

广东鹤山退化草坡从草本优势向灌木优势演变过程中的生态特征

班嘉蔚^{1,2}, 殷祚云^{1,3*}, 张倩媚¹, 韦明思⁴

(1. 中国科学院 华南植物园, 广州 510650; 2. 中国科学院 研究生院, 北京 100083;
3. 广东省林业科学研究院, 广州 510520; 4. 广西药用植物园, 南宁 530023)

摘 要: 研究了地处南亚热带广东省鹤山草坡在从草本优势群落演变为灌木优势群落过程中的植物多样性、生物量、土壤营养等结构与功能特征的变化, 发现其转变过程中的植物多样性有所增加, 土壤含水量提高, 土壤有机质及全氮含量均增加 1 倍多, 同时会积累更多的生物量。恢复早期草本优势群落, 在一定程度上影响着自身生境条件如土壤水分、养分等的改善, 这为其后木本植物的生长创造了适宜的生境条件, 有利于群落向灌木优势的结构方向发展, 同时能促进群落生物量和植物多样性的提高。但以灌木为优势种的群落的植物多样性、土壤含水量等特征仍处于较低水平。南亚热带退化草坡自然恢复这一过程较为缓慢, 应采取适当的人为措施, 如通过人工造林恢复乔木层植被, 进而增加林下植物多样性, 以加速退化草坡的植被恢复。

关键词: 退化草坡; 群落特征; 自然恢复; 鹤山

中图分类号: Q948

文献标识码: A

文章编号: 1001-5221(2008)02-0129-05

随着工业化和城市化的加速推进, 人们对土地的不合理开发和利用造成大面积的土地退化。据统计, 当前我国退化土地约 $150 \times 10^4 \text{ km}^2$, 使得土地可持续利用受到极大制约^[1]。退化生态系统的恢复, 将会对生态环境的改善、资源的可持续利用起到关键作用。目前, 关于退化生态系统恢复的指导性理论较多, 其中主要是演替理论。植物演替是一个植物群落为另一个植物群落所取代的过程, 是植物群落动态更替最重要的特征。运用演替理论来指导退化生态系统重建和恢复是顺从生态系统的演替发展规律来进行的, 这也是最有效和省力的方法^[2-3]。

由于人类活动的加剧, 南亚热带原有的自然植被逐渐退化成草坡。作为演替早期群落, 退化草坡可视为南亚热带退化生态系统的代表, 研究此类退化草坡的恢复, 对南亚热带退化生态系统的恢复具有重要意义。上世纪 50 年代, 我国就开始对退化草坡生态恢复论题进行研究, 但研究内容多集中在“以种植人工林的方法来恢复退化草坡”上, 而对于自然演替的相关研究十分缺乏。此前的研究也表明: 退化生态系统演替早期一般是从先锋群落定居开始,

表现为先锋群落占优势、物种多样性低、群落结构分化不明显、总生物量低、无机环境较恶劣等特征^[4-5]。本文对鹤山南亚热带退化草坡进行调查研究, 探讨草坡群落在从草本优势向灌木优势转变过程中植物多样性、土壤营养、生物量等结构与功能特征的变化及其相互作用, 试图揭示其早期恢复的机理, 为促进华南地区退化生态系统的快速恢复提供科学依据。

1 研究区概况和研究方法

1.1 研究区概况

中国科学院鹤山丘陵综合试验站位于广东省中部的鹤山市 ($22^{\circ}40'N$ 、 $112^{\circ}53'E$)。试验区为低丘地势, 气候温暖多雨, 年平均气温 $21.7^{\circ}C$, 最热月 7 月均温为 $29.2^{\circ}C$, 最冷月 1 月均温为 $12.6^{\circ}C$, 年均降雨量 1801.1 mm , 地区分布不均, 有明显的干、湿季之分; 该区域年蒸发量为 1638.8 mm , 每年有数次台风影响, 地带性土壤为砂页岩发育的赤红壤, 酸性较强, 地带性植被为南亚热带季风常绿阔叶林。该试验区历史上是森林覆盖区, 后在人为因素的长

收稿日期: 2007-10-19; 修订日期: 2007-12-12

基金项目: 广东省自然科学基金项目 (07118249; 06300348); 广州市科技攻关项目 (2007J1-C0471)

作者简介: 班嘉蔚 (1982-), 女 (仫佬族), 广西人, 硕士, 主要从事恢复生态学研究, (E-mail) banjiawei@scib.ac.cn.

* 通讯作者, (E-mail) yinzuoyun@163.com.

期作用下, 植被退化和水土流失严重, 现有植被除部分地方为马尾松 (*Pinus massoniana*) 人工林外, 绝大部分为退化草坡。1983年, 鹤山站在退化草坡上开展植被恢复的试验研究, 构建了草坡、各种人工林及复合农林业生态系统研究样地^[5]。

1.2 研究方法

1.2.1 植被调查及植物多样性计算

在已设近 20 年的鹤山站草坡永久样地的基础上, 2003 年 3 月在该站附近的龙门岭新设样地, 分别代表本地区退化草坡中以灌木、草本占优势的两个恢复阶段, 采用相同规格 (20m×20m) 和相同方法 (相邻格子样方法) 进行群落调查。将上述两个 20m×20m 的样地细分为 16 个 5m×5m 样方, 调查时分为木本层和草本层两个层次; 木本层调查全部样方内所有不低于 50 cm 的植物, 而草本层则在每个 5 m×5 m 小样方内随机选 1 个 1 m×1 m 的小样方调查高度低于 50 cm 的植物, 调查内容包括植物种类、株数、高度和冠幅等。

各植物多样性指数计算公式^[6]如下:

Shannon - Wiener 指数(信息指数)

$$H' = -\sum(P_i \times \ln P_i)$$

Simpson 指数
$$D = 1 - \sum_{i=1}^s \left(\frac{N_i(N_i - 1)}{N(N - 1)} \right)$$

Pielou 均匀度指数
$$J = \frac{1 - \sum_{i=1}^s \left(\frac{N_i}{N} \right)^2}{1 - 1/S}$$

式中, $P_i = N_i/N$, N_i 指样方中第 i 种物种的个体数, 并且 $\sum N_i = N$; S 为物种总数, N 为个体总数(下同)。

1.2.2 土壤水分和养分测定

在进行植物调查时, 分别在草本占优势和灌木占优势的样地内进行土壤水分和养分测定。土壤取样时在样地随机取 4 个剖面, 用环刀取 0~20 cm 样品混匀, 样品风干后粉碎测定有机质和全氮。依据中国生态网络测定标准^[7], 有机质用硫酸重铬酸钾氧化、硫酸亚铁滴定法测定; 全氮用开氏消化法、离子分析仪测定(淀粉蓝比色法)。土壤水分采用 MPM160 型水分测定仪测定, 测定时在每个群落样地内随机选择 30 个点, 测定 0~15 cm 土壤的含水量。

1.2.3 叶面积指数与生物量

叶面积指数 (LAI) 用 LAI-2000 植物冠层分仪测定。测定时, 在每个群落的样地中沿两条对角线各测 12 个点, 以 24 个点测定值计算平均值及标准差。测定生物量时, 选取 3 个 5m×5m 的样方进行完全收获。在野外分为

地上部分和地下部分称鲜量, 各取部分回室内, 在 80 °C 的温度下烘干, 求出“干/鲜”质量比, 据此求算干重^[8]。

2 结果与分析

2.1 草坡从草本优势向灌木优势演变过程中植物多样性的变化

2.1.1 物种组成变化

草坡从草本优势向灌木优势演变过程中, 地稔 (拉丁学名见表 1, 下同)、芒萁、野牡丹、鬼灯笼、乌毛蕨数量明显减少了, 而黑面神、了哥王、玉叶金花和桃金娘数量明显增加。芒、纤毛鸭嘴草、粗叶悬钩子、胜红蓟等物种消失了, 弓果黍、梅叶冬青、三叉苦、铁线蕨、山黄麻等物种入侵。从物种组成上看, 草本优势向灌木优势转变过程中, 物种逐渐由阳生性草本植物占优势转变为阴生及中生性木本植物占优势。

2.2.2 多度变化

灌木优势群落的木本层和草本层物种数 (分别为 31 和 23) 均比草本优势群落的木本层和草本层物种数 (分别 19 和 18) 为多。灌木优势群落总物种数 (36) 也比草本优势群落物种数 (24) 多。经过几年的自然恢复, 灌木优势群落能提供较好的生存条件, 更适合于物种侵入。

2.2.3 高度和冠幅变化

灌木优势群落的平均高度 (108.95 cm) 和平均冠幅 (28.60 m²) 均比草本优势群落的平均高度 (70 cm) 和平均冠幅 (16.77 m²) 高 (表 1)。灌木优势群落植被经过几年的自然恢复, 木本层中的一些阳性阔叶树种明显增多, 并增加了群落的郁蔽度。

2.2.4 多样性指数变化

灌木优势群落木本层 Shannon - Wiener 多样性指数、Simpson 指数、Pielou 均匀度指数和物种数均高于草本优势群落的木本层 (表 2)。除了 Simpson 指数与 Pielou 均匀度指数均略低于草本优势群落草本层外, 灌木优势群落草本层 Shannon - Wiener 多样性指数和物种数也都高于草本优势群落草本层。灌木优势群落的 Shannon - Wiener 多样性指数、Simpson 指数、Pielou 均匀度指数和物种数均高于草本优势群落。这说明退化草坡从草本优势到灌木优势的演变过程中, 灌木优势群落更适于物种侵入, 使植物多样性有所增加。但植物多样性还处在较低水平。

2.2 草坡植被变化时土壤水分的变化

植被从草本优势向灌木优势转变的过程中, 其土壤含水量也在发生变化, 从 (4.07±2.56) % 增加到 (7.38±1.82) % (表 3)。这说明退化草坡上的灌

表 1 退化草坡从草本优势向灌木优势演变过程中群落特征变化

Tab.1 The communities characteristic changes of degraded hilly grassland during the transformation from herb dominance to shrub dominance in Heshan, Guangdong

| 灌木优势群落 | | | | 草本优势群落 | | | |
|-----------------------------------------------------------------------------|-------|---------|---------------------|-----------------------------------------------|-------|---------|---------------------|
| 种类 | 个体数/株 | 平均高度/cm | 平均冠幅/m ² | 种类 | 个体数/株 | 平均高度/cm | 平均冠幅/m ² |
| 地稔 <i>Melastoma dodecandrum</i> Lour | 75 | 6 | 1.25 | 地稔 | 200 | 7.7 | 6.78 |
| 鬼灯笼 <i>Clerodendrum fortunatum</i> L. | 45 | 83.8 | 0.37 | 鬼灯笼 | 95 | 73.7 | 5.49 |
| 黑面神 <i>Breynia fruticosa</i> (L.) Hook.f. | 27 | 95 | 0.85 | 黑面神 | 13 | 160 | 8.36 |
| 了哥王 <i>Wikstroemia indica</i> (L.)C. A. Mey. | 5 | 120.2 | 2.11 | 了哥王 | 1 | 66 | 0.03 |
| 芒萁 <i>Dicranopteris pedata</i> (Houtt.) Nakaike | 76 | 26 | 0.13 | 芒萁 | 150 | 49.5 | 102.3 |
| 桃金娘 <i>Rhodomyrtus tomentosa</i> (Ait.) | 463 | 167.4 | 153.04 | 桃金娘 | 6 | 94.3 | 1.27 |
| 乌毛蕨 <i>Blechnum orientale</i> L. | 39 | 132.6 | 14.57 | 乌毛蕨 | 176 | 90.7 | 108.52 |
| 野牡丹 <i>Melastoma candidum</i> D. Don | 12 | 94.4 | 1.99 | 野牡丹 | 226 | 65.2 | 52.25 |
| 玉叶金花 <i>Mussaenda pubescens</i> Ait. f. | 120 | 15 | 0.16 | 玉叶金花 | 75 | 14 | 0.34 |
| 变叶榕 <i>Ficus variolosa</i> Lindl. ex Benth. | 2 | 93.5 | 0.15 | 火炭母 <i>Polygonum chinensis</i> | 4 | 80 | 0.44 |
| 豺皮樟 <i>Litsea rotundifolia</i> Hemsl. var. <i>oblongifolia</i> (Nees) Allen | 1 | 120 | 0.72 | 加拿大飞蓬 <i>Erigeron acer</i> L. | 1 | 160 | 0.04 |
| 春花 <i>Rhaphiolepis indica</i> (L.) Lindl. | 18 | 139 | 6.31 | 芒 <i>Miscanthus sinensis</i> Anderss. | 95 | 108.2 | 27.20 |
| 粗叶榕 <i>Ficus hirta</i> Vahl | 103 | 54.5 | 1.08 | 牛筋草 <i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn | 25 | 25 | - |
| 淡竹叶 <i>Lophatherum gracile</i> Brongn. | 50 | - | - | 铺地蜈蚣 <i>Lycopodium cernuum</i> L. | 50 | - | - |
| 耳草 <i>Hedyotis auricularia</i> L. | 101 | 36.3 | 1.68 | 山毛豆 <i>Tephrosia candida</i> DC. | 50 | 18 | 1.32 |
| 凤尾蕨 <i>Pteris cretica</i> var. <i>nervosa</i> (Thunb) Ching et S. H. Wu | 100 | 25 | 3.15 | 胜红蓟 <i>Ageratum conyzoides</i> L. | 101 | 8 | 0.14 |
| 岗柃 <i>Eurya groffii</i> Merr. | 25 | - | 0.1 | 算盘子 <i>Glochidion puberum</i> (L.) Hutch | 27 | 83.25 | 1.88 |
| 岗松 <i>Baeckea frutescens</i> L. | 1 | 160 | 0.4 | 纤毛鸭嘴草 <i>Ischaemum indicum</i> (Houtt.) Merr. | 575 | 22.5 | 0.74 |
| 弓果黍 <i>Cyrtococcum patens</i> (L.) A. Camus. | 501 | 15.5 | 5.26 | 一点红 <i>Emilia sonchifolia</i> (Linn.)DC. | 1 | - | - |
| 九节 <i>Psychotria rubra</i> | 1 | 86 | 0.36 | 禾本科一种 A | 50 | - | - |
| 龙船花 <i>Ixora chinensis</i> Lam. | 4 | 132 | 0.92 | 禾本科一种 B | 25 | - | - |
| 马尾松 <i>Ixora chinensis</i> Lam. | 16 | 564.7 | 157.48 | 鸡屎藤 <i>Paederia scandens</i> (Lour.)Merr. | 26 | 70 | 0.04 |
| 毛稔 <i>Melastoma sanguineum</i> | 1 | 83 | 0.07 | 粗叶悬钩子 <i>Rubus salceaeifolius</i> Poir | 175 | - | 1.4 |
| 梅叶冬青 <i>Ilex asprella</i> (Hook. et Arn.) Champ. ex Benth. | 598 | 117.5 | 279.25 | 菊科一种 | 1 | 130 | 0.048 |
| 米碎花 <i>Eurya chinensis</i> R. Br. | 103 | 77.3 | 18.43 | | | | |
| 三叉苦 <i>Evodia lepta</i> (Spreng.) Merr. | 825 | 85.8 | 126.51 | | | | |
| 山苍子 <i>Litsea cubeba</i> (Lour.) Pers. | 21 | 244 | 31.98 | | | | |
| 山黄麻 <i>Trema tomentosa</i> (Roxb.) Hara | 117 | 216.9 | 78.33 | | | | |
| 山菅兰 <i>Dianella ensifolia</i> (L.) DC. | 56 | 60 | 8.32 | | | | |
| 水石榕 <i>Elaeocarpus hainanensis</i> Oliver | 3 | 76.7 | 0.10 | | | | |
| 酸藤子 <i>Embelia laeta</i> (L.) Mez | 43 | - | - | | | | |
| 铁线蕨 <i>Adiantum capillus-veneris</i> L. | 350 | 15.3 | 4.85 | | | | |
| 菟丝子 <i>Cuscuta chinensis</i> Lam. | 1 | - | - | | | | |
| 野漆树 <i>Toxicodendron succedaneum</i> (Linn.)O.Kuntze | 7 | 252.8 | 18.93 | | | | |
| 异叶双唇蕨 <i>Schizoloma heterophyllum</i> (Dry.) J. Sm. | 25 | 10 | 1.5 | | | | |
| 栀子 <i>Gardenia jasminoides</i> Ellis | 96 | 80.2 | 23.57 | | | | |
| 合计 | | 108.95 | 28.60 | | | 70 | 16.77 |

注：“个体数”：有些植物丛生，按株数作为个体数（而不是以丛作为个体数）计算。草本层个体数扩大至 25 倍（与木本层一样的面积）后记入。
“-”为无法测量的数据。在平均高与冠幅计算时将其忽略。

表2 退化草坡从草本优势向灌木优势演变过程中物种多样性指数变化

Tab.2 The species diversity index changes of degraded hilly grassland during the transformation from herb dominance to shrub dominance in Heshan, Guangdong

| 群落类型 | Shannon-Wiener 指数 | Simpson 指数 | Pielou 均匀度指数 | 物种数/种 |
|-----------|-------------------|------------|--------------|-------|
| 草本优势群落木本层 | 1.750 | 0.766 | 0.806 | 19 |
| 草本优势群落草本层 | 2.476 | 0.892 | 0.931 | 18 |
| 草本优势群落 | 2.491 | 0.881 | 0.919 | 24 |
| 灌木优势群落木本层 | 2.274 | 0.835 | 0.862 | 31 |
| 灌木优势群落草本层 | 2.587 | 0.891 | 0.923 | 23 |
| 灌木优势群落 | 2.631 | 0.894 | 0.919 | 36 |

表3 退化草坡在从草本优势转为灌木优势过程中土壤养分和生物量的变化

Tab.3 The change of soil nutrients and the biomass of degraded hilly grassland during the transformation from herb dominance to shrub dominance in Heshan, Guangdong

| 项目 | 草本优势群落 | 灌木优势群落 |
|------------------------|-------------|-------------|
| 土壤有机质/% | 1.41±0.29 | 3.00±0.39 |
| 土壤全氮/% | 0.063±0.015 | 0.133±0.017 |
| 土壤含水量/% | 4.07±2.56 | 7.38±1.82 |
| LAI | 3.89±0.82 | 4.65±1.58 |
| 生物量/t·ha ⁻¹ | 1.12±0.35 | 2.18±0.47 |

木植物比草本植物需要更多的土壤水分。但相对于在退化草坡上建立的人工林土壤平均 12.3% 以上的含水量^[8]，这一值还是偏低。

2.3 草坡植被变化时土壤有机质与全氮的变化

土壤营养与地上植被也存在较紧密的关系。草本优势群落土壤全氮仅为 (0.063±0.015)%，有机质仅为 (1.41±0.29)%；而灌木优势群落则分别为 (0.133±0.017)% 和 (3.00±0.39)%，均增加 1 倍多。这从另一角度说明退化草坡在从草本向灌木转变过程中，草本植物的枯死为土壤肥力增加提供了来源，土壤肥力增加较明显。

2.4 草坡植被变化时其 LAI 与生物量的变化

退化草坡从草本优势转向灌木优势的过程中，其 LAI 及生物量也变化明显。在草本优势群落中，其 LAI 和生物量分别为 (3.89±0.82) t/hm² 和 (1.12±0.35) t/hm²，灌木优势群落则分别为 (4.65±1.58) t/hm² 和 (2.18±0.47) t/hm²。这说明灌木群落能够利用更多的光能，并积累更多的生物量。

3 结语与讨论

据研究，南亚热带退化草坡恢复过程经历了阳

生性草本为主群落、阳生性灌木为主群落、阳生性针叶乔木为主群落、阳生性阔叶与针叶乔木混交林、混生性阔叶林、中生性植物为主顶极群落等阶段，每个阶段的优势种类及小生境不同^[10]。本文研究表明，退化草坡群落在由草本优势向灌木优势演变的自然恢复过程中，物种多样性、生物量和土壤有机质等均有一定程度的提高。在恢复的早期阶段（从草本群落向灌木群落转变阶段），光（LAI）、水（土壤含水量）、土（营养）是联合作用的。恢复早期草本优势群落的存在，在一定程度上影响着自身生境条件的改善，如随着演替进程，草本植物生物量和物种多样性增加，郁闭度增大，土壤增厚，蒸发减少，进而调节了温度和湿度，同时土壤中微生物和小动物活动也增强，这些为其后木本植物的侵入和生长创造了适宜的生态环境，使群落结构进一步发生变化，生物量和物种多样性进一步增加^[3]。植物群落与其生境相互作用、相互促进，推动演替发展。

虽然鹤山退化草坡从草本群落到灌木群落的自然恢复过程中的植物多样性、生物量和土壤有机质等均有一定程度的提高，但与同地带的天然林和人工林^[8,11]相比，退化草坡草本群落和灌木群落的植物多样性、土壤肥力与生物量均较低。这可能是退化草坡在自然恢复过程中主要进行了先锋种的集聚或集合，而这些先锋种在扩散过程中对环境的要求不高，主要限制它们存活或生长的可能是土壤有机质及土壤水分^[10-15]。

退化草坡的自然恢复过程较为缓慢，为了使退化草坡尽快恢复其结构和功能，可采用多种途径。如通过人工造林以恢复乔木层植被，进而增加林下植物的多样性^[11]。此外，这类退化草坡还可根据自然条件，采用乔木、灌木、草本植物相结合的模式，进行适当的农林业开发，建立各种复合农林生态系统模式，除了可提高生态效益外，同时能带来明显的社会效益和经济效益。

致谢：华南植物园的蔡锡安、文军、饶兴权、邹碧、林永标、罗艳、郝艳茹、宋雪梅等 10 多位同志参加了本文的野外或室内试验，谨致谢意。

参考文献：

- [1] Ren H, Shen W, Lu H, et al. Degraded ecosystems in China: Status, causes, and restoration efforts[J]. Landscape and Ecological Engineering. 2007, 3 (1): 1-13.
- [2] SER. International Primer on Ecological Restoration. [DB/OL]. [2007-08-12]. <http://www.ser.org> & Tucson: Society for Ecological Restoration International. 2004.

- [3] 彭少麟. 热带亚热带恢复生态学研究与实践[M]. 北京: 科学出版社, 2003: 48-51.
- [4] 余作岳, 彭少麟. 热带亚热带退化生态系统植被恢复生态学研究[M]. 广州: 广东科技出版社, 1996.
- [5] 任海, 杜卫兵, 王俊, 等. 鹤山退化草坡生态系统的自然恢复[J]. 生态学报, 2007, 27(9): 3593-3600.
- [6] 马克平, 刘玉明. 生物群落多样性的测度方法 I a 多样性的测度方法(下)[J]. 生物多样性, 1994, 2(4): 231-239.
- [7] 刘光崧, 蒋能慧, 张连第, 等. 土壤理化分析与剖面描述[M]. 北京: 中国标准出版社, 1996: 24-41.
- [8] 任海, 彭少麟, 余作岳. 广东主要人工林群落生物量和生产力的比较研究[J]. 资源生态环境网络研究动态, 1996, 7(3): 22-27.
- [9] 彭少麟. 中国亚热带退化生态系统的恢复及其生态效应[J]. 应用与环境生物学报, 1995, 1(4): 403-414.
- [10] Andel J, Aronson J. Restoration ecology[M]. Oxford: Blackwell Publishing, 2005.
- [11] 彭少麟, 余作岳, 张文其. 鹤山亚热带丘陵人工林群落分析[J]. 植物生态学与地植物学学报, 1992, 16(1): 1-10.
- [12] 张经纬. 华南退化草坡研究[M]. 北京: 科学出版社, 1994, 127-151.
- [13] Falk D A, Palmer M A, Zedler J B. Foundations of Restoration Ecology[M]. London: Island Press, 2006.
- [14] Hobbs R J. The future of restoration ecology: challenges and opportunities[J]. Restoration Ecology, 2005, 13: 239-241.
- [15] Temperton V M, Hobbs R J, Nuttle T, et al. Assembly rules and restoration ecology[M]. London: Island Press, 2004.

The Changes of Ecological Characteristics of Degraded Hilly Grassland during the Transformation from Herb Dominance to Shrub Dominance in Heshan, Guangdong

BAN Jia-wei^{1,2}, YIN Zuo-yun^{1,3}, ZHANG Qian-mei¹, WEI Ming-si⁴

(1. South China Botanical Garden, CAS, Guangzhou 510650, China; 2. Graduate School, CAS, Beijing 100049, China;

3. Guangdong Forest Research Institute, Guangzhou 510520, China;

4. Guangxi Botanical Garden of Medicinal Plant, Nanning 530023, China)

Abstract: By the fieldwork and indoor experiment, the changes of the community structure and function of degraded hilly grassland, such as plant diversity, biomass, and soil nutrition, during the vegetation restoration from herb dominance to shrub dominance in south subtropical Heshan, Guangdong, were examined. The results showed that: during the restoration, the plant diversity and soil moisture capacity of the community increased, the soil organic matter and total N content were doubled or even more, and the biomass also increased. With the development of vegetation cover, the environmental factors such as radiation condition, soil moisture and nutrition of early degraded hilly land were ameliorated. Such improvement created suitable microenvironment for the colonization of shrubs and influenced gradually the community structure, in turn increased the plant diversity and biomass. However, the plant diversity and soil moisture capacity of the community dominated by shrubs were still at a low level, as compared with the zonal community. The natural restoration of the vegetation in the degraded hilly grassland will be a long run. The alternative methods such as artificial forestation can reestablish the arboreal tree layer in the community firstly, and then increase the diversity under storied vegetation to speed up the vegetation restoration on the degraded hilly land.

Key words: degraded hilly grassland; community characters; natural restoration; Heshan