

DOI: 10.11931/guihaia.gxzw201507017

黄玉源, 余欣繁, 招康赛, 等. 深圳小南山与应人石山地植物多样性比较研究 [J]. 广西植物, 2016, 36(7):795-805

HUANG YY, YU XF, ZHAO KS, et al. Comparative study on plant diversity of Xiaonanshan and Yingrenshi Mountain area in Shenzhen, China [J]. *Guihaia*, 2016, 36(7):795-805

深圳小南山与应人石山地植物多样性比较研究

黄玉源¹, 余欣繁², 招康赛², 杨立君^{2*}, 梁 鸿², 卢云鹤³,
王贺银¹, 刘 浩¹, 明 珠², 刘 念¹, 周志彬²

(1. 仲恺农业工程学院 生命科学学院, 广州 510225; 2. 深圳市环境监测中心站,
深圳 518049; 3. 深圳市南山区环境监测站, 深圳 518052)

摘 要: 该文对深圳市小南山处在封育状态下的 3 个植物群落和应人石山地荒弃果林处于半自然恢复状态群落以及果林周边半自然状态发育的群落进行了调查, 比较分析两区域植物群落的组成及多样性特征。结果表明: 在群落科、属、种的数量组成上, 两者的差异虽不很明显, 但小南山的科和种类的数量稍多于后者; 在群落各层次的种类组成上, 则小南山乔木层种类较明显地多于应人石的群落, 前者的灌木层及草本层的发育也较好, 种类也较多; 虽然应人石的灌木层及草本层的种类数也较多, 而且灌木层种类数高于前者, 但乔木层种类则明显少, 草本层种类的数量也略低于小南山的 2 个群落。在物种的生物多样性 Simpson 指数、Shannon-Wiener 指数和丰富度指数方面, 小南山的 3 个群落各层次的大多指标及所有的整体指标值均高于后者。这说明小南山在较长期受到人为保护的状态下, 植被的结构发育较好, 各层次的种类数均较为丰富。而后者虽然是处于半自然状态发育的群落, 但由于受到人为干扰和影响的印迹依然还没有消除, 仍处在恢复初期或中间状态。这为目前争论较多的究竟是自然林生物多样性高, 还是人工林高? 或者是人为较多干扰的次生林高的理论问题提供了一个较好的证据和理论参考。在各群落的相似性系数方面, 各层次的系数值均处在相对较低状态, 表明同区域不同地点及不同区域相互间各群落在种类组成上差异较大, 说明深圳这两个区域在大区域范围的植物多样性水平是较高的。

关键词: 深圳, 小南山, 应人石, 植物多样性, 自然恢复, 生态系统

中图分类号: Q948 文献标识码: A 文章编号: 1000-3142(2016)07-0795-11

Comparative study on plant diversity of Xiaonanshan and Yingrenshi Mountain area in Shenzhen, China

HUANG Yu-Yuan¹, YU Xin-Fan², ZHAO Kang-Sai², YANG Li-Jun^{2*}, LIANG Hong²,
LU Yun-He³, WANG He-Yin¹, LIU Hao¹, MING Zhu², LIU Nian¹, ZHOU Zhi-Bin²

(1. College of Life Sciences, Zhongkai University of Agriculture and Technology, Guangzhou, 510225, China; 2. Shenzhen Environmental Monitoring Center, Shenzhen 518049, China; 3. Environmental Monitoring Station of Nanshan District, Shenzhen 518052, China)

Abstract: Three plant communities of Xiaonanshan Mountain area that are situated close to hillsides and two communi-

收稿日期: 2015-07-20 修回日期: 2015-12-07

基金项目: 深圳市人居环境委员会科技项目 (SZGX2012118F-SCZJ); 深圳市环境监测中心站委托项目 (D1141335) [Supported by Science and Technology Project of Shenzhen Human Habitat Environment Committee (SZGX2012118F-SCZJ); Entrusted Project of Shenzhen Environmental Monitoring Center(D1141335)]。

作者简介: 黄玉源, (1959-), 男, 广西钦州人, 博士, 教授, 主要从事植物生态、城市生态及植物系统与进化研究, (E-mail) huangy233@126.com。

*通讯作者: 杨立君, 教授级高级工程师, 主要从事城市生态与环境生态学研究, (E-mail) 2008yanglijun@163.com。

ties of Yingrenshi Mountain area, one community being scraped fruit-bearing forest and of half natural recovery status, another is located in a place with several fruit-bearing forests around it, which is partially developed. The study compared plant composition and diversity in the two regions. The results showed that in aspect of family, genus and species composition of communities, there was no obvious difference between the two regions, however, family and species number was more in Xiaonanshan than in Yingrenshi area. In composition of every layer species, Xiaonanshan tree layer species were obviously more than that of Yingrenshi, shrub and herb layers in the former also developed well, species number were more; although in Yingrenshi, there were more species in shrub and herb layers, and herb number were also less than Xiaonanshan. With respect to Simpson and Shannon-Wiener diversity indices, except for tree layer index of one community in Xiaonanshan was slightly lower than Yingrenshi, all other layer indices and all integral indices in the three communities were higher than Yingrenshi. It is evident that in long-term protected status, in Xiaonanshan, vegetation structure was better and the species number of every layer were more than that of Yingrenshi which was artificially disturbed. Therefore, even if in Yingrenshi two communities have semi-natural development status, and the effect of man-made disturbance was removed, they were still at the recovery preliminary stage. It was also clear that the biodiversity of Xiaonanshan communities under long-term protected vegetation gained comprehensive enhancing. In respect of similarity coefficient of communities, all layer coefficient values were lower. The species compositions in different spots of the same region and in the designated different regions were insignificantly different.

Key words: Shenzhen, Xiaonanshan, Yingrenshi, plant diversity, natural recovery, ecosystem

深圳市作为我国在经济发展、社会进步与文明方面带有示范作用的城市,其在经济社会高速发展的同时,环境保护工作不断加强,生态环境质量基本保持良好。但是由于高强度的开发建设,使得深圳的经济发展与生态环境之间的矛盾日益突出,即人口压力大、水资源匮乏、土地资源匮乏、环境容量有限,加之巨大的能源消耗,使深圳市的生态系统、资源环境承受着空前的压力。那么,经过几十年快速的经济和社会发展,深圳市的生态环境状况发生了什么变化?是否能大致保持着原有的状态,还是有所变差和退化?或者有了进一步的改善?这关系到一个大都市的经济、社会和生态能否协调、可持续发展的重大问题,备受社会关注。

目前,深圳市全市绿化覆盖面积为 98 805.26 hm^2 ,建成区绿化覆盖率为 45.08%,建成区绿地率为 39.19%,人均公园绿地面积为 16.84 m^2 ,森林面积 82 868 hm^2 ,森林覆盖率达到 41.5%(深圳市人居环境委员会,2015)。可以说,与其它地区相比,绿化率已经很高,超过国家人均绿地面积 10 m^2 的指标,但与国外的一些城市相比,还是相对低一些(黄玉源等,2003)。另外,其植物多样性状况如何?也是一个需要研究的重要课题。因为,城市含其管辖郊区的山地植被覆盖率、植物群落结构和多样性是 3 个主要的生态学内容及指标,如果绿化率较高,但植物结构组成和分布格局差、多样性较低,则其城市植被生态系统的结构也同样较差,只有当三者均较好,

城市植被生态系统的结构和服务功能及效益等才能达到最好的状态。而目前我国许多城市往往过多地注重城市的绿化率,忽略了后两者的重大作用,这是必须要逐渐纠正的。关于深圳管辖区域的山地植被生物多样性方面过去也开展过一些研究,如陈勇等(2013)、刘敏等(2007)、汪殿蓓等(2003)、尹新新等(2013)、张永夏等(2007)。由于深圳所辖区域很广,因而过去研究所能涉及的区域范围还是很小,需要开展更多深入的研究。

由于在植物群落的生物多样性方面,长期以来学术界存在着较多争论。因此,本研究针对现阶段广泛争议的究竟是自然林的植物多样性高,还是人工干扰的群落多样性高的理论问题(毛志宏等,2006;王芸等,2013)。选取深圳小南山 17 a 以上自然恢复森林和羊台山应人石山地曾被皆伐种植荔枝,被废弃后处在半自然恢复约 7 a 的群落,以及在大片荔枝林之间的少数处在轻度人为干扰状态的林地进行比较研究,探究两地在受到不同程度人为干扰或破坏的前提下,植物多样性状况的差异,进而为该市及其他城市在植物多样性保护和生态系统维护及修复方面提供理论依据和参考。

1 研究地与研究方法

1.1 研究地点和时间

深圳南山区位于广东省深圳经济特区西部,行

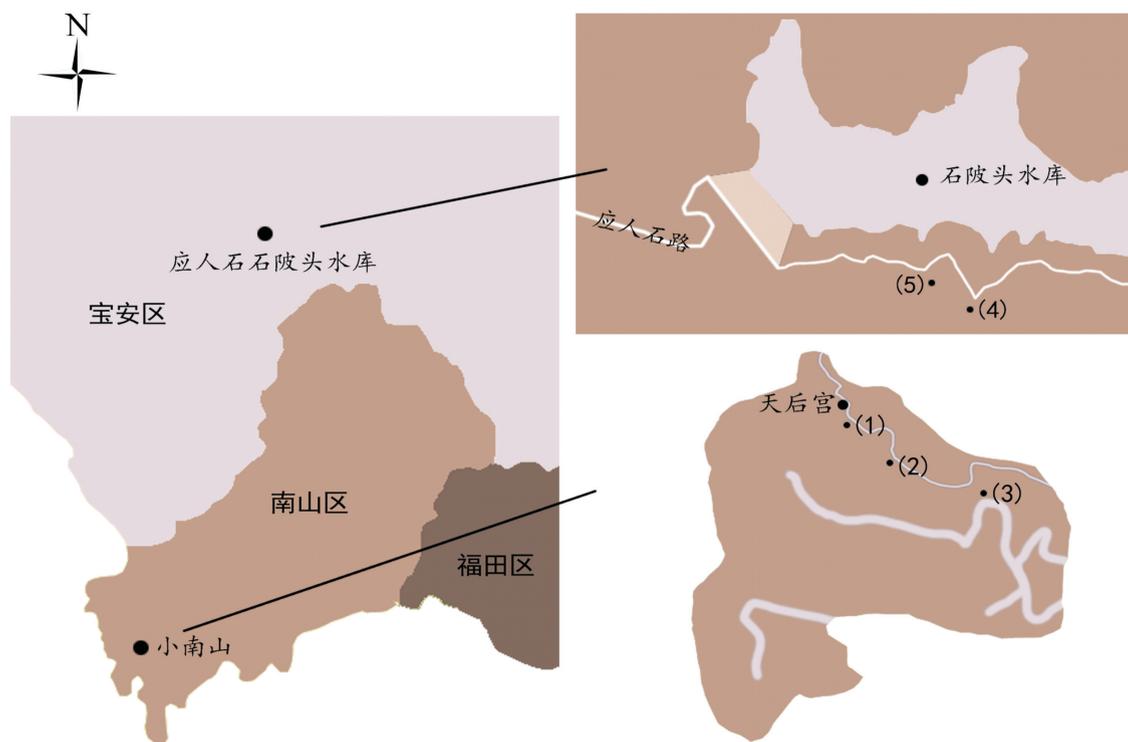


图 1 5 植物群落地理分布图 (1)~(5). 5 个群落的分布地点。

Fig. 1 Geographical distribution situation of 5 communities (1)~(5). Distributed sites of 5 communities.

政区域东起车公庙与福田区相邻,西至南头安乐村、赤尾村与宝安区毗连,北背羊台山与宝安区接壤,南临蛇口港、大铲岛和内伶仃岛与香港元朗相望,南山区土地总面积 15 000 hm^2 ,林业用地 5 894 hm^2 。本研究地点在深圳市南山区的小南山;研究时间为 2013 年 6 月至 2014 年 5 月,选取有代表性的 3 个植物群落作为研究对象。

各植物群落的地点:(1) 布渣叶—瓜馥木—沿阶草群落: $22^{\circ}29'29.89''$ N, $113^{\circ}52'52.84''$ E, 海拔为 82 m, 东北坡;(2) 鸭脚木—五指毛桃—乌毛蕨群落: $22^{\circ}29'25.61''$ N, $113^{\circ}52'54.68''$ E, 海拔为 105 m, 东北坡;(3) 降真香—假萍婆—芒萁群落: $22^{\circ}29'18.46''$ N, $113^{\circ}53'04.09''$ E, 海拔为 159 m, 东北坡。以上 3 群落均为自然状态下发育约 17 a 的森林植被。

羊台山位于深圳市宝安区,主峰位于石岩境内,海拔 587.3 m,雨量充沛、气候温和湿润,是深圳河流的重要发源地,山下分布着石岩、铁岗、西丽、高峰和赖屋山等 10 多个水库。2013 年 6 月至 2014 年 3 月,在羊台山应人石水库旁的山地对 2 个有代表性

的群落做群落结构调查。

两植物群落的地理位置:(1) 荔枝—梅叶冬青—乌毛蕨群落: $22^{\circ}39'19.73''$ N, $113^{\circ}55'49.61''$ E, 海拔为 108 m, 西北坡,此群落为曾大片皆伐后种植荔枝,后荔枝树被废弃,林地处在半自然恢复状态约 7 a;(2) 山乌柏—桃金娘—五节芒群落: $22^{\circ}39'20.84''$ N, $113^{\circ}55'47.91''$ E, 海拔为 94 m, 东北坡,此群落为处在几个大片荔枝林之间的受到部分人为干扰的次生林。5 群落分布地理图见图 1。

1.2 研究方法

在植物群落调查方面,根据多国经验总结不同地区、植被类型和气候环境的取样面积理论(宋永昌,2001;张金屯,2011)进行样地取样,小南山 3 个群落,每群落以涵盖其优势种为主要种群范围内所有种类为原则,设 3 个以上乔木层样方,面积共 1 800 m^2 ;应人石 2 个群落,设置样方面积共 1 300 m^2 ;乔木测定的指标:在每个群落的样方内,调查统计植物的种类、株数、胸径、频度、密度、高度、盖度;灌木测定的指标:在每个上述乔木的大样方内,设置 4~6 个 4 m \times 4 m 小样方,测定灌木的种类、数量、

频度、密度、盖度和高度;测定草本植物指标:在每个灌木的样方内设置 2~3 个 1 m × 1 m 的小样方,调查统计草本植物的种类、株数、密度、盖度和高度。通过这些数据统计科、属和种的数量,物种多样性指数、丰富度指数等指标。

其中胸径为测定距地面 1.3 m 处的树干直径,但胸径小于 5 cm 以下的则不测量,以灌木类型计算;当断面畸形时,测取最大值和最小值的平均值。乔木幼苗归入灌木层植物统计。参照欧阳志云(2002)的方法及植物在深圳的生态习性,把成年木本植株高度大于 4 m 的植物划分为乔木层,低于 4 m 的划分为灌木层。

1.3 计算方法

1.3.1 多样性指数

$$(1) \text{ Simpson 多样性指数: } D = 1 - \sum_{i=1}^s \frac{N_i(N_i-1)}{N(N-1)}$$

式中, S 为植物的种类数; N 为全部种类的个体数; N_i 为样地内第 i 种类个体数。

$$(2) \text{ Shannon-Wiener 指数: } H = - \sum_{i=1}^s P_i \ln P_i$$

式中, P_i 为种类 i 的个体数 N_i 与全部种类个体数 N 的比值。

1.3.2 物种丰富度指数

$$(1) \text{ Odum 指数: } R_1 = \frac{S}{\ln N}$$

式中, S 为物种数, N 为全部种的个体数。

$$(2) \text{ Menhinick 指数: } R_2 = \frac{\ln S}{\ln N}$$

$$(3) \text{ Margalef 指数: } R_3 = \frac{S-1}{\ln N}$$

式中, S 为物种数, N 为全部种的个体数。

1.3.3 群落相似性系数

种类的相似性系数(β -多样性指数): $C = 2N/(a + b)$

式中, a : A 群落中的种类数; b : B 群落中的种类数; N : A、B 群落共有的种类数。

2 结果与分析

2.1 植物群落的结构组成特点

2.1.1 科、属、种类组成特点 将小南山的 3 个群落布渣叶 (*Microcos paniculata*)—瓜馥木 (*Fissistigma oldhamii*)—沿阶草 (*Ophiopogon bodinieri*)、鸭脚木 (*Schefflera minutistellata*)—五指毛桃 (*Ficus hirta*)—

乌毛蕨 (*Blechnum orientale*) 和降真香 (*Dalbergia odorifera*)—假萍婆 (*Sterculia lanceolat*)—芒萁 (*Dicranopteris pedata*) 编号为群落 1、2、3;将应人石水库山地的荔枝 (*Litchi chinensis*)—梅叶冬青 (*Ilex asprella*)—乌毛蕨 (*Blechnum orientale*) 群落和山乌柏 (*Triadica cochinchinensis*)—桃金娘 (*Rhodomyrtus tromntosa*)—五节芒 (*Miscanthus floridulus*) 编号为群落 4、5。研究地为小南山森林公园内,植被约 17 a 很少受到人为干扰和破坏,基本处在自然封育的状态;应人石研究地植被的群落 4 为人工皆伐后种植荔枝的林地,但为已被废弃的荔枝林,约 7 a,多为近自然的植被恢复状态;群落 5 为未种植过荔枝树,与荔枝林相距较近的一个山坡,植被较为茂密。但常受到人为干扰的影响。

(1) 布渣叶—瓜馥木—沿阶草群落:共有 24 科,33 属、36 种,其中大戟科包括 4 个物种,芸香科和蝶形花科都含盖 3 个物种,桃金娘科、樟科、番荔枝科、百合科和莎草科各 2 个种,其它科为 1 科 1 种,属方面除了崖豆藤属包括 2 个种外,其它均为 1 属 1 种。

(2) 鸭脚木—五指毛桃—乌毛蕨群落:共有 23 科,30 属、36 种,其中樟科含 5 个种,大戟科含 4 个种,芸香科包括 3 个种,梧桐科、紫金牛科、番荔枝科、椴树科、凤尾蕨科、百合科均包含 2 个种,而其它科为 1 科 1 种;属方面吴茱萸属含 3 种,苹婆属、木姜子属、紫金牛属、破布叶属、凤尾蕨属各含 2 种,其它属均为 1 属 1 种。

(3) 降真香—假萍婆—芒萁群落:共有 21 科,27 属和 30 种,其中芸香科 5 个种,大戟科 3 种,山茶科、番荔枝科、樟科、鼠李科、百合科均各含 2 个种,其它科为 1 科 1 种;属方面花椒属包含 3 个物种,木姜子属、勾儿茶属、吴茱萸属各含 2 个种,其它属为 1 属 1 种。

(4) 荔枝—梅叶冬青—乌毛蕨群落:共有 22 科,31 属、32 种,其中大戟科含有较多种,为 5 种,而桑科、芸香科、桃金娘科、茜草科、莎草科和禾本科均各含 2 种,而其它科为 1 科 1 种;属方面仅榕属存在 1 属 2 种,其它属则是 1 属 1 种。

(5) 山乌柏—桃金娘—五节芒群落:共有 25 科,33 属、35 种,其中茜草科含最多物种,为 5 个种,大戟科次之,含 4 个种,樟科、芸香科和桑科分别都含 2 个种,而其它科是 1 科 1 种;属方面,九节属和榕属都存在 1 属多种,其它属则为 1 属 1 种。

在小南山的 3 个群落里, 主要的乔木层优势种和次优势种有: 群落 1 为布渣叶、假萍婆 (*Sterculia lanceolata*)、糖胶树 (*Alstonia scholaris*); 群落 2 为为鸭脚木; 山乌柏 (*Triadica cochinchinensis*)、阴香 (*Cinnamomum burmannii*) 假萍婆; 群落 3 为降真香 (*Dalbergia odorifera*)、银柴 (*Aporosa dioica*)、豺皮樟 (*Litsea rotundifolia* var. *oblongifolia*)、箬欏花椒 (*Zanthoxylum avicennae*)、细齿叶柃 (*Eurya nitida*); 大多为野生种类。灌木层的优势种和次优势种: 群落 1 为瓜馥木、九节 (*Psychotria asiatica*) 等; 群落 2 为五指毛桃 (*Ficus hirta*)、银柴 (*Aporosa dioica*)、九节、朱砂根 (*Ardisia crenata* Sims)、瓜馥木、三桠苦 (*Melicope pteleifolia*)、假萍婆等; 群落 3 为假萍婆、鸭脚木、豺皮樟和九节等。大多数为野生种类。群落中草本层植物常见的主要有群落 1 为沿阶草、两面针 (*Zanthoxylum nitidum*)、竹节草 (*Chrysopogon aciculatus*)、山麦冬 (*Liriope spicata*); 群落 2 为乌毛蕨、山麦冬、沿阶草等; 群落 3 为芒萁 (*Dicranopteris dichotoma*)、山麦冬、五节芒 (*Miscanthus floridulus*)、菝葜 (*Smilax china*) 等, 可能沿阶草为人工种植物种, 而其它则为天然野生物种。

在应人石的 2 个群落里, 主要的乔木层种类有: 群落 4 为荔枝、山乌柏、土蜜树 (*Bridelia tomentosa*) 等; 群落 5 为山乌柏、山杜英 (*Elaeocarpus sylvestris*) 和樟树 (*Machilus ichangensis*) 等; 主要的灌木层植物种类有: 群落 4 为梅叶冬青、箬欏花椒 (*Zanthoxylum avicennae*)、毛稔 (*Melastoma sanguineum*)、九节 (*Psychotria asiatica*)、银柴、桃金娘 (*Rhodomyrtus tomentosa*)、盐肤木、山芝麻 (*Helicteres angustifolia*) 等; 群落 5 为桃金娘、盐肤木 (*Rhus Chinensis*)、毛果算盘子 (*Glochidion eriocarpum*)、白背叶 (*Aralia chinensis*)、梅叶冬青等; 而且从调查情况看, 统计为灌木层的种类极大部分为生物学特性为属于灌木的植物, 而非是低于 4 m 的乔木种类; 草本层植物主要有群落 4 为金草 (*Hedyotis acutangula*)、凤尾蕨 (*Pteris cretica* var. *nervosa*)、十字苔草、芒萁、五节芒和蔓九节 (*Psychotria serpens*); 群落 5 为乌毛蕨山、芒萁、山菅兰 (*Dianella ensifolia*) 和五节芒等。各群落科、属、种的数量组成情况见图 2。

从图 2 可见, 小南山 3 个植物群落的群落 1 和 2 的科、属和种的数量均较高; 群落 3 的科、属数量略低; 应人石山地群落 4 的科数量低于前者的群落 1、2, 属的数量高于群落 2, 低于群落 1; 其种类数均低

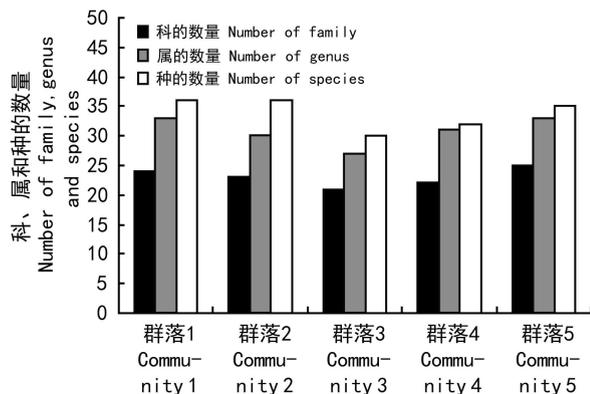


图 2 各群落科、属、种的数量

Fig. 2 Number of family, genus and species of each community

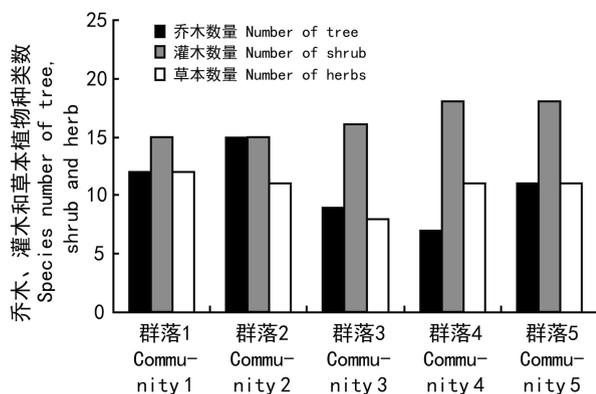


图 3 各群落乔木、灌木和草本植物种类的数量

Fig. 3 Species number of tree, shrub and herb plant in each community

于群落 1 和 2; 群落 5 的科数量略低于群落 1、2, 但高于群落 3 和 4, 属和种的数量也较高, 仅比小南山的群落 1 和 2 少 1 个种, 而属的数量高于小南山的 2 个群落, 与其群落 1 的持平。

2.1.2 各层次种类的组成特点 各群落各层次的种类组成情况见图 3。从图 3 可以看出, 小南山的群落 1 和 2 的乔木种类数量均很高, 尤其是群落 2 最高; 而灌木数量则相对较低; 群落 3 的乔木种类数量虽然略低, 但高于应人石的群落 4, 而低于群落 5; 但其灌木种类数量则高于群落 1 和 2。而应人石的群落 4 和 5 的灌木种类的数量均处在最高的水平, 类似于小南山的群落 3, 其乔木的种类较低, 而且它们的草本植物种类数也是处在较明显地高于群落 3, 而接近或略高于群落 2、低于群落 1 的状态。

仅从上述的种类数量上看, 为丰富度的其中一

个直观、简约的指标; $R = S$ (张金屯, 2011), 即丰富度值为种类数的状况; 此生物多样性特征两个地点是有差异的, 表现为小南山的 3 个群落里群落 1 和 2 明显各层次种类数量之和均高于应人石的群落 4、5; 而多样性的统计还不能仅看种类的数量情况, 还需看根据每个种类所含个体数的比例等情况进行的数理统计特征来作出评价才更为全面与合理。

2.2 各群落的 α -多样性指数

从表 1 可见, 在两研究地的 5 群落中, 乔木层种类多样性 D 值最高的为群落 3, 其物种多样性 H 值也居第二; 因此, 虽然群落 3 看起来整个群落各层次种类数量较少, 但是其乔木层的多样性指数是较高的。因此, 也可以说此群落的发育是较为成熟的。而群落 1 乔木层次的多样性 D 和 H 值均最低, 但是其灌木和草本层的多样性指标值居中; 从丰富度 R_1 、 R_2 、 R_3 的整体值和 H 的整体值看, 群落 2 为最高, 群落 3 第二, 群落 1 第三; 而应人石的群落 4 和 5, 其整体的 D 、 H 、各项 R 值均小于小南山的各群落, 而且差异较大。说明应人石虽然在种类的数量上比小南山群落 1 和 2 的少一些, 而高于其群落 3, 但是, 每个种类所含的个体数以及在结构及分布特点上, 造成其多样性明显比小南山各群落的低, 也说明其少数种类的个体数过多, 优势种的生态优势度过于明显所造成; 以及其受到人为干扰影响较为明显, 即便群落 5 不是原来的荔枝林, 而是处在半自然恢复状态, 然而周边较多的人为干扰和影响, 也造成其生物多样性较明显的低。而且它们的主要种类多为灌木的种类及草本种类多, 也说明其为群落处在恢复的初期或中间状态的演替过程中, 乔木层植被还远没有得到较好的发育。如果此类群落再度继续重复了以往的人为干扰, 如继续不定期地进入林内间伐木本和草本植物等, 则此植被结构和组成将长期地循环往复, 处在波动的较差的状态。

2.3 各群落种类的相似性系数

从表 2~4 可见, 两个研究地的各群落其乔木层的种类相似性系数是最低的, 而且即便是同一个山地的小南山的不同群落之间, 以及应人石山地的 2 群落之间, 还是相隔几十千米的两个研究地各群落之间的群落均为此特点。两研究地的几个群落之间, 草本层只是群落 1 与各群落之间的差异较大, 相同的种类极少或很少外, 其它的群落之间植物的相似性系数均较高, 而灌木层植物次之, 但是其指标值也基本处在中等偏低的水平。

表 1 各植物群落的生物多样性指标
Table 1 Biodiversity indices of communities

群落 Community	植物层次 Layer of plant	D	H	R_1	R_2	R_3
1	乔木 Tree	0.647 0	0.348 6	0.721 3	0.498 6	2.207 2
	灌木 Shrub	0.887 4	2.875 3	3.963 9	0.425 3	3.699 6
	草本 Herb	0.920 2	1.999 8	3.640 9	0.753 9	3.021 2
	整体 Integral value	0.836 5	5.223 7	8.326 1	1.677 8	8.928 0
2	乔木 Tree	0.848 8	4.068 5	3.266 7	0.566 1	3.062 6
	灌木 Shrub	0.898 8	3.515 7	3.530 7	0.637 4	3.295 3
	草本 Herb	0.957 0	2.084 4	3.234 2	0.705 0	2.940 1
	整体 Integral value	0.956 2	9.668 6	10.031 6	1.908 5	9.298
3	乔木 Tree	0.904 6	2.566 2	1.976 3	0.482 5	1.756 7
	灌木 Shrub	0.850 2	3.402 4	3.847 2	0.666 7	3.606 7
	草本 Herb	0.888 9	1.481 6	2.554 1	0.663 2	2.232 5
	整体 Integral value	0.943 3	7.450 2	8.377 6	1.812 4	7.595 9
4	乔木 Tree	0.811 7	1.756 5	1.696 1	0.471 5	1.453 8
	灌木 Shrub	0.944 9	2.751 3	4.328 1	0.695 0	4.087 6
	草本 Herb	0.847 8	1.998 1	2.517 5	0.548 8	2.288 6
	整体 Integral value	0.604 5	6.505 9	6.763 1	0.673 2	6.575 2
5	乔木 Tree	0.883 0	2.224 7	2.503 2	0.545 7	2.275 6
	灌木 Shrub	0.945 1	2.785 5	4.131 6	0.663 4	3.902 0
	草本 Herb	0.829 2	1.958 2	2.732 7	0.595 7	2.484 3
	整体 Integral value	0.657 3	6.968 5	7.447 9	0.686 9	7.261 7

各群落草本层的物种相似性系数值见表 4。

3 讨论

3.1 群落的科、属、种及各层次种类的组成特点

从小南山和应人石 2 个研究地 5 个植物群落的科、属、种数量指标情况看, 可考虑将此 3 项指标作为 3 项科、属和种的丰富度指标: $R_f = F, R_g = G, R_s =$

表 2 群落乔木层种类的相似性系数

Table 2 Species similarity coefficient of tree layer of communities

群落 Community	1	2	3	4	5
1	1.000 0				
2	0.3571	1.000 00			
3	0.190 5	0.400 0	1.000 0		
4	0.210 5	0.181 8	0.375 0	1.000 0	
5	0.086 9	0.230 8	0.400 0	0.555 6	1.000 0

表 3 群落灌木层种类的相似性系数

Table 3 Species similarity coefficient of shrub layer of communities

群落 Community	1	2	3	4	5
1	1.000 0				
2	0.583 3	1.000 00			
3	0.592 6	0.666 7	1.000 0		
4	0.363 6	0.303 0	0.176 5	1.000 0	
5	0.424 2	0.363 6	0.363 6	0.666 7	1.000 0

表 4 群落草本层种类的相似性系数

Table 4 Species similarity coefficient of herb layer of communities

群落 Community	1	2	3	4	5
1	1.000 0				
2	0.1818	1.000 00			
3	0.400 0	0.736 8	1.000 0		
4	0.086 9	0.545 5	0.526 3	1.000 0	
5	0.086 9	0.454 5	0.421 1	0.636 4	1.000 0

S , (F 、 G 、 S 分别为科、属和种的数量), 则根据 Pielou(1975) 科、属、种多样性以及综合多样性统计原理, 其综合丰富度指数可以为 $R_c = R_f + R_g + R_s$, 则 5 个群落综合丰富度指标 R_c 的大小顺序为群落 1、群落 4>群落 2>群落 5>群落 3; 从此直接统计数量的综合指标看, 似乎看不出哪个地点山地群落科、属、种的组成更好。应人石山地虽然受到过人为干扰, 一个为被丢弃的荔枝林及几片荔枝林空隙之间的植被, 但是已经有近七八年时间处在人为干扰很少的自然和半自然恢复的状态, 因此其科、属和种的

组成情况已经与前者较接近了。说明, 像深圳这样的亚热带地区, 如果对山地不进行人工经济林和大片用材林的种植, 则七八年内植物的多样性恢复还是较快的, 很多不同科和属的植物种子能够进入到群落中, 使得群落的遗传结构组成丰富, 层次丰富, 群落结构得到很好的发育。但从总体上看, 小南山的群落还是在属和种的数量上高于后者。

从 2 个地点 5 群落的乔木、灌木和草本植物种类的组成情况看, 则小南山的群落 1 和 2 乔木层次植物种类明显多, 几乎接近于灌木层的种类数, 而草本植物的发育也很好, 具有很多的种类, 也超过了应人石的群落 4 和 5; 本研究表明不受到人为干扰的植被群落的种类数量比人为干扰的群落略高, 而且尤其是乔木层的种类数明显高于后者, 而非部分报道的人为干扰的群落其植物多样性会提高(江小蕾等, 2003; 毛志宏等, 2006; 黄志霖等, 2011)。

群落 3 的乔木层种类也较多, 高于应人石山地的群落 4, 但后者灌木层次种类数量较高, 多于群落 1 和 2, 其草本植物的数量则最少; 群落 5 的乔木层种类数量处于 5 个群落中的第三位, 灌木层种类与群落 4 一样, 处在最多的位置, 而其草本层种类也处在低于群落 1, 与群落 2 及群落 4 相当的位置。说明, 应人石山地的处在自然恢复状态的这些群落, 其乔木层植物的种类还不多, 而其灌木层种类(这其中并非是非乔木的低于 4 m 的种类, 而是在生物学特性上属于灌木植物的种类约占 85%) 是最为丰富的, 草本层植物也很多。这是植物群落在次生演替过程中一种处在较好的发育中间过程的状态; 但从整体情况看, 显然小南山的植被发育比应人石山地的更好。

3.2 物种多样性分析

小南山各群落植物种类多样性系数 D 、 H 、 R_1 、 R_2 、 R_3 值为群落 2>群落 3>群落 1, 应人石 2 个群落的上述各指标值为群落 5>群落 4; 小南山 3 个群落各多样性指标值极大多数高于应人石的 2 个群落。

虽然在乔木层、灌木层和草本层的指标值上有一些是应人石两群落高于小南山的某些群落, 但是在种类的 α -多样性各指标值的整体指标方面均表现为小南山的高于应人石的各群落, 而且数值相差较大。这说明小南山不仅多数群落(群落 1、2)在乔木层、灌木层和草本层的种类数量, 而且其科和草本植物种类的数量也基本高于应人石的各群落, 它们的灌木层种类数也较高。而且物种多样性的更多的

数理统计值也明显高于后者。这个结果进一步表明,不是以往人们较为普遍认为的进行人工干扰后,尤其是中度干扰后,群落的植物多样性会较多地提高(毛志宏等,2006;黄志霖等,2011;黄丹等,2012),而是不受干扰或极少受到干扰的群落其乔木层、灌木层和草本层的多样性指数都高于受到人为干扰的群落,即便是后者已经处在自然和半自然恢复达七八年之久。这与仅仅比较各层次种类数量的结果也类似,而且还更加客观和全面地综合反映了这些群落在各自受到不同人为干扰影响条件下发育的群落其生物多样性的特征。这表明建立森林公园,实现封育条件下的保护所体现出的保护山地植被明显提高生物多样性和群落各层次种类发育的效果。

在各群落乔木层的相似性系数指标方面,群落1与同属于一个区域的小南山其它各群落及不同区域群落的相似性指标值均相当低,仅与群落2之间的值稍高一些,为0.35,其它的值均在0.22以下。说明群落1的种类组成成分与多数群落相差很大;尤其是与相隔几十千米的应人石山地的2群落具有共同的种类很少或极少。群落2与群落3之间的相似性系数值稍高一些,达到0.40,但与应人石山地的群落4、5相似性系数值却很低。群落3与群落4、5的系数值稍高一些,为0.37和0.40。但是从整体上看,两地植被的各群落之间在乔木层的种类组成上还是具有很大或较大的差异的。这对于深圳大区域的多样性的提高是有利的。也可以形成更具差异和丰富的乔木植被景观。而且对于生态系统的结构的变化、复杂性和稳定性的提高也是很有益的。

在灌木层种类的相似性指标方面,群落1与群落2、3的值均偏高,在0.5~0.59之间,而与应人石的两群落之间的值则较低,分别为0.36、0.42,说明各群落之间还是具有很多种类是不同的。群落2与群落3之间的值较高,达到了0.66,说明两个同属一个区域的不同群落在这个层次上有较多种类是相同的。而与群落1一样,群落2、3与应人石山地的2群落之间的值均很低,说明小南山的各群落灌木层的种类组成与应人石各群落还是很不相同的。这就较好地反映了水平距离上的差异而形成较多不同的种类分布,因而构成较高的大区域多样性的格局。而应人石2群落之间的指标值达到0.66,处于偏高的状态。也说明其在人工干扰之后,处于自然和半自然恢复的前期阶段的特点。

在草本植物方面,群落1与2之间的值很小,而与群落3的值较高,但与群落4、5的值极小,仅为0.08,群落2与群落3之间的值达到0.73,较高,但是与群落4、5则相对较低,为0.45、0.54,处于中等偏高的水平。群落3与群落4、5的情况也类似群落2,而同为应人石山地的群落4和5之间的值则相对较高,达到0.63。这也说明受到较多人为干扰的应人石区域各群落间植物组成的相同比例较高,植物多样性是较低的。这进一步证明,并非有人为干扰的植物群落其生物多样性就会高,而实际上许多情况是相反的。本研究的草本植物的情况表明,多数群落之间的种类组成还是处在既有差异,但是差异又不很大,处在接近40%之间的状态。这说明该地区草本植物的大区域多样性方面可能会比灌木和乔木层植物的低。

上述分析也表明深圳这个处在亚热带的地区,如果不是较多的人为干扰,在一定距离的范围内,是会有较为丰富的种类组成差异的;因此,保持当地植被的自然恢复和发育对于当地生物多样性的提高是具有重要意义的。

虽然一些研究的结果表明在受到人工干扰后,一些植物群落的植物种类多样性会比不干扰的有所提高了。但是,通过本研究的结果证明,关于这方面的问题必须进行较为广泛和深入研究;同时,环境及植被处在何种发育的程度和干扰的程度、间隔时间和频率等都必须进行严格的考量和分析。不能一概而论为只要人为干扰的植物群落其生物多样性就会提高。这可能会导致许多错误的理念和行为,甚至为人为破坏良好的自然植被系统提供借口。笔者认为,在当一个地区的植被系统处在自然条件下发育的状态时,其植物多样性是明显比人工林、受到人工干扰的自然林要好,尤其是在乔木层方面;而当几个群落均处在顶级演替的最高层次的群落结构时,这些群落已经都达到其与当地环境适应的最高的生物多样性水平,如此时对其中一个群落进行小范围的、适当的人工干扰的话,则可能会增加了林内的空隙,让部分新的种类进入,而这些种类主要是草本植物和少部分的灌木植物种类(于立忠等,2006;黄志霖等,2011;黄丹等,2012),乔木的种类不会多。黄丹等(2012)的研究结果表明,人工干扰后不同强度间伐的林地之间木本植物种类的差异不明显,优势种未发生变化,而是草本植物的Simpson和Shannon-Wiener多样性指数均高于对照样地。这与本研究

的结果相吻合。从过去许多这方面的研究结果看,基本都是受到干扰的群落,所增加的种类主要为草本植物,部分为灌木植物。而这种方式的多样性增加,必须建立在各个群落自然演替达到顶级状态后进行才可能是有意义的。否则,就可能是对处于发育良好状态、多样性在逐渐增加的植被的人为破坏。另外,即便是以这种形式增加草本等植物的多样性,不见得是可以维持的;因为,这些在被人为砍伐让出林地较多的林内空间中入侵的植物一般都是属于耐旱和需要接受全日照的植物种类,一旦这些新种类入侵稳定后,被伐的原林地内的乔木和灌木等种类枝叶生长、盖度的增加,以及这些乔木和灌木的种子萌发形成的强大的树林遮盖作用后,这些新进入的林下不耐隐蔽的种类将逐渐地被清除出去,而自然消失。

再者,假如在人为干扰中,对乔木进行砍伐的话,即便暂时增加了一些某林地新的草本等植物种类,但是乔木的多样性被较多或大幅降低,同时构成该群落结构的破坏和生物量的明显减少,而众所周知,乔木的生物量和所能产生的生态效益比草本和灌木高出约 10 多倍至几十倍(何柳静等,2012),因而也就对植被在当地发挥重要的保持和涵养水土、提高大气湿度、吸收 CO₂、维系当地食物网的物质、能量的循环、流动关系等生态效益起到严重的破坏作用。这是不可取的。

吕浩荣等(2009)的研究表明,沿着对植物群落干扰由弱至强的梯度,呈现出中生性植物减少、阳生性植物递增的趋势。人为干扰有利于阳性物种在风水林内定居生长,并明显地改变了林下木本植物组成,但未能引起物种多样性的显著差异。

王芸等(2013)的研究表明,对于 3 类进行人工干扰式恢复和自然恢复 20 a 植被的研究表明,在科、属、种的数量上,自然恢复的天然次生林有 226 种植物,隶属 86 科 160 属;而人工恢复的两个林地:湿地松人工林有 155 种,隶属 66 科 118 属,马尾松人工林有 137 种植物,隶属 59 科 97 属;可见自然恢复的森林明显高于人工恢复的森林。而且恢复方式对植物群落的多样性指数有显著影响,自然恢复的天然次生林的物种丰富度、Simpson 指数明显高于马尾松人工林和湿地松人工林。陈美高(1998)的研究结果也充分表明,在 17 a 的人工种植米储林与米储自然林相比,自然林处在发育的增长期状态,而前者为处在衰退的状态,而且科、属、种的数量及各

层次的多样性指数自然林均明显高于人工林。

鲁绍伟等(2008)对不同封育程度的森林进行多样性比较研究结果也表明:不同封育强度下人工针叶林林下草本植被差距较大,较强封育区油松林和落叶松林比非封育区的物种数分别多 33 种和 21 种,高度大 2.49 倍和 3.28 倍,盖度值大 52.21% 和 54.87%;而木本植物的密度、盖度差距等不明显。各封育强度下植被反映物种多样性的 Simpson 和 Shannon-Wiener 指数值均表现为封育程度高的系数值高。随着封育强度的变弱,相同树种各标准地间的林下物种组成差异增大。油松林和落叶松林林下植物在较强封育下物种种类和群落结构相似程度不大,表明各群落相互间的种类组成差异明显,区域性的多样性也高;但在非封育的极强干扰胁迫下,两个不同的建群种林下植物种类和群落结构表现出较为接近的特征。外界的严重干扰影响人工针叶林林下植被,人为干扰一旦停止,针叶林林下植被的恢复较快。因此指出,限制人、畜对林下植被的干扰,加强封育,可有效恢复和增加林下植被的物种多样性。这说明对人工林群落加强封育、减小干扰能直接明显提高群落的生物多样性和其生态效益。

对九寨沟旅游景区的研究结果表明(朱珠等,2006):旅游干扰显著改变了林下植物物种组成,耐荫喜湿的乡土植物局部消失,而喜旱耐扰动的植物种群扩大,外来和伴人植物种群侵入。在原始森林景点,较重的旅游干扰更明显降低了灌木与苔藓植物的频度和盖度,显著抑制了灌木与苔藓植物发育(高度、密度降低);在草海景点,较轻度的干扰只抑制了苔藓植物盖度,而灌木与草本植物没有受到显著影响,但并没有增加其多样性;表明苔藓对旅游干扰强度更为敏感。综合分析表明:九寨沟旅游干扰与世界自然遗产保护目标即生物多样性保护有明显冲突,需要进一步强化管理,限制人为干扰的影响。

于立忠等(2006)研究表明人为干扰改变林下光照环境,促进植物生长,对红松人工林下高等维管植物的物种多样性产生较大影响;这些也基本为草本和部分灌木植物种类;随着干扰(间伐)强度增加,红松人工林下植物种类、数量明显增加;不同干扰强度区林下植物种类明显高于对照区;不同干扰强度红松人工林下植物种类的丰富度和多样性明显高于对照区;人为经营干扰虽然改变了红松人工林下植物组成,但是随干扰强度增加,各不同研究地共有物种增加,且人为干扰林分的共有种和相似系

数明显高于对照区。这表明,在新被伐区,能够入侵的种类逐渐形成了相同的特征,虽然对于局部林地而言种类是增加了,但是对于这个较广的区域而言,多样性增加程度放缓,而接近达到饱和状态。因而在广域范围内的多样性逐渐趋向低于不受干扰的林地;因为评价生物多样性不能仅评价某个局部地点或群落,即便多个群落内的多样性指标高,也不能代表 β -多样性所反映的各地点物种组成差异的较大区域的多样性特征。这个研究结果还证明了:在乔木为优势种的人工纯林的前提下,适当间伐,会让出林地的空间,减少优势种的竞争强度和对其它外来种的抑制作用,因而会阶段性地增加一些类似于先锋种那样的喜阳林下植物种类进入;但再往后的情况,可能便会出现如上所述的状况。而且这种在人工林内进行的如此强的干扰与自然林里乔木种类很多或较多的前提下,伐掉原有的高大乔木和灌木,而去增加那些草本、灌木的维管植物种类,以及少部分乔木种类,但是这些新进入林地的少部分乔木或部分灌木种类还需要经过 10 多年、几十年,甚至更为长久的年代方能达到原来被砍伐的那些乔木和灌木的高度和生物量,而且生物多样性经过一段时间的演替,那些入侵种大部分或极大部分的被逐渐淘汰和消失,还是基本会恢复到原来砍伐前的水平是很不同的。而后者这样的做法,无疑是一种对原有良好植物群落结构和生态效益的严重破坏。是必须给予高度关注和严格制止的。

本研究的 α -多样性指标与部分其它深圳地区研究结果的 D 、 H 值比较看(汪殿蓓等,2003;刘军等,2010;尹新民等,2013;陈勇等,2013),小南山的群落 2 和 3 的值基本高于后者大部分群落,而群落 1 的稍低一些。应人石群落 4、5 的乔木层稍低于后者,但基本上高于许多公园的植被群落、道路周边群落及部分半自然林山地群落,但是低于一些受保护状态较好的植被群落。

Burton et al (2005)研究了美西佐治亚地区的沿岸木本植物林地的多样性状况,其 6 个群落乔木层种类的 Shannon-Wiener(H) 指数为 2.26、2.45、2.92、2.48、2.50、2.19,与本研究乔木层 H 值相比,小南山的 2 个群落及应人石的 1 个群落乔木层指标高于前者,而只有 2 个指标低于前者。说明在乔木层方面,深圳两研究地的这个指标也是处于较好的状态。

Majumdar et al (2012) 等对印度东北部 Tripura 地区自然林 4 个植物群落乔木层植物进行的调查研

究表明,其乔木层种类的 Shannon-Wiener 指数(H) 为 2.75、3.12、3.39、2.85;与本研究相比,小南山的群落 2 高于前者所有群落的各指标,群落 3 接近其群落 1 和 4,但较多地低于其群落 2 和 3,本研究其它的几个群落值均低于前者。表明印度的此区域植被乔木层的结构较好,多样性较高。

4 结 论

(1)深圳小南山的自然林比应人石山地的人工果树林废弃后恢复约 7 a 的林地乔木层的植物多样性高;灌木层则后者稍高一些,但草本层两地区林地的多样性相近。

(2)本研究结果表明,在人工林废弃后,即便是自然恢复 7~8 a 后,其群落内的种类主要还是灌木和草本层的种类占主要比例,因此,对于人为干扰的林地,如果出现植物多样性会有所提高的话,则基本上是草本植物或灌木的植物,部分为乔木的幼苗。但是,假如在多样性指数一样的前提下,由于乔木层植物种类多、同时其灌木层和草本层种类也多或较多的自然林群落显然比仅灌木层种类多的群落其生物量会高许多,因而自然林的生态效益会比后者高许多。因而笔者认为这是探究多样性指数过程中必须注重考虑的因素,以便为指导地区植被的保护、构建的对策制定方面提供依据。

(3)从科、属的丰富度指标看,两地区山地植物群落的指标相近。

(4)在整体的多样性、丰富度指标方面,均表现为小南山的自然林比应人石人工林明显高。这对于探究究竟是自然林或者自然恢复林地还是人为干扰或人工林植物多样性高的理论问题提供了佐证与参考。

(5)从两区域各群落的植物不同层次种类的相似性系数看,乔木层的系数值最低,草本层最高,但草本层与灌木层的系数值也处在中等偏低的水平。说明深圳这些区域的植被组成差异性还是比较大的,其整个区域范围的植物多样性处在较高水平。

参考文献:

- BURTON ML, SAMUELSON LJ, PAN S, 2005. Riparian woody plant diversity and forest structure along an urban-rural gradient [J]. *Urb Ecosyst*, 8: 93-106
- CHEN Y, SUN B, LIAO SB, et al, 2013. Classification of main phytocommunity and biodiversity in Shenzhen [J]. *For Res*, 26

- (5): 636-642. [陈勇,孙冰,廖绍波,等,2013.深圳市主要植被群落类型划分及物种多样性研究[J].林业科学研究,26(5):636-642.]
- CHEN MG, 1998. Comparative study of phytocoenology characteristics of natural *Castanopsis carlesii* forest and *C. carlesii* plantation in Sanming, Fujian [J]. J Wuhan Bot Res, 16(2): 124-130. [陈美高,1998.福建三明天然米槠林与米槠人工林群落学特征的比较研究[J].武汉植物研究,16(2):124-130.]
- HE LJ, HUANG YY, 2012. Plant community structure of urban vegetation and its environmental benefits [J]. J Chin Urb For, 10(4): 13-16. [何柳静,黄玉源,2012.城市植物群落结构及其与环境效益关系分析[J].中国城市林业,10(4):13-16.]
- HUANG D, HUI XP, HAN YJ, et al, 2012. Effect of intermediate cutting intensity on the growth and plant diversity of the water conservation forests in Fengxian District of Shanghai [J]. J Shanghai Jiaotong Univ: Agric Sci Ed, 30(6): 41-46. [黄丹,惠晓萍,韩玉洁,等,2012.不同强度间伐对奉贤区水源涵养林及其林下植物多样性的影响[J].上海交通大学学报·农业科学版,30(6):41-46.]
- HUANG YY, HUANG LM, LI H, 2003. The state analysis of Chinese urban greening [J]. Ecol Sci, 22(1): 90-92. [黄玉源,黄良美,黎桦,2003.对我国城市绿化状况浅析[J].生态科学,22(1):90-92.]
- HUANG ZL, TIAN YW, WANG JQ, et al, 2011. Effects of patterns of disturbance on plant species diversity of *Cupressus funebris* plantations in three Gorges Reservoir Area [J]. Res Soil Water Conserv, 18(4): 132-139. [黄志霖,田耀武,王俊青,等,2011.人工干扰对三峡库区柏木人工林下植物物种多样性的影响[J].水土保持研究,18(4):132-139.]
- LÜ HR, LIU SS, ZHU JY, et al, 2009. Effects of human disturbance on understory woody species composition and diversity in *fengshui* forests [J]. Biodivers Sci, 17(5): 458-467. [吕浩荣,刘颂颂,朱剑云,等,2009.人为干扰对风水林群落林下木本植物组成和多样性的影响[J].生物多样性,23(9):1479-1485.]
- LIU J, LUO L, WU GP, et al, 2010. Studies on *Sinosideroxylon wightianum* communities in Dananshan region of Shenzhen City, Guangdong Province, China [J]. J Trop Subtrop Bot, 18(5): 523-529. [刘军,罗连,吴桂萍,等,2010.深圳市大南山地区铁榄群落研究[J].热带亚热带植物学报,18(5):523-529.]
- LIU M, QIU ZJ, ZHOU GY, et al, 2007. Undergrowth species diversity of *Acacia mangium* plantation in Phoenix Mountain, Shenzhen, China [J]. Guangdong Sci & Technol For, 23(6): 26-31. [刘敏,邱治军,周光益,等,2007.深圳凤凰山马占相思林下植物多样性分析[J].广东林业科技,23(6):26-31.]
- LU SW, WANG XB, YU XX, et al, 2008. Influence of closing hillsides on vegetation diversity restoration in artificial coniferous forests [J]. J Beijing For Univ, 30(S2): 121-126. [鲁绍伟,王雄宾,余新晓,等,2008.封育对人工针叶林林下植物多样性恢复的影响[J].东北林业大学学报,30(S2):121-126.]
- MAJUMDAR K, SHANKAR U, DATTA BK, 2012. Tree species diversity and stand structure along major community types in lowland primary and secondary moist deciduous forests in Tripura, Northeast India [J]. J For Res, 23(4): 553-568.
- OUYANG ZY, LI ZX, LIU JG, et al, 2002. The recovery processes of Giant Panda habitat in Wolong Nature Reserve, Sichuan, China [J]. Acta Ecol Sin, 22(11): 184-1849. [欧阳志云,李振新,刘建国,等,2002.卧龙自然保护区大熊猫生境恢复过程研究[J].生态学报,22(11):184-1849.]
- PIELOU PC, 1975. Ecological diversity [M]. John Wiley & Sons Inc
- SONG YC, 2001. Vegetation ecology [M]. Shanghai: Press of East China Normal University. [宋永昌,2001.植被生态学[M].上海:华东师范大学出版社]
- http://www.szhec.gov.cn/xxgk/xxgkml/xxgk_7/xxgk_7_1/201503/t20150326_93804.html, 2015.3.26. [深圳市人居环境委员会.2014年度深圳市环境状况公报.深圳市人居环境网]
- Shenzhen City Human Habitat Environment Committee, 2014. Annual communique of environment state of Shenzhen City. Shenzhen City Human Habitat Environment Website, http://www.szhec.gov.cn/xxgk/xxgkml/xxgk_7/xxgk_7_1/201503/t20150326_93804.html, 2015.3.26.
- WANG DP, JI SY, CHEN FP, et al, 2003. A study on the species diversity and succession situation of natural forest communities in Nanshan District, Shenzhen City [J]. Acta Ecol Sin, 23(7): 1415-1422. [汪殿蓓,暨淑仪,陈飞鹏,等,2003.深圳市南山区天然森林群落多样性及演替现状[J].生态学报,23(7):1415-1422]
- WANG Y, OUYANG ZY, ZHENG H, et al, 2013. Effects of three forest restoration approaches on plant diversity in red soil region southern China [J]. Acta Ecol Sin, 33(4): 1204-1211. [王芸,欧阳志云,郑华,等,2013.南方红壤区3种典型森林恢复方式对植物群落多样性的影响[J].生态学报,33(4):1204-1211.]
- YU LZ, ZHU JJ, KONG XW, et al, 2006. The effects of anthropogenic disturbances (thinning) on plant species diversity of *Pinus koreansis* plantations [J]. Acta Ecol Sin, 26(11): 3757-3764. [于立忠,朱教君,孔祥文,等,2006.人为干扰(间伐)对红松人工林林下植物多样性的影响[J].生态学报,26(11):3757-3764.]
- YIN XX, TIAN XG, WANG DY, et al, 2013. Diversity analysis on the plant community characteristics of urban park in Shenzhen [J]. J Hubei Univ Nat: Nat Sci Ed, 31(4): 366-376. [尹新新,田学根,王定跃,等,2013.深圳公园绿地植物群落多样性特征研究[J].湖北民族学院学报·自然科学版,31(4):366-376.]
- ZHANG YX, CHEN HF, QIN XS, et al, 2007. Characteristics and species diversity of *Syzygium odoratum* community in Dapeng Peninsula, Shenzhen [J]. Guihaia, 27(4): 596-603. [张永夏,陈红锋,秦新生,等,2007.深圳大鹏半岛“风水林”香蒲桃群落特征及物种多样性研究[J].广西植物,27(4):596-603.]
- ZHANG JT, 2011. Quantitative ecology [M]. 2nd ed. Beijing: Science Press. [张金屯.数量生态学(第二版)[M].北京:科学出版社.]
- ZHU Z, BAO WK, PANG XY, et al, 2006. Tourism effect on species composition and diversity of understory plants in *Abies fargesii* var. *faxoniana* forest in Jiuzhaigou, Sichuan [J]. Biodivers Sci, 14(4): 284-291. [朱珠,包维楷,庞学勇,等,2006.旅游干扰对九寨沟冷杉林下植物种类组成及多样性的影响[J].生物多样性,14(4):284-291.]