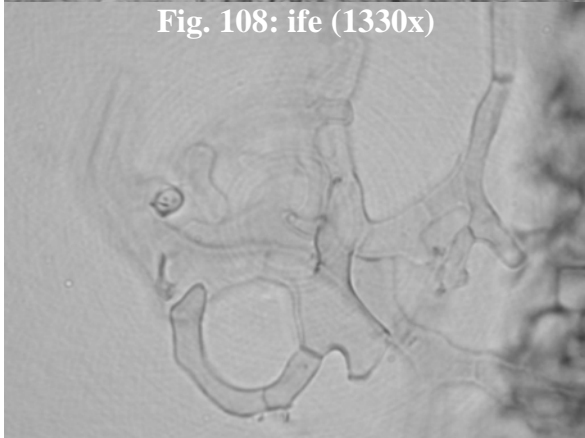
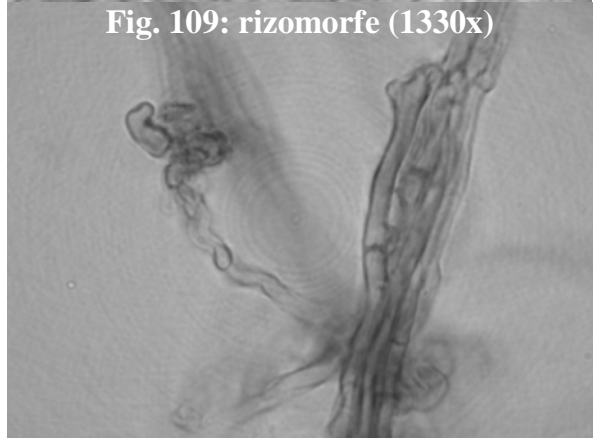


Fig. 109: rizomorfe (1330x)



MB4



Fig. 110: apice micorrizato (20x)

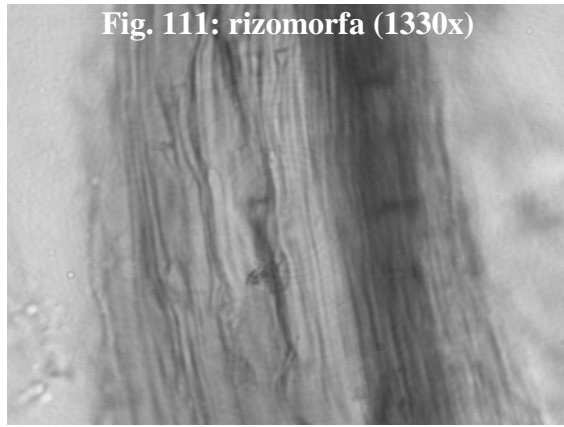


Fig. 111: rizomorfa (1330x)

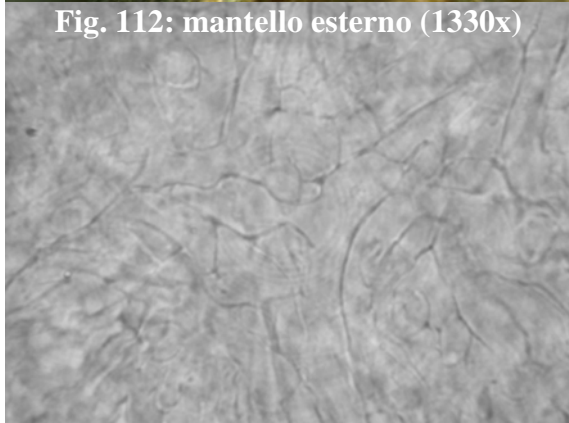


Fig. 112: mantello esterno (1330x)

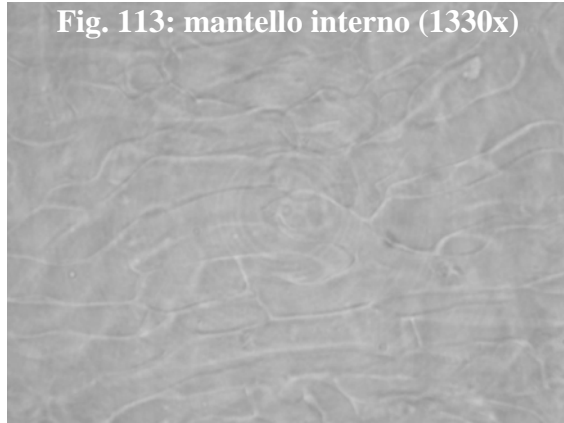


Fig. 113: mantello interno (1330x)

MB5



Fig. 114: apice micorrizato (50x)



Fig. 115: rizomorfa (1330x)

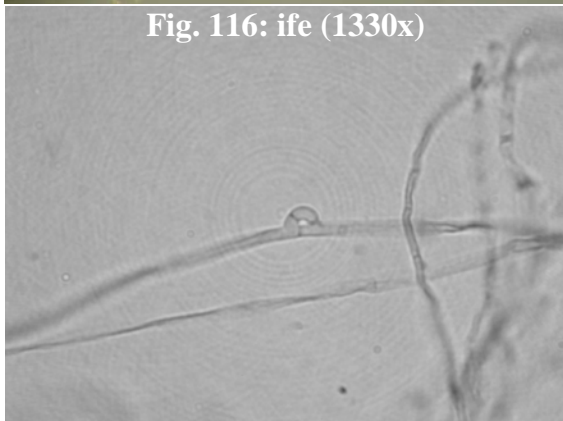


Fig. 116: ife (1330x)

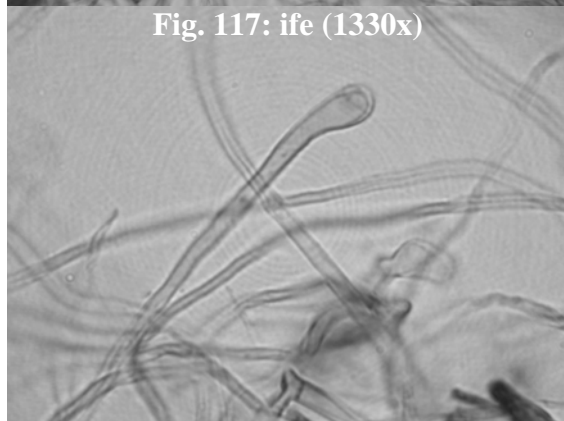


Fig. 117: ife (1330x)

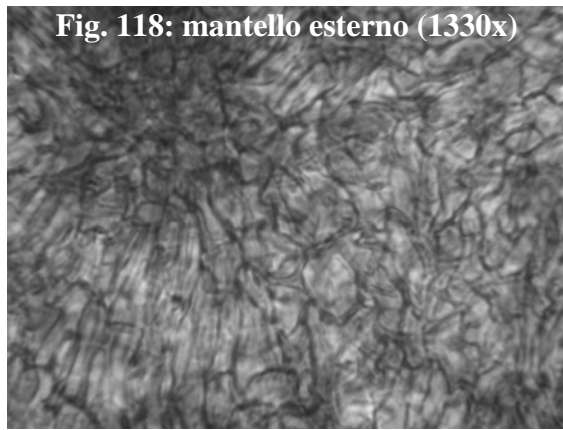


Fig. 118: mantello esterno (1330x)

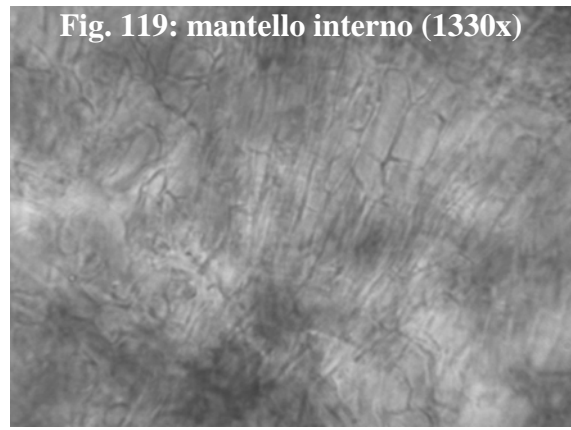


Fig. 119: mantello interno (1330x)

MB6



Fig. 120: apice micorrizzato (50x)

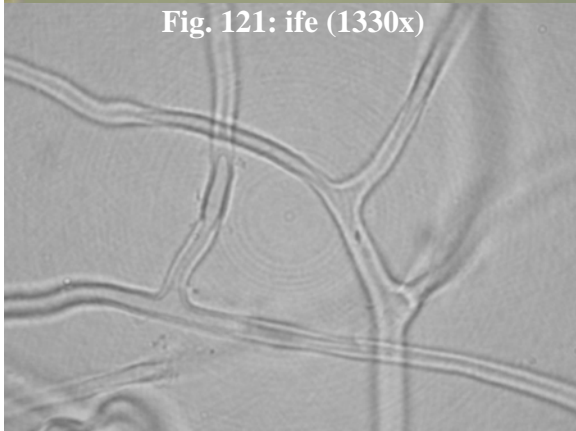


Fig. 121: ife (1330x)



Fig. 122: cistidi (1330x)

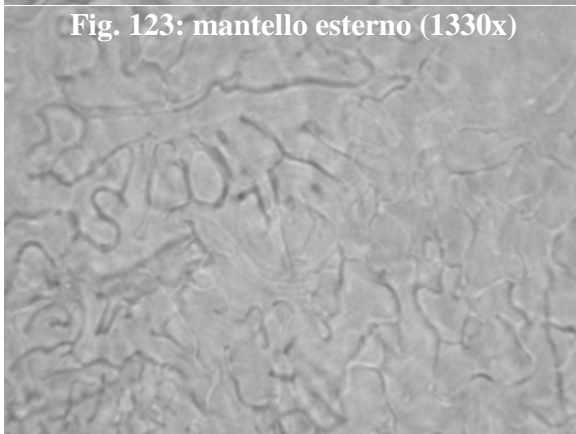


Fig. 123: mantello esterno (1330x)

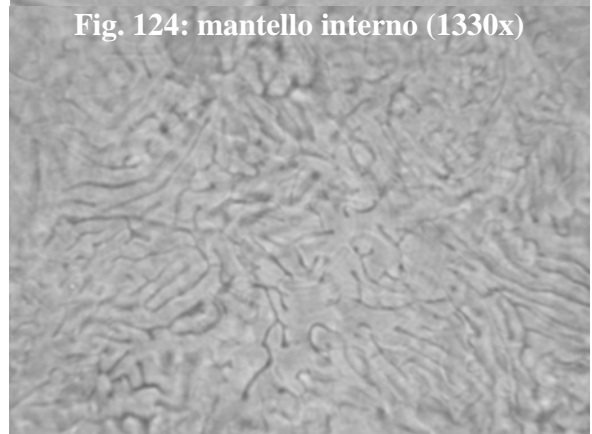


Fig. 124: mantello interno (1330x)



Fig. 125: apice micorrizzato (31,2x)

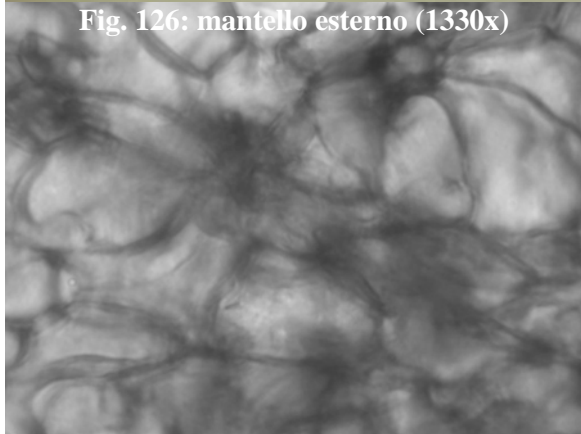


Fig. 126: mantello esterno (1330x)

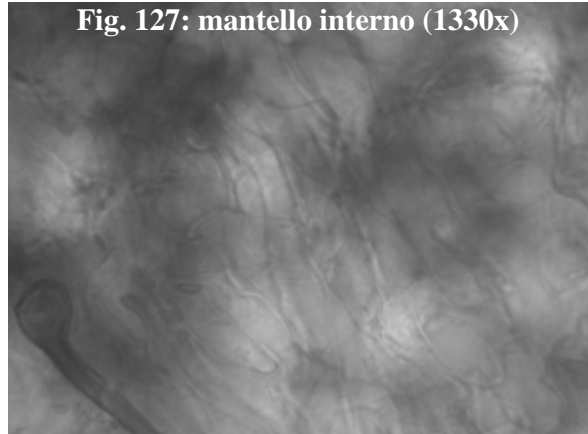


Fig. 127: mantello interno (1330x)

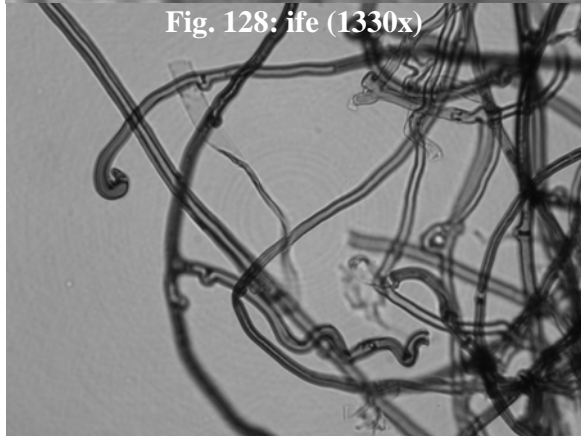


Fig. 128: ife (1330x)



Fig. 129: rizomorfa (1330x)

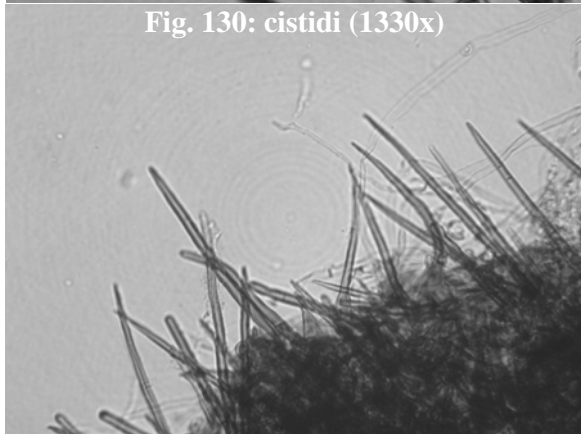


Fig. 130: cistidi (1330x)

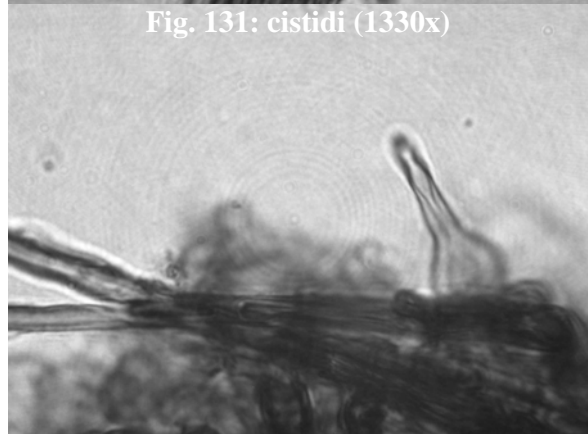


Fig. 131: cistidi (1330x)

MB8



Fig. 132: apice micorrizzato (50x)

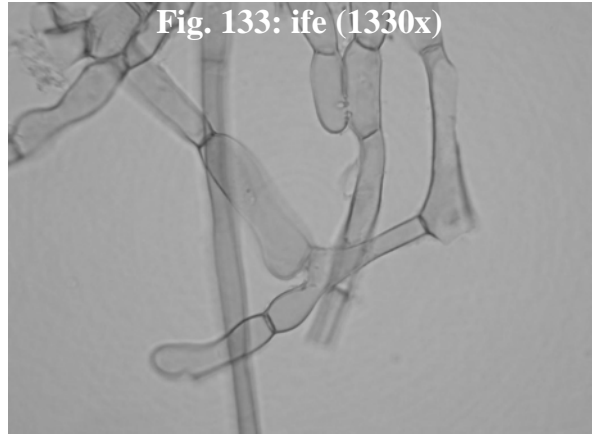


Fig. 133: ife (1330x)

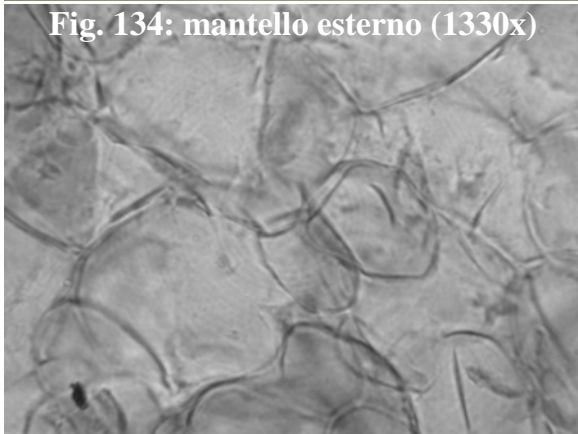


Fig. 134: mantello esterno (1330x)

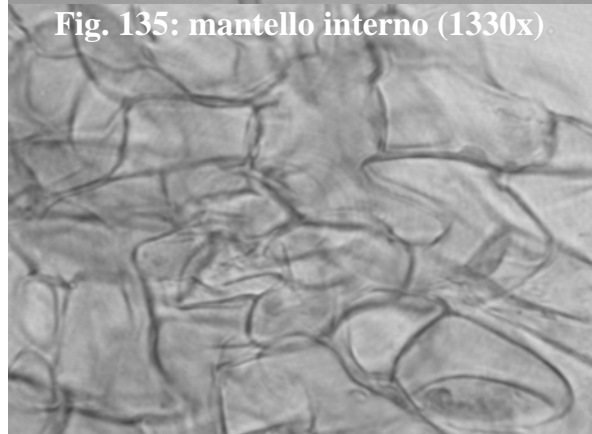


Fig. 135: mantello interno (1330x)

MB9

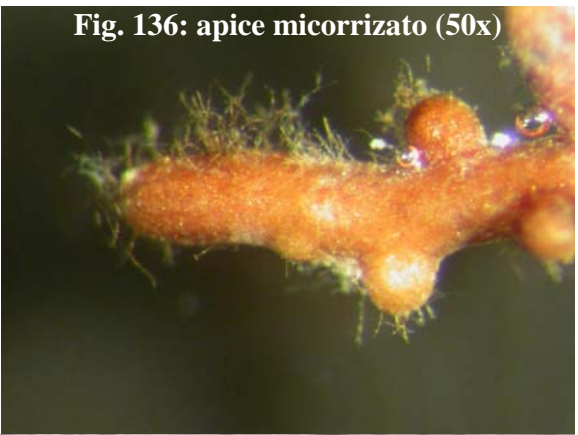


Fig. 136: apice micorrizzato (50x)

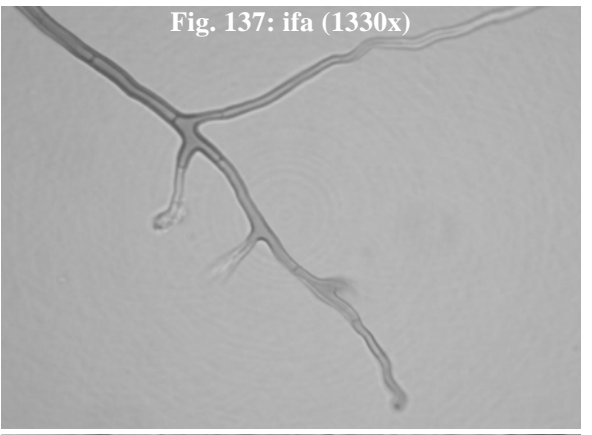


Fig. 137: ifa (1330x)

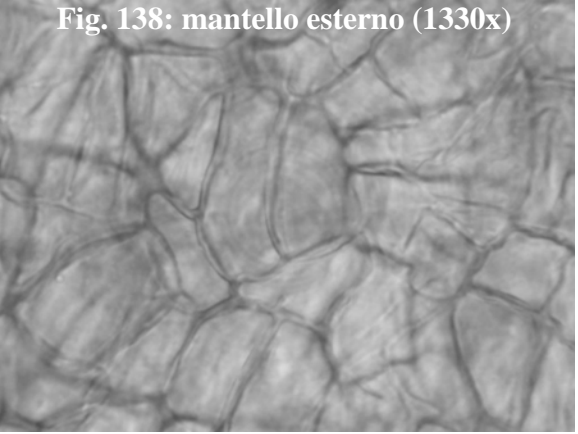


Fig. 138: mantello esterno (1330x)

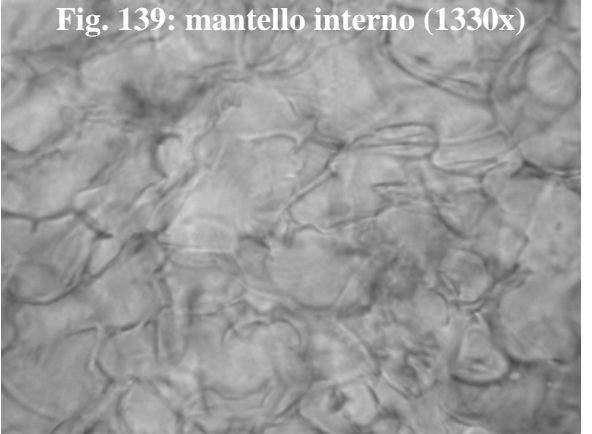


Fig. 139: mantello interno (1330x)

MB10

Fig. 140: apice micorrizzato (25x)



Fig. 141: ife (520x)

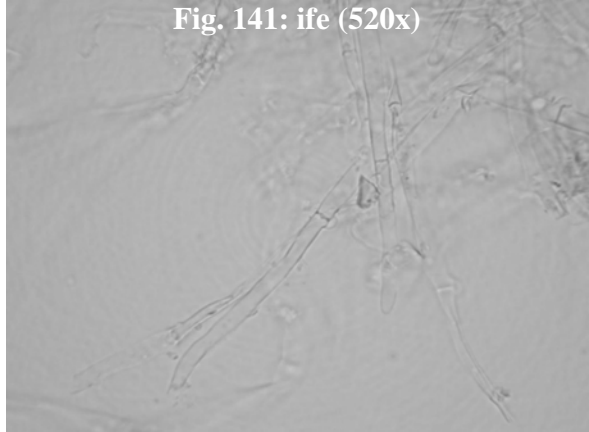


Fig. 142: mantello esterno (1330x)

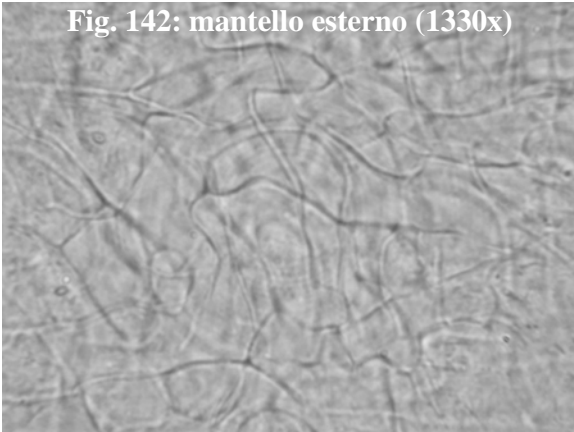
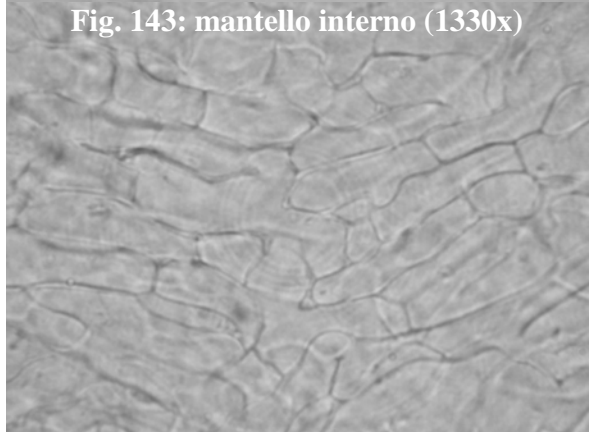


Fig. 143: mantello interno (1330x)



MB11

Fig. 144: apice micorrizzato (50x)



Fig. 145: ife (1330x)

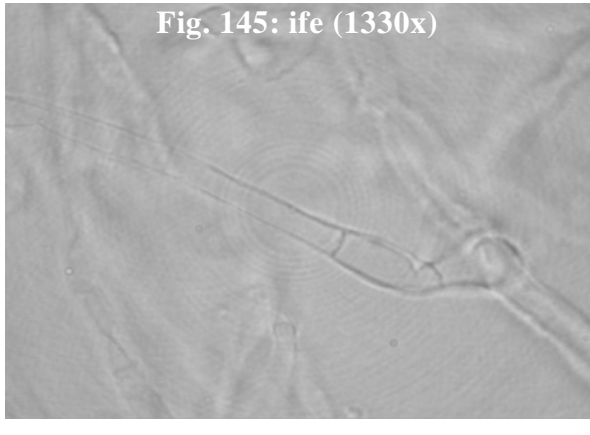


Fig. 146: mantello esterno (520x)

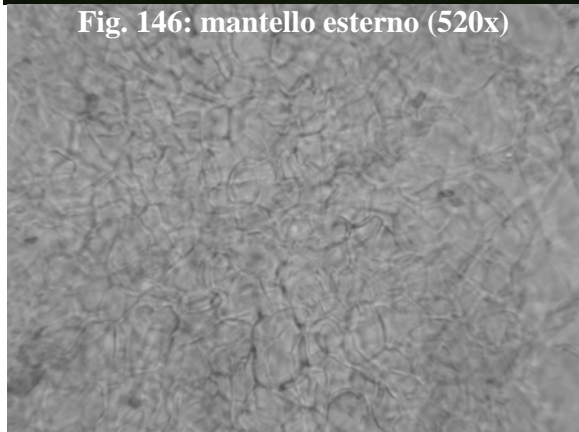
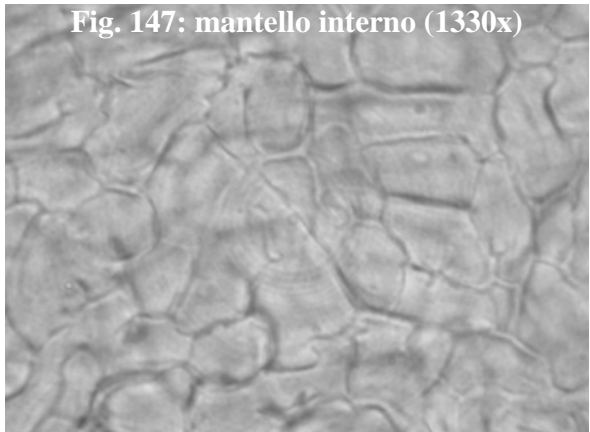
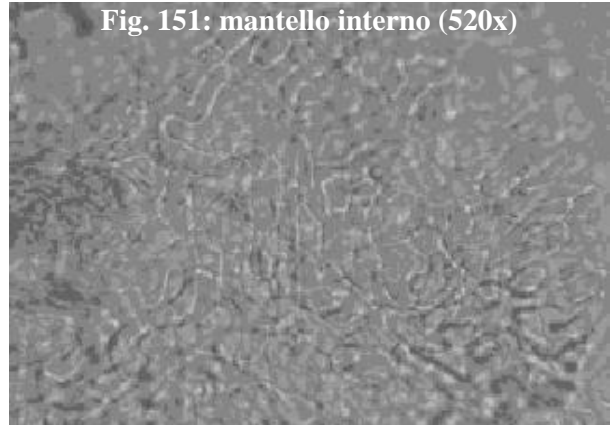
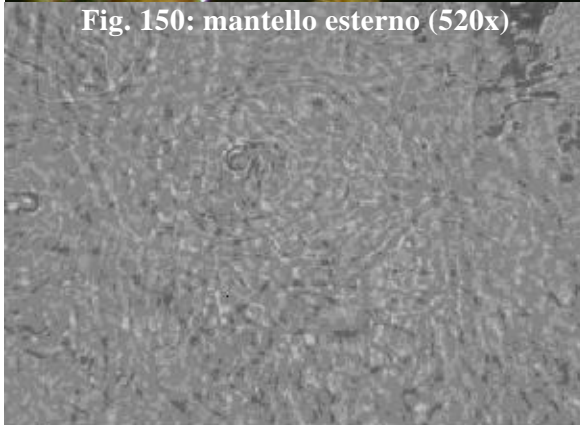
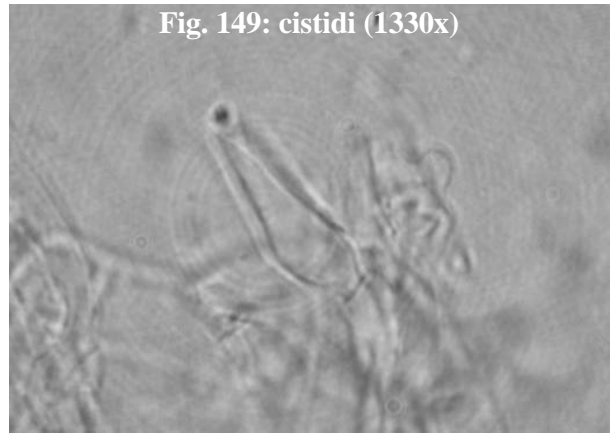


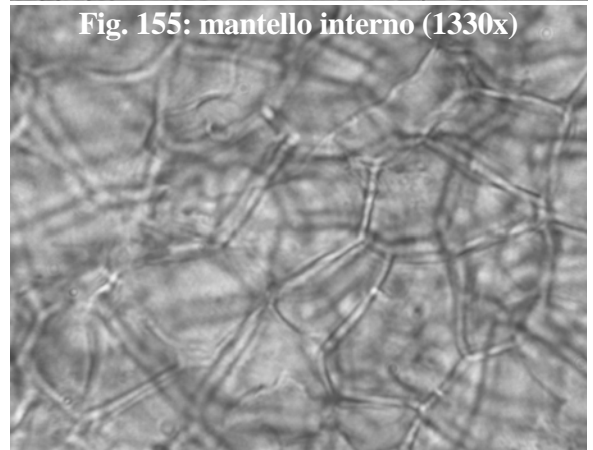
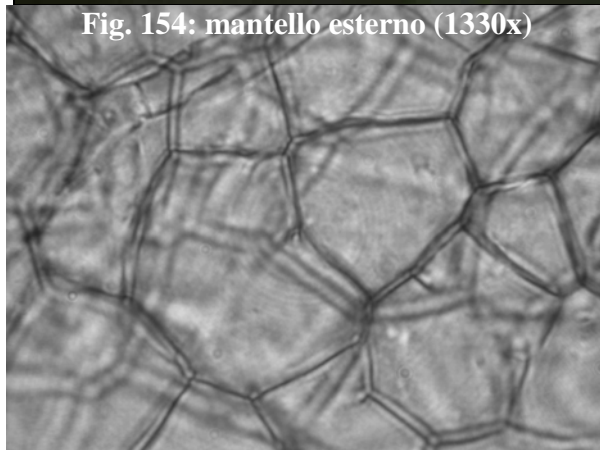
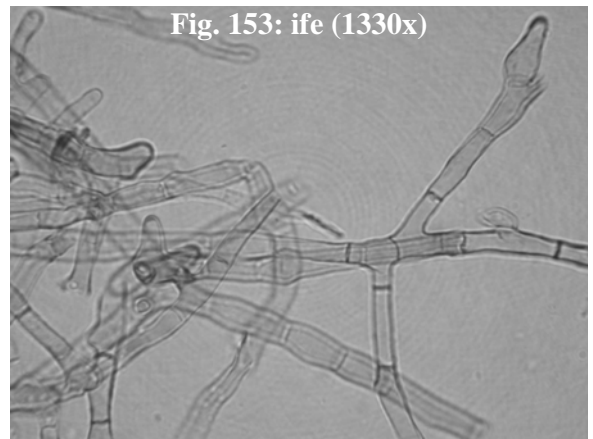
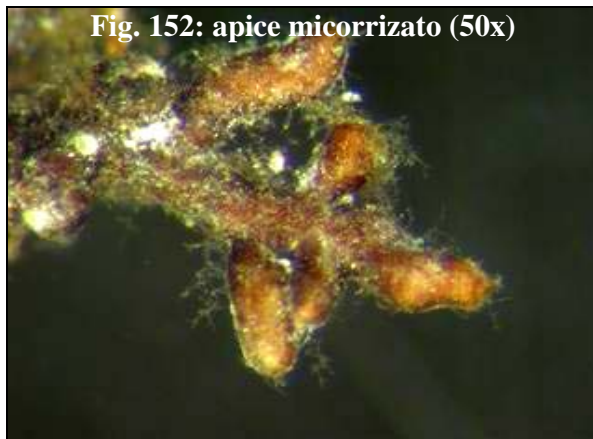
Fig. 147: mantello interno (1330x)



Paxillaceae



Pezizaceae



Pezizales

Fig. 156: apice micorrizato (15,5x)



Fig. 157: ifa (1330x)

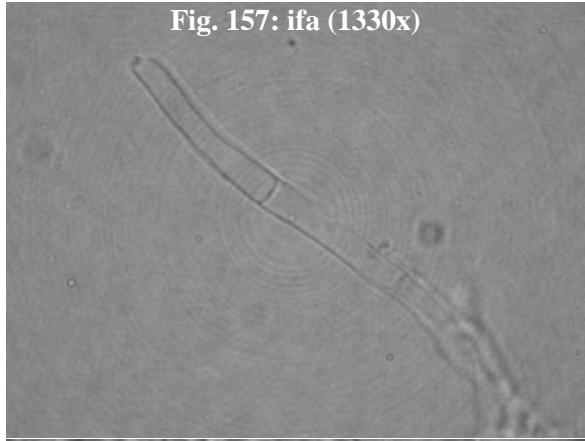


Fig. 158: mantello esterno (520x)

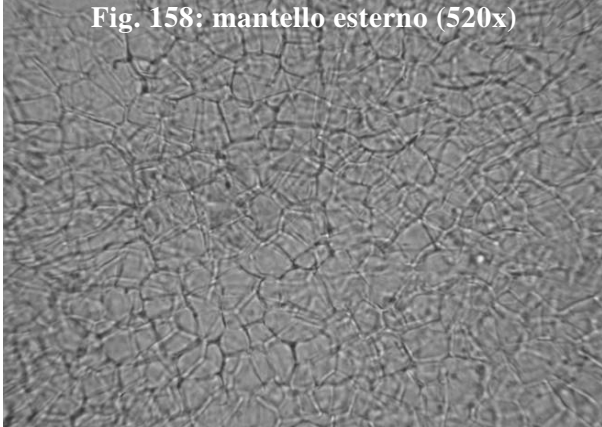
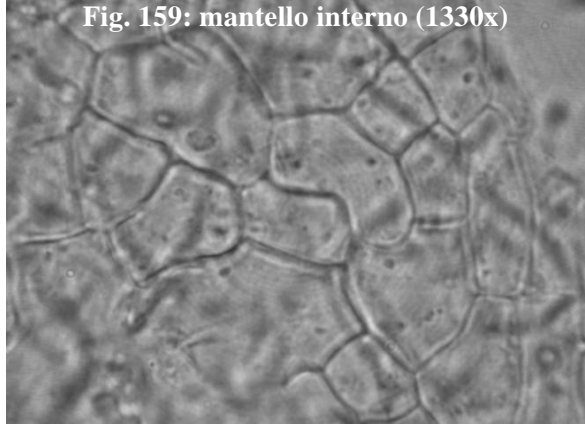


Fig. 159: mantello interno (1330x)



***Peziza* sp. I**

Fig. 160: apice micorrizato (25x)



Fig. 161: mantello esterno (1330x)

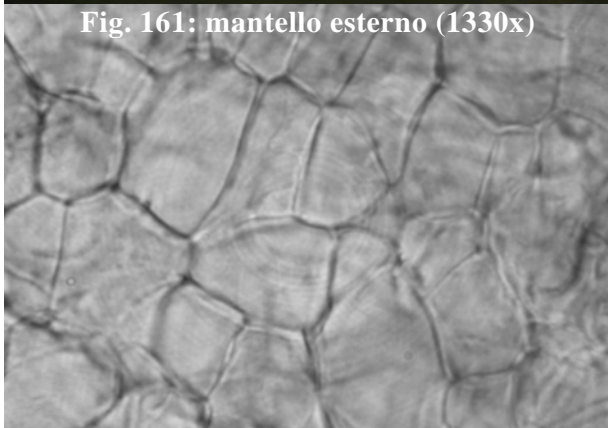
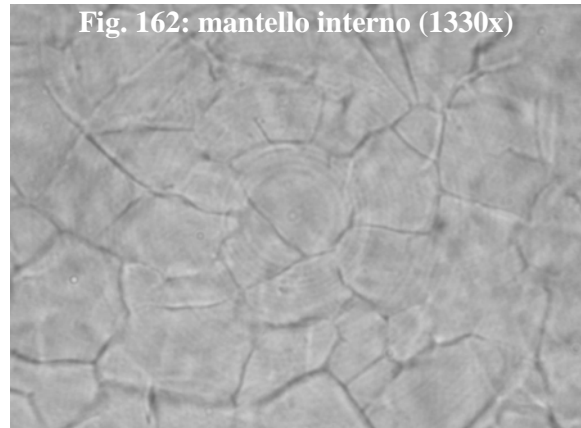


Fig. 162: mantello interno (1330x)



Peziza sp. II

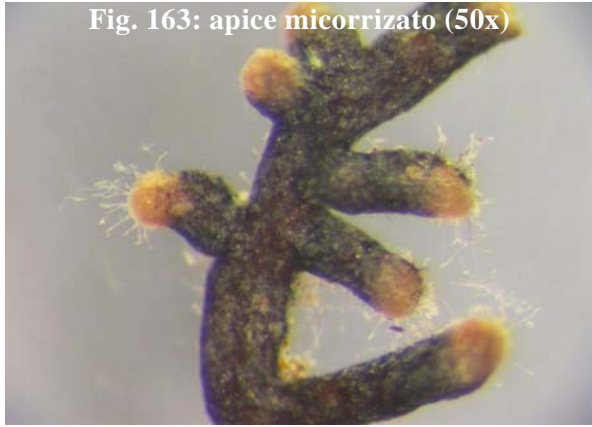


Fig. 163: apice micorrizato (50x)

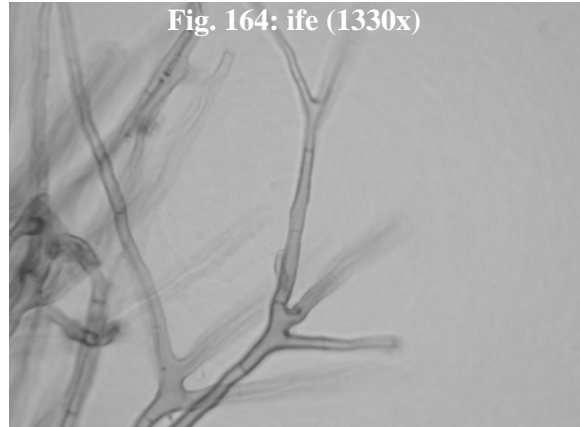


Fig. 164: ife (1330x)

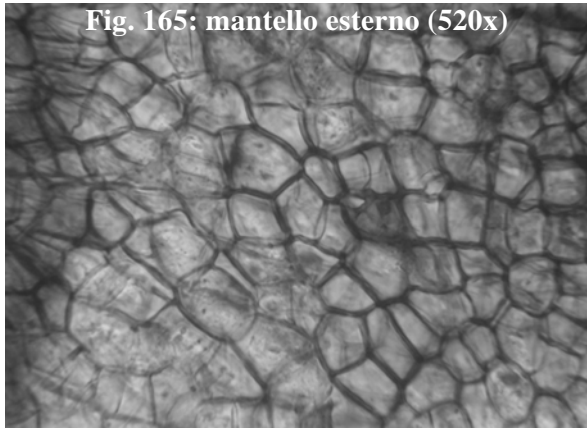


Fig. 165: mantello esterno (520x)

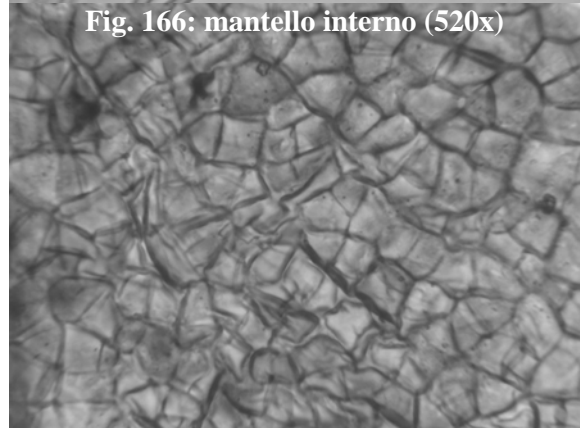


Fig. 166: mantello interno (520x)

Quercirhiza argenteobrunneola



Fig. 167: apice micorrizato (75x)

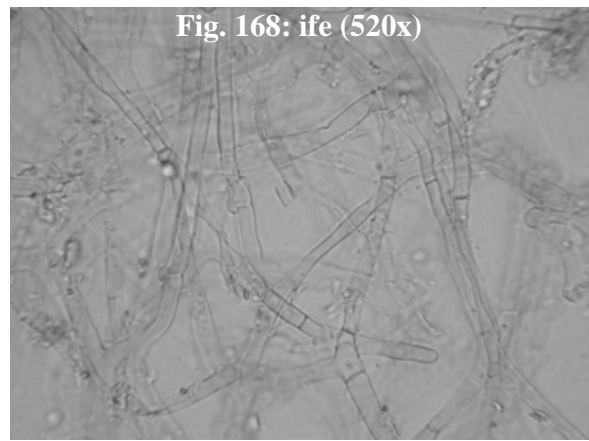


Fig. 168: ife (520x)

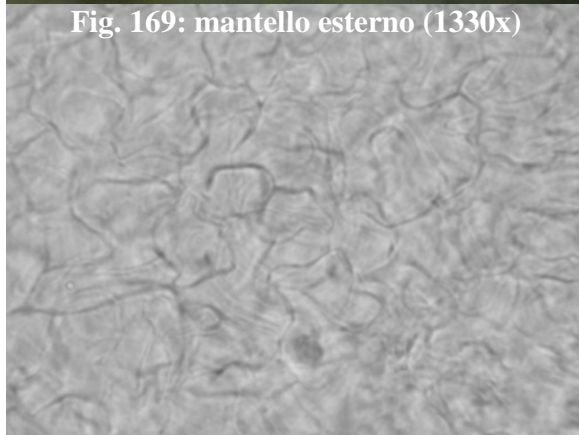


Fig. 169: mantello esterno (1330x)

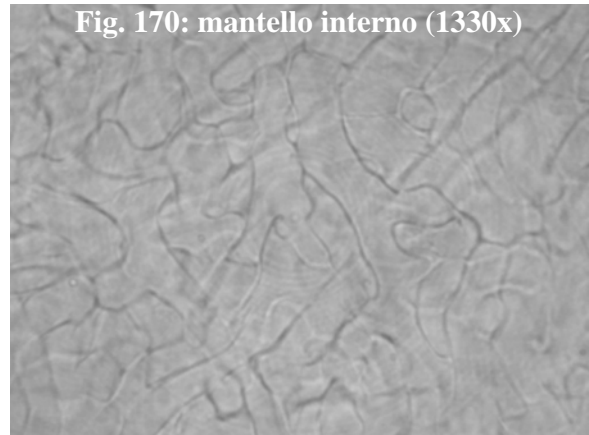


Fig. 170: mantello interno (1330x)

Q. internangularis

Fig. 171: apice micorrizato (25x)



Fig. 172: mantello esterno (1330x)

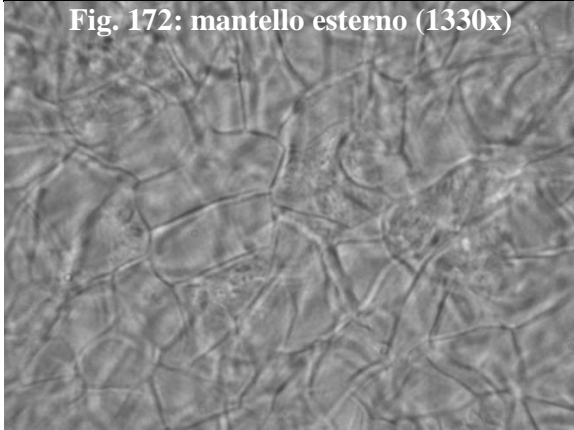
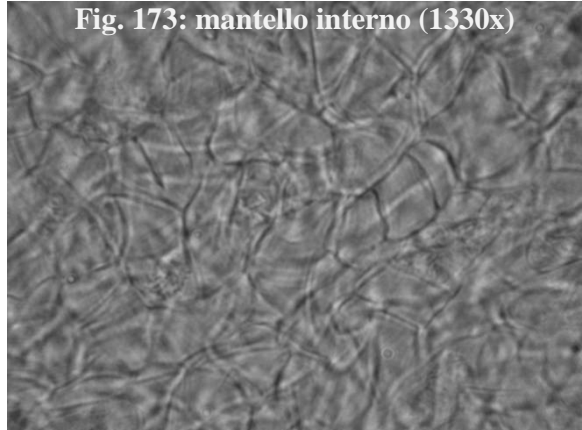


Fig. 173: mantello interno (1330x)



Q. stellata

Fig. 174: apice micorrizato (40x)



Fig. 175: cistidi (1330x)

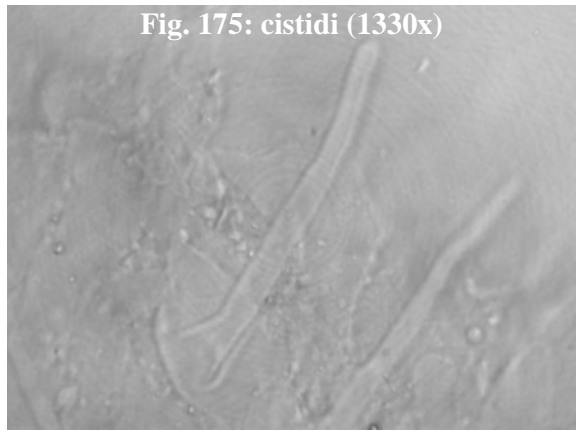


Fig. 176: mantello esterno (1330x)

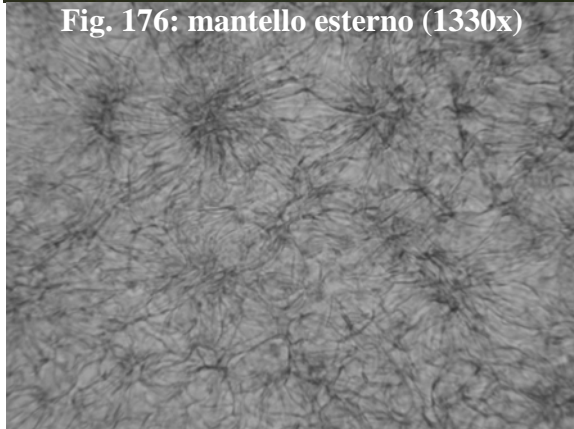
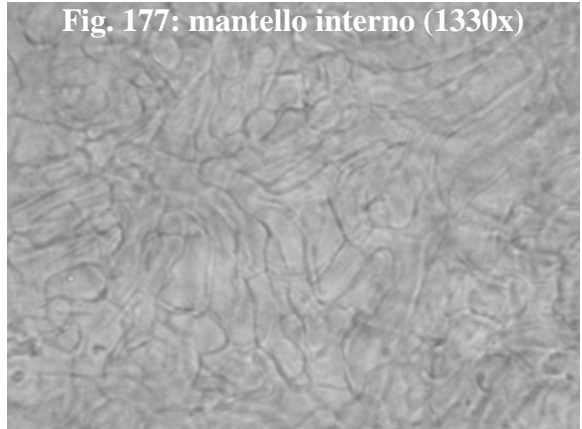
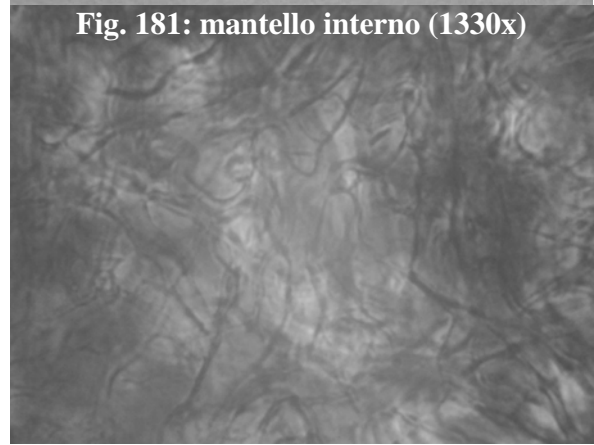
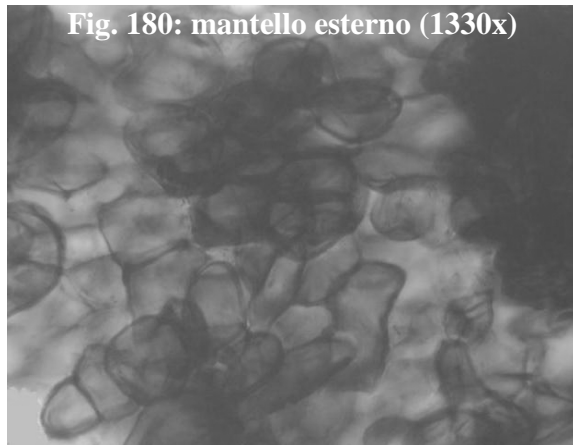
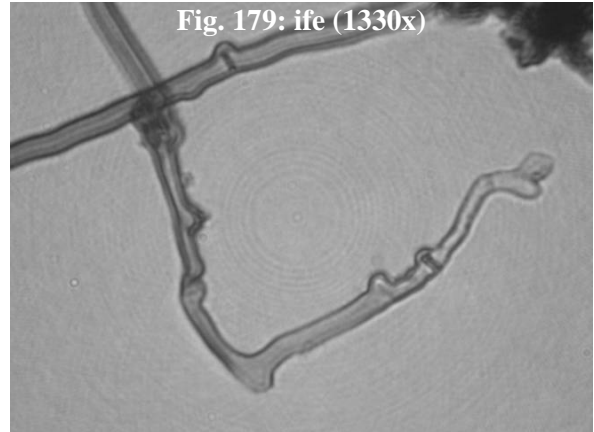
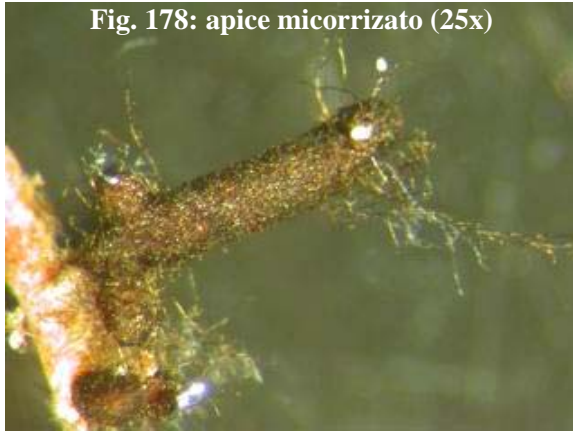


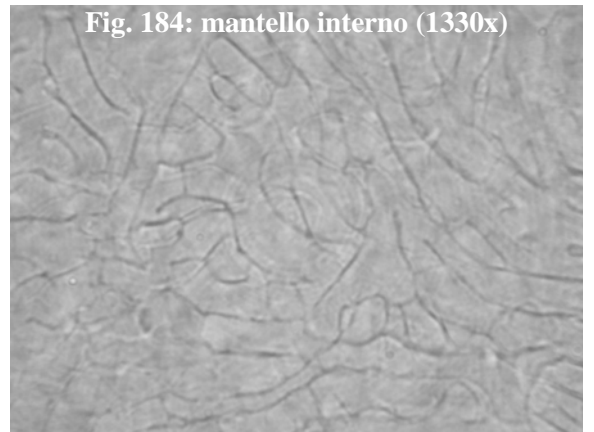
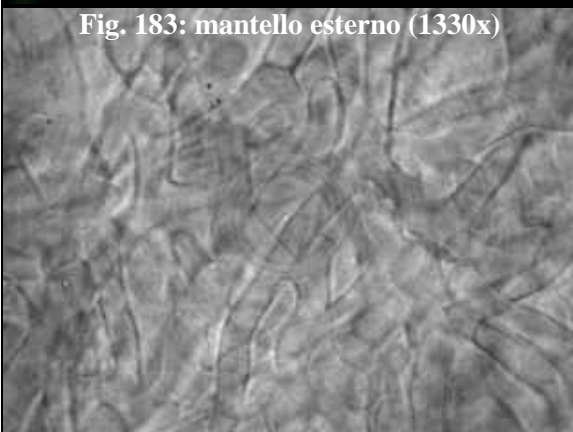
Fig. 177: mantello interno (1330x)



Q. squamosa



Russula sp.



Russulaceae I

Fig. 185: apice micorrizzato (50x)



Fig. 186: ife (1330x)

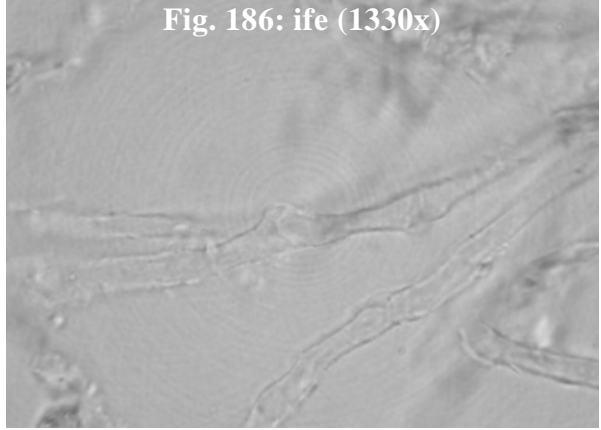


Fig. 187: mantello esterno (520x)

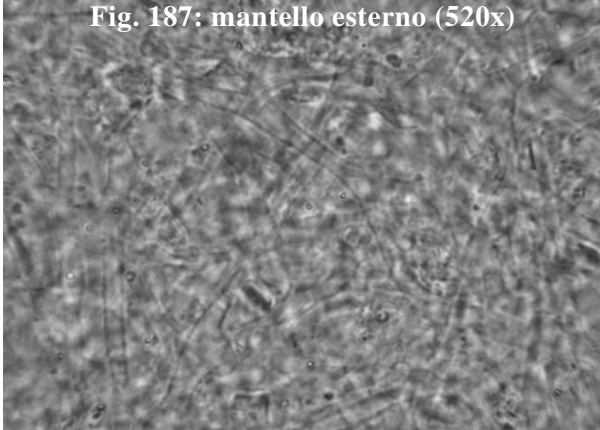
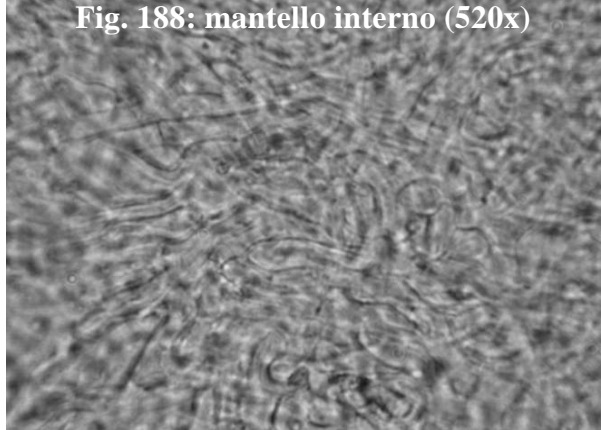


Fig. 188: mantello interno (520x)



Russulaceae II



Fig. 189: apice micorrizzato (40x)

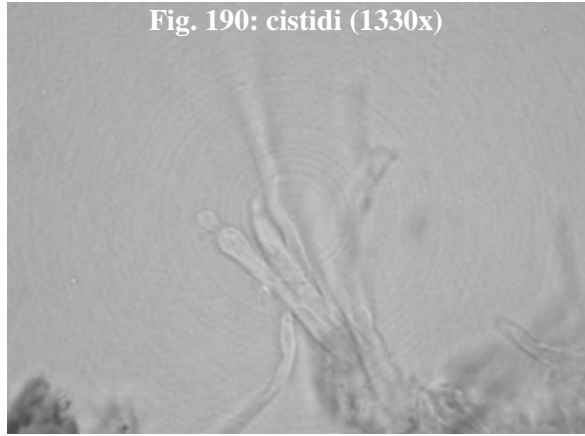


Fig. 190: cistidi (1330x)

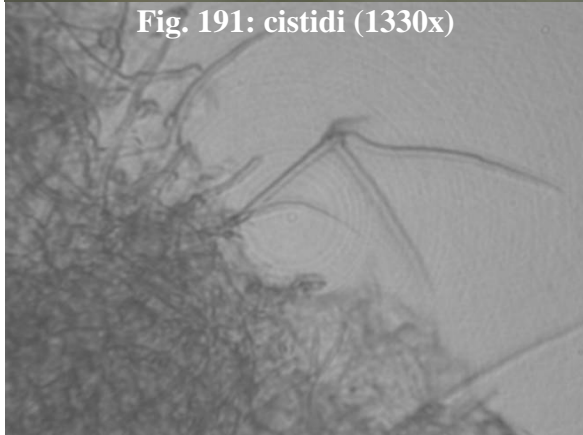


Fig. 191: cistidi (1330x)

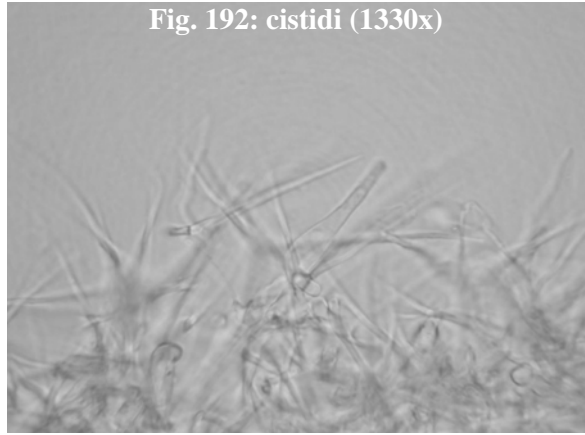


Fig. 192: cistidi (1330x)

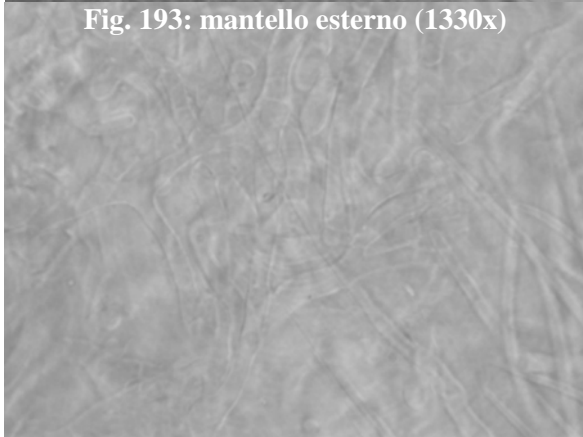


Fig. 193: mantello esterno (1330x)

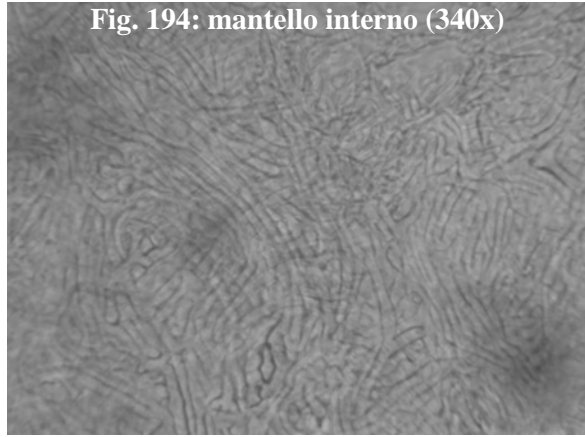


Fig. 194: mantello interno (340x)

Russulaceae III

Fig. 195: apice micorrizzato (31,2x)



Fig. 196: cistidi (1330x)

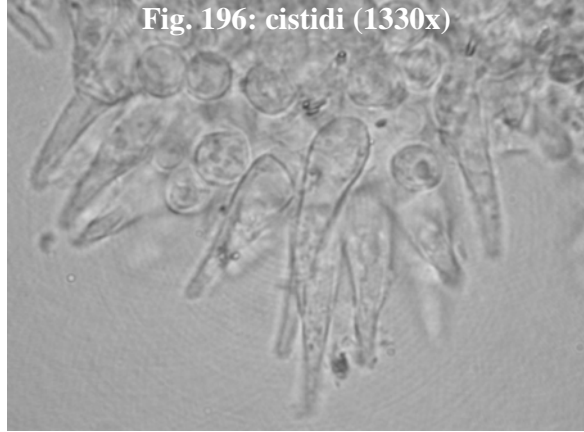


Fig. 197: mantello esterno (1330x)

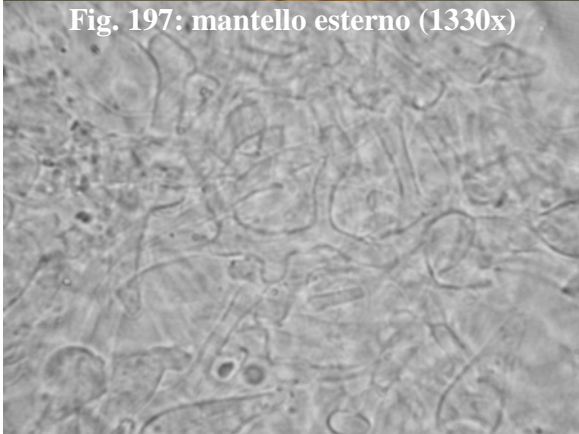
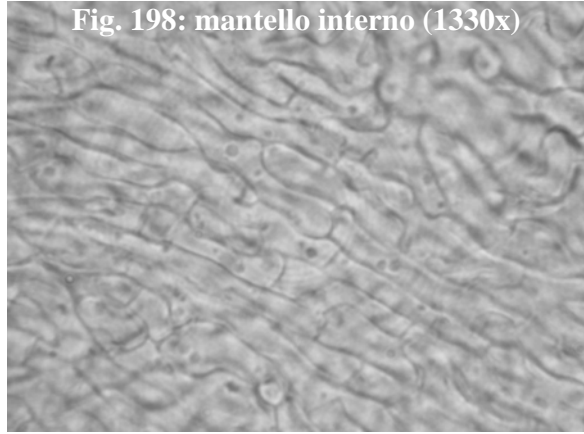


Fig. 198: mantello interno (1330x)



Scleroderma citrinum

Fig. 199: apice micorrizzato (40x)

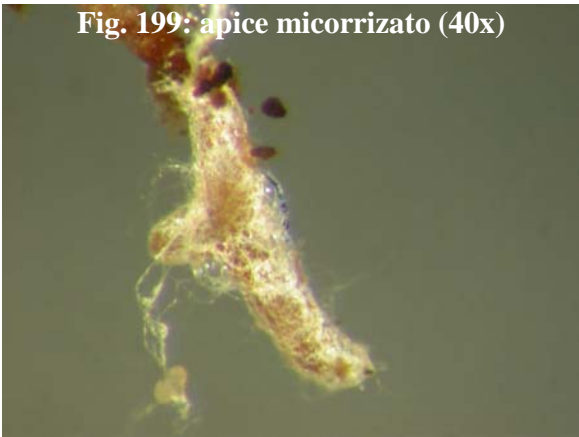


Fig. 200: rizomorfa (1330x)



Fig. 201: mantello esterno (1330x)

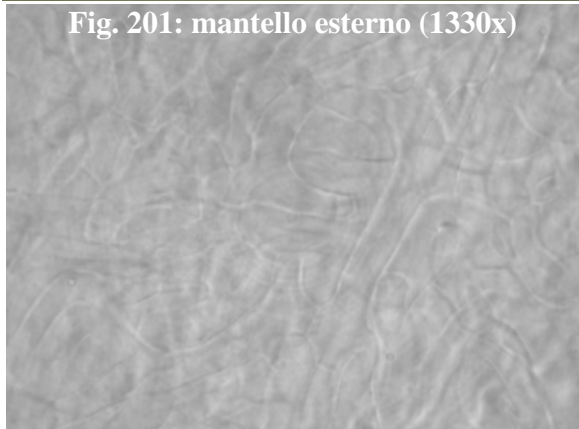
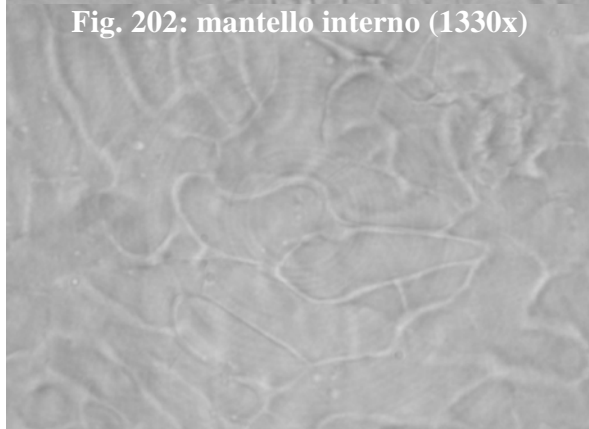


Fig. 202: mantello interno (1330x)



Sebacina helvelloides



Fig. 203: apice micorrizzato (60x)

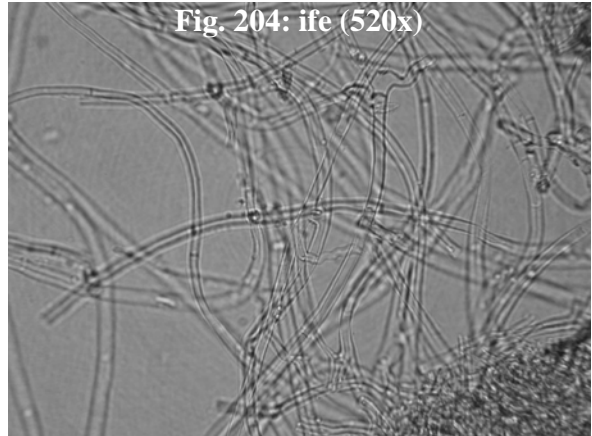


Fig. 204: ife (520x)

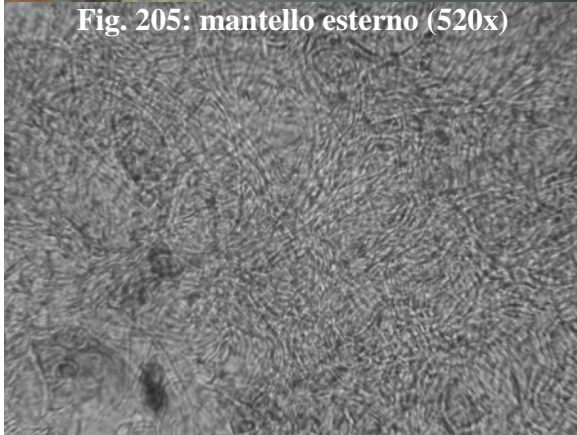


Fig. 205: mantello esterno (520x)

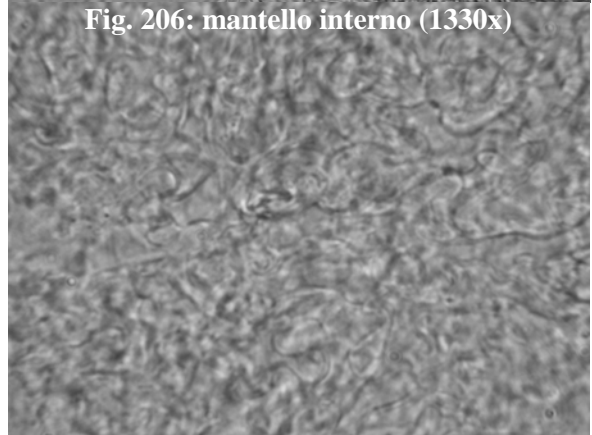


Fig. 206: mantello interno (1330x)

Sebacinaeae I



Fig. 207: apice micorrizzato (15,5x)

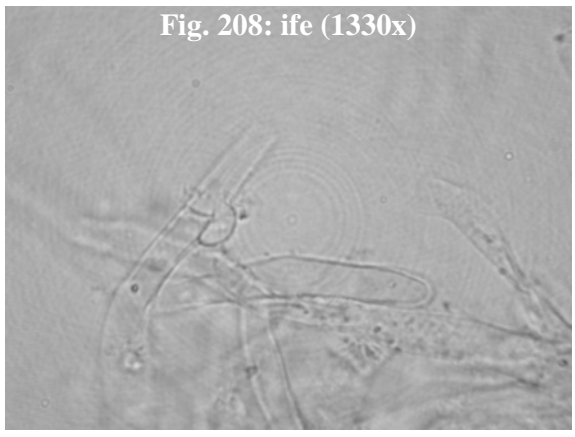


Fig. 208: ife (1330x)

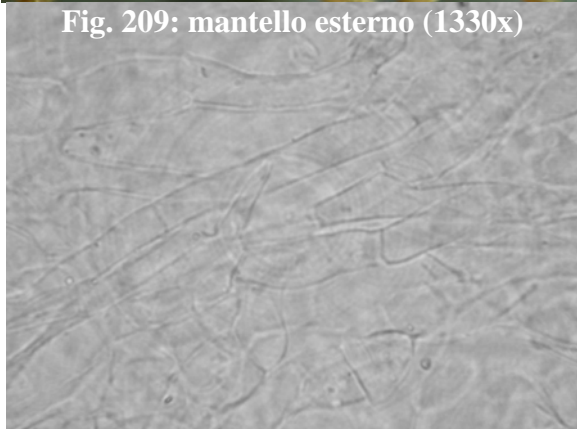


Fig. 209: mantello esterno (1330x)

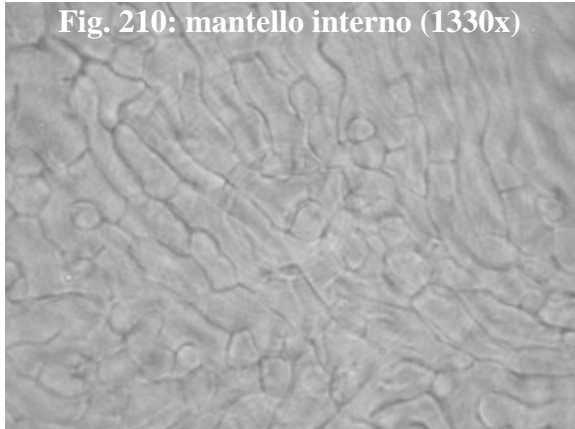


Fig. 210: mantello interno (1330x)

Sebacinaceae II

Fig. 211: apice micorrizato (25x)



Fig. 212: ife (1330x)

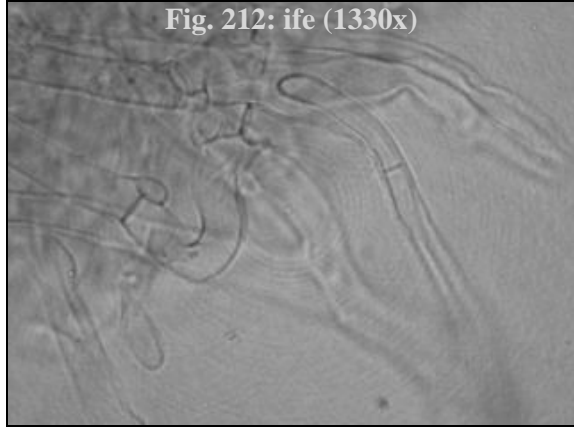


Fig. 213: mantello esterno (1330x)

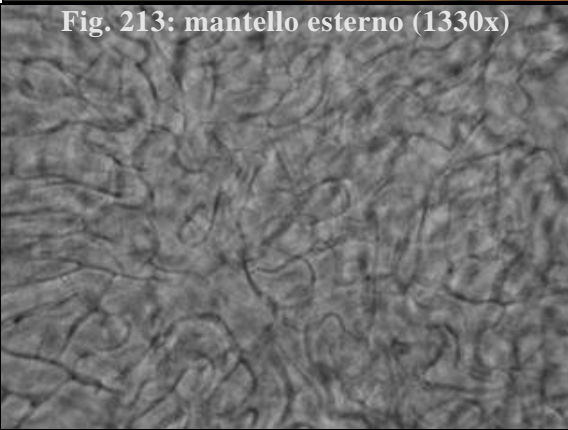
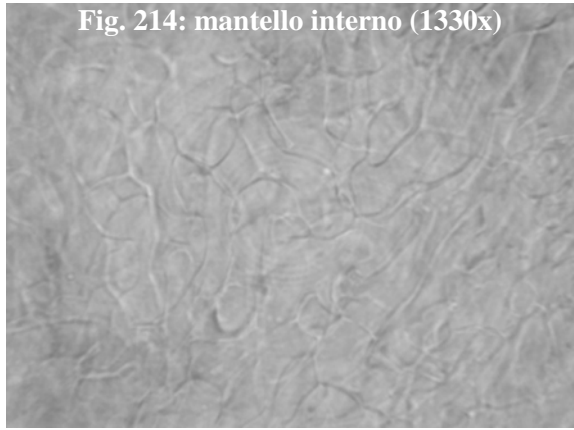


Fig. 214: mantello interno (1330x)



Sebacinaceae III

Fig. 215: apice micorrizato (25x)



Fig. 216: ife (1330x)

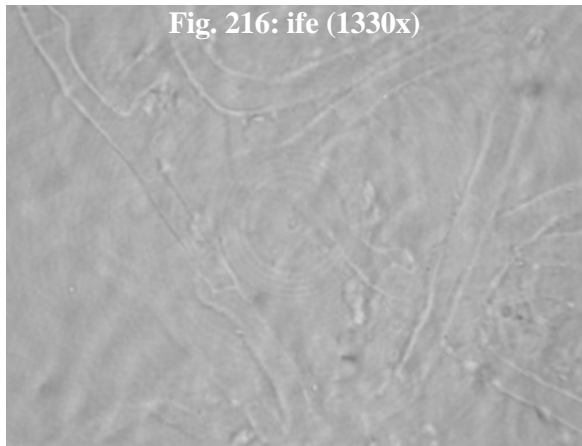


Fig. 217: mantello esterno (1330x)

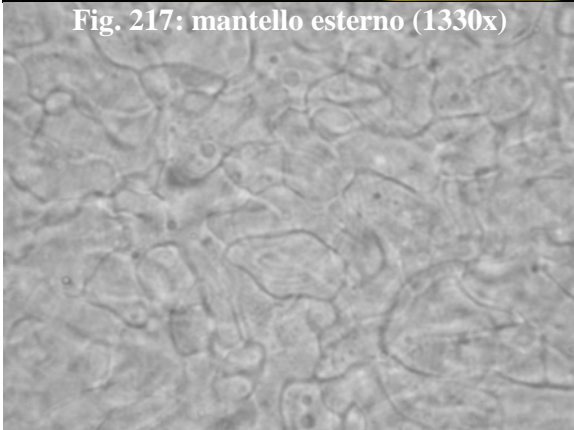
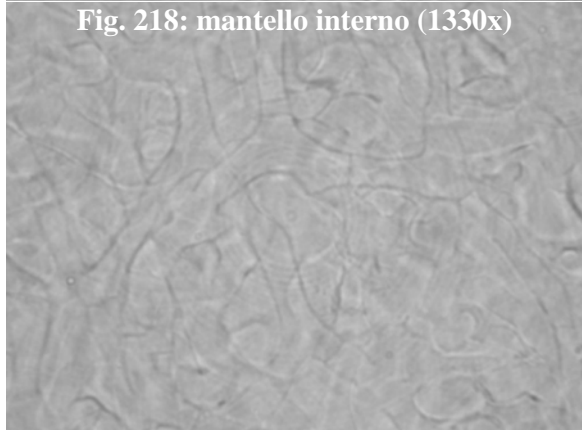


Fig. 218: mantello interno (1330x)



Thelephoraceae I

Fig. 219: apice micorrizato (40x)



Fig. 220: cistidi (1330x)

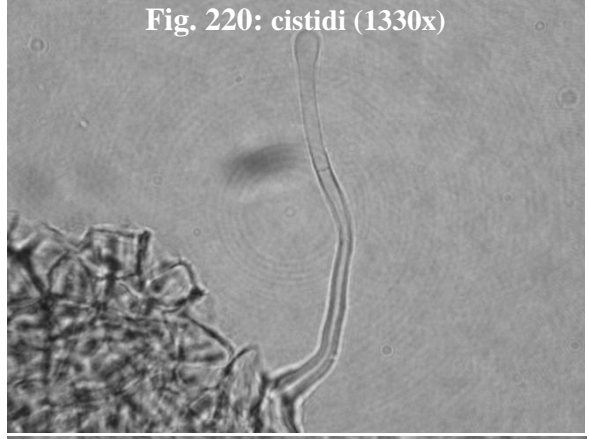


Fig. 221: mantello esterno (520x)

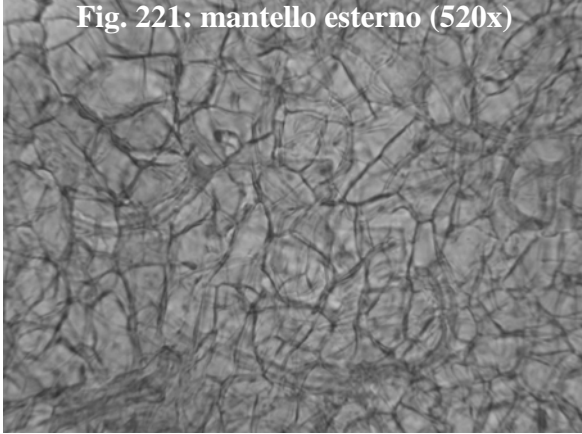
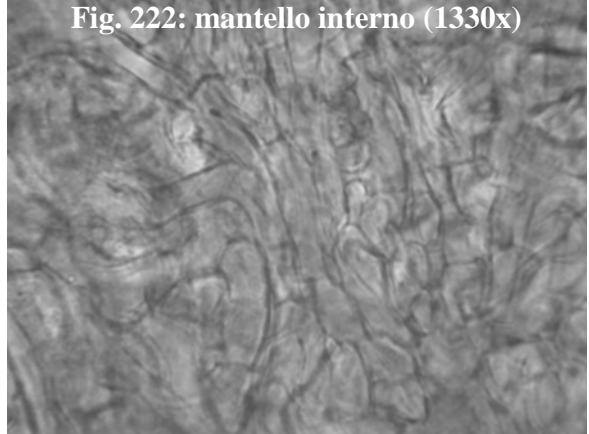


Fig. 222: mantello interno (1330x)



Thelephoraceae II

Fig. 223: apice micorrizato (75x)



Fig. 224: cistidi (1330x)

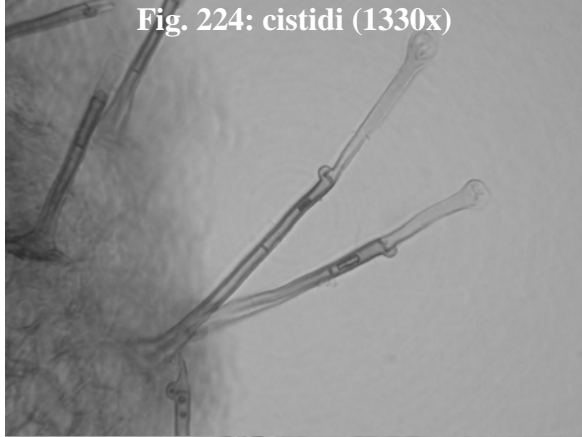


Fig. 225: base dei cistidi (1330x)

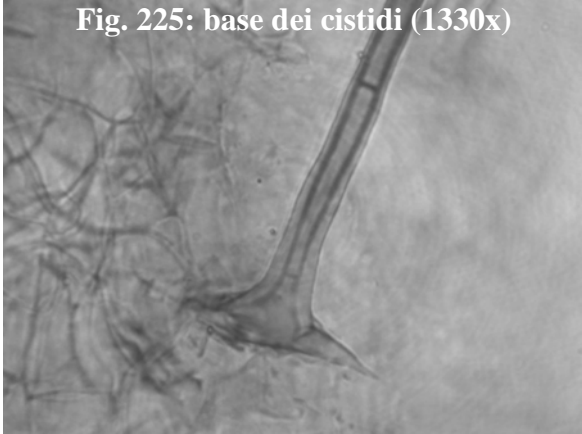


Fig. 226: ife (1330x)

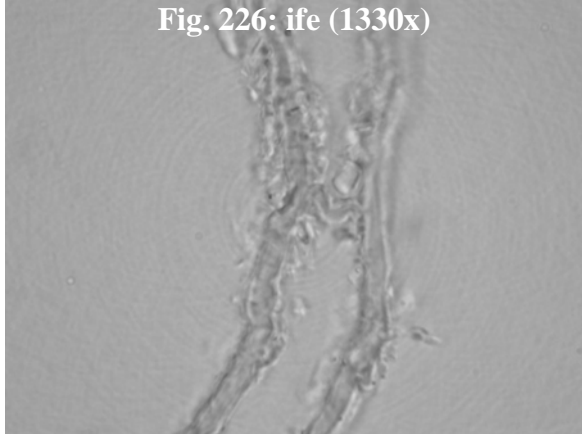


Fig. 227: mantello esterno (520x)

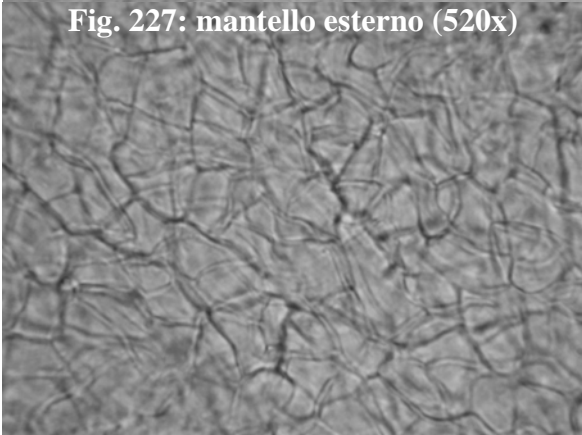
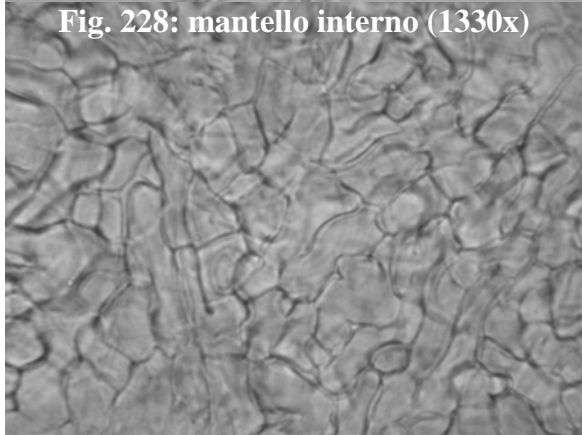


Fig. 228: mantello interno (1330x)



Tomentella sp. I



Fig. 229: apice micorrizato (20x)

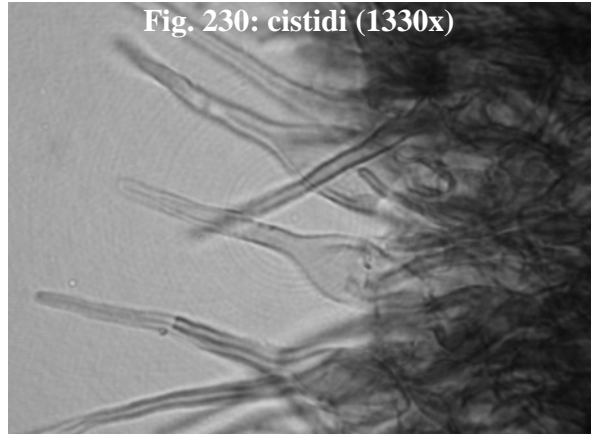


Fig. 230: cistidi (1330x)

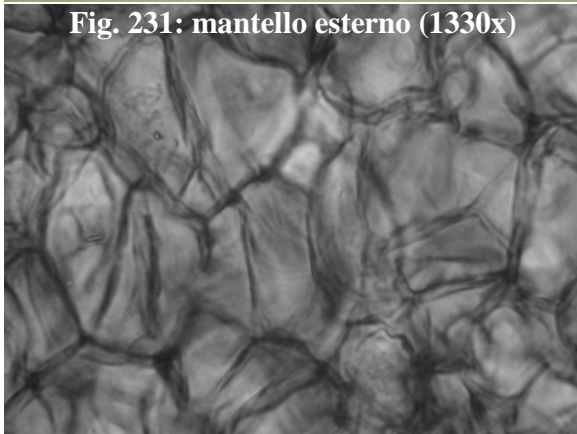


Fig. 231: mantello esterno (1330x)

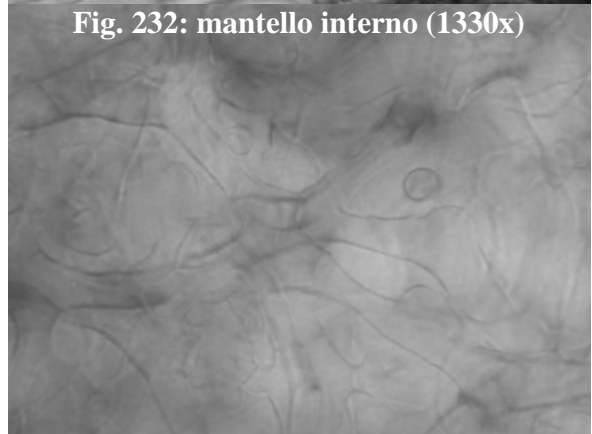


Fig. 232: mantello interno (1330x)

Tomentella sp. II



Fig. 233: apice micorrizato (40x)

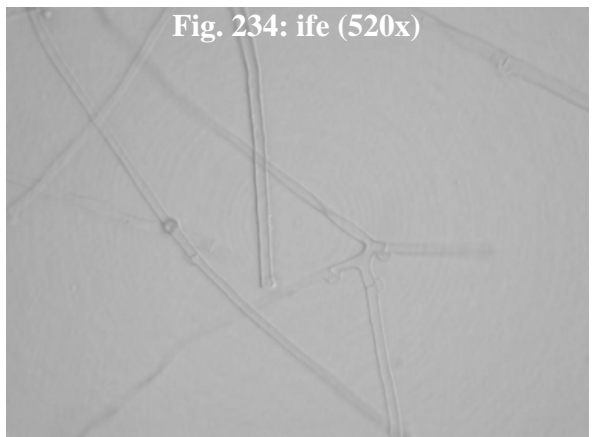


Fig. 234: ife (520x)

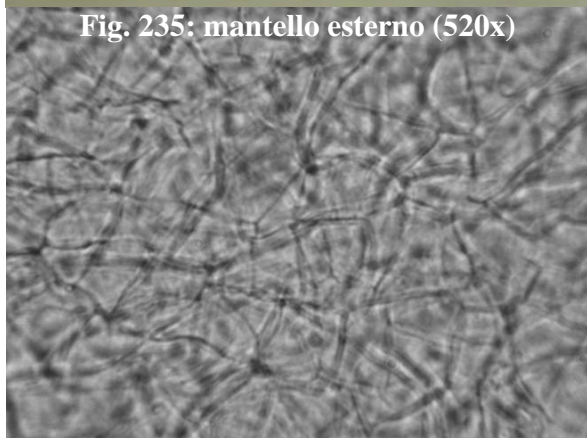


Fig. 235: mantello esterno (520x)

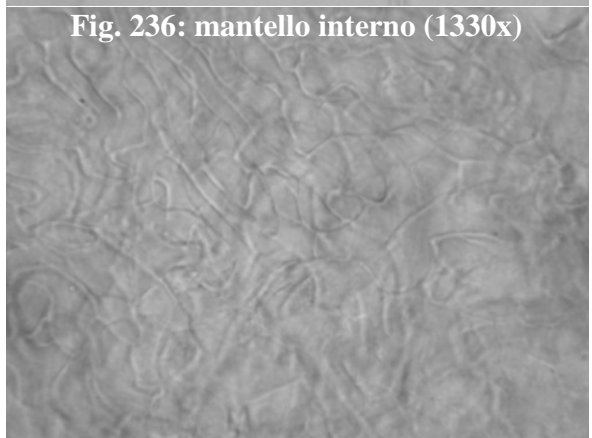


Fig. 236: mantello interno (1330x)

Tomentella sp. III

Fig. 237: apice micorrizato (50x)



Fig. 238: ife (1330x)

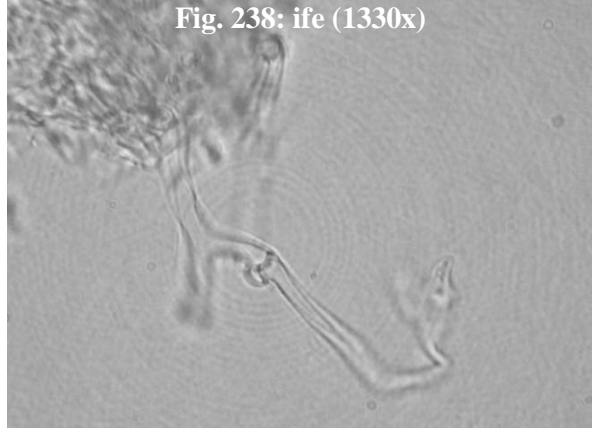


Fig. 239: mantello esterno (1330x)

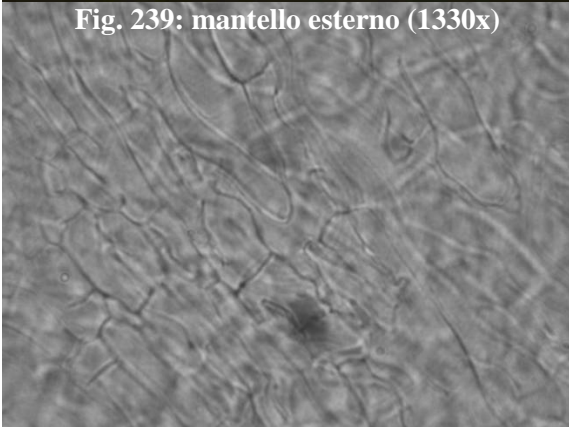
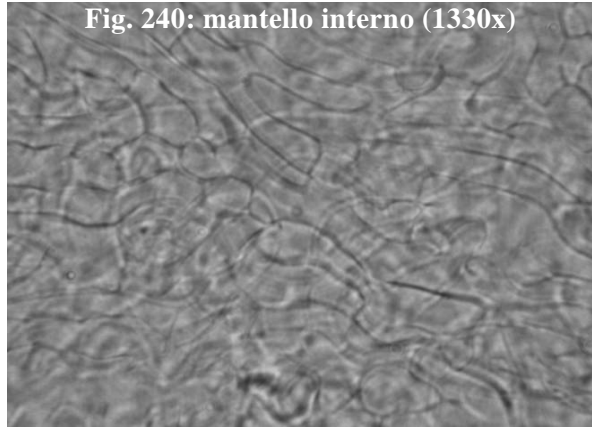


Fig. 240: mantello interno (1330x)



Tomentella sublilacina

Fig. 241: apice micorrizato (40x)



Fig. 242: ifa (1330x)

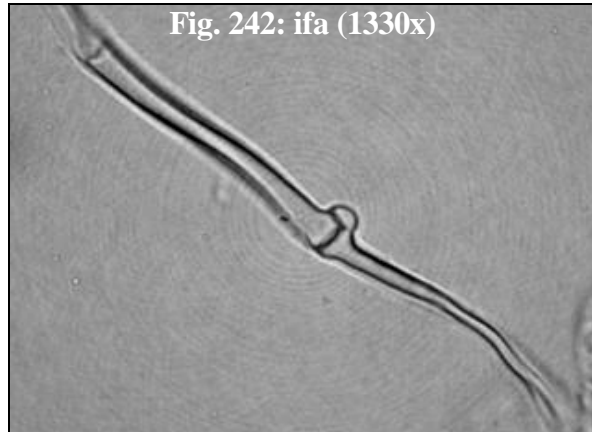


Fig. 243: mantello esterno (1330x)

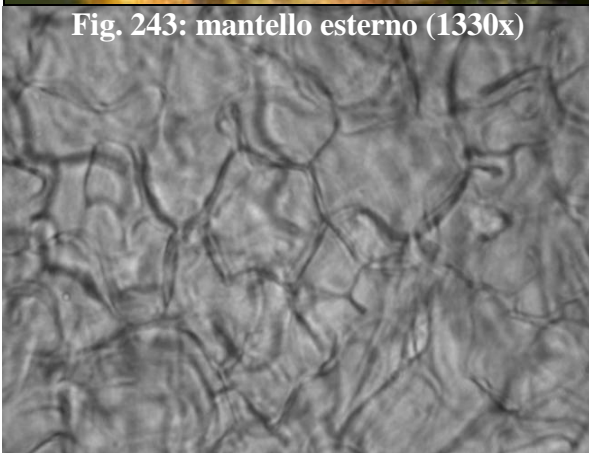
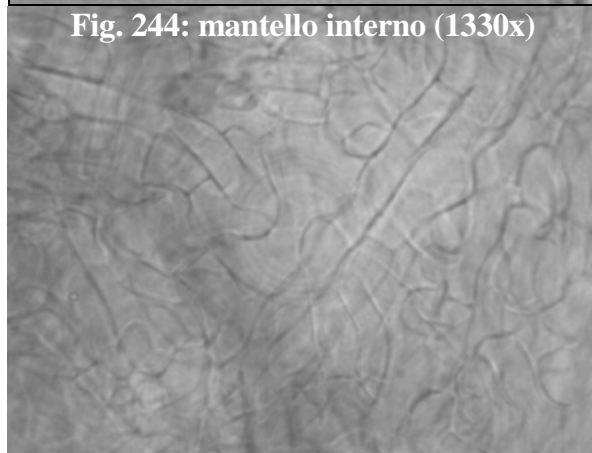


Fig. 244: mantello interno (1330x)



Tuber aestivum

Fig. 245: apice micorrizzato (31,2x)



Fig. 246: ife (520x)

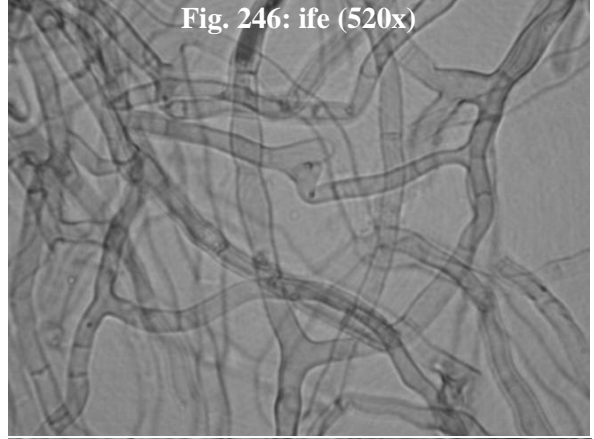


Fig. 247: mantello esterno (520x)

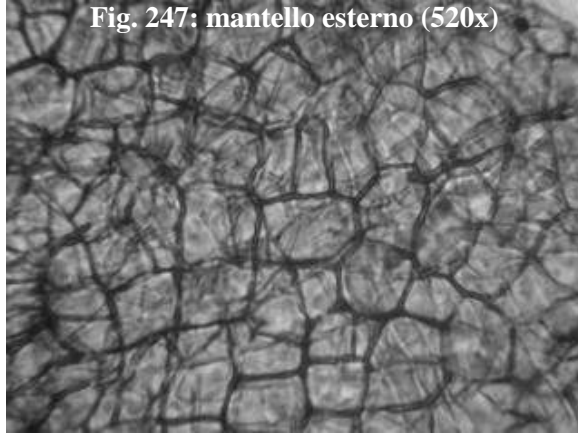
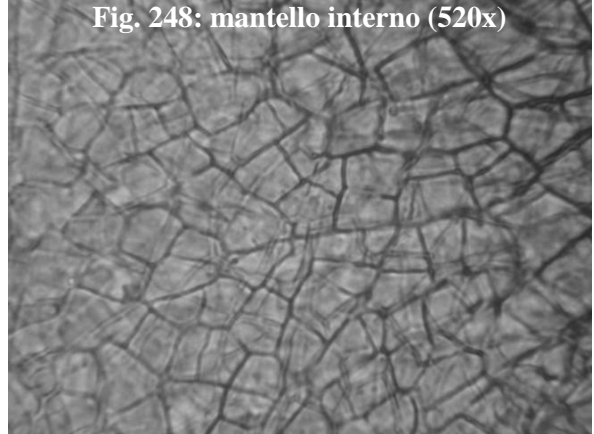


Fig. 248: mantello interno (520x)



Tuber sp.

Fig. 249: apice micorrizzato (60x)



Fig. 250: cistidi (1330x)

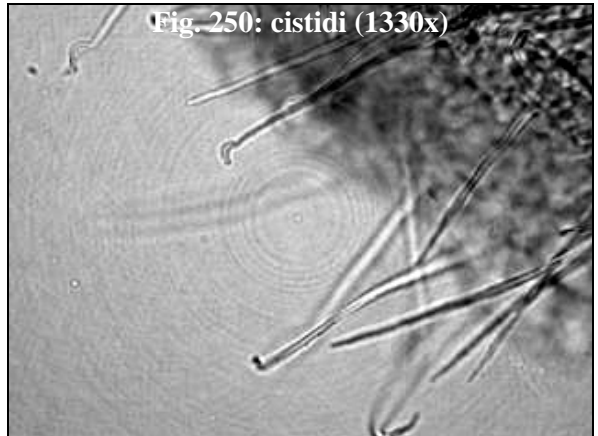


Fig. 251: mantello esterno (1330x)

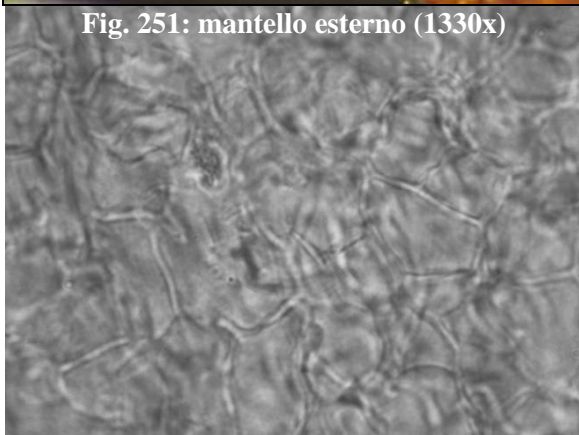
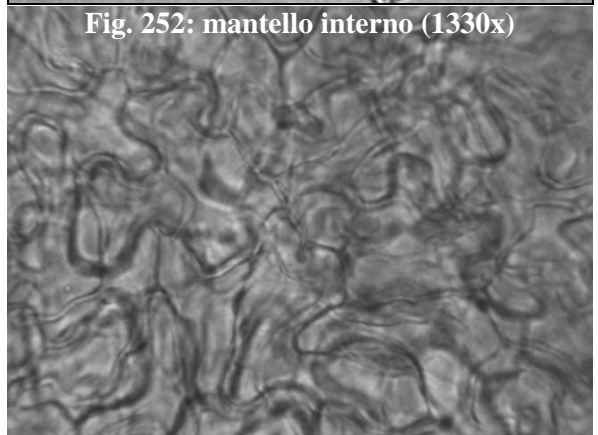


Fig. 252: mantello interno (1330x)



Xerocomus lanatus

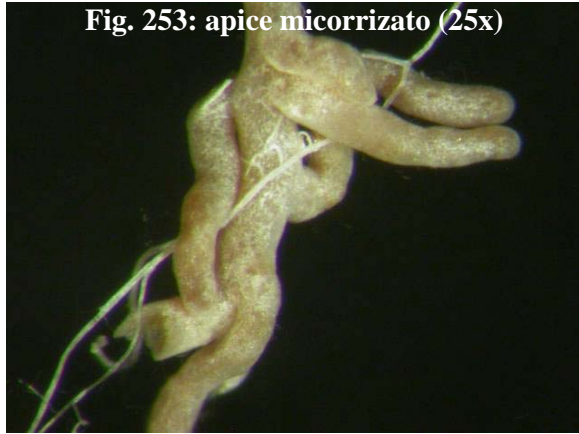


Fig. 253: apice micorrizzato (25x)

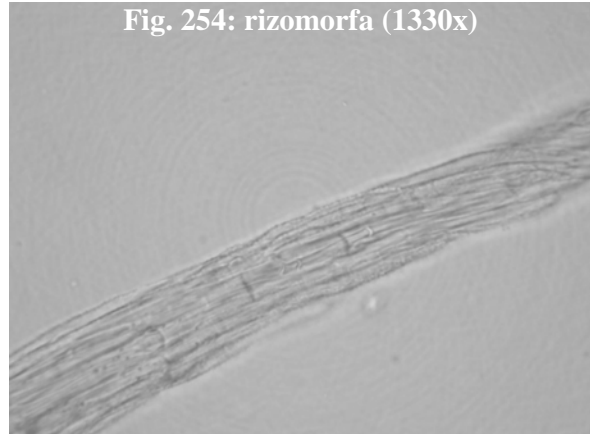


Fig. 254: rizomorfa (1330x)

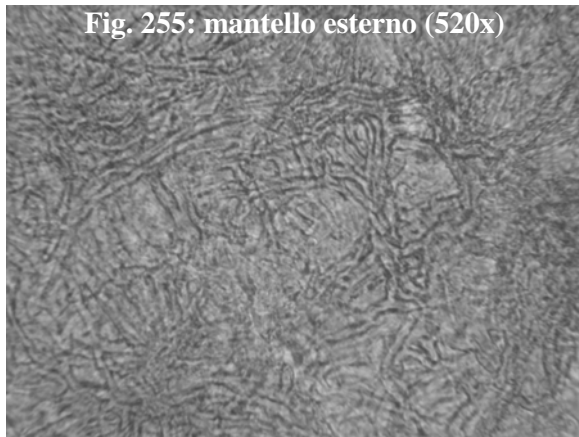


Fig. 255: mantello esterno (520x)

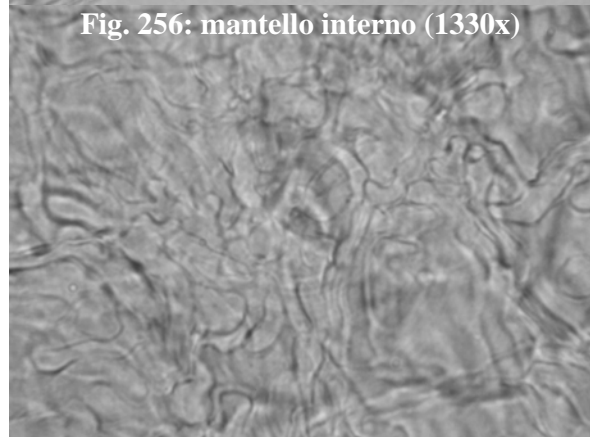


Fig. 256: mantello interno (1330x)