|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| 分类号：      **博** 士 学 位 论 文 | | |
| 题 目： | **黄山风景区丛枝菌根真菌多样性及对旅游扰动的响应** | |
| T i t l e : | **Biodiversity of arbuscular mycorrhizal fungi and its response to tourist disturbance in Huangshan**  **Scenic Area** | |
| **学 科、专 业：** | | **生** 态 学 |
| **研 究 方 向 ：** | | **旅 游 生 态 学** |
| **作 者 姓 名 ：** | | **杨安娜** |
| **导师及职 称：** | | **陆** 林 **教授** |
| **论文提交日期：** | | **2014 年 4 月** |
| **授予学位日期：** | | |
| 安徽师范大学学位评定委员会办公室 | | |

黄山风景区丛枝菌根真菌多样性及对旅游扰动的响应

杨 安 娜

安徽师范大学博士学位论文二Ｏ 一四年四月

本论文经答辩委员会全体委员审查，确认符合安徽师范大学博士学位论文质量要求。

答辩委员会签名：

主席：(工作单位、职称)

委员：

导师：

**安徽师范大学博士学位论文独创性声明**

本人郑重声明：所呈交的学位论文，是本人在导师的指导下，独立进行研究工作所取得的成果。除文中已经注明引用的内容外，本论文不含任何其他个人或集体已经发表或撰写过的作品成果。对本文的研究做出重要贡献的个人和集体，均已在文中以明确方式标明。本人完全意识到本声明的法律结果由本人承担。

学位论文作者签名： 日期： 年 月 日

**安徽师范大学博士学位论文授权使用声明**

学位论文作者完全了解安徽师范大学有关保留和使用学位论文的规定，即：研究生在校攻读学位期间论文工作的知识产权单位属安徽师范大学。学校有权保留并向国家有关部门或机构送交论文的复印件和电子版，允许学位论文被查阅和借阅；学校可以公布学位论文的全部或部分内容，可以允许采用影印、缩印或其它复制手段保存、汇编学位论文。(保密的学位论文在解密后遵守此规定)

□保密论文注释：本学位论文属于保密在 年解密后适用本授权书。

□非保密论文注释：本学位论文不属于保密范围，适用本授权书。 本人签名： 日期：

导师签名： 日期：

黄山风景区丛枝菌根真菌多样性

及对旅游扰动的响应

摘 要

生物多样性是旅游地生态系统的核心，是维系生态系统结构与功能及其可持续发展的主要源泉。然而旅游业的发展，带来了越来越严重的生态问题，生物多样性受到严重威胁。综合多年来的研究资料表明，生态学者历来十分重视旅游地地上部分植被和动物的生态调查及扰动研究，却忽视了地下土壤微生物的存在与其生态学功能，而作为对自然生态系统贡献最大的一类土壤微生物，菌根真菌在促进区域生物多样性发展及维持旅游生态系统平衡方面发挥着不可替代的积极作用。

丛枝菌根(AM)真菌通过与植物的根形成共生结构，成为联系植物和土壤的关键通道，实现了生态系统内水分、营养、能源和信息的联合共享及高效利用，促进了生物多样性发展和生态系统繁荣。同时，作为一类重要的环境指示微生物，

AM真菌在生态系统中的动态变化在一定程度上可以反映旅游扰动对旅游地生态系统产生的影响，从而间接了解生态系统的健康状况。本项目着眼旅游生态系统的“植物—AM真菌—土壤”圈层，利用黄山风景区野外工作平台，在AM真菌多样性研究的基础上，运用菌根学原理与研究方法，从不同垂直空间和水平空间尺度上，研究了AM真菌群落结构、AM真菌定殖状况、土壤菌丝网络和孢子分布，阐明了旅游扰动对AM真菌多样性和生态分布的影响规律，分析了AM真菌在扰动响应过程中与宿主植物、土壤因子等相互关系，指出了AM真菌在旅游生态系统中的生态功能和作为环境指示微生物的生态价值。

主要研究结果如下：(1)对黄山风景区亚热带森林的AM真菌群落结构进行了调查研究，共分离鉴定出10属25种AM真菌，其中*Acaulospora* 6种、*Claroideoglomus* 2种、*Diversispora* 1种、*Entrophospora* 1种、*Funneliformis* 2种、

*Glomus* 8种、*Racocetra* 1种、*Rhizophagus* 2种、*Scutellospora* 1种、*Septoglomus*

*1*种。AM真菌孢子密度为每100g干土839个（变动范围为45～3250个），AM真菌物种丰富度为每个土样4.2种（变动范围为1～9种）。样地AM真菌群落香浓多样性指数、均匀度指数和辛普森多样性指数分别为2.38、0.74和0.86。黄山风景区亚热带森林AM真菌多样性可能是AM真菌与其所在生态环境之间长期相互选择的结果。（2）研究了黄山具有代表性的珍惜濒危植物黄山木兰（*Magnolia*

I

*cylindrica*）的AM真菌群落结构及定殖状况。结果显示从黄山木兰根际土壤样品中分离鉴定出9属17种AM真菌，AM真菌在黄山木兰根内的定殖率很高，定殖结构主要为横穿细胞间串联的菌丝圈，形成典型的*Paris*-type类型AM。（3）旅游扰动使AM真菌定殖率、土壤菌丝量、孢子密度、GRSP含量发生改变，距步道越近，人为扰动越大，其中距步道5m内是旅游扰动最强烈的区域，在一些扰动影响大的区域，扰动范围可扩展至距步道10m甚至更远。黄山垂直海拔不同生境中的AM真菌受扰动程度和范围不同，温泉、云谷寺和光明顶受旅游扰动的影响较大，其成因与植被类型、土壤因子、扰动强度、扰动历史等有关。旅游线路建设程度不同也会明显影响AM真菌受扰动的程度，云谷寺受扰动强度最高、范围最广，慈光阁次之，钓桥庵受扰动最小，其中钓桥庵的GRSP含量为24.41mg/g，为其它景点的5-19倍。（4）道路建设对AM真菌多样性具有明显扰动影响，香浓多样性指数、均匀度和辛普森多样性指数分别下降至1.74、0.57和0.83。道路建设初期对AM真菌的扰动主要体现在孢子数量的大幅下降，减少了83%，而AM真菌群落的物种组成变化不明显，虽然物种丰富度略有下降，但一些优势种在扰动前后没有发生根本性变化，对AM真菌群落构成仍起关键作用。

旅游活动对黄山风景区生态系统中AM真菌产生了负面影响。AM真菌对短期低强度的扰动适应力强，表现出较强的弹性适应(resilience)。不同的AM真菌种类对环境扰动的适应能力不同，在研究扰动对自然生态系统AM真菌多样性影响时，应多关注在扰动环境中具有高度耐受力的AM真菌优势种群，它们可能对生态系统的修复与重建具有重要意义。

**关键词：**黄山； 丛枝菌根真菌； 旅游扰动； 生物多样性

II

**Biodiversity of arbuscular mycorrhizal fungi and its response to tourist disturbance in Huangshan Scenic Area**

**Abstract**

Biodiversity is the core element of tourism ecosystem. The rapid development of tourism inevitably brings about negative effects on the ecological environment, intensifying the contradiction between environmental protection and utilization. There is a considerable wealth of information regarding the species diversity of both plants and animals that occur above ground. However, little attention has been paid to the large amounts of microorganisms under the ground, which are important components of tourism ecosystem and play vital roles in nutrient cycling and energy flux.

Arbuscular mycorrhizae (AM) are ubiquitous symbioses between plant roots and AM fungi in terrestrial ecosystems. Arbuscular mycorrhizal fungi are important soil microbial resources that help to integrate plants with soil. When there is a change in this dynamic, to some extent it reflects the impact that disturbance caused by tourists has on the ecosystem, and thus indirectly helps us to understand the state of health of the ecosystem. In this study, the work will focus on the" plant - AM fungi - soil" circle of the tourism ecosystem, using mycorrhizal and tourism ecological principles and research methods. A study will be made of the response of AM fungal community structure, the" plant - fungi" symbiont, AM mycelium network, and glomalin-related soil protein as a result of disturbance by tourists. The study will explain the ecological function of AM fungi in the tourism ecosystem and the ecological value of AM fungi as an environmental indicator organism. It will also provide valuable reference materials for the sustainable development of tourism.

The diversity of AM fungi in the soil of Huangshan were investigated. Twenty-five species of arbuscular mycorrhizal fungi were identified from 42 rhizosphere soil samples. *Acaulospora*, *Glomus* and *Funneliformis* were dominant at the study site. AM fungi spore density ranged from 45 to 3250 per 100 g soil (average 839), and the species richness of arbuscular mycorrhizal fungi ranged from 1-9 (average 4.2) per soil sample. Shannon-Wiener index and Simpson's index were calculated to evaluate the arbuscular mycorrhizal fungal diversity. The diversity of AM fungal community in the subtropical forest of Huangshan may be the result of mutual selection between AM fungi and the ecological environment.

Root and rhizosphere soil samples of preserved plant Huangshan Magnolia (*Magnolia cylindrica*) were studied to determine the root colonization and the diversity of

III

Spore populations of AM fungi. The results showed that AM fungal colonization structures including hyphae, hyphal coils and vesicles were present in all root samples. *Paris*-type arbuscular mycorrhizae were identified in the roots according to the morphological structure. Seventeen species of AM fungi were isolated and identified from the rhizosphere soil samples.

Tourism disturbance influenced the AM fungi colonization rate, the amount of soil mycelium, spore density and GRSP content. The influence was greatest within 5m away from the tour trail. In some area, the influence could extend to 10m and even farther. In different habitats, the disturbance on AM fungi community varied in degree and scope. It was greater in Wenquan, Yungu Si and Guangmin Ding. The reason may be related to vegetation type, soil factors, disturbance intensity, disturbance history and so on. Different degrees of tourism construction will significantly affect AM fungi community. The disturbance was greatest in Yungu Si, Ciguang Ge followed by and Diaoqiao An was the least. The GRSP content of Diaoqiao An was 24.41mg/g soil, 5-19 times that of other sites.

Road construction had obvious disturbance on AM fungal diversity. The Shannon diversity index, evenness and Simpson diversity index fell to 1.74, 0.57 and 0.83 respectively after road construction. The decline mainly reflected in the number of spores, reducing by 83%, while the species composition of AM fungal communities did not change significantly. Although there is a slight decrease in species richness, but some dominant species did not change before and after the disturbance, which still play a key role in the AM fungal community composition.

Tourism had posed negative influence on the Huangshan ecosystem. The result revealed that the AM fungi community showed strong adaptation (resilience) to the disturbance. Different AM fungal species has different ability to adapt to different environmental disturbances. More attention should be paid to the advantages of AM fungal populations with a high degree of tolerance in the disturbance environment, for they may be of great significance in repairing and reconstruction of the ecosystem.

**Keywords:** Huangshan; Arbuscular mycorrhizal fungi; Tourism disturbance; Biodiversity

IV

目 录

[摘 要](#_Toc686361114) 4

**[Abstract](#_Toc686361115)** 4

[第一章 前 言](#_Toc686361116) 9

**[1.1](#_Toc686361117)** [选题的背景](#_Toc686361117) 9

**[1.1.1](#_Toc686361118)** [旅游业发展带来的生态保护的迫切性](#_Toc686361118) 9

**[1.1.2](#_Toc686361119)** [旅游生态影响的国内外研究进展](#_Toc686361119) 9

**[1.1.3](#_Toc686361120)** [丛枝菌根真菌在黄ft旅游生态系统中的重要性](#_Toc686361120) 10

**[1.1.4](#_Toc686361121)** [研究旅游活动对菌根真菌影响的迫切性](#_Toc686361121) 10

**[1.2](#_Toc686361122)** [选题的意义](#_Toc686361122) 10

**[1.3](#_Toc686361123)** [研究思路](#_Toc686361123) 10

**[1.4](#_Toc686361124)** [论文框架](#_Toc686361124) 11

[第二章 黄ft风景区亚热带常绿阔叶林丛枝 菌根真菌多样性](#_Toc686361125) 11

**[2.1](#_Toc686361126)** [研究背景与研究目的](#_Toc686361126) 11

**[2.2](#_Toc686361127)** [材料与方法](#_Toc686361127) 12

**[2.2.1](#_Toc686361128)** [研究区域](#_Toc686361128) 12

**[2.2.2](#_Toc686361129)** [样品采集与处理方法](#_Toc686361129) 12

**[2.2.3](#_Toc686361130)****[AM](#_Toc686361130)**[真菌分类鉴定](#_Toc686361130) 12

**[2.2.4](#_Toc686361131)** [统计方法](#_Toc686361131) 12

**[2.3](#_Toc686361132)** [结果](#_Toc686361132) 13

**[2.4](#_Toc686361133)** [讨论](#_Toc686361133) 29

**[2.5](#_Toc686361134)** [已鉴定的](#_Toc686361134)**[AM](#_Toc686361134)**[真菌的主要形态学特征](#_Toc686361134) 30

[第三章 珍稀濒危植物黄ft木兰的丛枝菌根](#_Toc686361135) 36

**[3.1](#_Toc686361136)** [研究背景与研究目的](#_Toc686361136) 37

**[3.2](#_Toc686361137)** [材料与方法](#_Toc686361137) 37

**[3.2.1](#_Toc686361138)** [研究区域](#_Toc686361138) 37

**[3.2.2](#_Toc686361139)** [样本采集和处理](#_Toc686361139) 37

**[3.2.3](#_Toc686361140)****[AM](#_Toc686361140)**[真菌的鉴定](#_Toc686361140) 37

**[3.2.4](#_Toc686361141)** [数据分析中的参数](#_Toc686361141) 37

**[3.3](#_Toc686361142)** [结果](#_Toc686361142) 38

**[3.3.1](#_Toc686361143)****[AM](#_Toc686361143)**[真菌侵染状况](#_Toc686361143) 38

**[3.3.2](#_Toc686361144)****[AM](#_Toc686361144)**[真菌孢子密度和](#_Toc686361144)**[AM](#_Toc686361144)**[真菌物种丰富度](#_Toc686361144) 39

**[3.4](#_Toc686361145)** [讨论](#_Toc686361145) 44

[第四章 黄ft风景区旅游活动对丛枝菌根真菌](#_Toc686361146)[的扰动影响](#_Toc686361146) 45

**[4.1](#_Toc686361147)** [研究背景与研究目的](#_Toc686361147) 45

**[4.2](#_Toc686361148)** [材料与方法](#_Toc686361148) 45

**[4.2.1](#_Toc686361149)** [研究区域](#_Toc686361149) 45

**[4.2.2](#_Toc686361150)** [实验设计及样地参数](#_Toc686361150) 46

**[4.2.3](#_Toc686361151)** [样品处理及实验分析](#_Toc686361151) 64

**[4.2.4](#_Toc686361152)** [统计方法](#_Toc686361152) 65

**[4.3](#_Toc686361153)** [结果](#_Toc686361153) 65

**[4.3.1](#_Toc686361154)** [不同海拔垂直梯度旅游扰动对](#_Toc686361154)**[AM](#_Toc686361154)**[真菌的生态影响](#_Toc686361154) 65

**[4.3.2](#_Toc686361155)** [不同水平空间人为扰动对](#_Toc686361155)**[AM](#_Toc686361155)**[真菌的生态影响](#_Toc686361155) 83

**[4.3.3](#_Toc686361156)****[AM](#_Toc686361156)**[真菌与土壤因子的关系](#_Toc686361156) 95

**[4.4](#_Toc686361157)** [讨论](#_Toc686361157) 104

[第五章 黄ft风景区道路建设对丛枝菌根真菌](#_Toc686361158)[多样性的扰动影响](#_Toc686361158) 104

**[5.1](#_Toc686361159)** [研究背景与研究目的](#_Toc686361159) 104

**[5.2](#_Toc686361160)** [材料与方法](#_Toc686361160) 104

**[5.2.1](#_Toc686361161)** [研究区域与实验设计](#_Toc686361161) 104

**[5.2.2](#_Toc686361162)** [样品采集及处理](#_Toc686361162) 105

**[5.2.3](#_Toc686361163)** [实验方法](#_Toc686361163) 105

**[5.2.4](#_Toc686361164)** [统计方法](#_Toc686361164) 105

**[5.3](#_Toc686361165)** [结果](#_Toc686361165) 105

**[5.4](#_Toc686361166)** [讨论](#_Toc686361166) 125

[第六章 结语与展望](#_Toc686361167) 126

[参考文献](#_Toc686361168) 127

[附录图版及说明](#_Toc686361169) 132

[博士在读期间科研成果目录](#_Toc686361170) 135

VII

VIII

# 第一章 前 言

## **1.1** 选题的背景

### **1.1.1** 旅游业发展带来的生态保护的迫切性

工业革命以来，伴随着世界经济快速增长和城市化进程不断加快，旅游需求持续扩大，其产业体系日趋成熟。根据世界旅游业理事会(WTTC)测算，自上世纪90年代开始，全球旅游业收入已经超过汽车、石油等传统行业，成为世界第一大产业。中国旅游业在改革开放中崛起，经过短短30多年的发展，已呈现出世界旅游大国的

鲜明形象。国家旅游局局长邵琪伟在2010年第十届世界旅游旅行大会发言时指出，

2009年我国国内旅游达到19.02亿人次，入境过夜游客达到5088万人次，已成为世

界第四大旅游目的地。同时，我国还为国际旅游市场输送了4766万人次的客源，成

为亚洲最大的客源国。根据我国旅游产业发展规划，到2020年，我国旅游业总收入将超过3.3万亿元，占全国GDP的8%，实现由旅游大国到旅游强国的历史性跨越。国务院于2009年12月正式颁布了《关于加快发展旅游业的意见》，《意见》明确提出“要把旅游业培育成国民经济的战略性支柱产业和人民群众更加满意的现代服务业”。这意味着，旅游业发展正在融入国家战略体系，中国旅游业将迎来新一轮发展高潮。

正当人们沉浸在旅游业高速发展的喜悦中时，旅游业发展带来的生态、环境问题日益凸现，人们昔日理想中的“无烟产业”不再“无烟”，人类在开发利用自然旅游资源的同时，对自然资源和环境的破坏也越来越严重。地球上原始、自然状态的遗迹越来越少，超载的游客、生活废弃物、汽车尾气、噪声污染等使旅游生态环境日趋恶化。这些事实给人们敲响了警钟，旅游可持续发展问题已成为全球旅游业发展的焦点问题(苏勤，2001；章家恩，2005)。1995年可持续旅游发展世界会议通过了《可持续旅游发展宪章》，指出旅游发展必须建立在生态环境的承受能力之上，要考虑旅游对自然资源、生物多样性的影响，以及消除这些影响的能力。旅游环境意识的觉醒也触发了人们从一个新角度对人地关系的探讨：旅游要正确、科学的发展，就必须以旅游学和地学为基础，引入多种学科理论，共同探讨旅游生态的可持续发展。

我国是一个多ft的国家，ft地丘陵约占国土总面积的43%. ft岳风景区因为地貌复杂多变、风景秀丽宜人而具有较高的旅游价值，成为旅游者的理想首选之地。大多数ft岳风景区位于自然资源丰富、生物多样性高的自然保护区和森林公园，动

—1—

植物资源丰富，因此也是科学研究的理想场所。然而，ft岳型风景区生态环境脆弱，随着旅游人数连年攀升及旅游基础设施开发力度加大，由此引发的环境保护与利用之间的矛盾十分突出，ft岳风景区资源环境破坏越来越严重，自然资源保护的压力越来越大。

黄ft风景区是我国十大名胜风景区中唯一的ft岳风景区，是我国旅游开发较早，开发强度较大的著名景区之一。景区于1982年被评为首批国家级风景名胜区、国家森林公园，1990年12月被联合国教科文组织列入《世界文化与自然遗产名录》，2004年2月入选首批世界地质公园，2007年被国家旅游局评为国家5A级旅游景区。自

20世纪70年代以来黄ft景区旅游发展迅速，游客量逐年增加。来自景区管委会的统

计数据表明，1979年游客数量仅为28万人次，而2006年增至181.2万人次，2010

年更是突破了250万人次。为了适应旅游迅速发展，黄ft景区不断加强环境质量监测及健全相关管理制度，但旅游人数迅速增长和旅游基础设施建设对环境产生的压力日益明显，旅游环境恶化已成为黄ft景区长期存在的严重问题（陆林, 1994、1997）。黄ft地质公园的地质主体是花岗岩，它们在漫长的地质年代中将黄ft修饰得奇险秀丽的同时，也为黄ft脆弱的生态系统打下了伏笔（辛建荣，2006）。黄ft花岗岩ft体土层薄，较高的森林覆盖率是保证水土不流失的前提条件。地表植被—土壤层是旅游扰动影响最为敏感的圈层(Andrés -Abellán等, 2006; Rusterholz等, 2011)，破坏这一圈层对于黄ft生态系统影响巨大且难以恢复。而研究表明，旅游扰动已给黄ft生态系统的植被—土壤圈层带来了明显的负面影响（巩劼等，2009）。

### **1.1.2** 旅游生态影响的国内外研究进展

旅游的快速发展不可避免的给旅游地生态环境带来一定的负面影响，加剧了环境保护和利用的矛盾。人们意识到无节制、盲目的旅游发展会带来生态破坏，危及生态系统安全，进而影响人类生存的质量。要保证旅游的可持续发展，必须在资源的保护与利用之间寻求平衡点。旅游干扰的生态影响效应是旅游地制定生态管理策略的重要依据。国外研究旅游干扰的生态影响可以追溯到上世纪20年代，1928年美国学者Meinecke对加利福尼亚红木国家森林公园游憩影响的检测是最早关于旅游生态问题的研究(Meinecke, 1928)。其后的80多年间，特别是随着现代旅游业的崛起，旅游活动在世界范围内迅速普及与发展，旅游扰动对生态环境的影响这一研究领域引起了学者的广泛关注，研究内容主要涉及到践踏、露营等不同类型与不同强度的旅游扰动对植物（Boucher等, 1991； Sun和Liddle, 1993；Andrés -Abellán等，2006；

Rusterholz等，2011)、动物(Mofett等，1998；Rodgens等，2003；Rossi等, 2007; Hardiman

—2—

和Burgin, 2011)以及土壤理化性质(Stohlgren和Parsons, 1986; Marion和Cole, 1996;

Boiling和Walker, 2000; Belnap, 2002)的影响等。

国内从20世纪90年代以来才开始关注旅游生态影响，目前有关研究的深度和广度都比较有限，无法满足旅游快速发展对生态环境管理与保护提出的要求。有关国家公园和自然保护区的旅游扰动研究主要集中在对植被和土壤扰动影响方面。巩劼等（2009）在研究黄ft风景区植物群落受旅游扰动影响时发现，旅游扰动对灌木层和草本层影响显著。姚兰（2010）在对梭布垭天然植物群落进行旅游扰动研究时发现，植被的扰动强度与步道的垂直距离密切相关，旅游扰动对植物群落多样性产生了明显影响，其中灌木层对旅游扰动反应敏感。武俊智等（2007）在研究旅游对马伦亚高ft草甸植物物种多样性的扰动影响时，表明植物物种丰富度随着旅游扰动强度降低而增大，但中等扰动强度下物种多样性最高，说明中等扰动强度有利于群落健康发展，适度开发和控制游客数量对于生态景观保护和旅游资源可持续利用十分重要。武国柱等（2008）通过研究旅游扰动对六盘ft自然保护区不同类型植被的影响，结果表明不同植被类型对践踏的承受能力和恢复能力差别较大，瞬间高强度的旅游冲击对植被的破坏性巨大。张桂萍等（2008）在研究旅游对历ft亚高ft草甸植物多样性的扰动影响时发现，旅游活动对植物群落结构产生了一定影响，原有一些建群种或优势种逐渐降为伴生种，物种多样性随扰动减小而有所增加。程占红和牛莉芹（2008）利用生态位重叠相关理论研究五台ft地草甸种群对旅游扰动响应时发现，强烈的旅游扰动可以加大种间竞争的变化幅度，减小物种对资源的利用共性，使抗扰动能力强的优势种优势增强。付红军和杨懿琨（2010）对张家界国家森林公园植被进行了旅游践踏影响研究，发现践踏对植被覆盖度和植物群落冲击指数有显著影响。孔祥丽等（2008）通过研究旅游扰动对明月ft国家森林公园土壤的影响时，结果表明旅游活动对公园内土壤的影响具有一定的垂直空间异质性，各空间的旅游扰动强度不同及植被和土壤的垂直地带性差异共同导致了土壤因子的变化。有关旅游扰动对微生物的扰动研究报道较少，仅局限在对土壤细菌、放线菌数量和空气微生物数量的调查上，缺乏较为广泛和深入的研究，而对生态系统中发挥重要功能的土壤真菌的旅游扰动研究还未见报道。

### **1.1.3** 丛枝菌根真菌在黄ft旅游生态系统中的重要性

黄ft国家森林公园地处中亚热带北缘，植被垂直分带明显，生物群落原始结构完整，生态系统在ft岳风景区中具有较强代表性。黄ft是天然的生物资源宝库，现已记录的高等植物有1805种，其中国家三级以上保护植物21种，首次在黄ft发现

—3—

或以黄ft命名的植物有28种（李金水，2006）。黄ft分布的野生脊椎动物种类多达429

种，其中28种为国家级一、二级保护动物（吴孝兵和鲁长虎，2008）。尽管土壤微生物是黄ft重要的生物资源，也是旅游生态系统的重要组成部分，但因其微小性和隐秘性，人们对黄ft土壤微生物的资源状况一直知之甚少。

对国家公园或自然保护区的土壤真菌研究是生物多样性保护不可或缺的重要工作，作为对植物—土壤圈层贡献最大的一类内生菌根真菌，有关丛枝菌根真菌多样性的研究引起了国际上众多学者的高度关注。Turrini和Giovannetti（2012）对目前报道的32个国家96个国家公园或自然保护区的丛枝菌根真菌多样性研究进行了统计，共报道了232种丛枝菌根真菌，其中我们的研究工作(Yang等, 2011)也在报道之内（图

1.1）. 统计分析表明，大部分保护地丛枝菌根真菌多样性研究位于美洲、欧洲和澳大利亚，主要因为那里有大量研究这类有益共生体的实验室，而亚洲保护地丛枝菌根真菌多样性的研究相对较少或不被国外所知。因此对黄ft国家森林公园AM真菌进行研究具有十分重要的意义，有利于生物多样性保护和生物资源可持续发展。



**箭头所指为本文黄ft风景区AM真菌多样性研究工作；圆点大小表示AM真菌物种数量**

图1.1 世界范围内自然保护区AM真菌的分布图(引自Turrini和Giovannetti，2012)

Fig. 1 Worldwide distribution of protected sites hosting AM fungi

丛枝菌根(arbuscular mycorrhizae, AM)是分布最广泛的一类菌根，绝大多数陆地植物都与菌根真菌形成互惠共生体(Pennisi, 2004; Smith和Read, 1997)。近年来因其在生态系统可持续发展、农林业生产及生物联合修复重金属和有机污染土壤等方面的突出作用而倍受关注。AM真菌通过菌丝扩大植物根系的吸收范围，增加植物

—4—

对水分的吸收(Degens等, 1996; Subramanian和Charest, 1999)，提高植物对土壤中营养元素的利用，特别是磷的利用(Clark, 2002; Feng等, 2003)，增强植物对干旱、盐碱、酸性土壤、病虫害等不良生境的抵抗能力（Vázquez等, 2001；Gange 和Case, 2003；

Raghuwanshi和Upadhyay, 2004; Thygesen等，2004）。由AM真菌产生的球囊霉素相关土壤蛋白(glomalin-related soil protein, GRSP)可以改善土壤结构，维持土壤碳平衡，固定土壤中的重金属。此外，AM真菌与植物之间无严格的选择专一性，在不受干扰的生态系统中，定居于某一株植物的AM真菌通过其菌丝的扩展和孢子的扩散继续侵染其它植物，在根系之间形成庞大的菌丝网(hyphal network)，营养物质和碳水化合物通过菌丝网在同种或不同种植物间进行传递，因此AM真菌与植物形成的共生关系是陆生生态系统中不可忽视的重要关系(van der Heijden等, 1998;赵之伟, 2001)。

同时，AM真菌在生态系统变化中具有指示作用（梁宇等，2002；刘润进和陈应龙，2007），因其宿主广泛、环境敏感度高，在生态系统遭受干扰或破坏时，它们往往比其它生物更易作出环境响应。研究表明，人为干扰影响土壤中AM真菌繁殖体（菌丝和孢子）的密度，从而明显降低AM真菌在植物根系中的侵染程度和定殖状况，而且受干扰越严重，破坏AM真菌繁殖体的可能性越大，系统的恢复也就需要更长的时间(Reeves等, 1979)。而当植物群落中优势种或建群种丧失与AM真菌的共生能力时，则会引起生态系统的重大变化(Hashimoto和Hyakumachi, 2000)。因此，菌根群落的动态变化在一定程度上反映了生态系统的环境变化，通过研究菌根群落可以间接了解生态系统的健康状况（梁宇等，2002）。目前有关人为干扰对AM真菌的影响效应研究包括砍伐（张英，2003）、火烧(Raman和Nagarajan, 1996)、耕作(Boddington和Dodd, 2000)和放牧（乌恩等，2007）等干扰因子，而关于旅游干扰对AM真菌的影响效应研究报道很少。作为一类环境指示微生物，研究AM真菌在旅游地土壤及植物体内的分布状况和动态变化，有助于我们更加深入认识旅游干扰对生态系统的影响程度。这意味着AM真菌作为一类重要的根际微生物，由于其与植物体的密切关系，旅游扰动对土壤微生物群落的影响很可能在AM真菌上得到优先反映。通过研究AM真菌群落的动态变化，在一定程度上可以反映旅游扰动对生态系统长期产生的环境影响，间接了解生态系统的健康状况。

黄ft植物资源丰富，植物群落对AM真菌具有普遍的依赖性，AM真菌与宿主植物在长期协同进化过程中，相互适应、相互依赖，形成了协调的共生关系，促进了黄ft生物多样性的发展和生态系统的稳定。由于黄ft植被垂直分带明显，沿海拔由低向高依次可以划分为次生林、常绿阔叶林、常绿-落叶阔叶混交林、落叶阔叶林、落叶矮林灌丛和ft地草甸（蒋木青等，1982），海拔梯度变化所带来的植被类型变化及其它环境因子共同影响AM真菌的生态分布（Heinemeyer和Fitter, 2004; Fitter等，

—5—

2000），这为我们研究旅游地AM真菌在不同垂直空间尺度上对旅游扰动的响应提供了非常重要的启示。

### **1.1.4** 研究旅游活动对菌根真菌影响的迫切性

综合多年来的研究资料表明，生态学者历来十分重视旅游地地上部分植被及动物的生态调查与扰动研究，而忽视了地下部分微生物的存在与其生态学功能。关于旅游地土壤微生物，尤其是根际微生物对环境变化的生态学效应的理论研究十分缺乏，严重制约着旅游生态学研究的理论拓展。

作为链接植物—土壤的关键通道，菌根真菌具有重要的生态功能，是土壤物质循环的调节者(Griffiths等, 2003), 参与土壤有机质分解、土壤养分转化和腐殖质形成等过程(Singh等, 2006; Smith和Smith, 2013)。菌根真菌的生命活动过程与植物、土壤生态功能密切相关，真菌与植物的共生体—菌根是地上与地下营养物和代谢物交换的枢纽，它们协调着生物体物质与能量的转入和产出，使生物体不断适应环境变化带来的土壤营养物数量和质量的变化(Casieri等, 2013)，菌根的这种协调作用是通过菌根共生体和真菌群落在环境适应的过程中不断发生变化来实现的。因此，菌根真菌是生态系统功能的敏感指标， 能够较早地指示生态环境和生态系统功能的变化

(Sutherland等，2006)。

旅游活动对旅游地生态系统造成的影响是深远的却是不可避免的，如何对旅游地进行生物资源与生物多样性保护是解决环境保护与利用之间矛盾并实现可持续发展的重大难题。菌根真菌多样性及其对旅游扰动的响应作为体现旅游地生物多样性与生态平衡的一个方面，具有重要的研究价值，这一研究领域应引起研究者高度重视。

## **1.2** 选题的意义

AM真菌作为旅游地一类重要的土壤微生物资源，在促进区域生物多样性发展和维持旅游生态系统平衡方面发挥着不可替代的积极作用。黄ft因其植被垂直分带明显，且具有完整的生物群落和较强的ft岳旅游代表性，是研究旅游地AM真菌多样性和旅游扰动影响的良好野外平台。当前，旅游发展与环境保护的矛盾日益突出，如何寻求二者的和谐发展成为新时期探讨人地关系、影响社会经济发展的重要课题，这也将使得土壤微生物在旅游生态系统中的生态功能逐渐被认识。本研究着眼旅游生态系统的植物—AM真菌—土壤圈层，利用黄ft景区野外工作平台，运用菌根学原理与研究方法，研究旅游地AM真菌多样性及植物—真菌共生体、AM菌丝网络、

—6—

AM真菌群落结构在不同垂直空间和水平空间尺度上对旅游扰动的响应，分析AM真菌在扰动响应过程中与宿主植物、土壤因子等相互关系，解析AM真菌在旅游生态系统中的生态功能，深入认识AM真菌作为环境指示微生物的生态价值，发掘其在生态系统恢复过程中的潜能，同时为旅游地生物资源保护和可持续发展提供参考资料，并对丰富旅游生态学研究内容具有重要意义。

## **1.3** 研究思路

生物多样性是生态系统的核心，在研究旅游生态系统中AM真菌的生态现状和对旅游扰动响应时，需要以AM真菌多样性作为核心内容。本研究以AM真菌多样性研究作为前提条件，研究AM真菌发挥作用的重要功能体（定殖结构、繁殖体—孢子和菌丝体）及其分泌的土壤蛋白—GRSP在不同空间（垂直、水平）和时间尺度下对旅游扰动的响应（图1.2）。为了更加完整地解析AM真菌在生态系统中的作用，本研究还同时分析了AM真菌与宿主植物及土壤因子之间的相互关系。



图1.2 三维研究尺度下AM真菌多样性与其功能体之间的关系

Fig 1.2 The relationship between the AM fungal diversity and their function structures under three dimentional scale

—7—

## **1.4** 论文框架



图1.3 论文框架与技术路线图

Fig. 1.3 The framework of this paper and the research route

—8—

# 第二章 黄ft风景区亚热带常绿阔叶林丛枝 菌根真菌多样性

## **2.1** 研究背景与研究目的

生物多样性是旅游地生态系统的核心，起着维系生态系统结构和功能的作用（严斧，2004）。在长期的生物进化过程中，不同的旅游风景区都形成了特定的生物群落结构，动物、植物、微生物与周围环境相互作用，形成一个统一而稳定的整体。但是随着旅游活动的开展，打破了原有稳定的生态系统，生物赖以生存的环境遭到破坏，生物资源减少。在一些ft岳旅游地，由于乱砍滥伐、乱采乱捕，加上森林火灾、游人的过度踩踏等人为的破坏，植被遭到严重破坏、动植物数量锐减，生物多样性受到严重威胁（章家恩，2005）。对旅游地生物资源与多样性保护已成为实现旅游资源可持续发展的重要工作。在保护生态旅游资源中，最具旅游价值的是法律保护的生态旅游资源，例如世界自然遗产、自然保护区（或国家公园）、森林公园及风景名胜区

（杨桂华等，2000）。

黄ft风景区是举世闻名的世界地质公园和享有盛誉的国际旅游目的地。黄ft自然环境条件复杂，生态系统稳定平衡，植被垂直分带明显，群落完整，生物多样性十分丰富。资料显示，黄ft野生植物有1452种，属国家三类以上保护的有水杉、银

杏等13种，石斛等10个物种属濒临灭绝的物种，首次在黄ft发现或以黄ft命名的

植物有28种。黄ft动物种类300多种，有梅花鹿、黑麂、长尾雉等14种中国国家级保护的野生动物。关于这一地区动植物生物多样性的研究已有许多报导(Wang等, 1981; Jiang等, 1982; Cao, 2001; Li等, 2007; Su等, 2007)，然而目前对于该地区地表以下丰富的微生物种类（例如土壤真菌、细菌和线虫等）却少有研究。需要指出的是，这些微生物在森林生态系统的物质循环和能量流动过程中起着十分重要的作用。

丛枝菌根(Arbuscular Mycorrhiza, AM)是AM真菌与植物根系之间形成的互惠共生体，是生态系统的重要组成部分(Mangan等, 2004; Shi等, 2007;Öpik等，2008)。在

AM共生关系中，AM真菌对促进植物生长和改善土壤结构起着重要作用：延伸至根际土壤中的根外菌丝形成致密的菌丝网(hyphal network)，扩大了植物根系的吸收面积，增加植物对水分的吸收，提高植物对土壤中营养元素的利用，特别是磷的利用(Miller, 1999; Jackson等, 2002)。研究表明，AM在一些亚热带森林生态系统恢复过程中起着积极的作用(Wu等, 2002; Zhang等, 2004)，AM真菌群落在植被演替过程中

—9—

很重要(Barni 和Siniscalco, 2000)，可以影响植物群落的多样性以及植物的生产力

（Gange等, 1990; van der Heijden等, 1998; O'Connor等，2002），对生态系统的功能也起着十分重要的作用(Bever 等, 2002; Hart 和Klironomos, 2002; Koide 和Mosse,

2004)。

黄ft是我国著名的国家森林公园，同时也是享誉全球的世界自然与文化遗产，每年吸引了来自世界各地大量的游客。数据显示，黄ft风景区的游客数量从1979 年

的28万人次(Eagles等, 2001)猛增到2010年的250余万人次。高强度且频繁的人为活动已经对黄ft风景区的生态系统产生了一定的影响，导致一些生态和环境问题，例如植被破坏，土壤流失以及垃圾污染等。因此，保护黄ft风景区的生物多样性，维持黄ft风景区特有而脆弱的ft岳生态系统的生态平衡已是迫在眉睫。

自然资源的合理利用和生态环境保护是人类实现可持续发展的基础，然而随着人类盲目向自然界索取生物资源，生物多样性退化已成为目前全球最为突出的生态学问题。1992年联合国环境规划署发起的政府间谈判委员会第七次会议在内罗毕通过《生物多样性共约》，旨在最大限度地保护地球上多种多样的生物资源，以造福当代和子孙后代。在生物多样性保护方面，建立自然保护区和国家公园是目前国际上最常用的措施之一。但是目前人们比较关注动植物的多样性，而对土壤生物，特别是土壤真菌多样性保护一直关注不够，它们在整个生态系统中发挥着重要功能。

AM真菌在面对生物多样性退化的威胁中也不例外，许多研究表明，自然生态系统在受到扰动后，AM真菌多样性会明显降低（Helgason等，1998 ；Hijri等，2006 ；

Bedini等，2010；Drigo等，2010；Dumbrell等，2011；Verbruggen等，2010)，AM真菌多样性保护研究逐渐被人们关注。目前，世界范围内已建成三个官方国际AM真菌保藏中心，即the International Culture Collection of (Vesicular) Arbuscular Mycorrhizal Fungi(INVAM, [http: //www. invam. caf. wvu. edu/](http://www.invam.caf.wvu.edu/))、the International Bank for the Glomeromycota (IBG, [http: //www. kent. ac. uk/bio/beg/englishhomepage. htm](http://www.kent.ac.uk/bio/beg/englishhomepage.htm))和the Glomeromycota In Vitro Collection(GINCO, [http: //emma. agro. ucl. ac. be/ginco-bel](http://emma.agro.ucl.ac.be/ginco-bel))，已保藏了超过一百种AM真菌。

对法律自然保护地的AM真菌多样性研究是AM真菌多样性保护不可或缺的重要工作。不同生态系统中AM真菌物种多样性研究是一项规模宏大的系统工程，需要世界各国同行齐心协力（刘润进等，2009），目前大部分保护地AM真菌研究位于美国、欧洲和澳大利亚，而亚洲自然保护地AM真菌多样性研究较少(Turrini, 2012)。因此，对黄ft国家森林公园的AM真菌多样性进行研究，揭示其群落组成以及物种分布，具有十分重要的科学意义，将有利于AM真菌多样性的保护和可持续性发展。

—10—

## **2.2** 材料与方法

### **2.2.1** 研究区域

钓桥景区位于黄ft风景区西侧，处于黄ft岩体的西侧边缘及岩体断裂带部位，该区域地势低缓，旅游开发滞后，保存有黄ft风景区最为完整的原生亚热带阔叶林生态系统。这一地区属亚热带气候，年平均气温15.4℃，年平均降水1537mm。采样地土壤呈酸性(pH＝5.2～5.7)，属粘壤土（顾也萍等，1991）。

样地位于钓桥景区西侧，采样路线沿着起点（小岭脚，N30°08.951′，E118°06.430′，海拔388m）至终点钓桥庵(N30°08.059′, E118°07.510′, 海拔550m)的ft路步行4km，对植物的根际土壤进行取样。采样地植被类型为常绿阔叶林，主要的乔木种类有青冈栎(*Cyclobalanopsis glauca*)，甜槠(*Castanopsis eyrei*)，交让木（*Daphniphyllum*

*macropodum*）等，乔木下还有生长着一些灌木和草本植物，主要有连蕊茶（*Camellia*

*cuspidata*), 棣棠花(*Kerria japonica*), 兔儿伞(*Syneilesis aconitifolia*)和车前(*Plantago*

*asiatica*)等。

### **2.2.2** 样品采集与处理方法

在采样地共采集了42种植物的42份根际土壤样品。土壤采集的深度为5～30cm，每份样品为500g。土样自然风干后，每份土样取20g采用湿筛沉淀法（Koske 和

Walker，1984）收集AM真菌孢子和孢子果，于体视镜下进行计数。

具体方法如下：称取20g土样，放入250ml烧杯中，加水至120～150ml过夜，以便土壤颗粒充分溶解，然后在磁力搅拌器上慢速搅拌10～20分钟，使土粒进一步分散；土壤溶液通过一组20目、100目、140目、200目的分样筛（筛孔直径分别为

900µm、150µm、100µm和75µm），用自来水反复冲洗，滤去土壤颗粒；洗净后用洗瓶分别将100目、140目、200目筛面上的筛出物冲洗到200ml小烧杯中，静置后分别将上清液倒入100ml量筒中，保留烧瓶底部的筛出物与水约25ml；量筒静置约5分钟后，上清液分别转入500ml梨形分液漏斗中，全部过程重复三次；分液漏斗静置15分钟后，打开漏斗底部活塞，使水成滴滴下，待漏斗中剩下约40ml时，关闭活塞；将剩余的孢子悬液从上口倒入铺有滤纸片的布氏漏斗中进行抽滤，梨形分液漏斗冲洗三次；抽滤后，将滤纸取出放在9cm培养皿中于体视镜下观察，分别对100目、140目、200目筛面上的孢子进行记数。

### **2.2.3** **AM**真菌分类鉴定

AM真菌种的鉴定采用以形态特征为依据的鉴定方法，补充组织化学分类法。将

—11—

湿筛得到的孢子或孢子果，按的大小、形状、颜色等进行初步分类之后，分别用PVA试剂（乳酸10ml，甘油1ml，蒸馏水10ml，聚乙烯醇1.66g）和Melzer's试剂（水合氯醛100g，碘化钾5g，碘1.5g，蒸馏水100ml）等量混合PVA制成标本片(Morton, 1988)，置于OLYMPUS-BX51光学显微镜下观察，较大孢子果需切片后再封片。根据孢子果形态特征，孢子的大小、颜色、形状，孢壁结构，孢子在孢子果中的排列方式及孢子的表面饰物，连孢菌丝的数目、颜色、形状、连点直径及与孢子的连接情况等特征，参照AM真菌种的原始发表文献及两个国际公认的AM真菌分类学网站，即

[http: //www. invam. caf. wvu. edu/](http://www.invam.caf.wvu.edu/)(INVAM)和[http: //www. zor. zut. edu. pl/Glomeromycota/index. html 提](http://www.zor.zut.edu.pl/Glomeromycota/index.html%E6%8F%90)供的形态学分类资料及孢子结构图片进行AM真菌形态学分类鉴定。

AM真菌分类系统按照INVAM([http: //invam. wvu. edu/the-fungi/classification](http://invam.wvu.edu/the-fungi/classification))采用的Redecker等人(2013)讨论一致同意的18S rDNA分子系统进化分析结果，将AM真菌分为1 纲(Glomeromycetes) 4 目(Glomerales，Diversisporales，Paraglomerales ，

Archaeosporales) 9科(Glomeraceae、Pacisporaceae、Acaulosporaceae、Diversisporaceae、

Gigasporaceae 、Claroideoglomeraceae 、Paraglomeraceae 、Archaeosporaceae 、

Ambisporaceae) 18属(*Funneliformis*、*Septoglomus*、*Glomus*、*Rhizophagus*、*Pacispora*、

*Acaulospora*、*Diversispora*、*Redeckera*、*Gigaspora*、*Dentiscutata*、*Cetraspora*、*Racocetra*、

*Scutellospora*、*Claroideoglomus*、*Paraglomus*、*Archaeospora*、*Ambispora*、*Geosiphon*)（图

2.1)。

### **2.2.4** 统计方法

AM真菌群落结构通过一些生态学参数进行衡量，包括分离频率(Isolation frequency, IF)、相对多度(Relative abundance, RA)、重要值(Importance value)、孢子密度(Spore density)、物种丰富度(Species richness)、香浓多样性指数(Shannon-Wiener

index)、均匀度(Eveness)以及辛普森指数(Simpson's index)等（表2.1）。

分离频率反映了AM真菌在土壤样品中的分布状况，相对多度反映了AM真菌的产孢能力。在本研究中，将分离频率与相对多度的平均值作为重要值来衡量AM真菌属或种的优势程度，即重要值≥20者为优势属或优势种。

通过构建物种积累曲线以验证采集的土壤样品数量是否能够正确反映采样地点

AM真菌群落的真实状况。通过Pearson相关分析揭示分离频率与相对多度、孢子密度与物种丰富度之间的相互关系。统计分析通过SPSS 17.0软件进行。

—12—



图2.1 AM真菌系统树关于科属的划分(引自INVAM)

Fig. 2.1 Evolutionary tree of AM fungi about family and genus classfication

表 2.1 AM真菌群落结构参数

Table 2.1 Ecological parameters of diversity for evaluating AM fungal community structure

| 参数 Parameters | 公式及定义 Formula and definition |
| --- | --- |
| 分离频率  Isolation frequency (IF) | AM 真菌某种或属在土壤样本中出现的百分比  The percentage of soil samples where a species or a genus occurred |
| 相对多度  Relative abundance (RA) | AM 真菌某种或属孢子数所占的百分比  The percentage of the spore number of a species or a genus |
| 重要值  Importance value (IV) | ( IF + RA ) / 2 |
| 孢子密度  Spore density (SD) | 每 100g 干土中的孢子数  Spore number per 100 g air-dried soil |
| 物种丰富度  Species richness (SR) | 每个土壤样本中的 AM 真菌物种数  Species number per soil sample |
| 香浓多样性指数  Shannon-Wiener index (H′) | H′ = －∑Pi ln Pi |
| 均匀度  Evenness (E) | E = H′/ H′max |
| 辛普森指数  Simpson's index (D) | D =1－∑[ni(ni-1)/N(N-1)] |
| Pi = ni/N, 其中 ni 是某种 AM 真菌的孢子数，N 是全部孢子数。H′max = ln S, 其中 S 是 AM 真菌的物种数。 | |

—13—

## **2.3** 结果

从42种植物根际土壤样品中湿筛分离得989份AM真菌孢子标本，从中鉴定出共10属25种AM真菌（表2.3），其中*Acaulospora* 6种、*Claroideoglomus* 2种、

*Diversispora* 1种、*Entrophospora* 1种、*Funneliformis* 2种、*Glomus* 8种、*Racocetra* 1

种、*Rhizophagus* 2种、*Scutellospora* 1种、*Septoglomus* 1种。物种积累曲线表明采集的土壤样品数量能够正确的反映采样地AM真菌群落状况（图2.2）。图2.3为实验分离得到的部分AM真菌孢子形态特征。研究结果表明AM真菌孢子在不同植物根际土壤中的产孢能力有较大的差异。例如*F. verruculosum* 在短柄枹栎（*Quercus*

*glandulifer*）的根际土壤中数量很多，然而在箭叶淫羊藿(*Epimedium sagittatum*)的根际土壤中却数量稀少（图2.4）。

根据表2.2 中重要值计算结果，*Acaulospora*(70.34%)、*Glomus*(44.71%) 和

*Funneliformis*(32.97%)三个属为优势属。其中，*Acaulospora* 有两种优势种，分别是

*A. tuberculata*和*A. mellea*，球囊霉属有*G. monosporum*一种优势种，*Funneliformis* 有

F. *geosporum*和*F. verruculosum*两种优势种。从*Acaulospora*中分离得到6种AM真菌，较*Glomus*(8种)少，然而*Acaulospora*却具有较高的分离频率(88.09%)和相对多度(52.58%). 结果显示，AM真菌的相对多度与分离频率呈显著正相关(r=0.91，P＜

0.001），表明AM真菌的分布状况与产孢能力是相一致的（图2.5）。不过也有例外，实验结果表明*F. geosporum*和*F. verruculosum*在土壤样品中分布较广，然而其相对多度较低。



**y = 6.0954 ln(x) + 3.1937**

**R2 = 0.9599**

30

25

**AM真菌物种丰富度 AM fungi species richness**

20

15

10

5

0

0 5 10 15 20 25 30 35 40 45 50

**土壤样品数**

**Soil sample number**

图2.2 采样地AM真菌物种积累曲线

Fig. 2.2 AM fungi species accumulation curve for the sampling area of Huangshan

—14—

表2.2 AM真菌种类的分离频率、相对多度及重要值

Table 2.2 Isolation frequency(IF), relative abundance (RA) and importance value (IV) of AM fungi species for the sampling area of Huangshan

| 序号  Species No. | AM 真菌种类  AM fungi species | 孢子数  Spore number | 分离频率  IF (%) | 相对多度  RA (%) | 重要值  IV (%) |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- |
|  | Acaulospora | 520 | 88.09 | 52.58 | 70.34 |
| 1 | A. denticulata Sieverding & Toro | 21 | 7.14 | 2.12 | 4.63 |
| 2 | A. laevis Gerd. &Trappe | 2 | 4.76 | 0.20 | 2.48 |
| 3 | A. mellea Spain & Schenck | 181 | 47.62 | 18.30 | 32.96 |
| 4 | A. scrobiculata Trappe | 1 | 2.38 | 0.10 | 1.24 |
| 5 | A. spinosa Walker & Trappe | 38 | 7.14 | 3.84 | 5.49 |
| 6 | A. tuberculata Janos & Trappe | 277 | 66.67 | 28.01 | 47.34 |
|  | Claroideoglomus | 31 | 30.95 | 3.13 | 17.04 |
| 7 | C. claroideum Schenck & Smith | 29 | 26.19 | 2.93 | 14.56 |
| 8 | C. etunicatum Becker & Gerd. | 2 | 4.76 | 0.20 | 2.48 |
|  | Diversispora | 17 | 11.90 | 1.72 | 6.81 |
| 9 | D. spurcum Pfeiffer, Walker & Bloss | 17 | 11.90 | 1.72 | 6.81 |
|  | Entrophospora | 1 | 2.38 | 0.10 | 1.24 |
| 10 | E. infriquens (Hall) Ames & Schneider | 1 | 2.38 | 0.10 | 1.24 |
|  | Funneliformis | 134 | 52.38 | 13.55 | 32.97 |
| 11 | F. geosporum (Nicol. & Gerd.) Walker | 53 | 40.48 | 5.36 | 22.92 |
| 12 | F. verruculosum Blaszkowski & Tadych | 81 | 38.10 | 8.19 | 23.14 |
|  | Glomus | 225 | 66.67 | 22.74 | 44.71 |
| 13 | G. macrocarpum (Tul. & Tul.) Thaxter | 12 | 9.52 | 1.21 | 5.37 |
| 14 | G. microaggregatum Koske, Gemma & Olexia | 15 | 2.38 | 1.52 | 1.95 |
| 15 | G. monosporum Gerd. & Trappe | 126 | 50.00 | 12.74 | 31.37 |
| 16 | G. rubiforme (Gerd. & Trappe) Almeida & Schenck | 30 | 16.67 | 3.03 | 9.85 |
| 17 | G. sp.1 | 20 | 16.67 | 2.02 | 9.34 |
| 18 | G. sp.2 | 12 | 14.29 | 1.21 | 7.75 |
| 19 | G. sp.3 | 1 | 2.38 | 0.10 | 1.24 |
| 20 | G. sp.4 | 9 | 4.76 | 0.91 | 2.84 |
|  | Racocetra | 22 | 11.90 | 2.22 | 7.06 |
| 21 | R. verrucosa (Koske &Walker) Walker & Sanders | 22 | 11.90 | 2.22 | 7.06 |
|  | Rhizophagus | 26 | 16.67 | 2.63 | 9.65 |
| 22 | R. aggregatum (Schenck & Smith) Koske | 17 | 7.14 | 1.72 | 4.43 |
| 23 | R. clarum Nicol. & Schenck | 9 | 11.90 | 0.91 | 6.41 |
|  | Scutellospora | 11 | 11.90 | 1.11 | 6.51 |
| 24 | S. sp.1 | 11 | 11.90 | 1.11 | 6.51 |
|  | Septoglomus | 2 | 4.76 | 0.20 | 2.48 |
| 25 | S. constrictum Trappe | 2 | 4.76 | 0.20 | 2.48 |
| **Total** | AM 真菌 = 25 Species | 989 |  | 100 |  |

—15—



图 2.3 部分AM真菌孢子的形态特征

Fig. 2.3 Some AM fungal spores isolated from the subtropical forest of Huangshan

1. *A. tuberculata*, 示孢子表面的疣状突起

2. *A. scrobiculata*, 示孢子表面细小凹陷

3. *A. denticulate*, 示孢子壁上齿状突起

4. *F. verruculosum*, 示内壁上均匀分布的突起

5. *G. rubiforme*, 示辐射状排列成半球形的孢子果

6. *A. mellea*, 示柔韧透明的内壁(iw)

7. *E. infriquens*, 示孢子表面带有中央凹陷的高且密集的突起

8. *G. microaggregatum*, 示小孢子排列成丛

9. *R. verrucosa*, 示发芽盾室(gs)和球茎状细胞(sc)

1. *A. tuberculata*, the tubercules on the spore surface

2. *A. scrobiculata*, small ovoid concave depressions on the spore surface

3. *A. denticulate*," denticulate" ornamentation on the spore wall

4. *F. verruculosum*, evenly distributed warts on the innermost layer

5. *G. rubiforme*, the sporocarp resembling a hemispherical layer

6. *A. mellea*, flexible hyaline inner walls (iw)

7. *E. infriquens*, height of spines on the spore surface

8. *G. microaggregatum*, spores in cluster

9. *R. verrucosa*, the germination shield (gs) and the sporogenous cell (sc) with a hyphal projection Bars line = 30µm

—16—

60 *Cyclobalanopsis glauca*

相对多度

Relative abundances (%)

50 *Quercus glandulifera*

40 *Epimedium sagittatum*

30 *Rosa henryi*

20

10

0

*A. tuberculata* G. *monospora* G. *verruculosum*

图 2.4 三种AM真菌在四种宿主植物根际土壤中的相对多度

Fig. 2.4 Relative abundance of 3 fungal species in the rhizosphere soil of 4 host plants



y = 2.4443x + 7.1772 R2 = 0.8282

80

分离频率

Isolation frequency（%）

60

40

20

0

0 5 10 15 20 25 30

相对多度

Relative abundance(%)

图 2.5 AM真菌分离频率与相对多度之间的相互关系

Fig. 2.5 Relationship between Isolation frequency and Relative abundance

表2.3显示了42份土壤样品中AM真菌的分布状况、孢子密度及物种丰富度。从结果看，在不同样品中AM真菌的分布组合是多样的。土样中孢子密度为每100g土45～3250个（平均839.29±112.89个孢子），物种丰富度为每个样品1～9种（平均

4.2±0.25种）。相关分析表明，孢子密度与物种丰富度相关不显著(r=0.25, P＞0.05)。

AM真菌群落香浓多样性指数、均匀度及辛普森指数见表2.4。

—17—

表2.3 AM真菌孢子密度、物种丰富度及分布状况

Table 2.3 Distribution, spore density(SD) and species richness (SR) of AM fungi for the sampling area of Huangshan

| 宿主植物  Host plant | AM 真菌序号  \*AM fungi species no. | 孢子密度  SD | 物种丰富度  SR |
| --- | --- | --- | --- |
| 猕猴桃科 Actinidiaceae |  |  |  |
| 中华猕猴桃 Actinidia chinensis | 4 6 15 22 | 370 | 4 |
| 夹竹桃科 Apocynaceae |  |  |  |
| 络石 Trachelospermum jasminoides | 1 3 5 6 11 13 15 16 17 | 960 | 9 |
| 冬青科 Aquifoliaceae |  |  |  |
| 大叶冬青 Ilex latifolia | 6 8 13 15 16 | 260 | 5 |
| 五加科 Araliaceae |  |  |  |
| 棘茎楤木 Aralia echinocanlis | 1 3 6 17 | 45 | 4 |
| 菊科 Asteraceae |  |  |  |
| 兔儿伞 Syneilesis aconitifolia | 3 16 17 18 | 830 | 4 |
| 轮叶泽兰 Eupatorium japonicum | 3 6 11 12 23 24 | 1405 | 6 |
| 小飞蓬 Conyza canadensis | 3 7 11 12 18 | 310 | 5 |
| 鼠曲草 Gnaphalium affine | 6 12 25 | 295 | 3 |
| 黄鹌菜 Youngia japonica | 3 19 | 180 | 2 |
| 小檗科 Berberidaceae |  |  |  |
| 箭叶淫羊藿 Epimedium sagittatum | 6 7 9 11 12 15 | 1435 | 6 |
| 紫草科 Boraginaceae |  |  |  |
| 细茎斑种草 Bothriospermum tenellum | 2 6 15 22 23 | 1625 | 5 |
| 忍冬科 Caprifoliaceae |  |  |  |
| 茶荚蒾 Viburnum setigerum | 3 12 15 24 | 1155 | 4 |
| 石竹科 Caryophyllaceae |  |  |  |
| 球序卷耳 Cerastium glomeratum | 6 11 15 18 23 24 | 1150 | 6 |
| 景天科 Crassulaceae |  |  |  |
| 佛甲草 Sedum lineare | 6 12 13 15 18 | 1275 | 5 |
| 十字花科 Cruciferae |  |  |  |
| [碎米荠](http://www.baidu.com/link?url=htgYbICLJ2VdVwWlteICE6JuR-WkCz7PSy9xLoeBMX7qwaEJIudTNlb-sRSCixQxWtkdwUWsIzIO4X_Gle7fPCf-xF4mf1uNLrHxKvvHzyi) Cardamine hirsuta | 6 | 1020 | 1 |
| 交让木科 Daphniphyllaceae |  |  |  |

—18—

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| 宿主植物  Host plant | AM 真菌序号  \*AM fungi species no. | 孢子密度  SD | 物种丰富度  SR |
| 交让木 *Daphniphyllum macropodum* | 3 6 9 | 595 | 3 |
| **壳斗科 Fagaceae** |  |  |  |
| [青冈栎](http://www.baidu.com/link?url=5x4f8OEMq5UE-mID70kgU3EgaW5nHCmjwgUI7Sfy5beB8iPJpSbVfDb_773hl2_1jB07Ct-RBhsa-lrZ4N3QxK) *Cyclobalanopsis glauca* | 6 7 11 12 15 20 | 1280 | 6 |
| 短柄枹 *Quercus glandulifera* | 6 11 12 15 | 325 | 4 |
| [甜槠](http://www.baidu.com/link?url=sc-xfHTifxnAndR4MrXKLOgW2sVcGkjYNmLgkkeWjNaCFsEkScCTjNcZGV9ZqY8S) *Castanopsis eyrei* | 3 7 11 12 | 210 | 4 |
| **禾本科 Gramineae** |  |  |  |
| [荩草](http://www.baidu.com/link?url=1AKxdWKdyBRaitSCjVeYhNSQ8fpfWK2pz0-MZaOySDd7E1ZJPAl7yoYQR8NEpTB8lHFOLYxnEGaH4K4jIbt71B8XlS3xVyM-NvMWhscWNqK) *Arthraxon hispidus* | 6 11 | 575 | 2 |
| 金缕梅科 Hamamelidaceae |  |  |  |
| [檵木](http://www.baidu.com/link?url=05w8e7P2pKMaRA8UyEYv8tX6m4ds_wtnDEs4EGmtwmX-CIoQkf0L7qlEVEeKVzHu) *Loropetalum chinense* | 3 6 7 10 21 | 1200 | 5 |
| **唇形科 Labiatae** |  |  |  |
| [印度黄芩](http://www.baidu.com/link?url=hEUCnAGj2-gcM8CeWDpWvSXOAK1tPaZ6ErJ6cvkfixlMZxo-lg4UeXDGLQ89jl7crzRwG5SZf4TexT65CP6mJZ_FoeEDo5kZcXlT8H0dDRqxfiM2W1GqPV-8fVcvkYd7) *Scutellaria indica* | 3 15 17 21 | 195 | 4 |
| 木通科 Lardizabalaceae |  |  |  |
| [五叶木通](http://www.baidu.com/link?url=oaNwvLiWy6cgOd4EIjrl9z-HXTyQhDDQmnAfavtpdfPKEPt20gmxNIUTErbuKh1oDcH9qi9E5TzFNayJmITMLK&amp;wd=Akebia%20quinata&amp;ie=utf-8&amp;tn=baiduhome_pg&amp;f=8&amp;&amp;&amp;&amp;&amp;&amp;inputT=955&amp;bs=Scutellaria%20indica) *Akebia quinata* | 11 12 | 240 | 2 |
| **豆科 Leguminosae** |  |  |  |
| 云实 *Caesalpinia decapetala* | 6 8 15 16 | 100 | 4 |
| **桑科 Moraceae** |  |  |  |
| 小构树 *Broussonetia kazinoki* | 6 13 15 | 945 | 3 |
| **罂粟科 Papaveraceae** |  |  |  |
| 博落回 *Macleaya cordata* | 3 6 11 15 16 | 2375 | 5 |
| **车前草科 Plantaginaceae** |  |  |  |
| 车前 *Plantago asiatica* | 3 5 6 9 15 17 18 24 | 1530 | 8 |
| **毛茛科 Ranunculaceae** |  |  |  |
| [天葵](http://www.baidu.com/link?url=BSYytJIAkxtXvlx_GJRaC_El1kKc2OEQs5MbY2wcG3VMzXt5S9f48nUKoFDd2A5a5WKhH_uD1QN2S_XalsAp6RfwuZUbzbiGuRDrC-lmQ8DJRixgpoH_-MkjdXN-V38oKc4gzUdJZYIA2cr347DTt_) *Semiaquilegia adoxoides* | 6 11 15 | 1025 | 3 |
| **蔷薇科 Rosaceae** |  |  |  |
| [蛇莓](http://www.baidu.com/link?url=nPylWDQnykf9gQ5wGUyeOgOPgOiOet6JSdpdW2-6o0P3UbM9TKSdlLeJqrRZK1HSDjDfuOMrmLbSt0CVqsrqma) *Duchesnea indica* | 6 7 15 21 | 3250 | 4 |
| 太平莓 *Rubus pacificus* | 7 9 | 1050 | 2 |
| 三花悬钩子 *Rubus trianthus* | 12 15 24 | 140 | 3 |
| 石斑木 *Raphiolepis inidca* | 3 12 15 16 17 | 965 | 5 |
| 隶棠花 *Kerria japonica* | 11 12 | 520 | 2 |

—19—

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| 宿主植物  Host plant | AM 真菌序号  \*AM fungi species no. | 孢子密度  SD | 物种丰富度  SR |
| 湖北蔷薇 *Rosa henryi* | 3 6 11 15 12 23 | 550 | 6 |
| **茜草科 Rubiaceae** |  |  |  |
| [六月雪](http://www.baidu.com/link?url=71hR2qIHZhUNRTDyMEOAlpkSuUZVC6pmGS-YLkTqFadvwuwkQifqA1JsTjW5lQL7Cpmfcqy_O-G5aGPyuE-A8N8J9ditxz8lRwdqKkDlDlSeE3qSpgT4-IAH3PSrjtbmRd8C5SgBTZr2dnfpdtV-La) *Serissa foetida* | 2 6 7 21 | 180 | 4 |
| 香果树 *Emmenopterys henryi* | 3 7 11 12 | 185 | 4 |
| 蛇根草 *Ophiorrhiza japonica* | 3 11 12 18 | 2850 | 4 |
| **ft矾科 Symplocaceae** |  |  |  |
| 老鼠矢 *Symplocos stellaris* | 6 9 11 15 20 22 | 370 | 6 |
| **ft茶科 Theaceae** |  |  |  |
| 尖连蕊茶 *Camellia cuspidata* | 3 23 25 | 440 | 3 |
| 毛花连蕊茶 *Camellia fraterna* | 6 7 16 18 21 | 425 | 5 |
| **榆科 Ulmaceae** |  |  |  |
| [紫弹朴](http://www.baidu.com/link?url=TEdalZp5vozKLkb7P6obkG0kJB-W0i5XlZ5nlAPzi-rOgAL9pqK_p13F-SuBSt07cMGVNFBmDhowbZDph8oGETqhVhpNPq9HJaE5AvNZcJprvWmB8Sjapt3C4FpTcR7Qe_Uxa6fZwpC1iPfgNc6VKa) *Celtis biondii* | 3 6 14 | 455 | 3 |
| **堇菜科 Violaceae** |  |  |  |
| [堇菜](http://www.baidu.com/link?url=-mdOF3Pp1PIkw56W5MdhqhRmbq30OUUPnRZfe3SBeuNuoPji2NWwEZXdEG8JJsy1jptnRkmO5GvBPzXb0BkQ-wudkjSsaEHH6PL7CEkIQLnQnzRI5HKih2IfRVEvYAcicQJub0QiurggkHv5WIhMWK) *Viola verecunda* | 1 3 5 6 7 | 960 | 5 |
| 平均孢子密度为 839.29±112.89 ，平均物种丰富度为 4.24±0.25  \*列中的数字与表 2.2 一致 | |  |  |

表 2.4 黄山风景区亚热带森林AM真菌多样性

Table 2.4 Diversity measurements of AM fungal communities for the sampling area of Huangshan

| 生态学参数 Ecological parameters |  |
| --- | --- |
| 香浓指数 Shannon-Wiener index of diversity (H′) | 2.38 |
| 均匀度 Evenness (E) | 0.74 |
| 辛普森指数 Simpson’s index of dominance (D) | 0.86 |

## **2.4** 讨论

一般认为，良好的植被以及适宜的气候条件下，生物多样性更为丰富。然而本次研究的结果却显示黄ft风景区亚热带森林生态系统中的AM真菌物种数较少，仅为25种，不及42种植物样本数量。其它一些自然生态系统中AM真菌的物种多样性也有类似的结果(Guadarrama和Álvarez-Sánchez, 1999; Muthukumar和Udaiyan, 2000; Zhao等, 2003)。AM真菌的物种数虽少，但从表2.3中可以看到，不同植物根

—20—

际土样中AM真菌的组合方式多种多样，以适应不同的植物，促使AM真菌在生态系统中发挥重要作用(Daniell等, 1999)。

AM真菌属的优势程度可能与AM真菌产生孢子的特征相互关联。*Acaulospora*、*Glomus*和*Funneliformis*的孢子在AM真菌中体型较小，而小孢子易于传播且在短时间内可以产生大量孢子(Hepper, 1984)。虽然*Acaulospora*的AM真菌种数比*Glomus*少，但*Acaulospora*的一些种类却广泛分布于多个宿主根际土壤之中，例如*A. tuberculata*和*A. mellea*的分离频率分别为66.67%和47.62%，且产生的孢子数超过其它AM真菌。一种可能的原因是采样地点土壤呈酸性且为粘壤土质，而*Acaulospora*属的AM真菌适宜在这种环境中出现(Abbott和Robson, 1991)。

AM真菌的产孢能力强弱与分布广泛与否常常是相互关联的（Moreira-Souza等，

2002; Zhao和Zhao，2007）。不过在本研究中，优势种*F. geosporum*和*F. verruculosum*在土样中广泛分布，然而其相对多度却较低。已有的研究表明，由于一些*Funneliformis*属（原分类隶属于*Glomus*属）的AM真菌能够产生大量的菌丝并在很大范围内延伸其菌丝，因此这些种在土壤中的孢子数并不多，却对植物的侵染率很高（Jasper等，1993；

Clapp等，1995)。本研究表明，*F. geosporum*和*F. verruculosum*可能正是具有这种特性的AM真菌。

AM真菌的物种丰富度和孢子密度在不同土样中变化很大，这与之前许多研究结果(Azcón-Aguilar等, 2003; Zhao等, 2003; Pande和Tarafdar 2004; Wang等, 2004; Radhika和Rodrigues 2010)是相似的。一方面，不同AM真菌的产孢能力大小可能导致孢子密度的差异(Bever等, 1996)；另一方面，AM真菌在土壤中以及在植物的根系内是存在种间相互竞争的(Brundrett和Kendrick, 1990)，也导致了产孢能力的一些差异。此外，季节变化、海拔变化、干扰等因素等都可能影响AM真菌在土壤中的物种丰富度及孢子密度(Guadarram和Álvarez-Sánchez, 1999; Bever等, 2001, Zhao等, 2001; Husband等, 2002; Muthukumar和Udaiyan 2002)。

AM真菌的物种多样性在不同地域存在较大差异(Öpik, 2004)。在已研究的许多生态系统中，气候温和的草坪(temperate grassland)中AM 真菌香浓多样性指数为

1.71(Vandenkoornhuyse等，2003)，干热河谷植被(hot-dry valley)中为1.85(Zhao和Zhao, 2007)，热带森林(tropical forest)为2.33(Husband等，2003)，四川都江堰亚热带森林为2.67(Zhang等，2004)。黄ft风景区亚热带森林AM真菌多样性可能是AM真菌与其所在生态环境之间相互选择的结果。

—21—

## **2.5** 已鉴定的**AM**真菌的主要形态学特征

将本研究鉴定出的AM真菌种类进行孢子形态学特征描述（表2.5）。

表 2.5 已鉴定AM真菌孢子的形态特征

Table 2.5 Morphological characteristics of identified AM fungi spores

| 序号  No. | 属名和种名  Scientific name | 颜色  Color | 大小  μm | 孢壁结构  Spore wall | 特 征 描 述  Character |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- |
|  | Acaulospora |  |  |  |  |
| 1 | A. denticulata | 浅黄棕  ~深黄棕 | 130~160 | W/3(2LO) G/2(2C) | W1: 透明，薄，0.6~1.6μm 厚，成熟时降解，经常缺失；  W2: 层状壁，黄棕色~深黄棕色，齿形突起纹饰， 齿形突起约 9μm 高，近圆形，或因排列紧密呈多角形，中央有略微凹陷；  W3: 单层，透明，柔性内壁，用力压孢子时可与  W2 分离；  GW1 和 GW2 : 两层膜状内壁易分开，  GW2Melzer's 试剂反应呈紫红色。 |
| 2 | A. laevis | 黄~浅黄棕 | 120~190 | W/3(1S2LS) G/2(1T) | W1: 透明、光滑，1.2~2.0μm 厚；  W2: 层状壁，光滑，黄色~浅黄棕色，1.5-3.0μm 厚；  W3: 常紧贴 W2，薄，1.2~1.6μm 厚；  GW1 和 GW2: GW1 包括两层紧贴的透明壁，在用力压时 GW2 有时有珠状颗粒， GW2 偶尔  Melzer's 试剂反应呈浅粉色。 |
| 3 | A. mellea | 蜜黄~蜜棕 | 100~160 | W/3(2LS) G/2(1T2T2'AC) | W1: 透明，易消解，大部分孢子不见； W2: 层状壁，光滑，蜜黄色~蜜棕色，4.0~5.0μm 厚；  W3: 常紧贴 W2，薄，1.2~2.6μm 厚。  GW1 和 GW2: 弹性透明内壁，极易与层状壁分开；GW1 包括两层紧贴的透明壁，用力压时有时分开；GW2 也包括两层紧贴透明壁，其中第二层壁为无定形壁，易起皱，表面呈颗粒状，Melzer's 试剂反应呈紫红色。 |
| 4 | A. scrobiculata | 灰白~灰黄  ~灰棕 | 80~130 | W/3(2LO) G/2(1T2T2'AC) | W1: 透明，薄，易消解，大部分孢子不见；  W2: 层状壁，灰白~灰黄~灰棕色，表面布满圆形、椭圆形、弯曲长形或多角形的细小凹坑； W3: 常紧贴 W2，薄，用力压时可见。  GW1 和 GW2: 弹性透明内壁；GW1 紧贴 W3， 用力压时可见，包括两层紧贴的透明壁，；GW2也包括两层紧贴透明壁，其中第二层壁为无定形壁，易起皱，Melzer's 试剂反应呈粉紫色或紫红色。 |

—22—

|  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 序号  No. | 属名和种名  Scientific name | 颜色  Color | 大小  μm | 孢壁结构  Spore wall | 特 征 描 述  Character |
| 5 | *A. spinosa* | 黄棕~红棕 | 120~190 | W/3(2LO) G/2(1T2T2'AC) | W1: 透明，易消解，部分孢子可见；  W2: 层状壁，黄棕~红棕，表面可见密集的细刺状突起；  W3: 紧贴 W2，不易分开；  GW1 和 GW2: 弹性透明内壁；GW1 包括两层紧贴的透明壁；GW2 也包括两层紧贴透明壁，其中第二层壁为无定形壁，易起皱， Melzer's 试剂反应呈粉色或粉紫色。 |
| 6 | *A. tuberculata* | 橘黄~橘棕 | 130~270 | W/3(2LO) G/2(1T2T2'C) | W1: 透明，部分孢子可见；  W2: 层状壁，橘黄~橘棕色，表面布满密集均匀的疣状小突起；  W3: 紧贴 W2，橘黄~橘棕色。  GW1 和 GW2: 弹性透明内壁；GW1 包括两层等厚的透明壁；GW2 也包括两层紧贴透明壁，其中第二层壁为弹性内壁， Melzer's 试剂反应呈紫红色或红棕色。 |
|  | ***Claroideoglomus*** |  |  |  |  |
| 7 | *C. claroideum* | 乳黄~亮黄 | 80~160 | W/4(3L4R) | W1: 透明，易消解，仅在幼龄孢子中有 Melzer's 颜色反应，呈粉紫色； W2: 透明，逐渐随孢子年龄增长而消解，使孢子外粘附碎屑；  W3: 乳黄~亮黄，层状壁，2.8~6.2μm 厚；  W4: 薄，用力压时易与 W3 分开，伸入小部分至连孢菌丝的连点处，形成一个小的弯曲隔膜。 |
| 8 | *C. etunicatum* | 黄色~黄棕 | 60~160 | W/2(1D2LR) | W1: 粘质外壁，延伸至连孢菌丝短距离，易沾碎屑，随孢子年龄增加逐渐消解至补丁块状或仅保留于近连点处，幼龄孢子 Melzer's 呈粉至粉紫色；  W2: 层状壁，黄色~黄棕色，4.0~5.0μm 厚，内层壁可伸入连孢菌丝连点处形成小的弯曲的隔膜。 |
|  | ***Diversispora*** |  |  |  |  |
| 9 | *D. spurca* | 近透明  ~浅黄棕 | 60~120 | W/2(1D2L) | W1: 近透明~浅黄棕色，0.4~1.2μm 厚，易沾碎屑， 轻压易与 W2 完全分离，且易皱褶；  W2: 层状壁，1.4~4.2μm 厚，柔软富有弹性，压时可见大量皱褶；  连孢菌丝：壁很薄，较脆弱，W1 延伸至菌丝外壁，常沾有碎屑。 |

—23—

|  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 序号  No. | 属名和种名  Scientific name | 颜色  Color | 大小  μm | 孢壁结构  Spore wall | 特 征 描 述  Character |
|  | ***Entrophospora*** |  |  |  |  |
| 10 | *E. infriquens* | 浅黄棕  ~深黄棕 | 100~160 | W/3(3O) IW/1 | W1: 透明，2.0~5.0μm，随孢子年龄逐渐消解；  W2: 透明，孢子成熟后消解脱落；  W3: 浅黄棕~深黄棕色，1.0~1.4μm，表面形成密集紧凑的高大突起（高 2.0~4.5μm, 宽 1.3~3.0μm）， 突起中央具有 0.5~0.7μm 深的凹陷，突起外边因排列紧凑而呈不规则多边形；  IW: 透明弹性内壁，不易观察到其分层情况。 |
|  | ***Funneliformis*** |  |  |  |  |
| 11 | *F. geosporum* | 黄棕  ~深黄棕 | 120~200 | W/3(2L3R) | W1: 透明，薄，因消解常不完整；  W2: 层状壁，黄棕~深黄棕色，6~14μm 厚；  W3: 黄棕~深黄棕色，薄，1~2.5μm，紧贴 W2， 有时与 W2 自然分离或经用力压时分离，伸入小部分至连孢菌丝的连点处，形成一个小的弯曲隔膜。 |
| 12 | *F. verruculosum* | 亮橘  ~亮橘棕 | 100~210 | W/2(1D2LOR) | W1: 透明，因易消解而不常见；  W2: 层状壁，亮橘~亮橘棕，饰有均匀分布的小疣突，内层薄壁可伸入连孢菌丝连点处形成小的弯曲的隔膜；  连孢菌丝：近透明，脆弱易断。 |
|  | ***Glomus*** |  |  |  |  |
| 13 | *G. macrocarpum* | 黄~黄棕 | 100~125 | W/2(2LS)B | W1: 透明，1~2μm 厚，在乳酸中膨胀；  W2: 层状壁，黄~黄棕色，光滑；  连孢菌丝：黄~黄棕色，直或弯曲，两层壁由 W1 和 W2 延伸而来，连点处 W2 明显加厚，有时因壁增厚而阻塞连点。 |
| 14 | *G.*  *microaggregatum* | 浅黄  ~浅黄棕 | 19~39 | W/2(B) | 孢子近圆、椭圆或不规则，大量孢子松散成群而无孢被，两层壁很薄，W1 不常见，连孢菌丝有时外扩，连点处开放，孢子形态 *G.aggregatum* 类似，但体型较小。 |
| 15 | *G. monosporum* | 黄棕  ~深棕 | 100~300 | W/2(2LO)K | 孢子果含 1 个，偶含 2 或 3 个孢子，孢壁为菌丝网编织而成，成熟孢子的孢壁逐渐脱落，仅见少量菌丝残存，常位于孢子基部；  W1: 薄，透明，常脱落；  W2: 层状壁，黄棕色，表面常形成稀疏的小刺突。 |

—24—

|  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 序号  No. | 属名和种名  Scientific name | 颜色  Color | 大小  μm | 孢壁结构  Spore wall | 特 征 描 述  Character |
| 16 | *G. rubiforme* | 浅黄  ~浅黄棕 | 40~70 | W/2(2L)BK | 孢子果：通常以孢子果形式存在，无孢被，孢子果大小 200~400μm，孢子卵圆形，排列为一个半球层，连孢菌丝短，均从一个壁厚膨大分支的中央菌丝管向四周发育伸出，呈丛状； W1: 透明，薄，紧贴 W2，易消解；  W2: 浅黄~浅黄棕，层状壁，2.7~3.7μm 厚； 孢子排列整齐，但非肩并肩排成一排 |
|  | ***Racocetra*** |  |  |  |  |
| 17 | *R. verrucosa* | 草黄~橘棕 | 220~350 | W/2(1O2L)  G/2 | W1: 黄棕色，0.7~1.8μm，紧贴 W2 不分离，布满紧密的微小疣状突起；  W2: 草黄~黄棕，层状壁，Melzer's 呈橘棕或红棕色反应；  G1 和 G2: 两层基本等厚的透明膜壁，常紧贴在一起，用力压时由壁断层清晰可见两层膜壁。发芽盾室形成于该层；  连孢菌丝：在近连点处形成球茎状细胞，菌丝透明有隔。 |
|  | ***Rhizophagus*** |  |  |  |  |
| 18 | *R. aggregatum* | 浅黄  ~浅黄棕 | 40~100 | W/2(B) | 孢子大多卵圆形或不规则卵圆形，大量孢子松散成群而无孢被；  W1 和 W2: 浅黄~浅黄棕色，有时分开，每层均较薄，1~3μm；  连孢菌丝：通道较宽，直、外扩或有溢缩，连点大多开放。 |
| 19 | *R. clarum* | 亮黄  ~亮黄棕 | 100~190 | W/3(2L) | W1: 透明，易消解，成熟孢子常不见；  W2: 透明~亮黄，层状壁，用力压时易起皱；  W3: 紧贴 W2，用力压时可见，颜色较 W2 稍深； 连孢菌丝：孢壁大多不加厚，菌丝连点处常不堵塞，偶见加厚堵塞； |
|  | ***Septoglomus*** |  |  |  |  |
| 20 | *S. constrictum* | 红棕~黑棕 | 150~330 | W/2(1D2L) | W1: 透明，2~4μm，大多消解不完全，可见，延伸至连孢菌丝外壁较远，使得连点周围易沾碎屑；  W2: 层状壁，黄棕~红棕~黑棕，5~9μm，延续至连孢菌丝内壁，使得连孢菌丝壁近连点处明显增厚且颜色较深；  连孢菌丝：连点处有明显缢缩，并经常深度弯曲。 |

注：L：层状壁；G：萌发壁；A：无定型壁；O：有纹饰；S：光滑；D：粘质外壁，易沾碎屑；C：有Melzer's

颜色反应；T：分层；R：弯曲隔膜；K：孢子果；B：成群。例如G/2(1T2T2'AC)表示有两层萌发壁，每一层又各自分为两个亚层，其中第二层萌发壁的第二亚层为无定形壁，有Melzer's颜色反应。

—25—

# 第三章 珍稀濒危植物黄ft木兰的丛枝菌根

## **3.1** 研究背景与研究目的

作为世界自然遗产的一部分，黄ft风景区原生动植物种类繁多、资源丰富，是生物多样性原地保护的最重要的自然栖息地，也是具有突出价值的珍稀濒危物种栖息地。现已记录的高等植物有1805种，其中国家三级以上保护植物21种，首次在黄

ft发现或以黄ft命名的植物有28种（李金水，2006）。黄ft分布的野生脊椎动物种类多达429种，其中28种为国家级一、二级保护动物（吴孝兵和鲁长虎，2008）。黄ft位于亚热带，同时又处在季风区，潮湿多雨，受第四纪冰川影响较小，保存了不少古老植物物种，大都为古老的孑遗种，例如裸子植物中的银杏、黄杉，多种木兰科植物，它们被认为是被子植物中的原始类群。

黄ft木兰(*Magnolia cylindrica*)为木兰科(Magnoliaceae)[落叶乔木，属国家三级保护植物](http://baike.baidu.com/view/1391465.htm)，是少数以“黄ft”命名的国家珍稀濒危植物之一。IUCN将黄ft木兰列为受威胁(Under threat)的物种(IUCN, 2010)。黄ft木兰树形优美、花色美丽，是优美的园林观赏树种和香料药用植物（李金水，2006）。野生黄ft木兰在黄ft风景区内数量稀少，了解黄ft木兰的丛枝菌根对于保护这一物种具有重要的意义。

木兰科植物具有很多原始性状，无论在较早的恩格勒(Engler)、哈钦松(Hutchinson)被子植物分类系统中，还是由被子植物种系发生学组(APG)修订的APG II中，木兰科植物都被认为是被子植物中最为原始古老的类群之一(The Angiosperm Phylogeny Group, 2003)，因此被认为是研究被子植物起源和系统发育的活化石。

虽然历来重视木兰科植物的系统进化研究，但是对于真菌与其形成的共生体的研究资料却很缺乏。自从Smith和Smith（1997）发表关于AM形态多样性研究文章后的十年间，国外关于各种植物AM形态多样性的研究成果不断涌现。Dickson等（2007）对十年间各国学者在AM形态学方面的研究成果做了总结和补充，他们经过统计发现，虽然现存的木兰科植物被认为是典型的AM植物，但目前国外调查过AM的木兰科植物只有少数几个种：*Magnolia salicifolia*(Yamato和Iwasaki, 2002), *Magnolia*

*Henryi*(Muthukumar等，2003)，*Magnolia* kobus(Ahulu等，2005) 和*Michelia*

*champaca*(Muthukumar等, 2006)，我国还未见报道。研究数据的缺乏和木兰科植物在被子植物进化史中的重要地位使得很多学者认为很有必要对黄ft木兰这类原始被子植物的菌根进行深入研究(Smith和Smith, 1997; Wang和Qiu, 2006)。

—26—

现有的研究资料表明，AM真菌在木兰科植物共生时通常以一种Paris-type(P型)形态出现，真菌菌丝深入植物根细胞后盘绕成若干圈，形成典型的菌丝圈(hyphal coils)结构。Smith和Smith（1997）认为，P型是AM中相对古老的形式，因为真菌在植物细胞中没有形成较分化的丛枝(arbuscules)，只能通过菌丝圈来执行真菌和植物间营养交换界面的功能。由此看来，AM真菌在黄ft木兰中可能保留了较为古老的共生方式，这为我们研究早期被子植物与真菌的协同进化提供了一条好的线索。

AM真菌是陆生植物根系中最为重要的一类共生真菌，在促进植物对矿物质营养和水分吸收、增加植物抗病、抗旱性及保持植物多样性和生态稳定性方面均具有重要作用(Clark, 2002; Feng等, 2003; Degens等, 1996; Gange和Case, 2003; van der Heijden等, 1998)。Jurkiewicz（2010）在进行一种药用濒危植物ft金车(*Arnica Montana*)的AM真菌接种实验时发现，AM真菌促进了植物的生长和次生代谢产物生成。许多研究表明，给植物体接种自然生境中的土著AM真菌要比接种实验室培养的

AM真菌更好地促进植物体生长(Orłowska等, 2005; Zubek等, 2009)。自然生境中的

AM真菌可以促进濒危植物生长和适应不断变化的环境环境，因此在濒危植物保护与预防灭绝中具有巨大潜力。

旅游活动已对黄ft生态系统带来了明显的负面影响，由此造成的生物多样性退化是不可避免的，而这种影响对于濒危植物来说可能是致命的。因此，了解野生濒危植物的AM共生状况，研究根际AM真菌群落组成，保存一批有价值的AM菌种资源，在预防濒危植物灭绝方面及濒危植物原地保护和迁地保护中具有十分重要的意义(Bothe, 2010)。本实验旨在研究黄ft风景区珍稀濒危植物黄ft木兰的AM真菌多样性和根部AM真菌的共生状况。

## **3.2** 材料与方法

### **3.2.1** 研究区域

黄ft自然生态比较完整，野生植物资源丰富且集中，属典型的中亚热带以常绿阔叶林为主的森林生态类型。采样地位于黄ft风景区南部的寨西村浮溪(30°05.760′N，118°22.1 69′E， 平均海拔883 m)。从样地采集到12株野生黄ft木兰的根样和土样。

—27—



图 3.1 采样地点示意图，浮溪(Fuxi)

Fig. 3.1 The geographical locality of the study site

### **3.2.2** 样本采集和处理

根样用碱解离－酸性品红染色法(Berch和Kendrick, 1982)进行处理并制成封片，于OLYMPUS-BX51光学显微镜下观察AM真菌在各种植物根系上的侵染情况并估算侵染率(McGonigle等, 1990)。具体方法为：从固定液中取出根样后先用自来水冲洗3-5次，然后放入装有10％(w/v) KOH溶液的试管中，于90℃的恒温水浴中解离约2小时，具体的解离时间依不同的根样而定，通常肉质根解离时间较短，木质根解离时间较长，幼龄根所需时间较短，老龄根所需时间较长。取出试管，冷却后从试管中取出根段放在培养皿中，用自来水冲洗3-5次，最后一次洗涤时向培养皿中加入几滴乳酸用来中和KOH及促进染色。然后将根样放在载玻片上，用剪刀剪成大约

5mm长的小段（较粗的根段还需用解剖刀纵向切开并将根中的木质部除去），滴加数滴用乳酸甘油（石碳酸20g，甘油40ml，乳酸20ml，蒸馏水20ml）配制的0.5％的酸性品红覆盖根样，于酒精灯上加热到发浓烟，稍冷却后将根样转移到另一洁净的载玻片上，用乳酸甘油脱色，脱色到不见红色的液体流下为止，再滴加一小滴乳酸甘油，盖上盖玻片，适当轻压，制成封片，于显微镜下观察AM真菌在各种植物根系上的定居情况并在OLYMPUS-BX51显微镜下拍照记录结果（每种植物观察50个以上约5mm长的小根段）。

土样自然风干后，采用湿筛沉淀法(Koske和Walker，1984，具体方法见本文2.1.2)

收集AM真菌孢子和孢子果，于体视镜下进行计数。

—28—

### **3.2.3** **AM**真菌的鉴定

将孢子或孢子果分别用PVA和PVA＋Melzer's试剂制成标本片(Morton，1988，具体方法见本文2.1.3)，置于OLYMPUS-BX51光学显微镜下观察。根据孢子果形态特征，孢子的大小、颜色、形状，孢壁结构，孢子在孢子果中的排列方式及孢子的表面饰物，连孢菌丝的数目、颜色、形状、连点直径及与孢子的连接情况等特征，参照AM真菌种的原始发表文献及两个国际公认的AM真菌分类学网站， 即

[http: //www. invam. caf. wvu. edu](http://www.invam.caf.wvu.edu/)(INVAM)和[http: //www. zor. zut. edu. pl/Glomeromycota/index. html 提](http://www.zor.zut.edu.pl/Glomeromycota/index.html%E6%8F%90)供的形态学分类资料及孢子结构图片进行AM真菌形态学分类鉴定。

### **3.2.4** 数据分析中的参数

AM真菌群落结构通过一些生态学参数进行衡量，包括分离频率(Isolation frequency, IF)、相对多度(Relative abundance, RA)、重要值(Importance value)、孢子密度(Spore density)、物种丰富度(Species richness)、香浓多样性指数(Shannon-Wiener

index）、均匀度(Eveness)等。具体计算公式见本文2.2.4节。

## **3.3** 结果

### **3.3.1** **AM**真菌侵染状况

通过对黄ft木兰的根样做染色制片和显微检测，12份根样全部有AM真菌侵染，形成典型*Paris*-type类型的AM. AM真菌侵染植物后，菌丝一端在黄ft木兰根表面形成游离菌丝，菌丝另一端不断侵染根皮层细胞，在细胞内形成连续的大量的菌丝圈(hyphal coils)结构，在个别细胞中或细胞间形成泡囊结构，未发现丛枝结构（图3.2）。研究还发现，黄ft木兰根部受AM真菌感染程度很高。样本的菌丝侵染率范围在

34.93~74.55％，平均为49.01±4.07％；菌丝圈侵染率范围在16.07~47.73％，平均为

28.34±2.46％；泡囊(vesicules)侵染率范围在1.15~8.62％，平均为4.47±0.73％（表3.1）。研究还发现（图3.3），黄ft木兰根部的菌丝侵染率和菌丝圈侵染率间呈极显著的正相关(r=0.947, p＜0.001)。

—29—



图 3.2 黄山木兰丛枝菌根及部分孢子的形态特征

Fig. 3.2 Morphological structures of AM and some AM fungal spores isolated from the rhizosphere soil of Magnolia cylindrical

1. 菌丝（H）一端游离于根表外，而另一端定殖于根皮层组织中

2, 3. 大量连续的菌丝圈(HC)形成与根皮层细胞中

4. *A. denticulate*，孢子壁上的“齿状” 饰物

5. *G. microaggregatum*，成丛的小孢子

6. *A. tuberculata*，孢子表面密集的疣状饰物

7. *G. monosporum*，孢子表面的产孢囊残留物(P)

8. *A. spinosa*，孢子壁上的刺状突起

9. *R. verrucosa*，球茎状细胞(SC)

1. free hyphae (H) on the root surface, while the other end of the hyphae colonizing the cortical cells 2, 3. plenty of continuous hyphal coils (HC) formed in the cortical cells

4. *A. denticulate*," denticulate" ornamentations on the spore wall

5. *G. microaggregatum*, spores in cluster

6. *A. tuberculata*, the tubercles on the spore surface

7. *G. monosporum*, the remains of a sporocarp peridium (P) on the spore surface

8. *A. spinosa*, closely packed spines on the spore wall

9. *R. verrucosa*, with a sporogenous cell (SC) Bars line = 30µm

—30—



y = 0.5737x + 0.2109 R2 = 0.897

60

菌丝圈侵染率

Hyphal coils colonization (%)

40

20

0

0 20 40 60 80 100

菌丝侵染率

Hyphal colonization (%)

图 3.3 黄山木兰AM真菌菌丝侵染率和菌丝圈侵染率的关系Fig. 3.3 Relationship of AM fungi hyphal and hyphal coil colonization in roots of Magnolia cylindrica

### **3.3.2** **AM**真菌孢子密度和**AM**真菌物种丰富度

从黄ft木兰根际土壤中分离得到385份AM真菌孢子和孢子果标本，共鉴定出9属

17种（表3.1）。从*Acaulospora*中鉴定出6种，*Claroideoglomus*1种，*Dentiscutata* 1种，*Funneliformis* 2种，*Gigaspora* 1种，*Glomus* 3种，*Racocetra* 1种，*Rhizophagus* 1种，*Septoglomus* 1种。部分AM真菌孢子的形态特征见图3.2。根据重要值计算结果，

*Acaulospora*、*Claroideoglomus*、*Funneliformis*和*Glomus*为AM真菌优势属，其重要值 分别为78.96%、35.93%、26.95%和58.56%. *Acaulospora*属有4个优势种，分别是*A.*

*Denticulata*、*A. laevis*、*A. spinosa*和*A. tuberculata*; *Claroideoglomus*有*C. claroideum*1

个优势种，*Glomus*属有*G. macrocarpum*和*G. monosporum* 2个优势种。相关分析表明

（图3.4），AM真菌分离频率与相对多度呈显著正相关(r=0.841, P＜0.001)。由此看出，两地产孢能力较强的AM真菌种类一般分布广泛，产孢能力弱的AM真菌种类则分布空间局限。AM真菌孢子密度范围在157~448个/100g土，平均孢子密度为315±41个。

AM真菌物种丰富度范围在4～8种/土样，平均物种丰富度为6.5±0.4种。孢子密度和物种丰富度之间相关不显著(P＞0.05)。AM真菌群落的香浓多样性指数和均匀度分别为2.22和0.78。

—31—

表3.1 黄山木兰根际土壤中AM真菌及其分离频率、相对多度和重要值

Table 3.1 Isolation frequency(IF), relative abundance (RA) and importance value (IV) of AM fungi species associated with Magnolia cylindrica

| 序号  No. | AM 真菌  AM fungi species | 孢子数  Spore number | 分离频率  IF (%) | 相对多度  RA (%) | 重要值  IV (%) |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- |
|  | Acaulospora | 223 | 100 | 57.92 | 78.96 |
| 1 | A. denticulata Sieverding & Toro | 99 | 91.67 | 25.71 | 58.69 |
| 2 | A. laevis Gerd. &Trappe | 6 | 41.67 | 1.56 | 21.62 |
| 3 | A. mellea Spain & Schenck | 4 | 16.67 | 1.04 | 8.86 |
| 4 | A. scrobiculata Trappe | 5 | 25.00 | 1.30 | 13.15 |
| 5 | A. spinosa Walker & Trappe | 75 | 58.33 | 19.48 | 38.91 |
| 6 | A. tuberculata Janos & Trappe | 34 | 66.67 | 8.83 | 37.75 |
|  | Claroideoglomus | 20 | 66.67 | 5.19 | 35.93 |
| 7 | C. claroideum Schenck & Smith | 20 | 66.67 | 5.19 | 35.93 |
|  | Dentiscutata | 2 | 8.33 | 0.52 | 4.43 |
| 8 | D. heterogama (Nicol. & Gerd.) Walker & Sanders | 2 | 8.33 | 0.52 | 4.43 |
|  | Funneliformis | 15 | 50.00 | 3.90 | 26.95 |
| 9 | F. geosporum (Nicol. & Gerd.) Walker | 9 | 33.33 | 2.34 | 17.84 |
| 10 | F. verruculosum Blaszkowski & Tadych | 6 | 16.67 | 1.56 | 9.12 |
|  | Gigaspora | 6 | 25.00 | 1.56 | 13.28 |
| 11 | Gigaspora gigantea (Nicol. & Gerd.) Gerdmann & Trappe | 6 | 25.00 | 1.56 | 13.28 |
|  | Glomus | 98 | 91.67 | 25.45 | 58.56 |
| 12 | G. macrocarpum (Tul. & Tul.) Thaxter | 62 | 66.67 | 16.10 | 41.39 |
| 13 | G. microaggregatum Koske, Gemma & Olexia | 8 | 16.67 | 2.08 | 9.38 |
| 14 | G. monosporum Gerd. & Trappe | 28 | 58.33 | 7.27 | 32.80 |
|  | Racocetra | 11 | 25.00 | 2.86 | 13.93 |
| 15 | R. verrucosa (Koske & Walker) Walker & Sanders | 11 | 25.00 | 2.86 | 13.93 |
|  | Rhizophagus | 8 | 25.00 | 2.08 | 13.54 |
| 16 | R. clarum Nicol. & Schenck | 8 | 25.00 | 2.08 | 13.54 |
|  | Septoglomus | 2 | 8.33 | 0.52 | 4.43 |
| 17 | S. constrictum Trappe | 2 | 8.33 | 0.52 | 4.43 |
| **Total** | AM 真菌 = 17 Species | 385 |  | 100 |  |

—32—



y = 19.243Ln(x) + 17.298 R2 = 0.8422

100

80

分离频率

Isolation frequency (%)

60

40

20

0

0 5 10 15 20 25 30

相对多度

Relative abundance (%)

图3.4 AM真菌分离频率与相对多度的关系

Fig. 3.4 Relationship of relative abundance and isolation frequency of AM fungi species in the rhizosphere soil of Magnolia cylindrica

## **3.4** 讨论

黄ft木兰与AM真菌的共生现象十分普遍，所调查的12份根样全部有AM真菌侵染，这与其特殊的根部构造密切相关，黄ft木兰的根系较浅，根表面光滑，缺乏根毛，AM真菌侵染植物后，在黄ft木兰根表面形成游离菌丝，起到类似“根毛”的作用，一方面增强植物根在土壤中的固定和附着作用，另一方面增加植物从根际土壤中吸收矿物质营养和水分，AM真菌通过菌丝桥将各株植物的根系相连，从而实现黄ft木兰与周围其它植物的营养共享。

根据AM的形态学特征，可以将AM划分为*Arum*-type和*Paris*-type两类(Gallaud, 1905; Smith和Smith, 1997)。*Arum*-type的形态学特征是：孢间菌丝在植物的根皮层细胞之间延伸，同时伸入细胞内形成丛枝状的末端结构，囊泡在细胞之内或细胞之间形成。*Paris*-type的形态学特征是：看不到胞间菌丝，胞内菌丝从一个皮层细胞贯穿至相邻的另一皮层细胞，同时在根细胞内形成一连串的菌丝圈结构。黄ft木兰根内大量的*Paris*-type结构表明，菌丝圈(hyphal coils)是真菌与植物之间主要营养交换界面。Smith和Smith（1997）认为，*Paris*-type是AM中相对古老的形式，真菌在植物细胞中还没有形成较分化的丛枝(arbuscules)。由此看来，AM真菌在木兰科植物中可能保留了较为古老的共生方式。

研究结果表明，*Acaulospora*、*Claroideoglomus*、*Funneliformis*和*Glomus*为AM真菌优势属，这可能与其孢子的形态学特征相关联。这几个属中的孢子在AM真菌中

—33—

体积较小，而小孢子能够在短时间内产生大量孢子且易于传播(Hepper, 1984)。通过对优势种的分析结果表明，*A. denticulata*、*A. laevis*、*A. spinosa*、*A. tuberculata*、*G.*

*claroideum*、*G. macrocarpum*和*G. monosporum*等7种AM真菌在AM真菌与黄ft木兰的共生关系中起着主体作用。AM真菌的分离频率与相对多度呈显著正相关，表明孢子产孢能力较强的AM真菌种类一般分布广泛，产孢能力弱则限制了该种真菌在环境中的扩散。

不同植物的AM真菌群落多样性差异很大(Öpik, 2004)。此前的研究表明，城市花园中芍药科牡丹(*Paeonia suffruticosa*)的AM真菌香浓多样性指数为1.45(郭绍霞等，2007)，木犀科油橄榄(*Olea europaea*)为0.81(Azcón -Aguilar等, 2003)，地中海地区漆树科乳香黄连木(*Pistacia lentiscus*)为1.08。黄ft自然生态比较完整，野生植物资源丰富且集中，自然或人为扰动相对较少，因此野生黄ft木兰根际土壤中的AM真菌多样性指数较高，达到2.22。

在人工条件下进行繁育和栽培是保护珍惜濒危植物的一种重要方法。因此保护和发展珍稀濒危的黄ft木兰天然居群，促进天然更新，同时在繁育和育苗时结合本文的研究结果，注意接种一些有效的AM真菌以模拟野生的AM真菌环境，对加强对黄ft木兰的保育工作有着重要意义。

—34—

# 第四章 黄ft风景区旅游活动对丛枝菌根真菌的扰动影响

## **4.1** 研究背景与研究目的

我国是一个多ft的国家，ft地丘陵约占国土总面积的43%. ft岳风景区因为地貌复杂多变、风景秀丽宜人而具有较高的旅游价值，成为旅游者的理想首选之地。大多数ft岳风景区位于自然资源丰富、生物多样性高的自然保护区和森林公园，动植物资源丰富，因此也是科学研究的理想场所。然而，ft岳型风景区生态环境脆弱，随着旅游人数连年攀升及旅游基础设施开发力度加大，由此引发的环境保护与利用之间的矛盾十分突出，ft岳风景区资源环境破坏越来越严重，自然资源保护的压力越来越大。

黄ft风景区生态系统在ft岳风景区中具有较强的代表性，其植被和土壤垂直分带明显，原生生态系统保存完整。由于旅游开发早、强度大，长期的旅游活动已给黄ft风景区带来明显的生态影响。目前关于黄ft风景区生态系统的旅游扰动研究较少，研究对象主要为土壤、植被和空气质量等。黄ft风景区旅游干扰对土壤影响效应明显，不同区域旅游扰动对土壤影响效应各异，游览利用程度越高的区域，其影响效应与旅游扰动的相关性愈强（陆林等，2011）。巩劼等（2009）通过对黄ft风景区主要游览线路两侧植物群落及其土壤进行调查发现，旅游扰动对灌木层和草本层的影响明显，灌木层盖度及草本层物种多样性随扰动强度增加而明显降低。凌琪和王晏平（2008）通过夏季对典型景点进行空气微生物检测，表明空气微生物浓度和分布受到游客活动、动植物等因素的影响。

AM真菌可以与陆地上绝大多数植物形成互惠共生体，在陆生生态系统中发挥着不可估量的重要作用(Allison等, 2005; Miller等, 1995)。通过与植物的根形成共生结构（根内菌丝、丛枝、泡囊、菌丝圈等），AM真菌加强了植物体对土壤中C、N、P等营养成分的吸收，进而提高植物的生产量(Smith等, 1997)。van der Heijden等(1998a)认为，AM真菌是植物不可或缺的伴侣，大多数植物体内如果缺乏AM真菌则不能存活，而AM真菌功能的发挥也受到宿主种类和土壤因子的影响。AM真菌主要通过在土壤中产生庞大菌丝网络和孢子进行繁殖，提高它们对环境的适应能力。除此之外，

AM真菌通过影响植物生产量、物种组成和多样性水平进而影响植物群落（van der

—35—

Heijden等，1998b；Vogelsang等，2005）。与此同时，AM真菌对土壤物理环境也产生了影响。它们产生的土壤菌丝体可以增加土壤稳定性，形成稳定的土壤团聚体（soil

aggregates），并能够产生一种耐热糖蛋白—球囊霉素(GRSP)，构成土壤中重要的碳源

（Franzluebbers等, 2000; Rillig和Mummey, 2006）。GRSP并可以作为AM真菌生长的指示剂，指示AM真菌的生存情况及土壤的生态状况（Lovelock等，2004；贺学礼等，

2008)。

AM 真菌是生态系统中的一类重要指示真菌（梁宇，2002；刘润进和陈应龙，

2007），因其宿主范围广、环境敏感度高，在生态系统遭受干扰或破坏时，它们往往比其它生物更易作出环境响应，因此在生态系统扰动研究中对AM真菌的关注度越来越高。旅游活动对自然生态系统的扰动主要反映在植被与土壤层面，而且会间接影响土壤菌根真菌群落(Fitzsimons等, 2008)。Lekberg等（2012）通过分析丹麦西兰岛北岸长叶车前根部AM真菌的rDNA大亚基序列，发现AM真菌群落对环境扰动显现出较强的耐受力和弹性适应(resilience)，扰动后真菌能够快速重新定殖于宿主植物体内，使得AM真菌群落结构没有因为扰动而发生显著改变。自然生态系统的扰动是普遍发生的，只要环境扰动对生物体的扰动影响不超过生物体对扰动的耐受力，生物体则可以再生出一定数量的个体并逐渐得以恢复(Marshall, 2000; Norton, 1996)。

Zhang等（2004）在对都江堰森林生态系统AM真菌进行多样性研究时发现，次生林的

AM真菌多样性显著低于天然林，但乔木砍伐没有显著影响AM真菌的孢子密度和物种丰富度，对AM真菌物种组成影响较小。但是长期过度扰动可能对AM真菌造成难以恢复的破坏影响。Waltert等（2002）在研究旅游扰动对瑞士巴塞尔附近ft毛榉林的影响时发现，旅游扰动使得ft毛榉幼苗和菌根共生体消失。Su和Guo（2007）在研究放牧对内蒙古干旱草原的影响时发现，长期过度放牧显著影响了生态系统中地上植被盖度和地下AM真菌多样性，AM真菌孢子密度和物种丰富度因放牧的影响而明显下降。

旅游对生态系统的扰动主要来自于两个方面，一方面是旅游活动中旅游者的行为，另一方面是旅游区旅游设施的建设。旅游者的行为对风景区内植物—土壤圈层的影响主要表现为践踏、采摘、刻划及旅游垃圾堆放等干扰作用。旅游者对步道旁区域的践踏是黄ft风景区旅游活动扰动最主要的方式。步道是连接黄ft景区内各景点的步行道，除少数地段（例如北海、光明顶）和险要地段建有少量护栏外，大多数地段的步道与周围环境没有分隔，使得步道两旁成为游客旅游扰动的主要区域。多年来虽然黄ft风景区旅游设施建设被严格控制，但随着旅游业的发展，旧的旅游线路

—36—

已不能满足日益膨胀的旅游需求，一些新的旅游线路近年来逐步开发建成，例如钓桥景区是黄ft风景区保存最完整的区域，景区内保存有较为原始的亚热带森林生态系统。2009年以前因为交通不便，由此进ft的游客很少，近年来已新建成一条西海景区大型观光缆车线路，连接西大门至钓桥庵景区的原有土质步道也拓宽改造为一条长4km宽6m的双车道柏油公路。

研究旅游扰动需要考虑当地旅游地理环境、植被分布状况、游客人数及扰动方式等多方面因素对当地生态系统的影响，以生物多样性保护与生态系统可持续发展为主要原则，依据学科特点科学设计研究方案。本研究主要通过海拔垂直方向（热门线路游客的游览活动）和水平方向（旅游开发程度不同）两个不同空间水平来研究旅游扰动对AM真菌的生态影响，检测植物根部的菌根共生体、土壤菌丝量、土壤孢子密度、GRSP等在扰动过程中的变化情况，分析AM真菌变化与植被状况、土壤因子及扰动特点之间的相互关系，研究AM真菌对ft岳旅游扰动的响应，在一定程度上反映旅游扰动对黄ft生态系统产生的环境影响，揭示生态系统的健康状况。

## **4.2** 材料与方法

### **4.2.1** 研究区域

#### **4.2.1.1** 自然地理概况

黄ft风景区核心景区面积160.6平方公里，范围为东经118º01′～118º17′，北纬

30º01′～30º18′之间，海拔高程为440～1864.8m。黄ft风景区地处亚热带季风气候带，年平均气温8℃，夏季平均温度为25℃，冬季平均温度为0℃以上，四季平均温度差

20摄氏度左右，年平均湿度70%，年均降水量为2395mm，常年有雾霭，由于ft高谷深，气候呈垂直变化，同时由于北坡和南坡受阳光辐射差大，局部地形对其气候起主导作用。黄ft以花岗岩峰林地貌为特色，景区群峰林立，海拔千米以上的名峰

88座，其中莲花峰、天都峰和光明顶为三大主峰。黄ft因其海拔高度和复杂的地形地貌，植被垂直分带明显，沿海拔由低向高依次可以划分为次生林、常绿阔叶林、常绿-落叶阔叶混交林、落叶阔叶林、落叶矮林灌丛和ft地草甸（蒋木青等，1982），植被覆盖率为93%。。黄ft土壤也呈垂直地带性分布，海拔900m以下为ft地黄壤，海拔900-1600m为ft地黄棕壤，在海拔1600-1840m的ft顶平台区域有呈块状分布、面积不大的高ft草甸土。

—37—

#### **4.2.1.2** 旅游活动概况

黄ft风景区为中国十大风景名胜区中唯一的ft岳风景区。黄ft以其壮丽的景色-

—生长在花岗岩上的奇松和浮现在云海中的怪石而著称，展现了独特的自然美景和自然与文化元素的完美结合，自古以来吸引着国内外大量游客来黄ft观光旅游。自

20世纪70年代以来黄ft风景区旅游发展迅速，游客数量逐年增加。来自黄ft风景区

管委会的统计数据表明，1979年游客数量仅为28万人次，而2006年增至181.2万人次，2010年更是突破了250万人次。旅游人数迅速增长和旅游基础设施建设对黄

ft旅游环境产生的压力日益明显。研究表明，旅游扰动已给黄ft生态系统的“植被—土壤”圈层带来了明显的负面影响（陆林等，2011）。

因为旅游开发程度和交通便捷程度不同，黄ft风景区各条旅游线路的客流量有很大差别。黄ft风景区目前有4条主要的上ft路线，与之对应的有4条索道。其中由南大门温泉出发，慈光阁—玉屏楼、云谷寺—白鹅岭两条索道对应的为热门游览线路(俗称前ft和后ft)，ft上几处热门景点玉屏楼—天海—光明顶—北海—白鹅岭串联在一起并连接这两处索道，约98%游客沿此线路游览。黄ft北大门因为交通不及南大门便捷，经太平索道上ft的游客较少。2013年前，因为西海大峡谷索道还未建成，由西大门经钓桥庵上ft的游客极少，周围生境保存完好，为较为原始的森林生态系统。

### **4.2.2** 实验设计及样地参数

#### **4.2.2.1** 研究样点

黄ft风景区内旅游活动主要发生在沿垂直梯度的主要热门徒步登ft路线、大门进出口及索道换乘站附近。本文研究区域设置在黄ft风景区客流量最大的登ft路线上及进入黄ft的几个主要大门附近，从海拔垂直方向和水平方向两个不同空间水平设计研究样点。前者沿徒步登ft路线（温泉→云谷寺→云谷步道→北海→光明顶），选择不同海拔高度的6种植被类型（次生林、常绿阔叶林、常绿-落叶阔叶混交林、落叶阔叶林、落叶矮林灌丛、高ft草甸）生境样地。后者样点选择在黄ft四个入ft口附近（慈光阁、云谷寺、松谷庵、钓桥庵），4个样点海拔差异不大，植被类型均为常绿阔叶林（图4.1、图4.2）。

—38—



图 4.1 研究样点分布示意图

Figure 4.1 Geographic distribution of smpling sites



图 4.2 研究样点垂直海拔示意图

Figure 4.2 Altitude of sampling sites

—39—

#### **4.2.2.2** 采样方法

旅游践踏扰动对植物群落的影响主要在距离步道15m的范围内（巩劼等，2009）。根据这个特点，在步道附近选择生境样地，根据距离步道远近设计4个5m×5m小样方（图4.3），采集样方内优势植物的根样（每个样点选择3种优势植物，每个小样方重复采样），带回实验室处理，研究AM真菌侵染率。同时，应用五点取样法，采集样方内植被的根际土壤，研究AM菌丝量和球囊霉素相关土壤蛋白(GRSP)含量的影响，测定土壤有机质、N、P、K等营养成分及pH值，分析步道周围生境中AM真菌受人为扰动影响程度和影响范围及与环境因子之间的相互关系，评价AM真菌对旅游扰动的响应。



图4.3 研究样方设置图及五点采样法

Figure 4.3 Sampling squares in this study and the 5-points sampling method

表 4.1 研究样点地理参数

Table 4.1 Geographic parameters of sampling sites

| 样点  Site | 植被类型  Vegetation | 海拔  Altitude | 经度  Longitude | 纬度  Latitude | 土壤类型  Soil type | 坡度  Gradient | 坡向  Aspect |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 温泉 | 次生林 | 703m | 118°10′01.7″ | 30°06′17.5″ | ft地黄壤 | 5° | 由南向北 |
| 云谷寺 | 常绿阔叶林 | 897m | 118°11′15.6″ | 30°07′09.7″ | ft地黄壤 | 15° | 由西偏东 |
| 云谷步道 1 | 常绿-落叶阔叶混交林 | 1250m | 118°10′36.0″ | 30°07′50.1″ | ft地暗黄棕壤 | 45° | 由东向西 |
| 云谷步道 2 | 落叶阔叶林 | 1405m | 118°10′18.1″ | 30°08′06.6″ | ft地暗黄棕壤 | 40° | 由北向南 |
| 北海 | 落叶矮林灌丛 | 1630m | 118°09′50.1″ | 30°08′38.0″ | ft地暗黄棕壤 | 0° | 平地 |
| 光明顶 | ft地草甸 | 1806m | 118°09′45.5″ | 30°08′05.5″ | 高ft草甸土 | 35° | 由南向北 |
| 慈光阁 | 常绿阔叶林 | 885m | 118°10′06.2″ | 30°06′35.5″ | ft地黄壤 | 10° | 由东向西 |
| 松谷庵 | 常绿阔叶林 | 620m | 118°09′39.7″ | 30°10 ′22.2″ | ft地黄壤 | 15° | 由西向东 |
| 钓桥庵 | 常绿阔叶林 | 587m | 118°07′30.4″ | 30°08′02.6″ | ft地黄壤 | 5° | 由北向南 |

—40—

表 4.2 研究样地植被状况

Table 4.2 Vegetation in the sampling sites

|  |  |  | 乔木 Arbor |  |  | 灌木 Shrub |  |  | 草本 Herbage |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 样 点  Site | 盖度  Coverage | 平均高度  Height | 主要种 Main species | 盖度  Coverage | 平均高度  Height | 主要种 Main species | 盖度  Coverage | 平均高度  Height | 主要种 Main species |
| 温泉 | 70% | 9m | 枫香(Liquidambar formosana) | 20% | 1.5m | 糙叶树(Aphananthe aspera ) | 35% | 0.3m | 牛膝(Achyranthes bidentata)\* |
|  |  |  | 糙叶树(Aphananthe aspera) |  |  | 细叶青冈(Cyclobalanopsis myrsinaefolia) |  |  | 三脉紫菀(Aster ageratoides)\* |
|  |  |  | 细叶青冈(Cyclobalanopsis myrsinaefolia) |  |  | 青钱柳(Cyclocarya paliurus) |  |  | 尖叶长柄ft蚂蝗  (Podocarpium podocarpum var. oxyphyllum)\* |
|  |  |  |  |  |  | 醉鱼草(Buddleja lindleyana) |  |  | 求米草(Oplismenus undulatifolius) |
| 云谷寺 | 80% | 6.5m | 甜槠(Castanopsis eyrei)\* | 15% | 1.5m | 马银花(Rhododendron ovatum) | 5% | 0.15m | 黄鹌菜(Youngia japonica) |
|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
|  |  |  | 小叶青冈(Cyclobalanopsis graciliss)\* |  |  | 格药柃(Eurya muricata) |  |  | 淡竹叶(Lophatherum gracile) |
|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
|  |  |  | Ft矾(Symplocos sumuntia) |  |  | 紫金牛(Ardisia japonica) |  |  | 铁灯兔儿风(Ainsliaea macroclinidioides ) |
|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
|  |  |  | 四川ft矾(Symplocos setchuensis) |  |  | 硃砂根(Ardisia crenata)\* |  |  | 蛇莓(Duchesnea indica) |
|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| 云谷步道 1 | 75% | 7m | 小叶青冈(Cyclobalanopsis graciliss) | 35% | 1.7m | 野珠兰(Stephanandra chinensis)\* | 15% | 0.4m | 阔鳞鳞毛蕨(Dryopteris championi ) |
|  |  |  | 豹皮樟(Litsea coreana var. sinensis) |  |  | 棣棠花(Kerria japonica)\* |  |  | 太平莓(Rubus pacificus) |
|  |  |  | 小叶白辛树( Pterostyrax corymbosus) |  |  | 格药柃(Eurya muricata) |  |  | 蛇莓(Duchesnea indica) |
|  |  |  | 短柄枹(Quercus grandulifera var. brevipetiolata) |  |  | 伞形绣球(Hydrangea umbellata)\* |  |  | 紫花堇菜(Viola grypoceras) |
| 云谷步道 2 | 70% | 8m | 鸡爪槭(Acer palmatum) | 55% | 1.4m | 伞形绣球(Hydrangea umbellata) | 20% | 0.3m | 野菊(Dendranthema indicum)\* |
|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
|  |  |  | 四照花(Dendrobenthamia japonica var. chinensis) |  |  | 野珠兰(Stephanandra chinensis) |  |  | 三脉紫菀(Aster ageratoides)\* |
|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
|  |  |  | ft乌桕(Sapium discolor) |  |  | 棣棠花(Kerria japonica)\* |  |  | 三叉耳蕨(Polystichum tripteron) |
|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
|  |  |  | 灯台树(Cornus controversa) |  |  | 盾叶莓( Rubus peltatus) |  |  | 求米草(Oplismenus undulatifolius) |

—41—

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
|  |  |  | 乔木 Arbor |  |  | 灌木 Shrub |  |  | 草本 Herbage |
| 样 点  Site | 盖度  Coverage | 平均高度  Height | 主要种 Main species | 盖度  Coverage | 平均高度  Height | 主要种 Main species | 盖度  Coverage | 平均高度  Height | 主要种 Main species |
| 北海 | 25% | 4.5m | 黄ft栎(*Quercus stewardii*) | 55% | 2m | **映ft红(*Rhododendron simsil*)\*** | 5% | 0.2m | 蛇莓(*Duchesnea indica*) |
|  |  |  | 茅栗(*Castanea seguinii*) |  |  | **华箬竹(*Sasamorpa sinica*)\*** |  |  | 一枝黄花(*Solildago decurrens*) |
|  |  |  | 四照花(*Dendrobenthamia japonica* var. *chinensis*) |  |  | 蜡瓣花(*Corylopsis sinensis*) |  |  | 林荫千里光(*Senecio nemorensis*) |
|  |  |  | 三桠乌药(*Lindera obtusiloba*) |  |  | 白檀(*Symplocos paniculata*) |  |  |  |
|  |  |  |  |  |  | **Ft莓(*Rubus corchorifolius*)\*** |  |  |  |
| 光明顶 |  |  |  | 15% | 2.5m | 黄ft杜鹃  (*Rhododendron* maculiferum subsp.  *anhweiense*) | 30% | 0.4m | **龙须草(*Baeothryon subcapitatum*)\*** |
|  |  |  |  |  |  | 三桠乌药( *Lindera obtusiloba*) |  |  | 湖北野青茅( *Deyeuxia hupehensis*) |
|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
|  |  |  |  |  |  | 白檀( *Symplocos paniculata*) |  |  | **野古草( *Arundinella anomala*)\*** |
|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
|  |  |  |  |  |  | 圆锥绣球(*Hydrangea paniculata*) |  |  | **一枝黄花( *Solildago decurrens*)\*** |
|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| 慈光阁 | 70% | 8m | 青冈栎(*Cyclobalanopsis glauca*) | 20% | 1.5m | 杨梅叶蚊母树(*Distylium myricoides*) | 35% | 0.3m | **求米草(*Oplismenus undulatifolius*)\*** |
|  |  |  | 细叶青冈( *Cyclobalanopsis myrsinaefolia* ) |  |  | 甜槠(*Castanopsis eyrei*) |  |  | 禾叶土麦冬( *Liriope graminifolia*) |
|  |  |  | 小叶青冈(*Cyclobalanopsis graciliss*) |  |  | 格药柃(*Eurya muricata*) |  |  | **络石(*Trachelospermum jasminoides*)\*** |
|  |  |  | 树参( *Dendropanax dentiger*) |  |  | **硃砂根(*Ardisia crenata* )\*** |  |  | 淡竹叶(*Lophatherum gracile*) |
| 松谷庵 | 75% | 6.5m | 青冈栎(*Cyclobalanopsis glauca*) | 10% | 1m | 乌药(*Lindera aggregata*) | 15% | 0.15m | 小赤车( *Pellionia minima*) |
|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
|  |  |  | 老鼠矢(*Symplocos stellaris*) |  |  | 硃砂根(*Ardisia crenata*) |  |  | **巴东过路黄(*Lysimachia patungensis*)\*** |
|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
|  |  |  | 小叶青冈(*Cyclobalanopsis graciliss*) |  |  | 红茴香(*Illicium henryi*) |  |  | **淡竹叶(*Lophatherum gracile*)\*** |
|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
|  |  |  | 细叶香桂( *Cinnamomum subavenium*) |  |  | **紫金牛(*Ardisia japonica*)\*** |  |  | 日本蛇根草(*Ophiorrhiza japonica*) |

—42—

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
|  |  |  | 乔木 Arbor |  |  | 灌木 Shrub |  |  | 草本 Herbage |
| 样 点  Site | 盖度  Coverage | 平均高度  Height | 主要种 Main species | 盖度  Coverage | 平均高度  Height | 主要种 Main species | 盖度  Coverage | 平均高度  Height | 主要种 Main species |
| 钓桥庵 | 70% | 6 | **青冈栎(*Cyclobalanopsis glauca*)\*** | 20% | 1.5 | 格药柃(*Eurya muricata*) | 15% | 0.25m | 禾叶土麦冬(*Liriope graminifolia*) |
|  |  |  | 甜槠(*Castanopsis eyrei*) |  |  | 硃砂根(*Ardisia crenata*) |  |  | **络石(*Trachelospermum jasminoides*)\*** |
|  |  |  | 豹皮樟(*Litsea coreana var. sinensis*) |  |  | 马银花(*Rhododendron ovatum*) |  |  | 求米草(*Oplismenus undulatifolius*) |
|  |  |  | 冬青( *Ilex purpurea*) |  |  | **石斑木(*Raphiolepis inidca*)\*** |  |  | 狗脊蕨(*Woodwardia japonica*) |

备注：表格中**\***为采集了根样的植物

—43—

### **4.2.3** 样品处理及实验分析

#### **4.2.3.1** 根样处理及**AM**侵染分析

将采集到的植物根样用1/2FAA进行固定，置于4℃冰箱中保藏。根样用碱解离

－酸性品红染色法(Berch和Kendrick，1982，具体作法见本文3.2.1)进行处理并制成封片，于OLYMPUS-BX51光学显微镜下观察AM真菌在各种植物根系上的侵染情况并估算侵染率(McGonigle等, 1990)。

在调查植物的丛枝菌根状况时，根据植物根皮组织中是否存在丛枝或泡囊作为

AM真菌定殖的判别标准，在所检查的根样中，只要有一小段检查到丛枝或泡囊，则认为这种植物具有AM，记为“+”；如果只检查到菌丝，而没有发现丛枝或泡囊结构，则不确定有无AM的形成，记为“±”；如果菌丝、丛枝、泡囊都没有检察到，则认为其无AM，记为“-”。对于具有丛枝菌根的根样，同时统计各根样的侵染强度，若75%以上根段感染AM真菌，则表示深度感染，记为“+++”；25％～75％之间为中度感染，记为“++”；25％以下为轻度感染，记为“+”。

#### **4.2.3.2** 土样处理及菌丝量、孢子密度和**GRSP**分析

(1)菌丝量

将湿土分为两份，一份做含水量测定，另一份置于4℃冰箱保存，直接进行菌丝量测定，样品在2周内处理完。具体做法为：取湿土5g均匀置于烧杯中，过60~240目筛子至无碎片杂屑(4~5次)，过滤物移至培养皿中，用曲利苯蓝染色30分钟，再过240目筛子，并洗到9cm滤纸上过滤，在显微镜下观察菌丝数（50个视野）。结果计算：

，单位mm/g

(2)孢子密度

将采集的土样做自然风干处理，风干后置于4℃冰箱中保存。土样自然风干后，采用湿筛沉淀法(Koske和Walker，1984，具体方法见本文2.1.2)收集AM真菌孢子和孢子果，于体视镜下进行孢子计数，孢子果或丛生孢子按照1个孢子计算。样品

在2个月内处理完。

—44—

(3) GRSP

使用Wright和Upadhyaya(1998)以及Wright和Jawson(2001)描述的方法提取总

GRSP。具体的方法为：从土壤样本取1g土放入8ml浓度为50nM的柠檬酸钠溶液中（使用HCl调整PH值至8.0）。样品在高压灭菌锅中处理60min(121℃, 0.11MPa)，然后超速离心3min(10000g)以去除土壤颗粒。以上操作重复三次（在进灭菌锅之前需再次调整

PH值至8.0），直至提取液呈清澈的或亮黄色。应用考马斯亮蓝法，使用牛血清蛋白制作考马斯亮蓝标准曲线，然后测定球囊霉素含量。

### **4.2.4** 统计方法

单因素ANOVA分析、LSD比较、F检验及AM真菌与土壤因子的Pearson相关分析和通径分析均在SPSS 17.0软件中进行。

## **4.3** 结果

### **4.3.1** 不同海拔垂直梯度旅游扰动对**AM**真菌的生态影响

#### **4.3.1.1** **AM**真菌侵染率

由表4.2所示，在不同海拔垂直梯度的6个样点共采集了16种优势植物的根样（每

个样点采集3种植物，累计18种次植物，其中三脉紫菀在温泉和云谷步道2样点重

复采样，棣棠花在云谷步道1和云谷步道2重复采样）。根样通过染色和光学显微镜检测发现，除牛膝(*Achyranthes bidentata*)的AM真菌侵染率极低(0.25%)，未发现典型的AM结构，不能确定其是否与AM真菌形成共生外，在其余15种植物的根皮层细胞中均观察到丛枝或泡囊结构，为典型的菌根植物。不同植物的AM真菌侵染率不同，菌丝、丛枝、泡囊和菌丝圈侵染强度也不同，其中伞形绣球(*Hydrangea umbellata*)的AM真菌侵染率最高(64.33%)，野菊(*Dendranthema indicum*)次之(50%)，牛膝最低。将不同样地同种植物的AM 真菌侵染率作F 检验分析，结果显示三脉紫菀（*Aster*

*ageratoides*)和棣棠花(*Kerria japonica*)在不同样地的AM 侵染率均无显著性差异

(P> 0.05)。

通过单因素ANOVA分别对6个样地距离步道远近不同的小样方中AM真菌的定殖状况进行分析及LSD比较，结果表明不同种植物的AM真菌定殖状况受扰动程度和扰动范围不同（图4.4）。

温泉样地海拔703m，植被类型为次生林，样地位于“人字瀑”景点内，客流量

—45—

大，对周围生态系统的扰动较为强烈，样地内采集的三种草本植物AM真菌均未达到深度侵染，人为扰动对尖叶长柄ft蚂蝗(*Podocarpium podocarpum* var. *oxyphyllum*)和三脉紫菀(*Aster ageratoides*)的AM定殖有明显影响。尖叶长柄ft蚂蝗在距步道较近的0-5m和5-10m处AM真菌侵染率较低(15.33%, 12.67%)，两处侵染率差异不显著

（P> 0.05），而在距离步道较远的10-15m和15-20m处的侵染率达到中度侵染（26.67%，

35.67%），这两处的侵染率差异也不显著(P> 0.05)，但与距离步道较近两处的侵染率有极显著性差异（P＜0.01），这说明影响尖叶长柄ft蚂蝗的AM真菌侵染率的主要扰动范围在距离步道10m以内。三脉紫菀的AM侵染率在距离步道远近不同的4个样方间均有显著性差异，其中距离步道最近的0-5m处侵染率最低（6.67%），在距离步道最远的15-20m处的侵染率最高（25.33%），达到中度侵染，这表明距离步道5m以内对AM真菌定殖三脉紫菀的扰动性最强，随着与步道距离增加，扰动性逐渐减小。从苋科植物牛膝（*Achyranthes bidentata*）的12个根部样本中均未检测出典型的AM结构（丛枝、泡囊和菌丝圈），只有少量菌丝存在于皮层中，因此AM真菌不易侵染牛膝，低侵染率主要与苋科植物不易形成菌根有关（刘润进和陈应龙，2007）。

云谷寺样地海拔897m，植被类型为常绿阔叶林，此地因位于索道起点站附近，常年客流量很大，对周围生态系统的扰动较大，样地三种植物的AM真菌也均未达到深度侵染。朱砂根(*Ardisia crenata*)在距离步道较近的0-5m和5-10m处感染率极低(1.33%, 2.67%)，而在10-15m处达到中度侵染(34%)且与10m内两样方的侵染率均有显著性差异(P＜0.01)，这说明距步道10m以内范围内人为扰动对朱砂根的影响较大。甜槠(*Castanopsis eyrei*)和小叶青冈(*Cyclobalanopsis graciliss*)的AM真菌侵染状况相似，通过检测根样AM真菌定殖状况，侵染率稳定在12%-55%之间。小叶青冈在所有4个样方间均无显著性差异(P> 0.05)，这说明AM真菌对甜槠和小叶青冈这类壳斗科大型乔木的定殖是相对稳定的，人为扰动对其影响也较弱。

由云谷寺沿步道徒步向上353m（垂直高度）到达云谷步道1号样地，植被类型为常绿-落叶阔叶混交林，此地没有设置游览景点，客流量因索道疏流而大幅减少，步道主要为徒步上下ft的游客使用，因此对周围生态系统的人为扰动强度较温泉和云谷寺样地低。伞形绣球(*Hydrangea umbellata*)在距离步道5m处的AM真菌侵染率最低(32%)，与5m以外的侵染率存在极显著差异(P＜0.01)，而5m以外区域的AM真菌侵染率差异不显著(P> 0.05)，且菌根定殖达到中度（69%）和深度（73%、83%）侵染水平，这说明AM真菌定殖伞形绣球主要受距步道5m内的扰动影响。人为扰动对样地中棣棠花（*Kerria japonica*）和野珠兰（*Stephanandra chinensis*）的AM定殖影响力较

—46—

弱。棣棠花的AM侵染率在距步道较近的5m之内为53.33%，达到中度侵染水平，野珠兰在10-15m处的AM真菌侵染率最高(30.67%)。

从云谷步道1号样地出发沿步道徒步向上垂直高度150m为云谷步道2号样地所在位点，样地植被类型为落叶阔叶林，客流与云谷步道1一致，人为扰动影响较小。三脉紫菀(*Aster ageratoides*)为多年生菊科植物，环境适应力强，在4个样方间的AM侵染率差异不显著(P> 0.05)，这与温泉样地的实验结果相反，且三脉紫菀的AM总侵染率（23.5%）也高于温泉样地（16.33%），说明云谷步道周边AM真菌定殖状况较好，受人为扰动影响较小。从扰动程度和扰动范围来看，温泉>云谷步道2。该样地中灌木棣棠花（*Kerria japonica*）的AM真菌定殖状况与云谷步道1号样地较为相似，人为扰动对其影响不如草本植物明显，在距步道较近的5m之内为60.67%，达到中度侵染水平。

北海样地位于黄ft北海景区内（海拔1630m），景区为约1316公顷的高ft开阔区域，植被类型为落叶矮林灌丛。ft莓(*Rubus corchorifolius*)在10-15m样方中的平均侵染率达到71%，达到深度侵染，说明AM真菌易与ft莓形成共生体。ft莓的AM定殖状况也受人为扰动影响较大，其主要扰动范围位于距离步道10m以内，此区域的

AM侵染率较低（＜8.67%），与10m以外区域的AM侵染率有极显著性差异(P＜0.01)。这说明ft莓作为一种易与AM真菌形成共生体的植物，其菌根定殖容易受到人为扰动的影响。华箬竹(*Sasamorpa sinica*)和映ft红(*Rhododendron simsil*)的AM侵染率总体不高，这与植物本身特性有关。华箬竹的肉质须根较少，而映ft红作为杜鹃花科植物，主要为欧石楠类菌根，受AM真菌侵染影响小，但两种植物在距离步道10m和15m外，AM真菌侵染率都有显著提高(P＜0.05)。

光明顶位于海拔1860m的ft顶，样地选择在步道边一开阔地，样地土层稀薄，植物密度稀疏，种类稀少，主要以种类单调的草本植物为主，偶见灌木，植被类型为高ft草甸。龙须草(*Baeothryon subcapitatum*)是样地中的优势草本植物，AM真菌侵染率距离步道15m内较低，单个样本侵染率均低于25%，为轻度侵染，而在15-20m处的AM真菌平均侵染率为57.33%，最高为68%，达到中度侵染水平，且与15m内样地的侵染率存在极显著性差异(P＜0.01)。人为扰动对优势种龙须草的AM真菌侵染影响作用强，作用范围广，可显著影响至距离步道15m处。

—47—

表 4.3 垂直梯度6种植被类型AM真菌侵染植物状况

Table 4.3 AM colonization status in the plant roots at different vertical sampling sites

| 植物中文名  Chinese name | 拉 丁 名  Species name | 科名  Family | 拉丁科名  Family name | 菌丝  H | 丛枝  A | 泡囊  V | 菌丝圈  HC | 黑隔菌丝  DSE | 总侵染率 % (mean±SE ) | 样地  Site |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 尖叶长柄ft蚂蝗 | Podocarpium podocarpum var. oxyphyllum | 豆科 | Leguminosae | + | + | + | - | + | 22.58±5.31 | 温泉 |
| 三脉紫菀 | Aster ageratoides | 菊科 | Asteraceae | + | + | + | + | +++ | 16.33±3.82 |  |
| 牛膝 | Achyranthes bidentata | 苋科 | Amaranthaceae | + | ± | ± | - | - | 0.25±0.08 |  |
| 硃砂根 | Ardisia crenata | 紫金牛科 | Myrsinaceae | + | - | + | - | + | 10.17±7.95 | 云谷寺 |
| 甜槠 | Castanopsis eyrei | 壳斗科 | Fagaceae | + | + | + | - | - | 31.17±5.34 |  |
| 小叶青冈 | Cyclobalanopsis graciliss | 壳斗科 | Fagaceae | + | + | - | - | + | 19.17±2.03 |  |
| 棣棠花 | Kerria japonica | 蔷薇科 | Rosaceae | ++ | + | + | - | +++ | 37.67±7.01 | 云谷步道 1 |
| 野珠兰 | Stephanandra chinensis | 蔷薇科 | Rosaceae | + | - | + | + | ++ | 14.33±5.84 |  |
| 伞形绣球 | Hydrangea umbellata | 虎耳草科 | Saxifragaceae | ++ | ++ | + | - | ++ | 64.33±11.18 |  |
| 三脉紫菀 | Aster ageratoides | 菊科 | Asteraceae | + | + | + | + | +++ | 23.50±3.29 | 云谷步道 2 |
| 野菊 | Dendranthema indicum | 菊科 | Asteraceae | ++ | + | + | - | +++ | 50.00±13.35 |  |
| 棣棠花 | Kerria japonica | 蔷薇科 | Rosaceae | ++ | + | + | + | - | 32.83±9.42 |  |
| ft莓 | Rubus corchorifolius | 蔷薇科 | Rosaceae | ++ | + | ++ | - | ++ | 30.17±15.74 | 北海 |
| 华箬竹 | Sasamorpa sinica | 禾本科 | Poaceae | + | + | - | - | - | 2.00±1.19 |  |
| 映ft红 | Rhododendron simsii | 杜鹃花科 | Ericaceae | + | - | - | + | + | 7.67±2.94 |  |
| 龙须草 | Baeothryon subcapitatum | [灯芯草科](http://baike.baidu.com/view/349533.htm) | Juncaceae | + | + | - | - | - | 23.17±12.24 | 光明顶 |
| 野古草 | Arundinella anomala | [禾本科](http://baike.baidu.com/view/136271.htm) | Poaceae | ++ | + | + | + | + | 26.83±11.15 |  |
| 一枝黄花 | Solildago decurrens | 菊科 | Asteraceae | ++ | + | - | - | - | 37.33±12.30 |  |

—48—

100

90

80

AM真菌侵染率%

70

60

50

*Podocarpium podocarpum var. oxyphyllum Aster ageratoides*

*Achyranthes b identata*

b

100

90

80

AM真菌侵染率%

70

60

50

*Ardisia crenata Castanopsis eyrei*

*Cyclob alanopsis graciliss*

b

40 b d

30

a b

a c

20

10 a

a a a a

0

40 a

30 a

20

10 a

0

b

a a a

a a

a a

0-5m 5-10m 10-15m 15-20m

次生林

0-5m 5-10m 10-15m 15-20m

常绿阔叶林

100

90

80

70

AM真菌侵染率%

60

50

40

*Kerria japonica Stephanandra chinensis*

*Hydrangea umb ellata* b

b b

a

ab

a b b

100

90

80

AM真菌侵染率%

70

60

50

40

*Aster ageratoides*

*Dendranthema indicum Kerria japonica*

c

a

a a

a

b

30 bc

20 a

10 a A 0

30 a b

20 b

10

0

a b a

0-5m 5-10m 10-15m 15-20m

常绿-落叶阔叶混交林

0-5m 5-10m 10-15m 15-20m

落叶阔叶林

100

90

80

AM真菌侵染率%

70

60

50

*Rub us corchorifolius Sasamorpa sinica Rhododendron simsil*

b

c

100

90

80

AM真菌侵染率%

70

60

50

*B a e o t h r y o n s u b c a A r u n d i n e l l a a n o m S o l i l d a g o d e c u r r e*

b

a

c

a

40 40 a b

30

20 a

a

10 a

0

c

A a ab a

B ac

30 a b

20 a b c

10 b

0

0-5m 5-10m 10-15m 15-20m

落叶矮林灌丛

0 - 5 m 5 - 1 0 m 1 0 - 1 5 m 1 5 - 2 0 m

ft地草

图 4.4 垂直梯度6种植被类型AM真菌在不同扰动距离的侵染率变化

Figure 4.4 Vertical variation of AM colonization status at different distances

#### **4.3.1.2** 土壤菌丝量

在不同海拔垂直梯度的6种植被类型样地中共采集了24个样方的土壤样本，利用曲利苯蓝染色并显微分析，结果表明，落叶阔叶林的土壤菌丝量最高，平均含量达到162.52mm/g土，落叶矮林灌丛最低，菌丝平均含量为99.82mm/g土。通过单因素ANOVA分别对6种植被类型的菌丝量进行进行分析及LSD比较，结果表明，6地间土壤菌丝量均无显著性差异( P> 0.05)，说明土壤中菌丝受海拔和植被类型影响不明显（图4.5）。

—49—

分别对不同海拔垂直梯度的6种植被类型的土壤菌丝量进行扰动范围分析，通过单因素ANOVA对步道周围不同扰动范围内的菌丝量进行LSD比较，结果表明（图

4.6），除常绿-落叶阔叶混交林样地外，大多数样地距步道5m范围内的土壤菌丝量最低，说明距步道5m范围内的植被和土壤受人为扰动最为强烈，使得土壤菌丝量大量减少。但不同植被类型的土壤菌丝量的扰动范围不同。在次生林、常绿阔叶林、落叶矮林灌丛和高ft草甸4种植被类型样地中，距步道5m内样方中的菌丝量与5m以外的三个样方中的菌丝量存在显著性差异，其中次生林和落叶矮林灌丛5m内与5m外3个样方的菌丝量均为极显著性差异(P＜0.01)，说明在这两种植被类型中，距步道5m范围内人为扰动对土壤菌丝量的影响比在其它植被类型中更为强烈。在落叶阔叶林样地中，距5-10m处也受到强烈的人为扰动，此处的菌丝平均含量很低(94.7mm/g)，与5m内菌丝平均含量(74.22 mm/g)无显著性差异(P> 0.05)，这两个样方的菌丝量与距步道较远的10-15m和15-20m两个样方的菌丝量均存在极显著的差异（P＜0.01），人为扰动对落叶阔叶林土壤菌丝量的扰动已扩展到距步道10m。常绿-落叶阔叶混交林的土壤菌丝量较其它植被类型低，人为扰动对此处土壤菌丝量的影响不明显。

a

a

a

a

a

a

250

200

150

菌丝量（mm/g ）

100

50

0

图 4.5 垂直梯度6种植被类型菌丝量比较

Figure 4.5 Vertical varation of external mycelium length in different vegetation

—50—

次生林常绿阔叶林

200

150

菌丝量（mm/g ）

100

50

200 c

150

b

b

b

a

b

b

a

菌丝量（mm/g ）

100

50

0

0-5m 5-10m 10-15m 15-20m

0

0-5m 5-10m 10-15m 15-20m

常绿-落叶阔叶混交林

落叶阔叶林

150

100

菌丝量（mm/g ）

50

0

0-5m 5-10m 10-15m 15-20m

300

a

a

a

b

250

菌丝量（mm/g ）

200

150

100

50

0

b

b

a

a

0-5m 5-10m 10-15m 15-20m

140

120

菌丝量（mm/g ）

100

80

60

40

20

0

落叶矮林灌丛

b

bc

c

a

0-5m 5-10m 10-15m 15-20m

200

150

菌丝量（mm/g ）

100

50

0

高ft草甸

b

b

b

a

0-5m 5-10m 10-15m 15-20m

图 4.6 垂直梯度6种植被类型不同扰动距离的土壤菌丝量变化

Figure 4.6 Vertical varation of external mycelium length at different distances

#### **4.3.1.3** **AM**真菌孢子密度

在不同海拔垂直梯度的6种植被类型样地中共采集了24个样方的土壤样本，利用湿筛沉淀法分离土样中的AM真菌孢子，并进行显微检测。结果表明，落叶矮林灌丛的AM孢子密度最高，平均含量达到788.75个/100g土，高ft草甸最低，孢子密度平均含量为117.5个/100g土。通过单因素ANOVA分别对6种植被类型的AM孢子密度进行LSD比较分析，结果表明（图4.7），常绿阔叶林和落叶矮林灌丛的平均孢子密度明显高于其它4种植被类型，其中落叶矮林灌丛的孢子密度与高ft草甸及

—51—

次生林两种植被类型的孢子密度存在极显著差异(P＜0.01)，而常绿阔叶林与落叶矮林灌丛之间的孢子密度差异不显著(P> 0.05)。

分别对不同海拔垂直梯度的6种植被类型的AM孢子密度进行扰动范围分析，通过单因素ANOVA对步道周围不同扰动范围内的菌丝量进行LSD比较，结果表明

（图4.8），大多数样地距步道5m范围内的土壤孢子密度最低，说明距步道5m范围内的植被和土壤受人为扰动最为强烈，使得土壤中AM孢子大量减少。但不同植被类型孢子密度的扰动范围不同。海拔相对低的4种植被类型基本上呈现出随步道旁距离增加而孢子密度增加的趋势，次生林的这种趋势最为明显，孢子密度与步道旁距离呈现极显著正相关(R=0.704, P＜0.01)，而且次生林孢子密度很低（平均为190 个

/100g土），这说明旅游对温泉次生林AM孢子的扰动很强，影响范围很大，扰动范围可能扩大至距游道15m外。常绿阔叶林样地中，距步道15m内三个样方的平均孢子密度(530个/100g土、445个/100g土、525个/100g土)比15-20m样方(1020个/100g土)明显较低，且均有极显著性差异(P＜0.01)，而15m内三个样方间的孢子密度差异不显著(P> 0.05)，这说明旅游对常绿阔叶林土壤中AM孢子的扰动范围为15m，对

15m外的AM孢子扰动相对较弱。常绿-落叶阔叶混交林样地中，距步道10m内两个样方的平均孢子密度(115个/100g土、140个/100g土)比10m外两个样方(355个/100g土、385个/100g土)明显偏低，且均有极显著性差异(P＜0.01)，而10m内两个样方间及10m外两个样方间的孢子密度差异不显著(P> 0.05)，这说明旅游对常绿-落叶阔叶混交林土壤中AM孢子的扰动范围为距步道10m，对15m外的AM孢子扰动相对较弱。落叶阔叶林AM孢子密度与步道旁距离呈现极显著正相关性（R=0.704, P＜0.01），说明AM孢子密度随步道旁距离增加而增加的趋势很明显，这与次生林是一致的。虽然落叶矮林灌丛和ft地草甸的总孢子密度差异极显著（P＜0.01），但是两地AM孢子受人为扰动的规律有相似之处，距步道5m内的孢子密度相对较低，且与5m外3个样方的孢子密度均有极显著性差异（P＜0.01），说明旅游对落叶矮林灌丛和ft地草甸土壤中AM真菌孢子的主要扰动距离为步道5m内。

—52—

bc

c

ab

ab

a

a

1200

1000

孢子密度（个/100g土）

800

600

400

200

0

图 4.7 垂直梯度6种植被类型孢子密度比较

Figure 4.7 Vertical variation of spore density in different vegetation

350

孢子密度（个/100g土）

300

250

200

150

100

50

0

次生林

0-5m 5-10m 10-15m 15-20m

b

a

ab

a

1400

1200

孢子密度（个/10 0

1000

800

600

400

200

0

常绿阔叶

b

a

a

a

0 - 5 m 5 - 1 0 m 1 0 - 1 5 m 1 5 - 2 0 m

500

孢子密度（个/100g土）

400

300

200

100

常绿-落叶阔叶混交林

500

b

b

a

a

孢子密度（个/100g土）

400

300

200

100

落叶阔叶林

0

0-5m 5-10m 10-15m 15-20m

0

0-5m 5-10m 10-15m 15-20m

bc

c

a

ab

1800

孢子密度（个/100g土）

1500

1200

900

600

300

0

落叶矮林灌丛

0-5m 5-10m 10-15m 15-20m

d

b

c

a

250

200

孢子密度 （/ 个1 0 0土g ）

150

100

50

0

ft地草

b

b

c

a

0 - 5 m 5 - 1 0 m 1 0 - 1 5 m 1 5 - 2 0 m

图 4.8 垂直梯度6种植被类型AM真菌在不同扰动距离的孢子密度变化

Figure 4.8 Vertical vatiation of spore density at different distances

—53—

#### **4.3.1.4** 球囊霉素

在不同海拔垂直梯度的6种植被类型样地中共采集了24个样方的土壤样本，利用柠檬酸钠法提取总球囊霉素(TG-GRSP)并用考马斯亮蓝法测定TG-GRSP。结果表明，常绿阔叶林的GRSP含量最高（平均4.22mg/g），次生林次之（平均4.06 mg/g），常绿落叶阔叶混交林（平均1.88 mg/g）最低。通过单因素ANOVA分别对6种植被类型的GRSP含量进行分析和LSD比较，结果表明（图4.9），次生林和常绿阔叶林两地的

GRSP含量明显高于其它4种植被类型，且与常绿-落叶混交林、落叶阔叶林及ft地草甸的GRSP含量存在极显著差异(P＜0.01)。

分别对不同海拔垂直梯度的6种植被类型的GRSP含量进行扰动范围分析，通过对步道周围不同扰动范围内的GRSP含量进行LSD比较，结果表明（图4.10），除

ft地草甸外，大多数样地距步道5m范围内的土壤孢子密度最低，且与5m外样方内

GRSP含量均存在显著性差异，这种差异在次生林、常绿阔叶林和落叶矮林灌丛3个样地中为极显著(P＜0.01)，ft地草甸0-5m样方内GRSP含量与5-10m和10-15m两样方的GRSP含量也存在显著性差异(P＜0.01)。这说明距步道5m范围内的GRSP受人为扰动最为强烈，使得土壤中GRSP含量大幅下降。常绿阔叶林和落叶矮林灌丛2样地中，5-10m样方内GRSP含量明显低于10m外两个样方(P＜0.01)，且10m外两个样方间无显著性差异(P> 0.05)，这说明在旅游对常绿阔叶林和落叶矮林灌丛

GRSP的扰动可扩展至距步道10m处。

5

4.5

4

3.5

GRSP含量（mg/g ）

3

2.5

2

1.5

1

0.5

0

常绿阔叶林

次生林 a

a

落叶矮林灌丛

ab

落叶阔叶林

b

常绿-落叶阔叶混交林

b

ft地草甸

b

703 897 1250 1405 1630 1806

海拔（m）

图 4.9 垂直梯度6种植被类型球囊霉素比较

Figure 4.9 Vertical variation of GRSP in different vegetation

—54—

次生林

7

b

c

c

a

6

GRSP含量（mg/g ）

5

4

3

2

1

0

0-5m 5-10m 10-15m 15-20m

常绿阔叶林

7

c

c

b

a

GRSP含量（mg/g ）

6

5

4

3

2

1

0

0-5m 5-10m 10-15m 15-20m

2

GRSP含量（mg/g ）

1.5

1

0.5

0

常绿-落叶阔叶混交林

0-5m 5-10m 10-15m 15-20m

b

b

b

a

4

3.5

GRSP含量（mg/g）

3

2.5

2

1.5

1

0.5

0

落叶阔叶林

b

bc

bd

a

0-5m 5-10m 10-15m 15-20m

落叶矮林灌丛

5

c

c

b

a

GRSP含量（mg/g ）

4

3

2

1

0

0-5m 5-10m 10-15m 15-20m

3

2.5

GRSP含量（mg/g ）

2

1.5

1

0.5

0

ft地草甸

b

b

a

a

0-5m 5-10m 10-15m 15-20m

图 4.10 垂直梯度6种植被类型AM真菌在不同扰动距离的GRSP变化

Figure 4.10 Vertical vatiation of GRSP at different distances

—55—

### **4.3.2** 不同水平空间人为扰动对**AM**真菌的生态影响

#### **4.3.2.1** **AM**真菌侵染率

由表4.4所示，在水平相似海拔4个样点共采集了10种优势种植物的根样（每个

样点采集3种植物，累计12种次植物，其中硃砂根在云谷寺和慈光阁点重复采样，络石在慈光阁和钓桥庵重复采样）。根样通过染色和光学显微镜检测发现，10种植物均可被AM真菌不同程度侵染。

不同植物的AM真菌侵染率不同，菌丝、丛枝、泡囊和菌丝圈侵染强度也各异，其中巴东过路黄(*Lysimachia patungensis*)的AM真菌平均侵染率最高，达到91.83%，络石(*Trachelospermum jasminoides*)次之(84.67%)，云谷寺样地硃砂根(*Ardisia crenata*)最低(10.17%)。将慈光阁和云谷寺两样地硃砂根的根样侵染率作F检验分析，结果显示两地*A. crenata*的菌根真菌侵染率存在极显著差异(P＜0.01)，慈光阁样地硃砂根平均侵染率显著高于云谷寺样地，这说明旅游对两地常绿阔叶林AM真菌的扰动影响不同，人为扰动对云谷寺常绿阔叶林AM真菌定殖的影响更为强烈。

通过单因素ANOVA分别对4个样地距离步道远近不同的小样方中AM真菌的定殖状况进行LSD比较分析，结果表明AM真菌侵染率在距步道远近不同的样方中差异程度不同（图4.11）。络石极易与AM真菌形成共生，根样侵染率最高可达96.67%，人为扰动对络石侵染率具有规律性影响。将不同样地络石的AM真菌侵染率作F检验分析，结果显示络石在钓桥庵和慈光阁两样地间的AM 侵染率无显著性差异

（P> 0.05），这表明AM真菌在相同海拔异地的定殖状况是稳定的。而且旅游对其侵染率扰动的影响两地也具有相似性，距离步道5m内侵染率最低（平均为54%），与其它

3 个样方内侵染率均存在极显著差异(P＜0.01)，这说明距步道5m 范围内是络石的

AM定殖受扰动最为强烈的区域。但是在慈光阁样地中，5-10m样方内络石的侵染率与10m外仍有极显著性差异，而钓桥庵无显著差异且侵染率高于慈光阁。因此从扰动程度和扰动范围来看，云谷寺>慈光阁>钓桥庵。松谷庵样地三种植物的AM侵染率均比较高，其中淡竹叶（*Lophatherum Gracile*）在0-5m样方的侵染率最低，与距步道较远的3个样方有极显著差异（P＜0.01），而且淡竹叶在5-10m样方的侵染率达到

96.67%，这说明人为对淡竹叶菌根定殖的扰动范围仅为距步道5m内。

—56—

表 4.4 水平空间不同样地的AM侵染植物情况

Table 4.4 AM colonization status in the plant roots at different horizontal sampling sites

| 植物中文名  Chinese name | 拉 丁 名  Species name | 科名  Family | 拉丁科名  Family name | 菌丝  H | 丛枝  A | 泡囊  V | 菌丝圈  HC | 黑隔菌丝  DSE | 总侵染率 % (mean±SE ) | 样地  Site |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 络石 | Trachelospermum jasminoides | 夹竹桃科 | Apocynaceae | ++ | + | + | + | ++ | 68.50±15.27 | 慈光阁 |
| 求米草 | Oplismenus undulatifolius | 禾本科 | Poaceae | ++ | + | + | + | +++ | 61.17±13.08 |  |
| 硃砂根 | Ardisia crenata | 紫金牛科 | Myrsinaceae | ++ | - | + | - | ++ | 38.00±16.32 |  |
| 硃砂根 | Ardisia crenata | 紫金牛科 | Myrsinaceae | + | - | + | - | + | 10.17±7.95 | 云谷寺 |
| 甜槠 | Castanopsis eyrei | 壳斗科 | Fagaceae | ++ | + | + | - | - | 31.17±5.34 |  |
| 小叶青冈 | Cyclobalanopsis graciliss | 壳斗科 | Fagaceae | + | + | - | - | + | 19.17±2.03 |  |
| 紫金牛 | Ardisia japonica | [紫金牛科](http://baike.baidu.com/view/63548.htm) | Myrsinaceae | ++ | - | + | - | - | 39.67±14.72 | 松谷庵 |
| 淡竹叶 | Lophatherum gracile | 禾本科 | Poaceae | ++ | - | + | - | - | 47.33±17.80 |  |
| 巴东过路黄 | Lysimachia patungensis | 报春花科 | Primulaceae | +++ | + | + | + | + | 91.83±2.77 |  |
| 青冈栎 | Cyclobalanopsis glauca | [壳斗科](http://baike.baidu.com/view/419935.htm) | Fagaceae | + | + | + | + | + | 23.33±6.48 | 钓桥庵 |
| 络石 | Trachelospermum jasminoides | 夹竹桃科 | Apocynaceae | +++ | + | + | + | ++ | 84.67±10.22 |  |
| 石斑木 | Raphiolepis inidca | 蔷薇科 | Rosaceae | ++ | - | + | + | +++ | 46.67±6.82 |  |

—57—

100

90

80

70

AM真菌侵染率%

60

50

40

30

20

10

0

*Trachelospermum jasminoides Oplismenus undulatifolius Ardisia crenata*

0-5m 5-10m 10-15m 15-20m

c

a

b

c

a

a

b

b

a

c

c

c

慈光阁

100

90

80

AM真菌侵染率%

70

60

50

40

30

20

10

0

*Ardisia crenata Castanopsis eyrei*

*Cyclob alanopsis graciliss*

b

a a

b

a

a

a

a a

a

a

a

0-5m 5-10m 10-15m 15-20m

云谷寺

*Ardisia japonica Lophatherum gracile Lysimachia patungensis*

*C y c l o b a l a n o p s i s g l a u T r a c h e l o s p e r m u m j a s R a p h i o l e p i s i n i d c a*

100

90

80

70

AM真菌侵染率%

60

50

40

30

20

10

0

100

b

b

ab

ab

a

a

c

bc

c

b

bd

a

90

80

AM真菌侵染率%

70

60

50

40

30

20

10

0

b b b

a

a

ab

ab

b

ab

b

ab

a

0-5m 5-10m 10-15m 15-20m

松谷庵

0 - 5 m 5 - 1 0 m 1 0 - 1 5 m 1 5 - 2 0 m

钓桥 庵

图 4.11 水平空间不同扰动范围AM侵染率变化

Figure 4.11 Horizontal variation of AM colonization status at different distances

#### **4.3.2.2** 土壤菌丝量

从相似海拔常绿阔叶林的4个样点（慈光阁、云谷寺、松谷庵、钓桥庵）共采集了

16个样方的土壤样本，利用曲利苯蓝染色并显微分析，结果表明，慈光阁样地最高，平均含量达到175.31mm/g土，云谷寺样地最低，菌丝平均含量为118.36mm/g土，通过单因素ANOVA分别对6种植被类型的菌丝量进行分析及LSD比较，结果表明

（图4.12），4地间土壤菌丝量均无显著性差异(P> 0.05)。

分别对4地土壤菌丝量进行扰动范围分析，通过单因素ANOVA对步道周围不同扰动范围内的菌丝量进行LSD比较，结果表明（图4.13），松谷庵、钓桥庵和云谷寺3个样地中，0-5m样方内菌丝量含量最低(74.22mm/g, 81.9mm/g, 69.1 mm/g)，与5m外样方均存在显著性差异(P＜0.05)，说明距步道5m范围内的土壤菌丝受人为扰动最为强烈，使得土壤菌丝含量大量减少。但4地土壤菌丝量的扰动范围不同。松谷庵、钓桥庵5-10m样方菌丝量较10m外样方低，也有显著性差异(P＜0.05)，而10-15m与15-20m样方无显著性差异(P> 0.05)，说明两地土壤菌丝含量受人为扰动的范围为距步道10m内。慈光阁样地土壤菌丝量受人为扰动影响不明显。云谷寺样地

—58—

5-10m、10-15m样方菌丝量与15-20m样方差异极显著(P＜0.01)，结合云谷寺样地总菌丝量在4地中最低，表明云谷寺样地土壤菌丝受人为扰动影响最为明显，扰动范围可扩展至距步道15m。从扰动程度和扰动范围来看，云谷寺>松谷庵>钓桥庵>慈光阁。

a

a

a

a

250

200

菌丝量（mm/g ）

150

100

50

0

慈光阁云谷寺松谷庵钓桥庵

图 4.12 水平空间不同样地菌丝量比较

Figure 4.12 Horizontal vatiation of external mucelium length

250

200

菌丝量（mm/g ）

150

100

50

慈光阁

250

ab

b

ab

a

200

菌丝量（mm/g ）

150

100

50

云谷寺

0

0-5m 5-10m 10-15m 15-20m

0

0-5m 5-10m 10-15m 15-20m

c

b

b

a

250

200

菌丝量（mm/g ）

松谷庵

c

c

b

a

250

200

菌丝量 （m m / ）g

钓桥 庵

150

100

50

150

c

c

b

a

100

50

0

0-5m 5-10m 10-15m 15-20m

0

0 - 5 m 5 - 1 0 m 1 0 - 1 5 m 1 5 - 2 0 m

图 4.13 水平空间不同扰动距离的土壤菌丝量变化

Figure 4.13 Horizontal variation of external mycelium length at different distances

—59—

#### **4.3.2.3** **AM**真菌孢子密度

从相似海拔常绿阔叶林的4个样点（慈光阁、云谷寺、松谷庵、钓桥庵）共采集了

16个样方的土壤样本，利用湿筛沉淀法分离土样中的AM真菌孢子，并进行显微检测。结果表明，钓桥庵样地的AM孢子密度最高，平均含量达到2573.35个/100g土，云谷寺样地最低，孢子密度平均含量为630个/100g土。通过单因素ANOVA分别对4地的AM孢子密度进行LSD比较分析，结果表明，钓桥庵样地的孢子密度明显高于比其它3地，其中与云谷寺和松谷庵样地存在极显著性差异(P＜0.01)，与慈光阁差异显著(P＜0.05)。慈光阁样地的孢子密度虽不及钓桥庵高，但明显高于云谷寺样地，存在极显著差异(P＜0.01)，而与松谷庵差异不显著(P> 0.05)（图4.14）。

分别对4个样点的AM孢子密度进行扰动范围分析，通过单因素ANOVA对步道旁不同扰动范围内的菌丝量进行LSD比较，结果表明（图4.15），旅游对4个样地的扰动程度和范围不同。慈光阁和松谷庵两地0-5m孢子密度显著低于5m外样方（ P

＜0.01），说明距步道5m范围内的植被和土壤受人为扰动最为强烈，使得土壤中AM孢子大量减少，但两地5-10m样方的孢子密度与10-15m比较仍有显著性差异，其中在松谷庵样地中差异极显著(P＜0.01)，而10m外两样地的差异不显著，这说明慈光阁和松谷庵两样地距步道5-10m内仍有明显人为扰动影响，扰动范围为距步道10m内。云谷寺距步道15m内的孢子密度都很低且与15-20m样地存在极显著性差异，这说明旅游对云谷寺土壤AM孢子的扰动范围为距步道15m。钓桥庵样地虽然土壤AM孢子密度很高，但距步道5m范围内也受到扰动，0-5m样方孢子密度低于5-10m样方，且差异极显著(P＜0.01)。因此从AM孢子密度的扰动程度和范围来看，云谷寺>松谷庵>慈光阁>钓桥庵。

c

b

ab

a

3000

孢子密度（个/100g土）

2500

2000

1500

1000

500

0

云谷寺慈光阁松谷庵钓桥庵

图 4.14 水平空间不同样地孢子密度比较

Figure 4.14 Horizontal variation of spore density at different sampling sites

—60—

3500

孢子密度（个/100g土）

3000

2500

2000

1500

1000

500

0

慈光阁

0-5m 5-10m 10-15m 15-20m

c

c

b

a

3500

3000

孢子密度（个/100g土）

2500

2000

1500

1000

500

0

云谷寺

b

a

a

a

0-5m 5-10m 10-15m 15-20m

3500

孢子密度（个/100g土）

3000

2500

2000

1500

1000

500

0

松谷庵

3500

c

c

b

a

孢子密度（个/100g土）

3000

2500 a

2000

1500

1000

500

0

钓桥庵

b

bc

ac

0-5m 5-10m 10-15m 15-20m 0 - 5 m 5 - 1 0 m 1 0 - 1 5 m1 5 - 2 0 m

图 4.15 水平空间不同扰动距离的土壤菌丝量变化

Figure 4.15 Horizontal variation of external mycelium length at different distances

#### **4.3.2.4** 球囊霉素

从相似海拔常绿阔叶林的4个样点（慈光阁、云谷寺、松谷庵、钓桥庵）共采集了

16个样方的土壤样本，利用柠檬酸钠法提取总球囊霉素(TG-GRSP)并用考马斯亮蓝法测定TG-GRSP。结果表明，钓桥庵样地的GRSP含量(24.41mg/g)明显高于慈光阁

（4.65mg/g）、云谷寺(4.22mg/g)和松谷庵(4.55 mg/g) 3地。通过单因素ANOVA分别对4个样地的GRSP含量进行分析和LSD比较，结果表明，钓桥庵样地的GRSP含量与其它3地间均存在极显著差异(P＜0.01)，而其它3地间无显著性差异(P> 0.05)（图4.16）。分别对4个样点的GRSP含量进行扰动范围分析，通过对步道周围不同扰动范

围内的GRSP含量进行LSD比较，结果表明(图4.17)，4个样地土壤中的GRSP都呈现出不同程度的扰动。距步道5m内是AM孢子受扰动最强烈的区域，4个样地的0-5m样方的孢子密度最低，且与5m外3个样方间均存在极显著性差异(P＜0.01, 白云庵P＜0.05)。云谷寺5-10m样方的孢子密度低于10-15m样方，差异极显著(P＜0.01)，而10m外样方间无显著性差异，这说明在云谷寺样地中，距步道5-10m范围内的AM孢子也受到明显扰动。松谷庵样地的AM孢子受扰动的范围可能更广，因为AM孢子数随距步道距离增加而增加，呈极显著正相关(R=0.93, P＜0.01)，且5-10m与10-15m样地间孢子密度存在显著性差异(P＜0.05)，10-15m与15-20m样地间差异

—61—

极显著(P＜0.01)。因此，从土壤AM孢子受扰动的程度和范围来看，松谷庵>云谷寺>慈光阁>白云庵。

b

a

a

a

35

30

GRSP含量（mg/g ）

25

20

15

10

5

0

云谷寺慈光阁松谷庵钓桥庵

图 4.16 水平空间不同样地GRSP比较

Figure 4.16 Horizontal variation of GRSP at different sampling sites

慈光阁

12

b

bc

c

a

10

GRSP含量（mg/g ）

8

6

4

2

0

0-5m 5-10m 10-15m 15-20m

12云谷寺

10

c

c

b

a

GRSP含量（mg/g ）

8

6

4

2

0

0-5m 5-10m 10-15m 15-20m

松谷庵

12

d

c

b

a

GRSP含量（mg/g ）

10

8

6

4

2

0

0-5m 5-10m 10-15m 15-20m

钓桥庵

50

c

c

b

a

GRSP含量（mg/g ）

40

30

20

10

0

0-5m 5-10m 10-15m 15-20m

图 4.17 水平空间不同扰动距离的GRSP变化

Figure 4.17 Horizontal variation of GRSP at different distances

—62—

### **4.3.3** **AM**真菌与土壤因子的关系

由表4.6可见，AM真菌菌丝侵染率与孢子密度呈极显著正相关，与土壤有机质、全K及菌丝量呈显著正相关；土壤菌丝量与全N呈极显著正相关，与土壤有机质、菌丝侵染率、孢子密度和GRSP呈显著正相关，与pH呈显著负相关。AM真菌孢子密度与土壤有机质、菌丝侵染率和GRSP呈极显著正相关，与全N和菌丝量呈显著正相关，与pH呈显著负相关；GRSP与土壤有机质和孢子密度呈极显著正相关，与全N、全K和菌丝量呈显著正相关。

由表4.7可见，土壤因子对AM真菌菌丝侵染率的相对重要性表现为土壤有机质

＞全K＞全N＞pH＞全P。其中有机质、全K、全N和pH的直接影响系数大于间接影响系数之和，说明它们主要通过直接作用影响菌丝侵染率；全P的间接影响系数之和大于直接影响系数，说明全P通过全N间接影响AM真菌对植物的侵染。

由表4.8可知，土壤因子对菌丝量的贡献表现为全N＞全K＞全P＞pH＞有机质。其中全N和全K的直接影响系数大于间接影响系数之和，说明它们主要通过直接作用影响土壤菌丝量；而全P、pH和有机质的间接影响系数之和大于直接影响系数，说明全P通过全N影响土壤菌丝量，pH通过有机质来影响菌丝量，而有机质则通过全N间接影响菌丝量。

表 4.5 采样地点土壤因子参数

Table 4.5 Soil factors in the sampling sites

| 样地  Site | pH | 有机质  Organic C | 全 P Total P | 全 K Total K | 全 N Total N |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 温泉 | 5.64±0.20 | 4.37±0.25 | 1.94±0.21 | 16.79±0.95 | 3.15±0.23 |
| 云谷寺 | 5.43±0.95 | 8.56±1.65 | 1.32±0.09 | 18.09±0.95 | 4.71±0.84 |
| 云谷步道 1 | 5.39±0.51 | 10.90±1.19 | 1.48±0.15 | 17.82±0.23 | 4.97±0.67 |
| 云谷步道 2 | 5.64±0.42 | 10.62±0.69 | 2.14±0.22 | 15.80±1.45 | 7.73±0.99 |
| 北海 | 4.00±0.11 | 15.66±2.97 | 1.51±0.09 | 13.96±2.44 | 6.15±1.18 |
| 光明顶 | 4.36±0.06 | 13.38±1.10 | 1.30±0.19 | 17.27±0.83 | 5.44±0.44 |
| 慈光阁 | 4.69±0.20 | 19.15±2.50 | 1.39±0.05 | 16.06±0.57 | 6.99±0.93 |
| 松谷庵 | 4.86±0.51 | 8.84±1.81 | 0.88±0.08 | 19.21±0.89 | 3.83±0.63 |
| 钓桥庵 | 4.36±0.12 | 17.14±2.74 | 2.00±0.11 | 14.15±0.83 | 7.26±1.08 |

—63—

由表4.9可见，土壤因子对AM真菌孢子密度的重要性表现为有机质＞全P＞全K＞pH＞全N。其中有机质、全P和全K的直接影响系数大于间接影响系数之和，说明有机质、全P和全K主要通过直接影响作用于孢子密度；而pH和全N的间接影响系数之和大于直接影响系数，说明pH通过全N的间接作用影响孢子密度，全N则通过有机质的间接作用影响孢子密度。

由表4.10可知，土壤因子对GRSP的贡献表现为有机质＞全P＞pH＞全N＞全

K. 其中有机质、全P和pH的直接影响系数大于间接影响系数之和，说明它们主要通过直接作用影响GRSP；而全N和全K的间接影响系数之和大于直接影响系数，说明全N通过有机质的间接作用影响GRSP，而全K则通过全N而间接影响GRSP。

表 4.6 AM真菌与土壤因子相关性

Table 4.6 Correlation between AM fungi and soil factors

|  | pH | 有机质  Organic C | 全 P Total P | 全 K Total K | 全 N Total N | GRSP | 菌丝侵染率  Colonization | 孢子密度  SD | 菌丝量  EML |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 菌丝侵染率  Colonization | -0.099 | 0.390\* | -0.214 | 0.074\* | 0.220 | 0.304 | 1 | 0.504\*\* | 0.349\* |
| 菌丝量  EML | -0.374\* | 0.417\* | 0.135 | -0.181 | 0.592\*\* | 0.382\* | 0.349\* | 0.394\* | 1 |
| 孢子密度  SD | -0.422\* | 0.577\*\* | 0.075 | -0.376 | 0.430\* | 0.732\*\* | 0.504\*\* | 1 | 0.394\* |
| GRSP | -0.292 | 0.438\*\* | 0.212 | -0.385\* | 0.401\* | 1 | 0.304 | 0.732\*\* | 0.382\* |

\*P＜0.05，\*\*P＜0.01，EML: External mycelium length

表 4.7 菌丝侵染率与土壤因子的通径系数

Table 4.7 Path coefficient between AM colonization and soil factors

| 土壤因子  Soil factor | 直接影响系数  Direct coefficient |  | 间接影响系数 Indirect coefficient | | | |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| pH | 有机质  Organic C | 全 P Total P | 全 K Total K | 全 N Total N | 总和  Total |
| pH | 0.188 |  | -0.311 | -0.035 | 0.149 | -0.090 | -0.288 |
| 有机质  Organic C | 0.570 | -0.102 |  | -0.012 | -0.219 | 0.155 | -0.179 |
| 全 P Total P | -0.258 | 0.026 | 0.026 |  | -0.083 | 0.076 | 0.044 |
| 全 K Total K | 0.388 | 0.072 | -0.322 | 0.055 |  | -0.120 | -0.315 |
| 全 N  Total N | 0.196 | -0.087 | 0.449 | -0.100 | -0.238 |  | 0.025 |

—64—

表 4.8 菌丝量与土壤因子的通径系数

Table 4.8 Path coefficient between external mycelium length and soil factors

| 土壤因子  Soil factor | 直接影响系数  Direct coefficient |  | 间接影响系数 Indirect coefficient | | | |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| pH | 有机质  Organic C | 全 P Total P | 全 K Total K | 全 N Total N | 总和  Total |
| pH | -0.170 |  | 0.130 | -0.018 | 0.112 | -0.428 | -0.204 |
| 有机质  Organic C | -0.239 | 0.093 |  | -0.006 | -0.165 | 0.734 | 0.656 |
| 全 P Total P | -0.129 | -0.023 | -0.011 |  | -0.062 | 0.360 | 0.264 |
| 全 K Total K | 0.292 | -0.065 | 0.135 | 0.028 |  | -0.571 | -0.473 |
| 全 N  Total N | 0.931 | 0.078 | -0.188 | -0.050 | -0.179 |  | -0.339 |

表 4.9 孢子密度与土壤因子的通径系数

Table 4.9 Path coefficient between spore density and soil factors

| 土壤因子  Soil factor | 直接影响系数  Direct coefficient |  | 间接影响系数 Indirect coefficient | | | |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| pH | 有机质  Organic C | 全 P Total P | 全 K Total K | 全 N Total N | 总和  Total |
| pH | -0.192 |  | -0.343 | 0.021 | -0.028 | 0.120 | -0.230 |
| 有机质  Organic C | 0.630 | 0.105 |  | 0.007 | 0.041 | -0.205 | -0.053 |
| 全 P Total P | 0.157 | -0.026 | 0.028 |  | 0.015 | -0.101 | -0.083 |
| 全 K Total K | -0.072 | -0.074 | -0.356 | -0.034 |  | 0.159 | -0.303 |
| 全 N  Total N | -0.260 | 0.088 | 0.497 | 0.061 | 0.044 |  | 0.690 |

表 4.10 GRSP与土壤因子的通径系数

Table 4.10 Path coefficient between GRSP and soil factors

| 土壤因子  Soil factor | 直接影响系数  Direct coefficient |  | 间接影响系数 Indirect coefficient | | | |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| pH | 有机质  Organic C | 全 P Total P | 全 K Total K | 全 N Total N | 总和  Total |
| pH | -0.119 |  | -0.214 | 0.032 | -0.062 | 0.070 | -0.173 |
| 有机质  Organic C | 0.392 | 0.065 |  | 0.011 | 0.091 | -0.121 | 0.046 |
| 全 P Total P | 0.235 | -0.016 | 0.018 |  | 0.034 | -0.059 | -0.023 |
| 全 K Total K | -0.161 | -0.046 | -0.221 | -0.050 |  | 0.094 | -0.223 |
| 全 N  Total N | -0.153 | 0.055 | 0.309 | 0.091 | 0.099 |  | 0.554 |

—65—

## **4.4** 讨论

AM真菌的共生宿主范围很广，除了苋科、十字花科、灯芯草科、壳斗科等植物中不能或不宜与AM真菌共生外（刘润进和陈应龙，2007），大多数科的植物都可以形成丛枝菌根。我们对黄ft风景区6种植被类型的12科23种植物的AM定殖状况进行了研究，除了在苋科植物牛膝中没有发现典型的AM共生结构外，其它22种植物均为典型的菌根植物。一些被认为不宜形成菌根的植物，例如在龙须草（灯芯草科）、甜槠、小叶青冈、青冈栎（壳斗科）中也发现了典型的AM共生结构，而且在一些样本中侵染率较高，例如甜槠在一些样本中的侵染率为55%，达到中度侵染水平。

旅游活动已在一定程度上对黄ft风景区自然生态系统中AM真菌产生了负面影响。旅游扰动使AM真菌定殖率、土壤菌丝量、孢子密度、GRSP含量发生改变，距步道越近，人为扰动相对越大，AM真菌定殖率、土壤菌丝量、孢子密度、GRSP含量相对越低，其中距步道5m内是旅游扰动最强烈的区域，在一些扰动影响大的区域，扰动范围可能扩展至距步道10m甚至更远。

在扰动较少的自然生态系统中，植物和AM真菌多样性程度高，AM真菌对植物的定殖相对稳定，尤其一些易受AM真菌定殖的植物对环境的适应力较强，在自然生态系统中分布广且与AM真菌共生很稳定，例如三脉紫菀虽经海拔跨度702m，

AM真菌定殖率无显著差异，络石在钓桥庵和慈光阁两样地间的AM侵染率也无显著性差异。因为AM定殖率高，这些植物中的AM真菌在受到周围扰动时往往表现出较为明显的影响，因此可以作为环境扰动指示菌用以揭示扰动对AM共生状况的影响。例如三脉紫菀中的AM真菌定殖率扰动在温泉样地和云谷步道2号样地间有很大差别，从扰动程度和范围来看，旅游对温泉AM真菌定殖的扰动影响明显高于云谷步道，其原因可能与两地游客驻足时间不同有关。虽然两地客流量都较大，但温泉样地位于“人字瀑”景区内，地势平坦，游客驻足时间长，人为扰动对AM真菌定殖影响大，而云谷步道为较陡的石阶，周围景点少，游客驻足时间短，AM真菌定殖受扰动影响小。络石的AM真菌定殖状况在钓桥庵和慈光阁两地受扰动程度和范围也不同，这可能与两地旅游开发早晚有关，慈光阁为开发最早的游览景点之一，生境中AM定殖长期受到扰动影响，而钓桥庵开发较晚，游客稀少，因此人为对AM定殖的扰动影响较小。

旅游线路海拔变化快是ft岳旅游的特点，随海拔高度变化植被类型、土壤承载力、气候等均会发生明显改变，因此在研究人为扰动对AM真菌的影响时，需要综合考虑植被、土壤、气候等多方面因素对AM真菌的影响。本研究表明黄ft垂直海拔不同生境中的AM真菌受扰动程度和范围不同，其成因可能比较复杂。温泉和云谷寺生境中AM定殖状况受人为扰动的程度高且范围广，这与两地自然生态系统因

—66—

长期过度人为扰动而发生重大改变有关。温泉为次生林植被类型，自然植被在上世纪50-60年代遭到大规模砍伐，目前有“人字瀑”等著名观光景点，因地势平坦，游客驻足时间长，影响范围广。而云谷寺设有景区目前客流量最大的索道站，站前建有大型停车场和购物街，人为扰动对周围生境的扰动影响也具有破坏性，因此两地AM真菌受扰动影响很大，两地尖叶长柄ft蚂蝗和硃砂根的AM真菌扰动程度高，扰动距离可达10m以上。光明顶生境脆弱，步道周围多为裸露ft石，土壤覆盖率低，不适宜植物生长，样地上主要生长着龙须草等种类单调且稀疏的草本植物，扰动对其

AM真菌侵染影响程度高且范围广，原因可能需要综合考虑特殊生境和旅游扰动两方面因素。

旅游线路建设程度不同也会明显影响AM真菌受扰动的程度，钓桥庵、慈光阁和云谷寺同处于相似海拔的常绿阔叶林带，但从旅游扰动的程度和范围来看，三地

AM真菌受扰动的强弱明显不同，云谷寺>慈光阁>钓桥庵。云谷寺和慈光阁虽然都建有索道站，客流量大，但慈光阁样地AM真菌受扰动的影响较小，原因可能与样地的选择有很大关系。云谷寺索道站前被大型停车场和购物街侵占，无小型步道，云谷寺样地就设在停车场旁，周围植被破坏严重，而慈光阁附近有一道路交叉口，其中一条机动车道通向慈光阁索道站，另一条为较为陡峭的石阶步道，大量客流被分流至索道站，石阶步道主要是徒步下ft的游客使用，周围植被保存完整，慈光阁样地就设在步道旁，因此两样地自然生境受破坏程度不一样可能是引起AM真菌受扰动影响程度不同的主要原因。钓桥庵样地AM真菌受扰动影响程度和影响范围最小，这主要可能与钓桥景区开发最晚有关。钓桥景区位于黄ft西大门内，为黄ft目前保存最为完整的景区，2013年索道建成前因为交通和配套设施不完善，客流量很小，仅限少数徒步登ft的背包客，因此AM真菌受扰动影响程度低。

AM真菌生物体不仅包括与植物共生的菌根结构，土壤中的AM真菌孢子和菌丝体也是其重要组成部分，许多研究均表明，生态系统破坏可以使AM真菌的孢子数量和菌丝体大量减少(Stahl等, 1988; Habte, 1989;杜涛, 2013)。长期扰动破坏了AM真菌赖以生存的土壤环境及定殖共生的宿主植物，例如践踏使土壤板结，不利于AM真菌菌丝体的蔓延和孢子的产生，孢子萌发也会受到影响，践踏还使得地面植物尤其是小型灌木和草本植物数量下降，减少了AM真菌定殖机会，从而造成大量菌丝体和孢子死亡。我们的实验结果也表明，旅游扰动对黄ft风景区AM真菌的菌丝量和孢子密度产生了明显影响，扰动程度不同所导致的结果也不同。距步道

5m内是土壤中AM真菌受人为扰动最为强烈的区域，菌丝量和孢子密度最低。但因样地不同而受扰动影响范围不同，有些地方的扰动可能扩展到5m外的区域。例如，

—67—

温泉样地AM孢子密度受旅游扰动的距离可达距步道15m外，其结果比当地AM定殖率、菌丝量和GRSP受扰动的范围更大；北海样地AM孢子密度扰动虽然范围不如温泉广，但步道近距离扰动的程度很大。

从各样地间进行总菌丝量比较和孢子总密度比较也不难发现，总菌丝量在9个样地土壤中是稳定的，而样地间孢子总密度却存在极显著性差异(P＜0.01)，说明AM孢子比土壤菌丝对环境变化更敏感，更容易受到扰动。因为不同样地生态环境和土壤微环境的变化也是引起AM真菌空间异质性的原因(Fontenla等, 1998)，所以在比较垂直梯度上AM真菌孢子受扰动的影响时，需要综合考虑宿主植物、土壤因子等因素对AM真菌的影响，例如落叶矮林灌丛的孢子密度明显高于其它垂直梯度植被类型，原因可能与宿主植物的土壤浅层根系易菌根化及土壤有机质含量高有关。落叶矮林灌丛中的植物以灌木和草本为主，植物根系浅，菌根共生体大量存在于地表浅层土壤中，其产生的孢子繁殖体数量可能较大。我们的分析还表明，AM真菌孢子密度与有机质含量关系密切，有机质含量高可以明显促进AM真菌产孢数量。落叶矮林灌丛所处海拔高，气温低，有机质分解相对缓慢，因为植被茂密，土壤中残留大量植物残体，有机质含量高。一定范围土壤有机质含量的提高对AM真菌生长和菌根发育起到了促进作用（刘润进和李晓林，2000；贺学礼等，2013）。

旅游活动除了影响到AM真菌本身，对其分泌的土壤糖蛋白也产生了明显扰动，研究结果表明，所有9处景点的GRSP均受到了不同程度的扰动影响。距步道5m内范围是GRSP都受扰动最强烈的区域，GRSP含量最低（高ft草甸除外），GRSP在常绿阔叶林和落叶矮林灌丛生境中的扰动范围比其它植被类型可能更大，可影响至距步道10m处。黄ft风景区ft顶植被类型为高ft草甸，生境比较特殊，样地所在的ft坡空间范围有限，随着坡度增加，15-20m小样方所在区域土壤覆盖极少，主要为大的ft石，加上植被稀少，水土极易流失，这可能是造成与其它生境不同的原因。

GRSP是AM真菌分泌至土壤中的一类稳定性极好、难降解的糖蛋白，在环境中停留时间较长(Rillig等, 2001; Steinberg和Rillig, 2003)，是维持土壤团粒结构、增加土壤碳源和肥力的重要有机分子(Rillig, 2003)。因此，土壤GRSP含量变化可作为环境受长期扰动影响的指标，而环境中稳定的GRSP则指示生态系统保存较为完好，未受到长期过度的扰动影响。本研究的9个景点中，钓桥庵的GRSP含量(24.41mg/g)明显高于其它景点，为其它景点的5-19倍，这说明钓桥景区生态系统和土壤结构保存相对完好，未收到长期过度的人为扰动。而同处于相同植被带的云谷寺、慈光阁和松谷庵3各景区因为旅游开发早，土壤经长期扰动其结构已发生了明显改变，GRSP的下降不利于土壤团粒结构的维持，对土壤结构的稳定性造成影响，进而可影响植物的生长和AM真菌的定殖。

—68—

# 第五章 黄ft风景区道路建设对丛枝菌根真菌多样性的扰动影响

## **5.1** 研究背景与研究目的

黄ft风景区以其美轮美奂的景色吸引着来自全世界的游客。经过多年的开发建设，景区内已建成一些成熟的景点和旅游线路。然而风景区内仍有许多绝佳的风景，由于其地势险要，游客稀少。1983年，黄ft园林部门曾组织一支6人探险队，对黄

ft风景区西部的西海深谷进行了全面的考察，初识了这片神秘的地方。2009年，黄

ft风景区管理局开始对西海深谷景点进行开发建设，并将景点命名为“西海大峡谷”。前往西海大峡谷有两条路线，其一是通过位于ft顶的排云亭景点沿ft路向西海大峡谷步行，另一是通过位于黄ft西侧的钓桥庵景点向西海大峡谷步行。为便于游客前往西海大峡谷景点旅游，黄ft风景区管理局将沿焦村镇小岭脚（黄ft风景区北门门票房）至钓桥庵的上ft步道改造扩建为双车道柏油公路。

小岭脚至白云庵上ft路线在2008年前仅为一条上ft步道，由于当时该处尚未开发，游客稀少，周围生境保存完好，作者在2007年4月曾对该地进行过一次AM真菌多样性调查采样工作（见本文第一章）。该地在2008~2010年间进行了大规模的道路施工，在原路基础上建成一条平均宽6m长4km的双车道柏油路，周围植被和土壤受破坏严重。作者于2012年对这一线路再次进行AM真菌多样性研究，通过比较工程建设前后AM真菌群落结构的变化，分析AM真菌对旅游工程建设扰动的响应**。**

## **5.2** 材料与方法

### **5.2.1** 研究区域与实验设计

采样地点位于黄ft风景区西侧的焦村镇。采样沿原路线进行，沿着起点（小岭脚，

N30°08.951′，E118°06.430′，海拔388m)至终点钓桥庵(N30°08.059′，E118°07.510′，

海拔550m）的公路步行，依照2007年4月采样时的42种植物目录为对照对公路两侧

植物的根际土壤进行取样。由于道路开发建设的原因，其中有5种植物已不见踪迹，

故此次采样为37种植物。

### **5.2.2** 样品采集及处理

2012年4月，在采样地一共采集了37种植物的37份根际土壤样品。土壤采集的深度为5～30cm，每份样品为500g。土样自然风干后，每份土样取20g采用湿筛

—69—

沉淀法(Koske & Walker, 1984)收集AMF孢子和孢子果，于体视镜下进行计数。具体方法见本文2.1.2节。

### **5.2.3** 实验方法

AMF种的鉴定采用以形态特征为依据的鉴定方法，补充组织化学分类法。具体作法见2.1.3节。参照AM真菌种的原始发表文献及两个国际公认的AM真菌分类学网站，即 [http: //www. invam. caf. wvu. edu/](http://www.invam.caf.wvu.edu/)(INVAM) 和 [http: //www. zor. zut. edu. pl](http://www.zor.zut.edu.pl/)

/Glomeromycota/index. html提供的形态学分类资料及孢子结构图片进行AM真菌形态学分类鉴定。

### **5.2.4** 统计方法

AM真菌群落结构通过一些生态学参数进行衡量，包括分离频率(Isolation frequency, IF)、相对多度(Relative abundance, RA)、重要值(Importance value)、孢子密度(Spore density)、物种丰富度(Species richness)、香浓多样性指数(Shannon-Wiener

index)、均匀度(Eveness)以及辛普森指数(Simpson's index)等（见本文2.1.4节）。

分离频率反映了AM真菌在土壤样品中的分布状况，相对多度反映了AM真菌的产孢能力。在本研究中，将分离频率与相对多度的平均值作为重要值来衡量AM真菌属或种的优势程度，即重要值≥20者为优势属或优势种。

通过构建物种积累曲线以验证采集的土壤样品数量是否能够正确反映采样地点

AM真菌群落的真实状况。通过Pearson相关分析揭示分离频率与相对多度、孢子密度与物种丰富度之间的相互关系。统计分析通过SPSS 17.0软件进行。

## **5.3** 结果

道路建设后，我们在原来采过样的生境中进行了原有植物根际土壤的复采工作，在原有42种常见植物中，采集到了37种植物，有5种植物佛甲草(*Sedum lineare*)、[五叶木通](http://www.baidu.com/link?url=oaNwvLiWy6cgOd4EIjrl9z-HXTyQhDDQmnAfavtpdfPKEPt20gmxNIUTErbuKh1oDcH9qi9E5TzFNayJmITMLK&amp;wd=Akebia%20quinata&amp;ie=utf-8&amp;tn=baiduhome_pg&amp;f=8&amp;&amp;&amp;&amp;&amp;&amp;inputT=955&amp;bs=Scutellaria%20indica)(*Akebia quinata*)、[天葵](http://www.baidu.com/link?url=BSYytJIAkxtXvlx_GJRaC_El1kKc2OEQs5MbY2wcG3VMzXt5S9f48nUKoFDd2A5a5WKhH_uD1QN2S_XalsAp6RfwuZUbzbiGuRDrC-lmQ8DJRixgpoH_-MkjdXN-V38oKc4gzUdJZYIA2cr347DTt_)(*Semiaquilegia adoxoides*)、棣棠花(*Kerria japonica*)、蛇根草(*Ophiorrhiza japonica*)未找到。在37种植物的根际土壤样品中共鉴定出共8属21种AM真菌，其中*Acaulospora*属6种、*Claroideoglomus*属2种、*Entrophospora*属1种、*Funneliformis*属2种、*Glomus*属6种、*Racocetra*属1种、*Rhizophagus*属2种、*Septoglomus*属1种（表5.1）。物种丰富度比道路建设前少了4种，即*D. spurcum*、

G. *microaggregatum*、*G. sp.*4和*S. sp.*1未分离出。物种积累曲线表明采集的土壤样本数量能够基本反映采样地AM真菌群落状况（图5.1）。

—70—

y = 5.1149Ln(x) + 2.701 R2 = 0.9694

25

20

AM真菌物种丰富度 AM fungi species richness

15

10

5

0

0 10 20 30 40

土壤样品数

Soil sample number

图 5.1 采样地AM真菌物种积累曲线

Fig. 5.1 AM fungi species accumulation curve for the sampling area of Huangshan

由表5.2中重要值表明，*Glomus*(68.91%)、*Acaulospora*(52.44%)和*Funneliformis*

（25.48%）为优势属，与道路建设之前结果一致。*Acaulospora*中有1种优势种，为*A.*

*mellea*；球囊霉属中有2种优势种，为*G. monosporum*和*G. rubiforme*. 优势种相较于道路建设之前(*A. tuberculata*、*A. mellea*、*G. monosporum*、*F. geosporum* 和*F.*

*verruculosum*）产生了一些变化，少了*A. tuberculata*、*F. geosporum*和*F verruculosum*三种，多了*G. rubiforme*一种。相关性分析表明，AM真菌的相对多度与分离频率呈显著正相关(r=0.702, P＜0.001)，说明AM真菌的分布状况与产孢能力基本一致，即产孢能力较强的AM真菌种类一般分布广泛，产孢能力弱则限制了该种真菌在环境中的扩散（图5.2）。



y = 9.6051Ln(x) + 11.299 R2 = 0.779

50.00

40.00

分离频率% Isolation frequency

30.00

20.00

10.00

0.00

0.00 10.00 20.00 30.00 40.00

相对多度% Relative abundance

图 5.2 AM真菌分离频率与相对多度之间的相互关系

Fig. 5.2 Relationship between Isolation frequency and Relative abundance

—71—

表5.1 AM真菌种类的分离频率、相对多度及重要值

Table 5.1 Isolation frequency (IF), relative abundance (RA) and importance value (IV) of AM fungi species for the sampling area of Huangshan

序号AM真菌种类

孢子数

number

分离频率

IF (%)

相对多度

RA (%)

重要值

IV (%)

Species No.

AM fungi species

之前

former

之后

later

之前

former

之后

later

之前

former

之后

later

之前

former

之后

later

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
|  | ***Acaulospora*** | **520** | **111** | **88.09** | **78.38** | **52.58** | **26.49** | **70.34** | **52.44** |
| 1 | *A. denticulata* Sieverding & Toro | 21 | 8 | 7.14 | 18.92 | 2.12 | 1.91 | 4.63 | 10.41 |
| 2 | *A. laevis* Gerd. &Trappe | 2 | 8 | 4.76 | 21.62 | 0.20 | 1.91 | 2.48 | 11.77 |
| 3 | *A. mellea* Spain & Schenck | 181 | 53 | 47.62 | 13.51 | 18.30 | 12.65 | 32.96 | 29.30 |
| 4 | *A. scrobiculata* Trappe | 1 | 3 | 2.38 | 5.41 | 0.10 | 0.72 | 1.24 | 3.06 |
| 5 | *A. spinosa* Walker & Trappe | 38 | 10 | 7.14 | 24.32 | 3.84 | 2.39 | 5.49 | 13.36 |
| 6 | *A. tuberculata* Janos & Trappe | 277 | 29 | 66.67 | 45.95 | 28.01 | 6.92 | 47.34 | 10.22 |
|  | ***Claroideoglomus*** | **31** | **15** | **30.95** | **35.13** | **3.13** | **3.58** | **17.04** | **19.36** |
| 7 | *C. claroideum* Schenck & Smith | 29 | 5 | 26.19 | 13.51 | 2.93 | 1.19 | 14.56 | 7.35 |
| 8 | *C. etunicatum* Becker & Gerd. | 2 | 10 | 4.76 | 13.51 | 0.20 | 2.39 | 2.48 | 7.95 |
|  | ***Diversispora*** | **17** | **/** | **11.90** | **/** | **1.72** | **/** | **6.81** | **/** |
| 9 | *D. spurcum* Pfeiffer, Walker & Bloss | 17 | / | 11.90 | / | 1.72 | / | 6.81 | / |
|  | ***Entrophospora*** | **1** | **1** | **2.38** | **2.70** | **0.10** | **0.24** | **1.24** | **1.47** |
| 10 | *E. infriquens* (Hall) Ames & Schneider | 1 | 1 | 2.38 | 2.70 | 0.10 | 0.24 | 1.24 | 1.47 |
|  | ***Funneliformis*** | **134** | **21** | **52.38** | **45.95** | **13.55** | **5.01** | **32.97** | **25.48** |
| 11 | *F. geosporum* (Nicol. & Gerd.) Walker | 53 | 17 | 40.48 | 35.14 | 5.36 | 4.06 | 22.92 | 19.60 |
| 12 | *F. verruculosum* Blaszkowski & Tadych | 81 | 4 | 38.10 | 10.81 | 8.19 | 0.95 | 23.14 | 5.88 |
|  | ***Glomus*** | **225** | **249** | **66.67** | **78.38** | **22.74** | **59.43** | **44.71** | **68.91** |
| 13 | *G. macrocarpum* (Tul. & Tul.) Thaxter | 12 | 18 | 9.52 | 18.92 | 1.21 | 4.30 | 5.37 | 11.61 |
| 14 | *G. microaggregatum* Koske, Gemma & Olexia | 15 | / | 2.38 | / | 1.52 | / | 1.95 | / |
| 15 | *G. monosporum* Gerd. & Trappe | 126 | 55 | 50.00 | 35.14 | 12.74 | 13.13 | 31.37 | 24.13 |
| 16 | *G. rubiforme* (Gerd. & Trappe) Almeida & Schenck | 30 | 151 | 16.67 | 43.24 | 3.03 | 36.04 | 9.85 | 39.64 |
| 17 | *G.* sp.1 | 20 | 2 | 16.67 | 2.70 | 2.02 | 0.48 | 9.34 | 1.59 |
| 18 | *G.* sp.2 | 12 | 3 | 14.29 | 5.41 | 1.21 | 0.72 | 7.75 | 3.06 |
| 19 | *G.* sp.3 | 1 | 20 | 2.38 | 35.14 | 0.10 | 4.77 | 1.24 | 19.95 |
| 20 | *G.* sp.4 | 9 | / | 4.76 | / | 0.91 | / | 2.84 | / |
|  | ***Racocetra*** | **22** | **5** | **11.90** | **13.51** | **2.22** | **1.19** | **7.06** | **7.35** |
| 21 | *R. verrucosa* (Koske &Walker) Walker & Sanders | 22 | 5 | 11.90 | 13.51 | 2.22 | 1.19 | 7.06 | 7.35 |
|  | ***Rhizophagus*** | **26** | **10** | **16.67** |  | **2.63** |  | **9.65** |  |
| 22 | *R. aggregatum* (Schenck & Smith) Koske | 17 | 4 | 7.14 | 5.41 | 1.72 | 0.95 | 4.43 | 3.18 |
| 23 | *R. clarum* Nicol. & Schenck | 9 | 6 | 11.90 | 13.51 | 0.91 | 1.43 | 6.41 | 7.47 |

—72—

序号AM真菌种类

孢子数

number

分离频率

IF (%)

相对多度

RA (%)

重要值

IV (%)

Species No.

AM fungi species

之前

former

之后

later

之前

former

之后

later

之前

former

之后

later

之前

former

之后

later

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
|  | ***Scutellospora*** | **11** | **/** | **11.90** | **/** | **1.11** | **/** | **6.51** | **/** |
| 24 | *S.* sp.1 | 11 | / | 11.90 | / | 1.11 | / | 6.51 | / |
|  | ***Septoglomus*** | **2** | **7** | **4.76** | **16.22** | **0.20** | **1.67** | **2.48** | **8.94** |
| 25 | *S. constrictum* Trappe | 2 | 7 | 4.76 | 16.22 | 0.20 | 1.67 | 2.48 | 8.94 |
| **Total** |  | **989** | **419** |  |  | **100** | **100** |  |  |

表5.3显示了37种植物根际土壤中AM真菌的孢子密度及物种丰富度。孢子密度为每100g土10～945个（平均162.30±28.01个孢子），物种丰富度为每个样品1～

8种（平均4.0±0.3种）。与道路建设前相比，有34种植物的根际土壤中AM真菌孢子密度下降，其中[蛇莓](http://www.baidu.com/link?url=nPylWDQnykf9gQ5wGUyeOgOPgOiOet6JSdpdW2-6o0P3UbM9TKSdlLeJqrRZK1HSDjDfuOMrmLbSt0CVqsrqma)(*Duchesnea indica*)的孢子密度减少了多达3100个/100g土，博落回(*Macleaya cordata*)减少了2010个/100g土。37种植物根际土壤中的AM真菌物种丰富度没有明显的下降趋势，但下降幅度比上升幅度明显，其中有14种植物下降，13种植物上升，10种植物保持不变，例如络石(*Trachelospermum jasminoides*)根际土壤中的AM真菌种数减少了5种，而增加最多的黄鹌菜(*Youngia japonica*)根际土壤中只上升了3种。相关分析结果表明，孢子密度与物种丰富度之间呈显著正相关

（r=0.560, P＜0.001）(图5.3)。AM真菌群落香浓多样性指数（*H′*）和均匀度及辛普森指数（*D*）比道路建设前均有明显下降（表5.4）。



y = 1.0882Ln(x) - 1.0205 R2 = 0.4001

9

8

7

物种丰富度

Species richness

6

5

4

3

2

1

0

0 200 400 600 800 1000

孢子密度（个/100g土）

Spore density

图 5.3 AM真菌物种丰富度与孢子密度之间的相互关系

Figure 5.3 Relationship between species richness and spore density

—73—

表 5.3 AM真菌孢子密度、物种丰富度及分布状况

Table 5.3 Distribution, spore density (SD) and species richness (SR) of AM fungi for the sampling area of Huangshan

孢子密度SD物种丰富度SR

| 宿主植物 Host plant | 之前 former | 之后 Later | 之前 former | 之后 Later |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| 猕猴桃科 Actinidiaceae |  |  |  |  |
| 中华猕猴桃 Actinidia chinensis | 370 | 398↑ | 4 | 4 |
| 夹竹桃科 Apocynaceae |  |  |  |  |
| 络石 Trachelospermum jasminoides | 960 | 105↓ | 9 | 4↓ |
| 冬青科 Aquifoliaceae |  |  |  |  |
| 大叶冬青 Ilex latifolia | 260 | 210↓ | 5 | 7↑ |
| 五加科 Araliaceae |  |  |  |  |
| 棘茎楤木 Aralia echinocanlis | 45 | 50↑ | 4 | 2↓ |
| 菊科 Asteraceae |  |  |  |  |
| 兔儿伞 Syneilesis aconitifolia | 830 | 225↓ | 4 | 4 |
| 轮叶泽兰 Eupatorium japonicum | 1405 | 65↓ | 6 | 6 |
| 小飞蓬 Conyza canadensis | 310 | 25↓ | 5 | 2↓ |
| 鼠曲草 Gnaphalium affine | 295 | 100↓ | 3 | 4↑ |
| 黄鹌菜 Youngia japonica | 180 | 167↓ | 2 | 5↑ |
| 小檗科 Berberidaceae |  |  |  |  |
| 箭叶淫羊藿 Epimedium sagittatum | 1435 | 50↓ | 6 | 3↓ |
| 紫草科 Boraginaceae |  |  |  |  |
| 细茎斑种草 Bothriospermum tenellum | 1625 | 10↓ | 5 | 1↓ |
| 忍冬科 Caprifoliaceae |  |  |  |  |
| 茶荚蒾 Viburnum setigerum | 1155 | 245↓ | 4 | 4 |
| 石竹科 Caryophyllaceae |  |  |  |  |
| 球序卷耳 Cerastium glomeratum | 1150 | 355↓ | 6 | 6 |
| 景天科 Crassulaceae |  |  |  |  |
| 佛甲草 Sedum lineare | 1275 | 未采样 | 5 | 未采样 |
| 十字花科 Cruciferae |  |  |  |  |
| [碎米荠](http://www.baidu.com/link?url=htgYbICLJ2VdVwWlteICE6JuR-WkCz7PSy9xLoeBMX7qwaEJIudTNlb-sRSCixQxWtkdwUWsIzIO4X_Gle7fPCf-xF4mf1uNLrHxKvvHzyi) Cardamine hirsuta | 1020 | 10↓ | 1 | 2↑ |
| 交让木科 Daphniphyllaceae |  |  |  |  |
| 交让木 Daphniphyllum macropodum | 595 | 45↓ | 3 | 3 |

—74—

孢子密度SD物种丰富度SR

|  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| 宿主植物 Host plant | 之前 former | 之后 Later | 之前 former | 之后 Later |
| **壳斗科 Fagaceae** |  |  |  |  |
| [青冈栎](http://www.baidu.com/link?url=5x4f8OEMq5UE-mID70kgU3EgaW5nHCmjwgUI7Sfy5beB8iPJpSbVfDb_773hl2_1jB07Ct-RBhsa-lrZ4N3QxK) *Cyclobalanopsis glauca* | 1280 | 125↓ | 6 | 6 |
| 短柄枹 *Quercus glandulifera* | 325 | 131↓ | 4 | 1↓ |
| [甜槠](http://www.baidu.com/link?url=sc-xfHTifxnAndR4MrXKLOgW2sVcGkjYNmLgkkeWjNaCFsEkScCTjNcZGV9ZqY8S) *Castanopsis eyrei* | 210 | 155↓ | 4 | 5↑ |
| **禾本科 Gramineae** |  |  |  |  |
| [荩草](http://www.baidu.com/link?url=1AKxdWKdyBRaitSCjVeYhNSQ8fpfWK2pz0-MZaOySDd7E1ZJPAl7yoYQR8NEpTB8lHFOLYxnEGaH4K4jIbt71B8XlS3xVyM-NvMWhscWNqK) *Arthraxon hispidus* | 575 | 50↓ | 2 | 3↑ |
| 金缕梅科 Hamamelidaceae |  |  |  |  |
| [檵木](http://www.baidu.com/link?url=05w8e7P2pKMaRA8UyEYv8tX6m4ds_wtnDEs4EGmtwmX-CIoQkf0L7qlEVEeKVzHu) *Loropetalum chinense* | 1200 | 50↓ | 5 | 2↓ |
| **唇形科 Labiatae** |  |  |  |  |
| [印度黄芩](http://www.baidu.com/link?url=hEUCnAGj2-gcM8CeWDpWvSXOAK1tPaZ6ErJ6cvkfixlMZxo-lg4UeXDGLQ89jl7crzRwG5SZf4TexT65CP6mJZ_FoeEDo5kZcXlT8H0dDRqxfiM2W1GqPV-8fVcvkYd7) *Scutellaria indica* | 195 | 70↓ | 4 | 4 |
| 木通科 Lardizabalaceae |  |  |  |  |
| [五叶木通](http://www.baidu.com/link?url=oaNwvLiWy6cgOd4EIjrl9z-HXTyQhDDQmnAfavtpdfPKEPt20gmxNIUTErbuKh1oDcH9qi9E5TzFNayJmITMLK&amp;wd=Akebia%20quinata&amp;ie=utf-8&amp;tn=baiduhome_pg&amp;f=8&amp;&amp;&amp;&amp;&amp;&amp;inputT=955&amp;bs=Scutellaria%20indica) *Akebia quinata* | 240 | 未采样 | 2 | 未采样 |
| **豆科 Leguminosae** |  |  |  |  |
| 云实 *Caesalpinia decapetala* | 100 | 20↓ | 4 | 2↓ |
| **桑科 Moraceae** |  |  |  |  |
| 小构树 *Broussonetia kazinoki* | 945 | 110↓ | 3 | 5↑ |
| **罂粟科 Papaveraceae** |  |  |  |  |
| 博落回 *Macleaya cordata* | 2375 | 365↓ | 5 | 5 |
| **车前草科 Plantaginaceae** |  |  |  |  |
| 车前 *Plantago asiatica* | 1530 | 360↓ | 8 | 4↓ |
| **毛茛科 Ranunculaceae** |  |  |  |  |
| [天葵](http://www.baidu.com/link?url=BSYytJIAkxtXvlx_GJRaC_El1kKc2OEQs5MbY2wcG3VMzXt5S9f48nUKoFDd2A5a5WKhH_uD1QN2S_XalsAp6RfwuZUbzbiGuRDrC-lmQ8DJRixgpoH_-MkjdXN-V38oKc4gzUdJZYIA2cr347DTt_) *Semiaquilegia adoxoides* | 1025 | 未采样 | 3 | 未采样 |
| **蔷薇科 Rosaceae** |  |  |  |  |
| [蛇莓](http://www.baidu.com/link?url=nPylWDQnykf9gQ5wGUyeOgOPgOiOet6JSdpdW2-6o0P3UbM9TKSdlLeJqrRZK1HSDjDfuOMrmLbSt0CVqsrqma) *Duchesnea indica* | 3250 | 150↓ | 4 | 5↑ |
| 太平莓 *Rubus pacificus* | 1050 | 45↓ | 2 | 4↑ |
| 三花悬钩子 *Rubus trianthus* | 140 | 115↓ | 3 | 5↑ |
| 石斑木 *Raphiolepis inidca* | 965 | 25↓ | 5 | 3↓ |
| 棣棠花 *Kerria japonica* | 520 | 未采样 | 2 | 未采样 |
| 湖北蔷薇 *Rosa henryi* | 550 | 219↓ | 6 | 4↓ |
| **茜草科 Rubiaceae** |  |  |  |  |

—75—

孢子密度SD物种丰富度SR

|  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| 宿主植物 Host plant | 之前 former | 之后 Later | 之前 former | 之后 Later |
| [六月雪](http://www.baidu.com/link?url=71hR2qIHZhUNRTDyMEOAlpkSuUZVC6pmGS-YLkTqFadvwuwkQifqA1JsTjW5lQL7Cpmfcqy_O-G5aGPyuE-A8N8J9ditxz8lRwdqKkDlDlSeE3qSpgT4-IAH3PSrjtbmRd8C5SgBTZr2dnfpdtV-La) *Serissa foetida* | 180 | 175↓ | 4 | 5↑ |
| 香果树 *Emmenopterys henryi* | 185 | 945↑ | 4 | 6↑ |
| 蛇根草 *Ophiorrhiza japonica* | 2850 | 未采样 | 4 | 未采样 |
| **ft矾科 Symplocaceae** |  |  |  |  |
| 老鼠矢 *Symplocos stellaris* | 370 | 115↓ | 6 | 3↓ |
| **ft茶科 Theaceae** |  |  |  |  |
| 尖连蕊茶 *Camellia cuspidata* | 440 | 160↓ | 3 | 3 |
| 毛花连蕊茶 *Camellia fraterna* | 425 | 280↓ | 5 | 7↑ |
| **榆科 Ulmaceae** |  |  |  |  |
| [紫弹朴](http://www.baidu.com/link?url=TEdalZp5vozKLkb7P6obkG0kJB-W0i5XlZ5nlAPzi-rOgAL9pqK_p13F-SuBSt07cMGVNFBmDhowbZDph8oGETqhVhpNPq9HJaE5AvNZcJprvWmB8Sjapt3C4FpTcR7Qe_Uxa6fZwpC1iPfgNc6VKa) *Celtis biondii* | 455 | 215↓ | 3 | 2↓ |
| **堇菜科 Violaceae** |  |  |  |  |
| [堇菜](http://www.baidu.com/link?url=-mdOF3Pp1PIkw56W5MdhqhRmbq30OUUPnRZfe3SBeuNuoPji2NWwEZXdEG8JJsy1jptnRkmO5GvBPzXb0BkQ-wudkjSsaEHH6PL7CEkIQLnQnzRI5HKih2IfRVEvYAcicQJub0QiurggkHv5WIhMWK) *Viola verecunda* | 960 | 65↓ | 5 | 3↓ |
| **合计 Total** | 35250 | 6005 | 25 | 21 |

表 5.4 黄山风景区小岭脚至钓桥庵沿线AM真菌多样性Table 5.4 Diversity measurements of AM fungal communities for the sampling area of Huangshan

| 生态参数 Ecological parameters | 道路建设之前  Former | 道路建设之后  Later |
| --- | --- | --- |
| 香浓指数 Shannon-Wiener index of diversity (H′) | 2.38 | 1.74↓ |
| 均匀度 Evenness (E) | 0.74 | 0.57↓ |
| 辛普森指数 Simpson's index of dominance (D) | 0.86 | 0.83↓ |

## **5.4** 讨论

在环境缺乏外来扰动时，自然生态系统中的种内竞争和种间竞争发挥主要作用，物种占据各自的生态位，最大限度地发挥其生态功能，AM真菌与植物间的共生关系及AM真菌群落结构长期保持平衡和稳定。外来扰动使生态系统中生物的生态功能受到影响，生态系统处于不平衡状态，AM 真菌的群落结构发生变化，在众多决定

AM真菌群落变化的因素中，扰动历史和植物物种组成及变化是两个比较关键的因素

（Fitzsimons, 2008）。AM 真菌对短期低强度的扰动适应力很强，群落表现出较强的

—76—

弹性适应(resilience)，快速恢复到自然水平，因此对AM真菌群落结构不会造成大的影响。但是长期高强度的扰动对生态系统的影响是致命的，对AM真菌群落的影响也是严重的，较难恢复的。

道路建设对周围生境的破坏是彻底的，严重的。道路拓宽施工移除了周围大量植物，使生境中的植物个体数减少甚至造成种类缺失，这在我们的调查中是十分明显的。我们在对之前的一些常见种进行复采工作时，寻找很困难，甚至有5种植物不见踪迹，因此道路建设对地面植物的物种组成已造成显著的影响。宿主植物的减少和缺失可能是影响AM真菌群落结构变化的关键因素，因为AM真菌与宿主植物长期的共生平衡因为扰动而被打破，AM真菌与宿主共生的机会减少(Waltert, 2002)，其产孢能力会随之受到影响。

自然生态系统受到破坏对AM真菌的影响最为直观的表现为土壤中AM真菌孢子数大幅减少。Su（2007）在研究放牧对内蒙古干旱草原AM真菌影响时发现，平均孢子密度因长期过度放牧而显著降低。扰动破坏了土壤结构和宿主植物，尤其对表层土的破坏往往是最严重的，而表层土壤是AM真菌产生孢子进行繁殖的最适合区域，对表层土的扰动使得AM真菌孢子密度显著下降(Habte等, 1989;张英等, 2003)。本研究也表明道路施工过程中的移土及材料堆放最易对周围表层土壤造成较大的扰动，AM真菌孢子密度因扰动而骤然下降，大部分AM真菌种类的孢子活力明显减弱。AM孢子因为细胞壁厚、难降解，其残体在环境中存在时间较长，我们在对AM孢子分离的过程中发现，根际土壤中存在大量孢子残体，而活孢子数量却相对很低，这表明土壤已受到明显扰动，严重影响了AM真菌孢子的萌发，使得孢子密度大幅下降。

道路建设初期对AM真菌的扰动主要体现在AM孢子数量的大幅减少，而生境中AM真菌物种总数减少不明显，即从整个生境来看，AM真菌的物种组成没有大的变化。AM真菌宿主范围很广，共生于宿主植物根系中的AM真菌可以借助自身庞大的土壤菌丝网络扩展至较远距离其它宿主植物的根际，因此在生境遭受破坏初期，虽然地面植被破坏严重，地上植被数量和种类明显减少，但绝大多数AM真菌种类则可以借助生境中的保留植物存活下来。Lekberg等（2012）在研究扰动对AM真菌群落影响时发现，群落中AM真菌是随机分布的，那些扰动后幸存下来的AM真菌很快可以再次定殖植物，因此扰动不会对AM真菌物种组成的产生重大影响。

本研究还发现，虽然AM真菌物种组成在扰动前后没有发生根本性改变，但有少数AM真菌因为扰动可能从环境中消失，这往往是一些分布不广和产孢能力不强的种类。AM真菌虽然无宿主特定专一性，但因植物的复杂性，使得宿主植物根际中AM真菌群落的构建具有宿主偏好性(preference)，即植物可能影响AM真菌群落的组合方式。植物种类和数量在生境遭受破坏时会明显减少，宿主偏好的AM真菌群落

—77—

组合方式也会随之减少，由此可以导致一些分布不广泛（分离频率低）和产孢能力弱

（相对多度低）的AM真菌种类可能因为宿主植物的大幅减少和而从生境中消失，而在群落中处于优势的一些AM真菌种类，往往抗扰动能力较强。本研究也表明，AM真菌优势种在扰动前后的群落中没有发生根本性变化，只是有些种类的优势度有所下降，但大多数对AM真菌群落构成仍起关键作用。

道路建设扰动还使少数AM真菌种类的孢子数明显增加，最为明显的是*G. rubiforme*，在扰动后成为优势种，这可能与*G. rubiforme*特殊的孢子果结构有关。*G.*

*rubiforme*孢子果中孢子排列非常松散，半球状辐射排列的孢子间为较短的菌丝相互连接，土壤受到扰动时，孢子果中的孢子因为菌丝断裂很容易散落开来，在土壤中呈单个小孢子状态。因为仅少数种类AM真菌可形成孢子果，而且孢子果中的孢子难以统计，所以在统计孢子密度时一般将一个孢子果按照一个孢子来统计，这可能是造成扰动后*G. rubiforme*孢子数明显“增加”的原因。

自然生态系统具有更高的物种多样性程度，扰动对自然生态系统中的AM真菌物种多样性影响较为明显，长期严重的扰动是决定AM真菌是否具有长期潜在优势的关键性因素(Bhatia等, 1996)。自然生态系统原有的一些优势种在扰动后降为伴生种，而少数种类，例如*A. mellea*和*G. monospora*在扰动后仍占优势，说明这两类AM真菌在自然生态系统中具有长期潜在的优势，对扰动的耐受力较强，在扰动后较容易恢复。因此，不同的AM真菌种类对环境扰动的适应能力不同，我们在研究扰动对自然生态系统AM真菌多样性影响时，不仅要关注生物多样性下降和物种减少所构成的生态威胁，同时应该关注那些在扰动环境中具有高度耐受力的AM真菌优势种群，这些优势种群可能对生态环境的修复与重建具有十分重要的意义。

—78—

# 第六章 结语与展望

以往对旅游区的生态扰动研究注重地上部分的植被破坏、珍稀濒危物种消失及土壤生产力下降等资源环境问题，而忽略了地下部分生物量的存在价值和生存现状。作为链接植物—土壤的关键性通道，研究菌根真菌的生态分布及对旅游扰动的响应，对全面了解旅游区生态现状并对其进行完整性生态环境评价具有重要意义，同时也填补了旅游生态学研究内容中对于土壤微生物研究的空白，因此具有理论和实践双重价值。

AM真菌多样性是黄ft风景区生态系统的核心组成部分，是维系生态系统平衡的重要枢纽。因为真菌个体微小且宿主植物对其有偏好性，AM真菌在根际土壤中具有丰富多样的物种组合方式，而且产孢能力对环境变化及其敏感，从而导致了AM真菌的群落结构极其复杂，比地面植物的群落更丰富且富有变化。在环境受到扰动时，

AM真菌表现出了较强的弹性适应，尤其一些优势种群具有高度的抗扰动能力和环境适应力，它们借助生境中的保留植物存活下来，并仍旧主导AM真菌群落的建成，这些优势种群可能对生态环境的自然修复起到至关重要的作用。

旅游活动对黄ft生态系统的负面影响是不可避免的，由此带来了生物多样性退化问题，其中珍稀濒危植物灭绝威胁是重大资源环境问题之一，是生态环境影响评价的重要指标和预测内容。AM真菌因为对植物的生长和抗逆性具有明显促进作用，因此研究AM真菌在珍稀濒危植物中的共生方式以及群落结构，有意识的保存一批有价值的AM菌种资源，在预防濒危植物灭绝及在濒危植物原地和迁地保护中具有重要意义。

旅游扰动对黄ft风景区AM真菌产生了明显影响。游客在游览中主要表现为对步道周围近距离生境的影响，例如践踏使土壤板结，不利于AM真菌菌丝体的蔓延和孢子的产生，践踏还造成了小型灌木和草本植物数量下降，从而减少了AM真菌的定殖机会，进一步造成大量菌丝体和孢子死亡。AM真菌孢子的空间异质性较菌丝体强，说明孢子对环境变化更为敏感，除了旅游扰动影响外，垂直梯度和水平尺度造成的局部小气候、宿主植物及土壤因子等差异也对AM真菌产孢能力影响显著。

ft顶的空间范围有限，土壤覆盖极少，植被稀疏，水土极易流失，生态系统及其脆弱，但ft顶往往是游客较为集中的区域，AM真菌受人为扰动强度大，因此应该特别重视ft顶的生态保护。

旅游配套设施的完善大大加重了旅游活动对生态系统的扰动程度，例如大型索道站、大型停车场、购物街、宾馆聚集地等。游客在这些区域停留时间较长，活动

—79—

范围逐渐由点和线扩展到面，对周围生境的破坏较为严重，对AM真菌的扰动范围广且程度深。客流量大是这些区域不可避免的客观因素，我们可以综合考虑以下几个措施使环境保护最大化：（1）合理疏导客流，尽量减小游客不必要的逗留时间；（2）增设护栏，减轻游客对步道近距离生境的破坏；（3）建立生态缓冲带，减轻游客活动对周边生境的直接扰动；（4）加强生态缓冲带内植被和土壤的保育与生态修复，重视地下部分AM真菌群落的恢复和动态监测。

随着旅游需求的不断增长，黄ft风景区原有的旅游线路已不能满足需要，目前正在大规模开发一些具有原始生态系统特性的景区，这些地方的道路建设、索道建设、步道建设、景点建设对原始生态系统的负面影响更为严重，对整个黄ft生态系统来说是新的生态变化。AM真菌在景区建设初期的环境响应是极其明显的，其中步道两侧受骡马踩踏的扰动程度较低，范围较小，而道路建设使得路基两侧的生态系统扰动却十分严重，植物种类和数量明显减少，一些分布不广且产孢能力弱的AM真菌种类可能因为找不到合适的宿主而面临消失的威胁。但是，一些对环境扰动耐受力较强且对环境适应能力强的AM真菌种类仍处于优势，这使得这一区域生态系统的自然修复与重建成为可能。因此，在新建公路两侧设立护栏和生态缓冲区是极其必要的，在破坏较为严重的区域，移土、接种AM优势种和移栽原生植物也十分必要，这将有利于生态系统的快速恢复与平衡。

旅游资源的开发和利用应在资源可持续发展的原则下，根据资源的生态特征和可承载能力进行合理规划与防护。AM真菌作为生态系统变化的指示微生物，可以较为准确的反映出旅游资源受破坏的程度和范围，是一类用于生态监测和生态影响评价的理想微生物。而且AM真菌自身是一类具有重要生态价值的真菌资源，属于自然保护区或国家公园等保护地的资源保护范畴，因此应作为生态环境保护和影响评价的重要指标。

—80—

参考文献

Abbott LK, Robson AD. 1991. Factors influencing the occurrence of vesicular-arbuscular mycorrhizas. Agriculture Ecosystem and Environment, 35: 121-150.

Ahulu EM, Nakata M, Nonaka M. 2005. *Arum*- and *Paris*-type arbuscular mycorrhizas in a mixed pine forest on sand dune soil in Niigata Prefecture, central Honshu, Japan. Mycorrhiza, 15: 129-136.

Allison VJ, Miller RM, Jastrow JD, Matamala R, Zak DR. 2005. Changes in soil microbial community structure in a tallgrass prairie chronosequence. Soil Sci Soc Am J, 69: 1412–1421.

An ZQ, Hendrix JW, Hershman DE, Henson GT. 1990. Evaluation of the '‘most probable number'’(MPN) and wet-sieving methods for determining soil-borne populations of endogonaceous mycorrhizal fungi. Mycologia, 82: 516-581.

Andrés-abellán M, Lopés-Serrano FR, Morote FAG, Cerro-barja AD. 2006. Assessment of trampling simulation impacts on native vegetation in Mediterranean sclerophyllous forest. Environmental Monitoring and Assessment, 120: 93-107.

Azcón -Aguilar C, Palenzuela J, Roldán A, Bautista S, Vallejo R, Barea JM. 2003. Analysis of the mycorrhizal potential in the rhizosphere of representative plant species from desertification-threatened Mediterranean shrublands. Applied Soil Ecology, 22: 29-37.

Barni E, Siniscalco C. 2000. Vegetation dynamics and arbuscular mycorrhiza in old-field successions of the western Italian Alps. Mycorrhiza, 10: 63-72.

Bedini S, Turrini A, Rigo C, Argese E, Giovannetti M. 2010. Molecular characterization and glomalin production of arbuscular mycorrhizal fungi colonizing a heavy metal polluted ash disposal island, downtown Venice. Soil Biology and Biochemistry, 42: 758–765.

Belnap J. 2002. Impacts of off-road vehicles on nitrogen cycles in biological soil crusts: resistance in different U. S. deserts. Journal of Arid Environment, 52: 155-165.

Berch SM, Kendrick B. 1982. Vesicular-arbuscular mycorrhizae of southern Ontario ferns and fern-allies. Mycologia, 74: 769-776.

Bever JD, Morton JB, Antonovics J, Schultz PA. 1996. Hostdependent sporulation and species diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in a mown grassland. Journal of Ecology, 84: 71-82.

Bever JD, Pringle A, Schultz PA. 2002. Dynamics within the plant-arbuscular mycorrhizal

—81—

Fungal mutualism: testing the nature of community feedback. In: van der Heijden MGA, Sanders IR (eds.) Mycorrhizal ecology. Springer, Berlin Heidelberg, New York, pp 267-292.

Bever JD, Schultz PA, Pringle A, Morton JB. 2001. Arbuscular mycorrhizal fungi: more diverse than meets the eye, and the ecological tale of why. Bioscience, 51(11): 923-931.

Bhatia N, Sundari K, Adholeya A. 1996. Diversity and selective dominance of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. Handbook of Vegetation Science, 19(2): 133-178.

Boddington CL, Dodd JC. 2000. The effect of agricultural practices on the development of indigenous arbuscular mycorrhizal fungi. I. Field studies in an Indonesian Ultisol. Plant and Soil, 218: 137-144.

Boiling JD, Walker IR. 2000. Plant and soil recovery along a series of abandoned desert roads. Journal of Arid Environments, 46: 1-24.

Bothe H, Turnau K, Regvar M. 2010. The potential role of arbuscular mucorrhizal fungi in protecting endangered plants and habitats. Mycorrhiza, 20: 445-457.

Boucher DH, Aviles J, Chepote R, Gil OED, Vilchez B. 1991. Recovery of trailside vegetation from tropical rain forest. Environmental Management, 15(2): 257-262.

Brundrett MC. 2002. Coevolution of roots and mycorrhizas of land plants. New Phytologist, 154: 275-304.

Brundrett MC, Kendrick B. 1990. The roots and mycorrhizas of herbaceous woodland plants II. Structural aspects of morphology. New Phytologist, 114: 469-479.

Casieri L, Lahmidi NA, Doidy J, Veneault-Fourrey C, Migeon A, Bonneau L, Courty PE, Garcia K, Charbonnier M, Delteil A, Brun A, Zimmermann S, Plassard C, Wipf D. 2013. Biotrophic transportome in mutualistic plant-fungal interactions. Mycorrhiza, 23: 597-625.

Cavagnaro TR, Smith FA, Lorimer, MF, Haskard KA, Ayling SM, Smith SE. 2001. Quantitative development of Paris-type arbuscular mycorrhizas formed between Asphodelus fistulosus and Glomus coronatum. New Phytologist, 149(1): 105-113.

Clapp JP, Young JPW, Merryweather JW, Fitter AH. 1995. Diversity of fungal symbionts in arbuscular mycorrhizas from a natural community. New Phytologist, 130: 259-265.

Clark RB. 2002. Differences among mycorrhizal fungi for mineral uptake per root length of switch grass growth in acid soil. Journal of Plant Nutrition, 25(8): 1753-1772.

Cousins JR, Hope D, Gries C, Stutz JC. 2003. Preliminary assessment of arbuscular

—82—

Mycorrhizal fungal diversity and community structure in an urban ecosystem. Mycorrhiza, 13: 319-326.

Daniell TJ, Hodge A, Young JPW, Fitter A. 1999. How many fungi does it take to change a plant community. Trends in Plant Science, 4(3): 81-82.

Degens BP, Spading GP, Abbott LK. 1996. Increasing the length of hyphae in a sandy soil increases the amount of water-stable aggregates. Applied Soil Ecology, 3: 149-159.

Douds DD, Millner PD. 1999. Biodiversity of arbuscular mycorrhizal fungi in agroecosystems. Agriculture, Ecosystems and Environment, 74: 77-93.

Drigo B, Pijl AS, Duyts H, Kielaa AM, Gamper HA, Houtekamer MJ, Boschker HTS, Bodelier PLE, Whiteley AS, van Veen JA, Kowalchuk GA. 2010. Shifting carbon flow from roots into associated microbial communities in response to elevated atmospheric CO2. PNAS, 107:10938–10942.

Dumbrell AJ, Ashton PD, Aziz N, Feng G, Nelson M, Dytham C, Fitter AH, Helgason T. 2011. Distinct seasonal assemblages of arbuscular mycorrhizal fungi revealed by massively parallel pyrosequencing. New Phytologist, 190:794–804.

Eagles PFJ, Bowman ME, Tao TCH. 2001. Guidelines for tourism in parks and protected areas of East Asia. IUCN, Gland, Switerland and Cambridge, UK.

Feng G, Song YC, Li XL, Christie P. 2003. Contribution of arbuscular mycorrhizal fungi to utilization of organic sources of phosphorus by red clover in a calcareous soil. Applied Soil Ecology, 22: 139-148.

Fitter AH, Heinemeyer A, Staddon PL. 2000. The impact of elevated CO2 and global climate change on arbuscular mycorrhizas: a mycocentric approach. New phytologist, 147: 179-187.

Fitzsimons MS, Miller RM, Jastrow JD. 2008. Scale-dependent niche axes of arbuscular mycorrhizal fungi. Oecologia, 158: 117-127.

Fontenla S, Godoy R, Rosso P, Havrylenko M. 1998. Root associations in Austrocedrus forests and seasonal dynamics of arbuscular mycorrhias. Mycorrhiza, 8(1): 29-33.

Gallaud I. 1905. Études sur les mycorrhizes endotrophes. Revue Générale de Botanique, 17: 5-48, 66-83, 123-136, 223-239, 313-325, 425-433, 479-500.

Gange AC, Brown VK, Farmer LM. 1990. A test of mycorrhizal benefit in an early successional plant community. New Phytologist, 115: 85-91.

Gange AC, Case SJ. 2003. Incidence of microdochium patch disease in golf putting greens and a relationship with arbuscular mycorrhizal fungi. Grass and Forage Science, 58: 58-62.

—83—

Guadarrama P, Álvarez-Sánchez FJ. 1999. Abundance of arbuscular mycorrhizal fungi spores in different environments in a tropical rain forest, Veracruz, Mexico. Mycorrhiza, 8: 267-270.

Habte M. 1989. Impact of simulated erosion on the abundance and activity of indigenous vesicular-arbuscular mycorrhizal endophytes in an Oxisol. Biological Fertility and Soils, 7: 164-167.

Hart M, Klironomos JN. 2002. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi and ecosystem functioning. In: van der Heijden MGA, Sanders IR (eds.) Mycorrhizal ecology. Springer, Berlin Heidelberg, New York, pp 225-242.

Hardiman N, Burgin S. 2011. Effects of trampling on in-stream macroinvertebrate communities from canyoning activity in the Greater Blue Mountains World Heritage Area. Wetlands Ecology Management, 19: 61-71.

Hashimoto Y, Hyakumachi M. 2000. Quantities and types of ectomycorrhizal and endophytic fungi associated with *Betula platyphylla* var. japonica seedings during the initial stage of establishment of vegetation after disturbance. Ecological Research, 15: 21-31.

He X, Mourtov S, Steinberger Y. 2002. Spatial distribution and colonization of arbuscular mycorrhizal fungi under the canopies of desert halophytes. Arid Land Research and Management, 16: 149-160.

Heinemeyer A, Fitter AH. 2004. Impact of temperature on the arbuscular mycorrhizal (AM) symbiosis: growth responses of the host plant and its AM fungal partner. Journal of Experimental Botany 525-534.

Helgason T, Daniell TJ, Husband R, Fitter AH, Young JPW.1998. Ploughing up the wood-wide web. Nature, 394: 431.

Hepper CM. 1984. Isolation and culture of VA mycorrhizal (VAM) fungi. In: Powell CL, Bagyaraj DJ (eds.) VA Mycorrhizae. CRC Press, Florida, USA, pp 95-112.

Hijri I, Sykorova Z, Oehl F, Ineichen K, Mäder P, Wiemken A, Redecker D. 2006. Communities of arbuscular mycorrhizal fungi in arable soils are not necessarily low in diversity. Molecular Ecology, 15: 2277–2289.

Husband R, Herre EA, Young JPW. 2002. Temporal variation in the arbuscular mycorrhizal communities colonizing seedlings in a tropical forest. FEMS Microbiology Ecology, 42: 131-136.

IUCN. 2010. IUCN red list of threatened species. Version 2010.4. [www. iucnredlist. org](http://www.iucnredlist.org/). Jackson LE, Miller D, Smith SE. 2002. Arbucular mycorrhizal colonization and growth of

—84—

Wild and cultivated lettuce in response to nitrogen and phosphorus. Scientia Horticulturae, 94: 205-218.

Jasper DA, Abbott LK, Robson AD. 1993. The survival of infective hyphae of vesicular-arbuscular fungi in dry soil: an interaction with sporulation. New Phytologist, 124: 473-479.

Johnson NC, Tilman D, Wedin D. 1992. Plant and soil controls on mycorrhizal fungal communities. Ecology, 73: 2034-2502.

Jurkiewicz A, Ryszka P, Anielska T, Turnau K. 2010. Optimization of culture conditions of Arnica montana L.: effects of mycorrhizal fungi and competing plants. Mycorrhiza, 20:293–306.

Koide RT, Mosse B. 2004. A history of research on arbuscular mycorrhiza. Mycorrhiza, 14: 145-163.

Koske RE, Walker C. 1984. *Gigaspora erytyropa*, a new species forming arbuscular myzorrhizae. Mycologia, 76: 250-255.

Lekberg Y, Schnoor T, Kjøller R, Gibbons SM, Hansen LH, Al -Soud WA, Sørensen SJ, Rosendahl S. 2012. 454-sequencing reveals stochastic local reassembly and high disturbance tolerance within arbuscular mycorrhizal fungal communities. Jouranl of Ecology, 100: 151-160.

Li JH, Yin HB, Zhou LZ. 2007. Non-reproductive copulation behavior among Tibetan macaques (*Macaca thibetana*) at Huangshan, China. Primates, 48: 64-72.

Lovelock CE, Wright SF, Clark DA, Ruess RW. 2004. Soil stocks of glomalin produced by arbuscular mycorrhizal fungi across a tropical rain forest landscape. Journal of Ecology, 92: 278–287.

Mangan SA, Eom AH, Adler GH, Yavitt JB, Herre EA. 2004. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi across a fragmented forest in Panama: insular spore communities differ from mainland communities. Oecologia, 141(4): 687-700.

Marion JL, Cole DN. 1996. Spatial and Temporal variation in soil and vegetation impacts on campsites. Ecological Applications, 6(2): 520-530.

Marshall VG. 2000. Impacts of forest harvesting on biological processes in northern forest soils. Forest Ecol. Manage, 133: 43-60.

McGonigle TP, Miller MH, Evans DG. 1990. A new method which gives an objective measure of colonization of roots by vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. New Phytologist, 115: 495-501.

Meinecke EP. 1928. A Report on the Effect of Excessive Tourist Travel on the California

—85—

Redwood parks Sacramento. California: California State Printing Office.

Miller MH. 1999. Arbuscular mycorrhizae and the phosphorus nutrition of maize: A review of Guelph studies. Canadian journal of plant science, 80: 47-52.

Miller RM, Reinhardt DR, Jastrow JD. 1995. External hyphal production of vesicular–arbuscular mycorrhizal fungi in pasture and tallgrass prairie communities. Oecologia, 103: 17–23.

Moffett MD, McLachlan A, Winter PED, De Ruyck AMC. 1998. Impact of trampling on sandy beach macrofauna. Journal of Coastal Conservation, 4: 87-90.

Moreira-Souza M, Trufem SFB, Gomes-da-Costa SM, Cardoso EJBN. 2003. Arbuscular mycorrhizal fungi associated with *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. Mycorrhiza, 13: 211-215.

Morton JB. 1988. Taxonomy of VA mycorrhizal fungi: classification, nomenclature and identification. Mycotaxon, 32: 267-324.

Morton JB, Benny GL. 1990. Revised classification of arbuscular mycorrhizal fungi (zygomycetes), a new order Glomales, two new suborders Glomineae and Gigasporinae and two new families Acaulosporaceae and Gigasporaceae with an emendation of Glomaceae. Mycotaxon, 37: 471-479.

Mosse B. 1973. Advances in the study of vesicular arbuscular mycorrhiza. Annual Review of Phytopathology, 11: 171-196.

Muthukumar T, Senthilkumar S, Rajangam M. 2006. Arbuscular mycorrhizal morphology and dark septate fungal associations in medicinal and aromatic plants of Western Ghats, Southern India. Mycorrhiza, 17: 11-24.

Muthukumar T, Sha L, Yang X. 2003. Mycorrhiza of plants in different vegetation types in tropical ecosystems of Xishuangbanna, southwest China. Mycorrhiza, 13: 289-297.

Muthukumar T, Udaiyan K. 2000. Arbuscular mycirrhizas of plants growing in the Western Ghats region, Southern India. Mycorrhiza, 9: 297-313.

Muthukumar T, Udaiyan K. 2002. Seasonality of vesicular-arbuscular mycorrhizae in sedges in a semi-arid tropicalgrassland. Acta Oecologica-International Journal of Ecology, 23: 337-347.

Nelson LL, Allen AB. 1993. Restoration of *Stipa pulchra* grasslands: Effects of mycorrhizae and competition from *Avena barbata*. Restoration Ecology 2: 40-50.

Newman EI, Reddell P. 1987. The distribution of mycorrhizas among families of vascular plants. New Phytologist, 106: 745-751.

Norton TW. 1996. Conservation of biological diversity in temperate and boreal forest

—86—

Ecosystems. Forest Ecol. Manage, 85: 1-7.

O'Connor PJ, Smith SE, Smith FA. 2002. Arbuscular mycorrhizas influence plant diversity and community structure in a semiarid herbland. New Phytologist, 154: 209-218.

ÖPik M. 2004. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in the roots of perennial plants and their effect on plant performance. Dissertation, Tartu University.

ÖPik M, Moora M, Zobel M, SaksÜ, Wheatley R, Wright F, Daniell T. 2008. High diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in a boreal herb-rich coniferous forest. New Phytologist, 179: 867-876.

Orłowska E, Ryszka P, Jurkiewicz A, Turnau K. 2005. Effectiveness of arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) strains in colonization of plants involved in phytostabilization of zinc wastes. Geoderma 129:92–98.

Pennisi E. 2004. The secret life of fungi. Science, 304: 1620-1622.

Pande M, Tarafdar JC. 2004. Arbuscular mycorrhizal fungal diversity in neem-based agroforestry systems in Rajasthan. Applied Soil Ecology, 26(3): 233-241.

Radhika KP, Rogrigues BF. 2010. Arbuscular mycorrhizal fungal diversity in some commonly occurring medicinal plants of Western Ghats, Goa region. Journal of Forestry Research, 21(1): 45-52.

Raghuwanshi R, Upadhyay RS. 2004. Performance of vesicular-arbuscular mycorrhizae in saline-alkali soil in relation to various amendments. World Journal of Microbiology and Biotechnology, 20: 1-5.

Raman N, Nagarajan N. 1996. Effect of forest fire on VAM fungi in a tropical forest of southern India. Commonwealth Forestry Review, 75(3): 247-252.

Redecker D, Schüßler A, Stockinger H, Stürmer SL, Morton JB, Walker C. 2013. An evidence-based consensus for the classification of arbuscular mycorrhizal fungi (Glomeromycota). Mycorrhiza, 23: 515-531.

Reeves FB, Wagner D, Moorman T, Kiel J. 1979. The role of endomycorrhizae in revegetation practices in the semi-arid West. Ⅰ. A comparison of incidence of

Mycorrhizae in severely disturbed VS natural environments. American Journal of Botany, 66 (1): 6-13.

Rillig MC, Steinberg PD. 2002. Glomalin production by an arbuscular mycorrhizal fungus: a mechanism of habitat modificationSoilBiolBiochem, 34: 1371–1374.

Rillig MC, Ramsey PW, Morris S. 2003. Glomalin, an arbuscular mycorrhizal fungal soil protein, responds to land-use change. Plant and Soil, 253(2): 293-299.

—87—

Rillig MC, Wright SF, Nichols KA. 2001. Large contribution of arbuscular mycorrhizal fungi to soil carbon pools in tropical forest soils. Plant and Soil, 233(2): 167−177.

Rodgers K, Cox E, Newtson C. 2003. Effects of Mechanical Fracturing and Experimental Trampling on Hawaiian Corals. Environmental Management, 31(3): 377-384.

Rossi F, Forster RM, Ponti MM, Terlizzi A, Ysebaert T, Middelburg JJ. 2007. Human trampling as short-term disturbance on intertidal mudflats: effects on macrofauna biodiversity and population dynamics of bivalves. Marine Biology, 151: 2077-2090.

Rusterholz HP, Verhoustraeten C, Baur B. 2011. Effects of long-term trampling on the above-ground forest vegetation and soil seed bank at the base of limestone cliffs. Environmental Management, 48: 1024–1032.

Shi ZY, Wang FY, Wei YL. 2007. Natural forest and forest plantation affect diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in the rhizosphere of Dipterocarpaceae. American-Eurasian Journal of Agricultural & Environmental Sciences, 2(4): 411-416.

Smith FA, Smith SE. 1997. Structural diversity in (vesicular) -arbuscular mycorrhizal symbioses. New Phytologist, 137: 373-388.

Smith FA, Smith SE. 2013. How useful is the mutualism-parasitism continuum of arbuscular mycorrhizal functioning. Plant and Soil, 363:7-18.

Smith SE, Read DJ. 1997. Mycorrhizal Symbiosis. San Diego: Academic Press.

Stahl PD, Williams SE, Christensen M. 1988. Efficacy of native vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi after severe soil disturbance. New Phytologist, 110: 347-354.

Stohlgren TJ, Parsons DJ. 1986. Vegetation and soil recovery in wilderness campsites closed to visitor use. Environmental Management, 10(3): 375-380.

Su X, Wu XB, Yan P, Cao SY, Hu YL. 2007. Rearrangement of a mitochondrial tRNA gene of the concave-eared torrent frog, *Amolops tormotus*. Gene, 394: 25-34.

Su YY, Guo LD. 2007. Arbuscular mycorrhizal fungi in non-grazed, restored and over-grazed grassland in the Inner Mongolia steppe. Mycorrhiza, 17: 689-693.

Subramanian KS, Charest C. 1999. Acquisition of N by external hyphae of an arbuscular mycorrhizal fungus and its impact on physiological responses in maize under drought-stressed and well-watered conditions. Mycorrhiza, 9: 69-75.

Sun D, Liddle MJ. 1993. A Survey of Trampling Effects on Vegetation and Soil in Eight Tropical and Subtropical Sites. Environmental Management, 17(4): 497-510.

Sutherland WJ, Armstrong BS, Armsworth PR. 2006. The identification of 100 ecological questions of high policy relevance in the UK. Journal of Applied Ecology, 43: 617-627.

—88—

The Angiosperm Phylogeny Group. 2003. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. Botanical Journal of the Linnean Society, 141: 399-436.

Thygesen K, Larsen J, Bodker L. 2004. Arbuscular mycorrhizal fungi reduce development of pea root-rot caused by *Aphanomyces euteiches* using oospores as pathogen inoculum. European Journal of Plant Pathology, 110: 411-419.

Turrini A, Glovannetti M. 2012. Arbuscular mycorrhizal fungi in national parks, nature reserves and protected areas worldwide: a strategic perspective for their in situ conservation. Mycorrhiza, 22: 81-97.

Vandenkoornhuyse P, Ridgway KP, Watson IJ, Fitter AH, Young JPW. 2003. Co-existing grass species have distinctive arbuscular mycorrhizal communities. Molecular Ecology, 12: 3085-3095.

Van der Heijden MGA, Boller T, Wiemken A, Sanders IR. 1998a. Different arbuscular mycorrhizal fungal species are potential determinants of plant community structure. Ecology, 79: 2082–2091.

Van der Heijden MGA, Klironomos JN, Ursic M, Moutoglis P, Streitwolf-Engel R, Boller T, Wiemken A, Sanders IR. 1998. Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity. Nature, 369: 69-72.

Vázquez MM, Azcón R, Barea JM. 2001. Compatibility of a wild type and its genetically modified Sinorhizobium strain with two mycorrhizal fungi on Medicago species as affected by drought stress. Plant Science, 161: 347-358.

Verbruggen E, Röling WFM, Gamper HA, Kowalchuk GA, Verhoef HA, van der Heijden MGA. 2010. Positive effects of organic farming on below-ground mutualists: large-scale comparison of mycorrhizal fungal communities in agricultural soils. New Phytologist, 186:968–979.

Vogelsang KM, Reynolds HL, Bever JD. 2005. Mycorrhizal fungal identity and richness determine the diversity and productivity of a tallgrass prairie system. New Phytol, 172: 554–562.

Waltert B, Wiemken V, Rusterholz HP, Boller T, Baur B. 2002. Disturbance of forest by trampling: Effects on mycorrhizal roots of seedlings and mature trees of *Fagus sylvatica*. Plant and Soil, 243: 143–154.

Wang B, Qiu YL. 2006. Phylogenetic distribution and evolution of mycorrhizas in land plants. Mycorrhiza, 16: 299-363.

Wang FY, Liu RJ, Lin XG, Zhou JM. 2004. Arbuscular mycorrhizal status of wild plants in

—89—

Saline-alkaline soils of the Yellow River Delta. Mycorrhiza, 14: 133-137.

Wright SF, Jawson L. 2001. A pressure cooker method to extract glomalin from soils. Soil Science Society of America Journal, 65: 1734-1735.

Wright SF, Upadhya A. 1998. A survey of soils for aggregate stability and glomalin, a glycoproteins produced by hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi. Plant and Soil, 198: 97–107.

Wu TH, Hao WY, Lin XG, Shi YQ. 2002. Screening of arbuscular mycorrhizal fungi for the revegetation of eroded red soils in subtropical China. Plant and soil, 239: 225-235.

Wubet T, WeiβM, Kottke I, Oberwinkler F. 2003. Morphology and molecular diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in wild and cultivated yew (*Taxus baccata*). Canadian Journal of Botany, 81(3): 255-266.

Yamato M, Iwasaki M. 2002. Morphological types of arbuscular mycorrhizal fungi in roots of understory plants in Japanese deciduous broadleaved forests. Mycorrhiza, 12: 291-296.

Yang AN, Lu L, Zhang N. 2011. The diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in the subtropical forest of Huangshan (Yellow Mountain), East-central China. World Journal of Microbiology and Biotechnology, 27: 2351-2358.

Zhang Y, Guo LD, Liu RJ. 2004. Survey of arbuscular mycorrhizal fungi in deforested and natural forest land in the subtropical region of Dujiangyan, southwest China. Plant and Soil, 261: 257–263.

Zhao DD, Zhao ZW. 2007. Biodiversity of arbuscular mycorrhizal fungi in the hot-dry valley of the Jinsha River, southwest China. Applied Soil Ecology, 37: 118-128.

Zhao ZW, Xia YM, Qin XZ, Li XW, Cheng LZ, Sha T, Wang GH. 2001. Arbuscular mycorrhizal status of plants and the spore density of arbuscular mycorrhizal fungi in the tropical rain forest of Xishuangbanna, southwest China. Mycorrhiza, 11: 159-162.

Zhao ZW, Wang GH, Yang L. 2003. Biodiversity of arbuscular mycorrhizal fungi in tropical rainforests of Xishuangbanna, southwest China. Fungal Diversity, 13:233-242. Zubek S, Turnau K, Tsimilli-Michael M, Strasser JR. 2009. Response of endangered plant species to inoculation with arbuscular mycorrhizal fungi and soil bacteria. Mycorrhiza,

19:113–123.

曹万友. 2001. 黄ft地区蝶类初步调查. 华东昆虫学报, 10(1): 20-22.

程占红，牛莉芹. 2008. 五台ft南台ft地草甸种群对旅游干扰响应的识别. 应用与环境生物学报，14(3)：324-327.

杜涛. 2013. 煤炭开采对植物根际微环境影响规律及生态修复效应. 中国矿业大学博

—90—

士论文（北京）。

付红军，杨懿琨. 2010. 游憩践踏对张家界国家森林公园植被的影响研究. 中南林业科技大学学报, 30(8)：144-147.

巩劼，陆林，晋秀龙，南伟，刘飞. 2009. 黄ft风景区旅游干扰对植物群落及其土壤性质的影响. 生态学报, 29(5)：2239-2251.

顾也萍，黄宣正，胡罗生，孔繁良. 1991. 黄ft土壤的特性与分类. 土壤, 7(5): 246-252.

郭绍霞， 张玉刚， 李敏， 刘润进. 2007. 我国洛阳与菏泽牡丹主栽园区AM真菌多样性

研究. 生物多样性, 15: 425-431.

贺学礼，王雷，牛凯，张翔鹤. 2013. 菊花AM真菌与球囊霉素季节性分布. 西北农业学报, 22(1)：162-167.

蒋木青，陈仁钧，孙毓飞. 1982. 黄ft的植被. 自然杂志5(3): 222-226, 197.

孔祥丽，李丽娜，龚国勇，陈榕，汪剑明. 2008. 旅游干扰对明月ft国家森林公园土壤的影响. 农业现代化研究, 29(3)：350-353.

李金水主编. 2006. 黄ft珍稀植物. 北京：中国林业出版社：38-39.

梁宇，郭良栋，马克平. 2002. 菌根真菌在生态系统中的作用. 植物生态学报, 26(6)：739-745.

凌琪， 王晏平. 2008. 黄ft风景区夏季空气微生物分布特征初步研究. 微生物学通报.

35(9): 1379-1384.

刘润进，陈应龙. 2007. 菌根学. 北京：科学出版社.

刘润进，焦惠，李岩，李敏， 朱心产. 2009. 丛枝菌根真菌物种多样性研究进展. 应用生态学报, 20(9)：2301-2307.

刘润进，李晓林. 2000. 丛枝菌根及其应用. 北京：科学出版社.

陆林. 1994. ft岳风景区旅游季节性研究——以安徽黄ft为例. 地理研究, 13(4)：50-57.

陆林. 1997. ft岳型旅游地生命周期研究——安徽黄ft、九华ft实证分析. 地理科学，

17(1): 63-69.

陆林，巩劼，晋秀龙. 2011. 旅游干扰对黄ft风景区土壤的影响. 地理研究, 30(2)：209-223.

苏勤. 2001. 旅游学概论. 北京：高等教育出版社.

[王岐ft，](http://search.cnki.com.cn/Search.aspx?q=author%3A%E7%8E%8B%E5%B2%90%E5%B1%B1)[胡小龙，](http://search.cnki.com.cn/Search.aspx?q=author%3A%E8%83%A1%E5%B0%8F%E9%BE%99)[邢庆仁](http://search.cnki.com.cn/Search.aspx?q=author%3A%E9%82%A2%E5%BA%86%E4%BB%81)，[熊成培，](http://search.cnki.com.cn/Search.aspx?q=author%3A%E7%86%8A%E6%88%90%E5%9F%B9) [林祖贤.](http://search.cnki.com.cn/Search.aspx?q=author%3A%E6%9E%97%E7%A5%96%E8%B4%A4) 1981. 安徽黄ft的鸟兽资源调查报告. 安徽大学学报（自然科学版）, 5(2)：138-158.

[乌恩](http://www.cqvip.com/Main/Search.aspx?w=%e4%b9%8c%e6%81%a9)，[菅原和夫](http://www.cqvip.com/Main/Search.aspx?w=%e8%8f%85%e5%8e%9f%e5%92%8c%e5%a4%ab)，[云锦凤](http://www.cqvip.com/Main/Search.aspx?w=%e4%ba%91%e9%94%a6%e5%87%a4). 2007. 放牧因子与VA菌根的相互作用对鸭茅养分吸收和生长发育的影响[. 干旱区资源与环境, 20(11)](http://www.cqvip.com/qk/96735X/200711/)：136-140.

—91—

武国柱，席建超，刘浩龙，王长发，余治家. 2008. 六盘ft自然保护区不同类型植被对人类旅游干扰的响应. 资源科学, 30(8)：1169-1175.

武俊智，上官铁梁，张婕，李晋川， 曹天文， 岳建英. 2007. 旅游干扰对马伦亚高ft草甸植物物种多样性的影响. ft地学报. 25(5)：534-540.

吴孝兵，鲁长虎. 黄ft夏季脊椎动物野外实习指导. 合肥： 安徽人民出版社. 严斧. 2004. 旅游生态学. 长沙. 湖南科学技术出版社.

杨桂华，钟林生，明庆忠. 2000. 生态旅游. 北京：高等教育出版社.

姚兰. 2010. 旅游干扰对梭布垭木本植物群落的影响及生态响应机制. 湖北民族学院硕士学位论文.

辛建荣. 2006. 旅游地学原理. 武汉：中国地质大学出版社. 章家恩. 2005. 旅游生态学. 北京：化学工业出版社.

张桂萍，张峰，茹文明. 旅游干扰对历ft亚高ft草甸植物多样性的影响. 生态学报, 28(1)：407-415.

张英， 郭良栋， 刘润进. 都江堰地区丛枝菌根真菌多样性与生态研究. 植物生态学报，

2003: 27(4): 537-544.

章家恩. 2005. 旅游生态学. 北京：化学工业出版社.

赵之伟. 2001. VA菌根在植物生态学研究中的意义. 生态学杂志, 20(1)：52-54.

—92—

附录图版及说明



图版1 AM真菌在宿主根部的定殖结构

Plate 1 Morphology of AM fungi in the root tissues of host plants

图版说明：

定殖结构：A—丛枝；V—泡囊；HC—菌丝圈Bars line = 30µm

*1.* 天葵*Semiaquilegia adoxoides*

*2.* 堇菜*Viola verecunda*

*3.* 柔弱斑种草*Bothriospermum tenellum*

*4.* 轮叶泽兰*Eupatorium japonicum*

*5.* 兔儿伞*Syneilesis aconififolia*

*6.* 黄鹌菜*Youngia japonica*

*7.* 小飞蓬*Conyza canadensis*

*8.* 黄鹌菜*Youngia japonica*

*9.* 小飞蓬*Conyza canadensis*

*10.* 黄鹌菜*Youngia japonica*

*11.* 黄鹌菜*Youngia japonica*

*12.* 青冈栎*Cyclobalanopsis glauca*

—93—



图版2 AM真菌在宿主根部的定殖结构

Plate 2 Morphology of AM fungi in the root tissues of host plants

图版说明：

定殖结构：A—丛枝；V—泡囊；HC—菌丝圈；S—孢子Bars line = 30µm

*1.* 碎米荠*Cardamine hirsute*

*2.* 甜槠*Castanopsis eyrei*

*3.* 车前*Plantago asiatica*

*4.* 蛇莓*Duchesnea indica*

*5.* 黄鹌菜*Youngia japonica*

*6.* 碎米荠*Cardamine hirsute*

*7.* 茶荚蒾*Viburnum setigerum*

*8.* 车前*Plantago asiatica*

*9.* 甜槠*Castanopsis eyrei*

*10.* 茶荚蒾*Viburnum setigerum*

*11.* 茶荚蒾*Viburnum setigerum*

*12.* 三花悬钩子*Rubus trianthus*

—94—



图版3部分AM真菌孢子的形态特征

Plate 3 Morphology of some AM fungal spores isolated from Huangshan

图版说明：

*1. A. laevis*

2. *A. laevis*，示萌发内壁被Melzer's试剂染成浅粉色

*3. A. mellea*

4. *A. mellea*，示萌发内壁被Melzer's试剂染成紫色

5. *A. scrobiculata*, 示表面布满细小的凹坑

6. *A. scrobiculata*，示萌发内壁被Melzer's试剂染成紫红色

Bars line = 30µm

—95—



图版4部分AM真菌孢子的形态特征

Plate 4 Morphology of some AM fungal spores isolated from Huangshan

图版说明：

1. *A. denticulata*，示孢壁表面的齿状突起

2. *A. denticulata*，示萌发内壁

3. *A. spinosa*，示孢壁表面密集的刺状突起

4. *A. spinosa*，示孢壁表面密集的刺状突起

5. *A. scrobiculata*，示孢壁表面密集均匀的疣状小突起

*6. A. scrobiculata*

Bars line = 30µm

—96—



图版5部分AM真菌孢子的形态特征

Plate 5 Morphology of some AM fungal spores isolated from Huangshan

图版说明：

1. *C. etunicatum*，示延伸至连孢菌丝短距离的粘质外壁

*2. F. verruculosum*

3. *G. rubiforme*，示丛状孢子果，卵圆形孢子均从一个中央菌丝管向四周伸出

*4. G. rubiforme*

5. *S. heterogama*，示两层等厚内壁

*6. S. Heterogama*

Bars line = 30µm

—97—



图版6部分AM真菌孢子的形态特征

Plate 6 Morphology of some AM fungal spores isolated from Huangshan

图版说明：

*1. C. claroideum*

2. *G. macrocarpum*，示连点处细胞壁明显加厚

*3. E. infriquens*

4. *E. infriquens*，示表面密集紧凑的具有中央凹陷的突起

5. *S. constrictum*，示连孢菌丝在连点处有明显缢缩

*6. S. constrictum*

Bars line = 30µm

—98—



1. 新建成的双车道柏油路

1. The new two-lane blacktop constructed



3. 施工时留下的材料及造成的地面裸露

3. Bare ground and building materials left on it



5. 道路建成后在路边裸地上种植的金鸡菊

5. *Coreopsis basalis* beside the road

2. 道路建设造成的山体断面

2. The hill section for blacktop construction



4. 施工移土造成植物根系裸露在外

4. Roots exposed outside for soil removed



6. 道路建成后在山坡断面种植的马棘

6. *Indigofera pseudotinctoria* on the hill section

图版7 黄山钓桥庵景区旅游道路建设Th境实地调查图

Plate 7 Habitat decrease for road construction in Diaoqiao An scenic area

—99—

 

1. 人字瀑景点游人踩踏出的裸露地面

1. Bare ground beside the tour trail at Renzi Pu



3. 步道边的裸露地面

3. Bare ground beside the tour trail



5. 北海景区步道边的护栏

5. The fence at Beihai

2. 步道边的裸露地面

2. Bare ground beside the tour trail



4. 步道边的裸露地面

4. Bare ground beside the tour trail



6. 光明顶的山地草甸

6. The Alpine meadow at Guangming Ding

图版8 黄山登山步道边Th境实地调查图

Plate 8 Habitats beside the tour trail in Huangshan

—100—

# 博士在读期间科研成果目录

**一、发表论文情况**

[1] **Yang AN**, Hu JL, Lin XG, Zhu AN, Wang JH, Dai J, Wong MH. 2012. Arbuscular mycorrhizal fungal community structure and diversity in response to 3-year conservation tillage management in a sandy loam soil in North China. Journal of Soils and Sediments, 12: 835-843. (SCI)

[2] **Yang AN**, Lu L, Wu CX, Xia MM. 2011. Arbuscular Mycorrhizal Fungi associated with Huangshan Magnolia (*Magnolia cylindrica*). Journal of Medicinal Plants Research, 5(18): 4542-4548. (SCI)

[3] **Yang AN**, Lu L, Zhang N. 2011. The diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in the subtropical forest of Huangshan (Yellow Mountain), East-central China. World Journal of Microbiology and Biotechnology, 27: 2351-2358. (SCI)

**二、主持和参与的科研项目**

1. 主持安徽省自然科学基金青年基金项目“地道药材凤丹共生AM真菌对根际土壤酶活性的影响研究”(2013, No. 1308085QD68)

2. 主持安徽省高等学校省级优秀青年人才基金项目“黄ft木兰丛枝菌根真菌多样性及其菌根形态学研究”(2010, No. 2010SQRL028)

3. 参与国家自然科学基金面上项目“中药材地道性与根际微生物的相关性—基于凤丹的研究”(2012, No.81173491)

4. 参与教育部高等学校博士学科点专项科研基金“丛枝菌根提高柑橘抗Zn毒害的机理研究”(2011, No.20103424120002)

**三、获奖情况**

2013年4月，论文《The diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in the subtropical forest of Huangshan (Yellow Mountain), East-central China》获安徽省第七届自然科学优秀学术论文三等奖。

—101—

致**谢**

回首博士四年的求学之旅，其间承载了恩师陆林教授太多的期望与教诲，每 念及此，我的内心就充满了肺腑的感激之情。这些年来，我的学习和科研工作始 终得到了陆老师的悉心指导与鼓励，从课题设计、资料收集、野外工作、实验研 究、数据分析到论文撰写，所有环节无不倾注了陆老师的培养和心血。陆老师严谨纯粹的学者风范、高屋建瓴的学术思维、孜孜不倦的敬业精神、亲切谦和的处 事风格和润物无声的言传身教深深影响和感染着我，令我终身受益。同时非常感 谢师母鲍静老师给予我的帮助和支持，鼓励我战胜了很多学习和生活中的困难。 感谢中国科学院南京土壤研究所林先贵研究员对我科研工作的关心和帮助。

感谢上海师范大学高峻教授、中国科学院地理科学与资源研究所闵庆文研究员在论文撰写过程中给予的宝贵意见。感谢生命科学学院席贻龙教授、吴孝兵教授、环境科学与工程学院周守标教授一直以来对我科研工作的关心及在论文撰写中的指导。感谢中国科学院南京土壤研究所胡君利博士、崔向超博士在实验分析中的大力帮助。感谢生命科学学院李晓红博士、刘坤老师、闫浩博士、尹吟老师和我的学生张楠、夏明媚、吴晨曦等在野外工作和实验分析中付出的辛勤劳动及给予的无私帮助。

感谢同门博士巩劼师姐、王立龙师兄在论文撰写过程中的鼓励与帮助。

感谢黄山风景区管理局姚敏生处长在野外调查时给予的便利与帮助，感谢黄山区焦村镇倪旭光及家人和黄山区汤口镇寨西村汪国丽及家人给予我们在野外工作中的帮助和支持。

感谢生命科学学院的领导和同事在工作和生活中给予我的大力帮助和支持。感谢研究生辅导员黄永杰老师和李恩老师在我完成学业过程中的指导和帮助。

感谢父母对我的养育之恩，感谢我的爱人杨荣博士和可爱的女儿杨凯伦小朋友在身边默默的支持我，正是他们的无限关爱与无私奉献给了我战胜困难的勇气和无穷的力量，使我勇往直前、不断进取。

衷心感谢所有给予我帮助的老师、同事、亲人和朋友！

杨安娜

二〇一四年四月二十日

—102—