

# 喀斯特地区石漠化治理的理论模式探讨\*

梁亮 刘志霄 张代贵 邓凯东 张佑祥

(吉首大学生物资源与环境科学学院生态研究所, 湖南吉首 416000)

**摘要** 基于恢复生态学的基本原理,提出了石漠化形成与治理的触发模型:生态系统所固有的推动自我发展的能力,称为主导力;使生态演替顶级偏离预定态的干扰因素,称为触发因子;主导力与触发因子相互作用,共同决定了生态演替的终态.石漠化是一系列恶性触发的结果,而石漠化治理,则是通过“人为设计”的生态恢复手段,激发生态系统“自我设计”的功能,从而实现生态恢复的良性触发过程.以湘西凤凰县喀斯特石漠化生态系统恢复治理为例,对触发模型进行了初步检验.结果表明,以触发模型为指导的恢复措施明显改善了土壤的理化性质,显著提高了植被覆盖率与植物多样性,与当地石漠化生态系统形成了良性触发,初步验证了触发模型的科学性.

**关键词** 触发模型 喀斯特地区 石漠化 生态恢复

**文章编号** 1001 - 9332(2007)03 - 0595 - 06 **中图分类号** X171.4 **文献标识码** A

**Theoretical model for rocky desertification control in Karst area.** LIANG Liang, LU Zhixiao, ZHANG Dai-gui, DENG Kai-dong, ZHANG You-xiang ( *Institute of Ecology, College of Biology and Environmental Sciences, Jishou University, Jishou 416000, Hunan, China* ). *Chin. J. Appl. Ecol.*, 2007, 18(3): 595 - 600.

**Abstract:** Based on the basic principles of restoration ecology, the trigger-action model for rocky desertification control was proposed, i.e., the ability that an ecosystem enables itself to develop was called dominant force, and the interfering factor resulting in the deviation of the climax of ecological succession from its preconceived status was called trigger factor. The ultimate status of ecological succession was determined by the interaction of dominant force and trigger factor. Rocky desertification was the result of serious malignant triggers, and its control was the process of benign triggers in using the ecological restoration method of artificial designs to activate the natural designing ability of an ecosystem. The ecosystem of Karst rocky desertification in Fenghuang County with restoration measures was taken as a case to test the model, and the results showed that the restoration measures based on trigger-action model markedly improved the physical and chemical properties of soil and increased the diversity of plant. There was a benign trigger between the restoration measures and the Karst area. The rationality of the trigger-action model was primarily tested by the results in practice.

**Key words:** trigger-action model; Karst region; rocky desertification; ecological restoration

## 1 引言

喀斯特地区石漠化已成为全球性的生态问题之一,在我国尤为严重<sup>[8]</sup>.一般认为,它是脆弱生态地质背景和人类活动共同作用下的土地退化过程,强烈的岩溶化过程是其产生的主要自然原因,而人类对生态的破坏和土地的不合理利用激发了这一过

程,是自然、社会与经济系统发展不协调而导致生态系统严重退化的结果.其治理方式应把生态建设和经济建设融为一体,使生态建设与经济建设协调发展<sup>[10,16,24-25,27,30]</sup>.目前,虽然已有专家提出了一系列的恢复模式<sup>[5-7,13,22,29]</sup>,但总体而言,石漠化的治理缺乏系统的理论作指导,难以从理论高度对石漠化的治理过程进行调控,一些生态恢复的手段往往对石漠化生态系统造成了进一步破坏<sup>[18]</sup>.本文根据生态恢复的相关原则<sup>[2,9,12,15-17]</sup>、方法<sup>[3-4,26,28]</sup>与理论进展<sup>[14,18-21,23]</sup>,结合近年的研究与初步实践,提出

\*湖南省教育厅科学研究项目(03C352)和产业化培育资助项目(湘教财字[2002]14).

\*\*通讯作者. E-mail: zliu@jssu.edu.cn  
2006-03-06收稿,2007-01-07接受.

了石漠化形成与治理的触发模型 (trigger-action model),以揭示“生态系统 触发因子 在演替过程中相互作用的机制与石漠化形成的机理,并对这一模型进行了初步检验。

## 2 研究地区与研究方法

### 2.1 自然概况

试验地位于湘西凤凰县千工坪乡 (28°08′—28°29′N, 109°30′—110°04′E),是典型的喀斯特石漠化区域。海拔 400~800 m,最高气温 40.5℃,最低气温 -5.5℃,年均气温 15.6℃,无霜期 250~280 d,年降水量 1300~1500 mm,但时空分布极为不均,多暴雨,4—9月降水占全年的 80%以上,且因喀斯特地貌储水差,而导致地表水资源缺乏。试验基地原为耕种坡地,但因耕种过程中水土严重流失,而无法再利用。弃耕后,又因未采取植被恢复措施,而导致进一步的水土流失。试验地绝大部分土层厚度在 20 cm 以下,土壤稍偏酸性,土质极为贫瘠,有机质含量在 23 g·kg<sup>-1</sup>以下,植被覆盖率不超过 31%,为严重石漠化的喀斯特地区。

### 2.2 石漠化形成与治理的触发模型

**2.2.1 触发模型的相关概念与作用机理** 如图 1 所示,在一定的地理与气候条件下,生态系统固有的推动自我发展的驱动力,可称为生态系统的主导力 (dominant force)。由于生态系统受干扰后有复原的本能 (恢复力)<sup>[21]</sup>,从而使主导力具有回复性,即在不超某一阈值时能回复到原来的方向。主导力决定了生态演替的方向。在无干扰的理想状态下,演替过程总是在主导力的推动下,从先锋群落经过一系列演替阶段而达到气候顶级这一预定状态。但没有干扰的演替过程是不存在的,演替的过程是主导力和干扰共同作用的结果。干扰不是主导因素,但会改变主导力的方向。其中,某些干扰会对生态系统产生明显的影响,并使演替顶极偏离预定态,这些干扰因素称触发因子 (trigger factors)。根据触发因子对环境质量的贡献,可将其分为两类:1)引起环境质量下降、削弱生态系统功能者称为恶性触发因子,如乱砍滥伐、过度放牧等;2)可优化环境、增强生态系统功能者称为良性触发因子,如方法适当的植树造林等。

干扰能否成为触发因子,不仅取决于干扰的强度,也取决于干扰与环境条件之间的亲和力 (appetency)。当干扰强度小或与环境亲和力弱时,仅引起生态系统波动,而不对演替终态产生影响,演替终态等同于预定态,将发展成气候顶级。当干扰强度达到

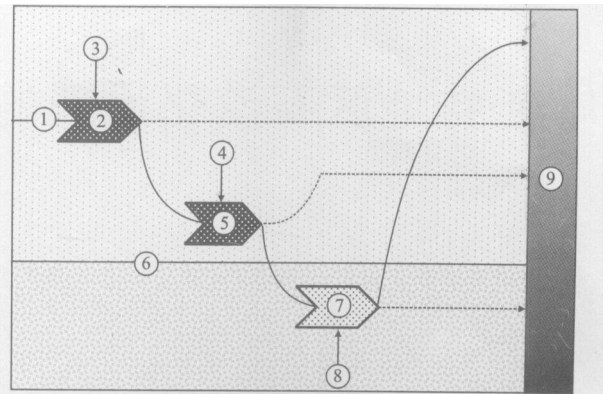


图 1 石漠化形成与治理的触发模型\*

Fig 1 Trigger-action model of formation and control of rocky desertification

\*图中实线表示触发发生后主导力的方向,虚线表示无触发发生时主导力的方向 The continuous line showed the direction of dominant force after trigger action. The dashed line showed the direction of dominant force when trigger-action does not occur. 1)生态系统主导力 Dominant force of ecosystem; 2)毁林开荒对喀斯特地区形成恶性触发 Disafforestation forms the malignant triggers in Karst region; 3), 4)恶性触发因子 Malignant trigger factors; 5)毁林开荒后,环境与恶性触发因子极具亲和力,降雨、干旱与放牧均可形成恶性触发 There were stronger appetency between environment and malignant trigger factors after disafforestation, then rainfall, drought, grazing and other factors also form the malignant triggers; 6)主导力回复阈值 The threshold of dominant force to restore original condition; 7)治理形成良性触发 Controlling forms the benign triggers; 8)良性触发因子 Benign trigger factors; 9)颜色由浅到深的变化表示生态环境由优质到退化的不同状态 The change of color through tint to dark showed the different states of environment quality through optimization to degradation.

一定程度并与环境具有较强亲和力时,则会使主导力严重偏离原来方向,干扰因素即成为触发因子,触发机制发生作用。喀斯特地区生态环境脆弱,对毁林开荒等恶性触发因子的亲和力很强,一旦发生大规模的砍伐,当地植被状况会发生急剧变化,从而使环境发生震荡性的突变,导致恶性触发发生,造成生态演替主导力发生偏向。

此时,若不引起进一步的恶性触发,生态系统常可通过“自我设计”而得以恢复,演替过程发生一定程度的改变,演替终态将发展成干扰顶级。这一情况常在自然条件较优越(土层厚,土壤肥沃)的生态系统中发生。但由于喀斯特生态系统的脆弱性,第一步触发往往成为一连串触发的诱因。首次恶性触发形成之后,环境变得更为脆弱,与各种干扰的亲和力进一步增强,从而使降雨、干旱以及放牧等强度较小的干扰均成为恶性触发因子,造成原本贫瘠不连续土层迅速流失,植被无法获得再生的机会,使当地气候、地理条件发生彻底的改变,主导力偏离程度超过回复阈值。这时,生态系统须通过“人为设计”才能

得以恢复,否则将不断恶化,使其功能丧失,最终导致石漠化程度不断加剧。

**2.2.2 触发模型的理论与实践意义** 演替、自我设计与人为设计理论是恢复生态学的三大重要理论<sup>[18]</sup>。本文以触发模型理论分析了喀斯特地区石漠化的成因与治理方案,揭示了三者之间的内在联系:自我设计的实质是受损生态系统在主导力的推动下,遵循生态演替规律,逐步自发地实现生态恢复;人为设计则是利用生态恢复的手段,产生良性触发,从而激活生态系统自我设计的功能,将已偏离方向的主导力重新纳入正常轨道,然后遵循生态演替规律而实现生态恢复。

由触发模型可知,治理石漠化的主要任务是分析当地的自然环境条件,以确定良性触发因子应具备的条件,然后根据所确定的条件筛选出相应先锋植被,从而使引入的植被与环境条件有良好的亲和力,确保形成良性触发。这一人为设计的过程完成以后,便不再进行人工干预,让生态系统在主导力的推动下依靠自我设计得以恢复。

因此,在石漠化治理过程中,如果忽视治理方案与区域环境之间的亲和力,单纯将加大治理力度作为重点,盲目植树造林,强行介入生态演替过程,企图以人为修复措施完全代替主导力的功用,反而会使恢复手段转化为恶性触发因子,再次导致恶性触发,使生态系统进一步恶化。这正是以往某些生态恢复手段反而对环境造成进一步破坏的原因。

### 2.3 治理方案的确定

**2.3.1 良性触发条件** 由于试验地土层薄而贫瘠,植被覆盖率低等特征,要求选用的先锋植物必须具有以下条件:1)以灌木和藤本植物为主,适应当地土层薄的特点;2)具有强抗逆性,能在极端环境下具有较高的成活率;3)能改良土壤性质,提高土壤肥力,为以后植物群落的演替奠定基础;4)可覆盖裸露的岩层,提高植被覆盖率与生物多样性。

**2.3.2 先锋植物的选取** 通过上述分析,初步选定抗干旱、瘠薄的藤本植物葛藤(*Pueraria lobata*)、猕猴桃(*Actinidia chinensis*)、紫穗槐(*Amorpha fruticosa*)和刺槐(*Robinia pseudoacacia*)。其中葛藤、紫穗槐和刺槐为豆科植物,有良好的固氮能力,可在改善土壤结构的同时提高土壤肥力;猕猴桃、葛藤为藤本植被,可攀附于裸露岩石,提高植物覆盖率,保持水分,从而促进良性触发的形成,逐步发展成为“乔木 灌木 藤本”的复合林地。

### 2.4 检验方法

于试验前(2002年)对试验地土壤的理化性质、植被覆盖率与生物多样性进行调查分析,将获得的结果作为本底对照值(CK)。之后采取两种不同的措施进行恢复试验:措施 为封山育林,不进行任何人工干预的自然恢复措施(自我设计);措施 为引入紫穗槐、刺槐等先锋植物的人为恢复措施,但先锋植物种植后便不再进行任何人工管理(人为设计)。利用 SPSS 12.0 统计分析软件对比分析对照与不同恢复措施各指标的差异,从而对不同措施的治理效果进行检验。

### 2.5 调查方法

**2.5.1 引入种成活率调查** 在生态饲料林地随机选取紫穗槐 550 株,刺槐 150 株,猕猴桃与葛藤各 350 株,自 2004 年开始,每年 5 月份对其存活状况进行调查。

**2.5.2 植被覆盖率与生物多样性指数调查** 每一试验地各取 6 个样方(5 m × 5 m),对植被覆盖率与 Shannon-W iener 多样性指数进行调查<sup>[15]</sup>。

### 2.6 土壤理化性质的测定

以“之”形路线布点,取 0 ~ 20 cm 土层混合土样,每一试验地各选取标准样地 5 个。理化性质分析测定采用中国土壤学会农业化学专业委员会所颁布的方法<sup>[11]</sup>。

## 3 结果与分析

### 3.1 引入植物的成活状况

在极端环境的恢复治理中,引入植物是否存活良好是生态恢复能否成功的基础性指标<sup>[12]</sup>。调查表明,紫穗槐、刺槐、猕猴桃和葛藤在喀斯特石漠化地区成活良好,且 4 年后仍有较高的保存率。其中灌木与藤本尤为良好,紫穗槐在种植后 4 年的保存率高达 96.72% (表 1),说明引入植物基本适应当地的自然环境,试验所采取的人为恢复措施与喀斯特石漠化生态系统具有良好的亲和力。

表 1 引入植物的成活状况

Tab 1 Survival of the introduction plants (%)

年份 Year	紫穗槐 <i>Amorpha fruticosa</i>	刺槐 <i>Robinia pseudoacacia</i>	猕猴桃 <i>Actinidia chinensis</i>	葛藤 <i>Pueraria lobata</i>
2003	98.00	72.67	86.00	89.14
2004	97.27	65.30	82.57	87.42
2005	96.72	62.67	80.29	86.57
2006	96.72	60.67	79.42	85.43

表 2 不同恢复措施下的土壤物理性质

Tab 2 Soil physical property in different restoration measures

恢复措施 Recover measure	容重 Bulk density ( $g \cdot cm^{-3}$ )	总孔隙度 Total porosity (%)	毛管孔隙度 Capillary porosity (%)	非毛管孔隙度 Non-capillary porosity (%)	田间持水量 Field moisture capacity (%)	饱和持水量 Saturated moisture capacity (%)
CK	1.31 $\pm$ 0.01a	42.24 $\pm$ 0.72b	35.14 $\pm$ 0.72b	7.36 $\pm$ 0.48a	17.01 $\pm$ 0.48b	20.01 $\pm$ 1.20a
	1.34 $\pm$ 0.02a	41.71 $\pm$ 0.41b	34.21 $\pm$ 0.60b	7.13 $\pm$ 0.52a	16.30 $\pm$ 0.29b	19.89 $\pm$ 1.04a
	1.02 $\pm$ 0.03b	49.61 $\pm$ 0.72a	40.58 $\pm$ 0.64a	9.00 $\pm$ 0.75a	21.86 $\pm$ 0.50a	28.86 $\pm$ 1.53b

CK: 对照 Control; 措施 Measure ; 措施 Measure . 不同字母表示差异显著 ( $P < 0.05$ ) Different letters showed that the differences among the values were significant at 0.05 level 下同 The same below.

表 3 不同恢复措施下的土壤养分状况

Tab 3 Soil nutrient under different restoration measures

恢复措施 Recover measure	有机质 Organic matter ( $g \cdot kg^{-1}$ )	全 N Total N ( $g \cdot kg^{-1}$ )	全 P Total P ( $g \cdot kg^{-1}$ )	全 K Total K ( $g \cdot kg^{-1}$ )	有效 N Available N ( $mg \cdot kg^{-1}$ )	有效 P Available P ( $mg \cdot kg^{-1}$ )	有效 K Available K ( $mg \cdot kg^{-1}$ )	pH
CK	23.83 $\pm$ 0.72b	1.01 $\pm$ 0.05b	0.54 $\pm$ 0.01a	19.81 $\pm$ 0.40a	63.91 $\pm$ 1.14b	1.19 $\pm$ 0.05b	160.65 $\pm$ 1.27a	5.04 $\pm$ 0.09a
	23.13 $\pm$ 0.53b	0.97 $\pm$ 0.03b	0.48 $\pm$ 0.01b	18.39 $\pm$ 0.30b	62.02 $\pm$ 0.65b	1.01 $\pm$ 0.03c	152.87 $\pm$ 1.79b	5.00 $\pm$ 0.06a
	28.10 $\pm$ 0.49a	1.38 $\pm$ 0.03a	0.57 $\pm$ 0.01a	19.17 $\pm$ 0.30a	93.72 $\pm$ 1.84a	1.52 $\pm$ 0.05a	157.13 $\pm$ 2.03a	5.20 $\pm$ 0.06a

### 3.2 不同恢复措施下的土壤理化性质

土壤的理化性质是否获得改善是生态恢复成功与否的重要检验指标. 土壤理化性质测定结果表明, 恢复措施 的土壤容重最小, 明显低于对照与措施 间的, 但对照与措施 间的差异并不显著. 各恢复措施间土壤非毛管孔隙度差异不显著, 但土壤自然含水量、最大持水量、总孔隙度、毛管孔隙度变化趋势一致, 以措施 最大, 明显高于对照与措施 , 而对照和措施 之间则无明显差异 (表 2).

各恢复措施间土壤 pH 值的差异不显著, 但有机质、全氮和速效氮都以措施 最高, 显著高于对照与措施 , 而对照与处理 之间无明显差异. 全磷、全钾与速效钾以措施 最低, 与对照和措施 间的差异明显, 但对照与处理 之间则无明显差异. CK、措施 和措施 的速效磷含量差异明显, 以措施 最高, 措施 最低 (表 3), 表明不进行人工干预的自然恢复措施不但没有改善试验地的土壤理化性质, 反而导致了全磷、全钾与速效钾含量下降, 土壤有退化的趋势. 而引入紫穗槐、刺槐等先锋植物的人为恢复措施, 则明显地改善了试验地土壤的结构与肥力.

### 3.3 不同恢复措施下的生物多样性

生物多样性与植被覆盖率变化情况也是生态系统恢复是否成功的重要标志<sup>[31]</sup>. 通过对不同群落进行实地调查和数学分析表明, 不同恢复措施植物群落的生物多样性指数与植被覆盖率存在明显差异. 措施 的生物多样性指数与植被覆盖率显著高于对照与措施 . 措施 的多样性指数与植被覆盖率均最低, 但植被覆盖率与对照的差异尚未达显著水平, 而多样性指数则明显低于对照 (图 2). 在严重石漠

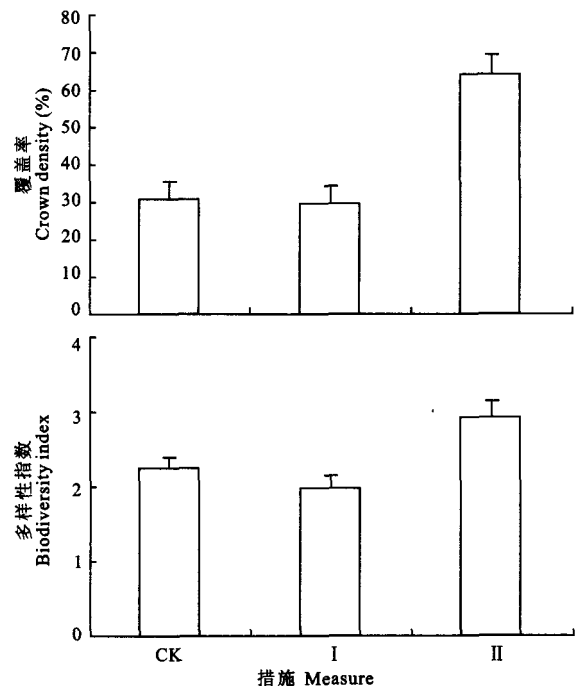


图 2 不同恢复措施下的植被覆盖率和生物多样性

Fig 2 Crown density and biodiversity in different restoration measures

化的喀斯特生态系统中, 单纯采用自然恢复措施时, 植被状况不仅未获得改善, 反而有进一步恶化的倾向; 而人为恢复措施则显著提高了植被覆盖率与生物多样性, 将生态系统导向多样化、复杂化的发展方向.

## 4 讨 论

检验结果表明, 在石漠化极为严重的喀斯特地区, 由于环境条件极度恶劣, 单纯的封山育林这一自

然恢复措施并不能改善其土壤理化性质,也未能提高植被覆盖率以及生物多样性.说明在不进行任何干预的条件下,严重石漠化的喀斯特生态系统并没有获得恢复,反而因为降雨,引发了水土流失,产生进一步的恶性触发,导致其生物多样性明显下降,石漠化程度进一步加剧.

以触发模型为指导,引入适宜的先锋植物,不但植被存活良好,而且明显地改善了土壤理化性质,并显著提高了植物覆盖率与生物多样性,将生态系统导向多样化、复杂化的发展方向,已与当地喀斯特石漠化生态系统形成良性触发.可见,严重石漠化的喀斯特生态系统很难通过自我设计得以恢复,但通过适当的人为设计,则可使治理措施与生态系统产生良性触发,而将生态系统导入良性循环.这一试验结果与触发模型所揭示的结果是一致的.

生态恢复是 21 世纪全球最重要的课题之一<sup>[11,18]</sup>.喀斯特石漠化区域的生态恢复是一项艰巨而复杂的任务,对恢复过程的监控与对模型的检验也是一个长期的过程,可能需要几十年甚至上百年的时间.因此,本文所提出的理论模型虽然获得了初步验证,但良性触发产生后,植物群落的演替过程与机理还有待进一步探讨,触发模型也有待进一步验证与完善.

#### 参考文献

- [1] Agricultural Chemistry Specialty Committee, Soil Science Society of China (中国土壤学会农业化学专业委员会). 1983. General Analysis Method of Soil Agricultural Chemistry. Beijing: Science Press: 55 - 169 (in Chinese)
- [2] Allen EBW, Covington W, Falk DA. 1997. Developing the conceptual basis for restoration ecology. *Restoration Ecology*, 4: 275 - 276
- [3] Allen MF. 1989. Mycorrhiza and rehabilitation of disturbed arid soils: Processes and practices. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 3: 229 - 241
- [4] Bradshaw AD. 1983. The reconstruction of ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 20: 1 - 17
- [5] Cai Y-L (蔡运龙). 1999. Ecological rehabilitation and development of agriculture, forestry and animal husbandry in Karst mountain areas of southwest China: Status and trend of study. *Resources Science (资源科学)*, 21(5): 37 - 41 (in Chinese)
- [6] Chen M-X (陈梦熊). 2004. Regarding the environment of karst area in southwest China. *China Territory Today (今日国土)*, (7): 15 - 16 (in Chinese)
- [7] Chinese Academy of Sciences (中国科学院学部). 2003. Some measures improving land rocky desertification in Karst regions of Southwest China. *Advance in Earth Sciences (地球科学进展)*, 18(4): 489 - 492 (in Chinese)
- [8] Diamond J. 1985. How and why eroded ecosystems should be restored. *Nature*, 313: 629 - 630
- [9] Elhatip H. 1997. The influence of Karst features on environmental studies in Turkey. *Environmental Geology*, 31(1/2): 27 - 33
- [10] Guo Z-L (郭忠玲), Zhao X-H (赵秀海). 2003. Essentials of Conservation Biology. Beijing: Chinese Forestry Press (in Chinese)
- [11] Johnson MS, Bradshaw AD. 1979. Ecological principles for the restoration of disturbed and degraded lands. *Applied Biology*, 4: 141 - 200
- [12] Long J (龙健), Li J (李娟), Jiang X-R (江新荣), et al. 2006. Effects of different recover and restoration measures on soil quality in Karst rocky desertification region. *Chinese Journal of Applied Ecology (应用生态学报)*, 17(4): 615 - 619 (in Chinese)
- [13] Lugo AE. 1988. The future of the forest ecosystem rehabilitation in the tropics. *Environment*, 30(7): 17 - 25
- [14] Magurran AE. 1988. Ecological Diversity and Its Measurement. New Jersey: Princeton University Press: 11 - 25
- [15] Meng T-Y (孟天友), Wang X-M (王兴明), Li Q (李琼). 2005. Study on eco-economic construction in rocky desertification region. *Soil and Water Conservation in China (中国水土保持)*, (9): 10 - 12 (in Chinese)
- [16] Peng S-L (彭少麟). 2001. Restoration of degraded ecosystem and restoration ecology. *China Basic Science (中国基础科学)*, (3): 18 - 24 (in Chinese)
- [17] Peng S-L (彭少麟), Chen Z-Q (陈卓全). 2005. Ecological restoration: A global challenge—A summary of the 17th International Conference of Ecological Restoration. *Acta Ecologica Sinica (生态学报)*, 25(9): 24 - 25 (in Chinese)
- [18] Pickett STA, Parker VT. 1994. Avoiding the old pitfalls: Opportunities in a new discipline. *Restoration Ecology*, 2: 75 - 79
- [19] Piebu EC. 1984. The Interpretation of Ecological Data: A Primer on Classification and Ordination. New York: John Wiley and Sons
- [20] Ren H (任海), Peng S-L (彭少麟). 2001. Introduction to Restoration Ecology. Beijing: Science Press: 1 - 144 (in Chinese)
- [21] Ren H (任海), Peng S-L (彭少麟), Lu H-F (陆宏芳). 2004. The restoration of degraded ecosystems

- and restoration ecology. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), **24**(8): 1756 - 1764 (in Chinese)
- [22] Song L-H (宋林华). 2000. Progress and trend of the study on Karst geomorphology. *Progress in Geography* (地理科学进展), **19**(3): 193 - 202 (in Chinese)
- [23] Su W-C (苏维词). 2002. Controlling model for rocky desertification of Karst mountainous region and its preventing strategy in Southwest, China. *Journal of Soil and Water Conservation* (水土保持学报), **16**(2): 29 - 32 (in Chinese)
- [24] Sweeting MM. 1993. Reflections on the development of Karst geomorphology in Europe and a comparison with its development in China. *Zeitschrift für Geomorphologie*, **37**: 127 - 136
- [25] Wan J (万军). 2003. Land degradation and ecological rehabilitation in karst areas of Guizhou Province, Southwestern China. *Advance in Earth Sciences* (地球科学进展), **18**(3): 447 - 453 (in Chinese)
- [26] Wang SJ, Zhang DF, Li RL. 2002. Mechanism of rocky desertification in the Karst mountain areas of Guizhou Province, southwest China. *International Review for Environmental Strategies*, **3**(1): 123 - 135
- [27] Whisenant S. 1999. *Repairing Damaged Wildlands*. Cambridge: Cambridge University Press: 27 - 54
- [28] Xia W-S (夏卫生), Lei T-W (雷廷武), Pan Y-H (潘英华), et al. 2001. Actualities and prevention of rocky desertification on sloping field in southern China. *Bulletin of Soil and Water Conservation* (水土保持通报), **21**(4): 47 - 49 (in Chinese)
- [29] Yuan DX. 1997. Rock desertification in the subtropical Karst of south China. *Zeitschrift für Geomorphologie*, **108**: 81 - 90
- [30] Zhang H (张华), Zhang GL (张甘霖), Qi Z-P (漆智平), et al. 2003. Systematic assessment of soil quality at farm level in tropical area of China. *Acta Pedologica Sinica* (土壤学报), **40**(2): 186 - 193 (in Chinese)
- [31] Zhang P (张萍), Guo H-J (郭辉军), Yang S-X (杨世雄), et al. 1999. Ecological distribution and biochemical properties of soil microorganisms in Gaoligong Mountains. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), **10**(1): 74 - 78 (in Chinese)

---

作者简介 梁亮,男,1981年生,硕士研究生.主要从事恢复生态学研究,已发表文章4篇. E-mail: liangliang198119@163.com

责任编辑 梁仁禄

---