

才 林,周忠发.喀斯特地区生态系统服务价值评估——以贵州花江示范区为例[J].江苏农业科学,2015,43(2):314-317.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2015.02.102

喀斯特地区生态系统服务价值评估 ——以贵州花江示范区为例

才 林,周忠发

(贵州师范大学中国南方喀斯特研究院/贵州省喀斯特山地生态环境国家重点实验室培育基地,贵州贵阳 550001)

摘要:喀斯特地区因其生态环境的特殊性,对其进行生态系统服务价值的定量评估,并揭示其生态服务功能的时空变化特征,对其实现生态恢复和可持续发展显得尤为重要。运用 Costanza 和谢高地等对生态系统服务价值的估算理论,根据土地利用变化对花江示范区的生态系统服务价值进行定量估算与分析。结果表明,2000—2010 年间,花江示范区生态系统服务价值总体上呈增长趋势,增长率高达 81.11%,耕地、园地、林地、建设用地和裸岩石砾地的生态系统服务价值呈下降趋势,草地和水域的生态系统服务价值则呈上升趋势;各年的生态系统价值构成中,2000 年和 2005 年都是林地对生态系统服务价值的贡献率最大,而 2010 年草地对生态系统服务价值的贡献率最大,2000、2005、2010 年 3 个时期的建设用对生态系统服务价值的贡献率均最低。

关键词:喀斯特地区;生态系统服务价值;土地利用

中图分类号: S181.6 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2015)02-0314-03

生态服务价值是指生态系统与生态过程所形成并维持的人类赖以生存的自然环境条件与效用,是人类生存与现代文明的基础^[1]。土地作为自然生态系统的载体,是人与自然交叉最为密切的环节,土地利用的变化必然影响生态系统的结构和功能^[2],从而引起生态系统服务价值的变化,同时土地利用变化驱动下的生态系统服务价值变化可作为生态环境效应的量化指标^[3]。因此,研究土地利用变化情况下区域生态系统服务价值的变化,对于了解土地利用变化的生态环境效应具有重要意义。近年来,Costanza 和谢高地等的研究结果被广泛应用于省(市)、县等不同空间尺度的生态系统服务价值评估,其中根据土地利用变化对生态系统服务价值的研究也得到广泛的开展^[4],以喀斯特地区为研究区的研究主要集中于生态服务功能的时空变化、喀斯特生态系统水文功能、茂兰喀斯特原始森林生态系统服务、次生林恢复后生态服务评估等方面。贵州省是喀斯特分布面积广且集中的省份之一,是西南地区石漠化最为严重的省份^[5],其中花江示范区是贵州高原上一个典型的喀斯特峡谷区域,区内生存环境恶劣、人地矛盾突出,是贵州严重贫困地区之一。由于社会经济的发展和各种石漠化治理工程的相继实施,花江示范区的土地利用/覆被发生了较大变化,导致区域生态系统服务功能发生相应的变化。因此,对花江示范区基于土地利用变化的生态系统服务功能进行估算,有利于为该地区在今后发展中土地利用结构的优化提供参考依据。

收稿日期:2014-04-07

基金项目:国家重点基础研究发展计划(“973”计划)项目(编号:2012CB723202);贵州省国际科际合作计划项目[编号:黔科合外 G 字(2012)7022 号]。

作者简介:才 林(1985—),男,吉林辉南人,硕士,研究方向为地理信息系统与遥感。E-mail:chl2405@163.com。

通信作者:周忠发,教授,博士生导师。E-mail:fa6897@163.com。

1 花江示范区概况

花江示范区位于贵州省西南部,贞丰县和关岭县交界处的北盘江中游花江峡谷段,东经 105°36′30″~105°46′30″、北纬 25°39′13″~25°41′00″,总面积 51.62 km²,2010 年年底总人口 8 612 人,人口密度 167 人/km²;区内碳酸盐岩占 95% 以上,喀斯特地貌极为发育,地形破碎,基岩裸露率高,石漠化面积占总面积的 54.69%,海拔 500~1 200 m,相对高差 700 m,是贵州高原上一个典型的喀斯特峡谷区域(图 1)。年均温 18℃,年降水量 1 300 mm,水热组合条件适宜发展林业;区内地块分布极不连续,土地利用以旱地为主,水田极少,坡度≥25°的土地占区域总面积的 87%,平地面积仅占 2%,土壤仅存于喀斯特溶隙和洼地之中,宜耕地资源不足,土层浅薄,保水性、耐旱性差,耕地质量差,中低产土地比例大,多为坡耕地,长期滥垦滥伐,重用轻养,土地生产力不断下降,土壤营养元素流失,农业产量较低。近年来逐步投入退耕还林(草)、水土保持、经果林种植等项目,区内生态环境和社会经济得到较大改善。

2 土地利用变化特点分析

2.1 数据来源及分类

以 2000 年、2005 年、2010 年花江示范区遥感影像为基础,通过人工目视解译与计算机遥感图像自动解译分类,选取验证点进行野外实地验证室内解译结果,提取 3 个时期的土地利用信息。参照国家通用的土地利用分类标准《土地利用现状分类》(GB/T 21010—2007)且考虑到花江示范区的实际情况,将花江示范区土地利用解译为耕地、园地、林地、草地、交通运输用地(公路)、水域、裸岩石砾地、农村居民点和独立工矿用地共 9 种土地利用类型。根据研究区土地分类情况统计出不同土地利用类型的面积及变化情况。

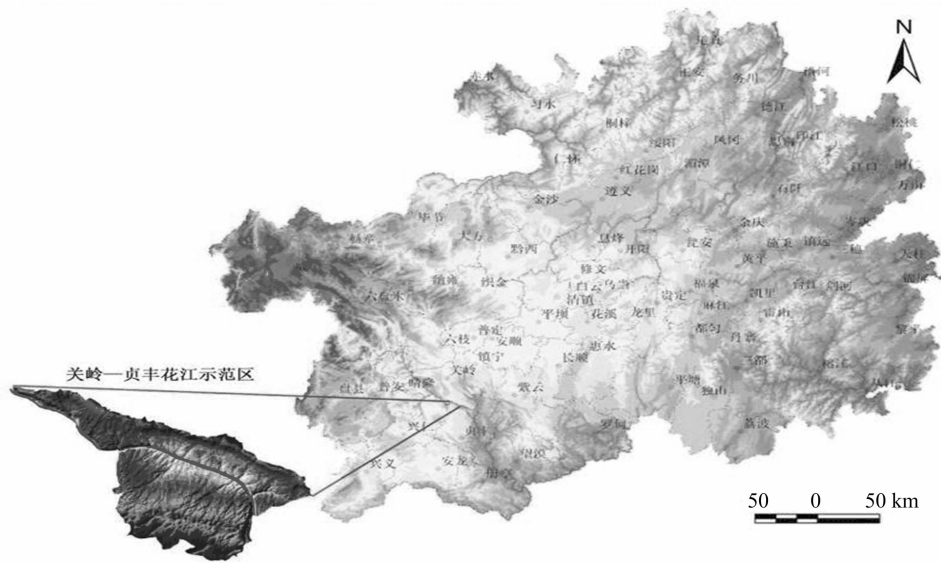


图1 花江示范区位置示意图 (熊康宁, 2012)

2.2 土地利用变化情况分析

对花江示范区土地利用变化情况,引入土地利用类型动态度(K)进行描述,它是指某区域一定时间范围内特定土地利用类型规模的变化速率,并且能够预测未来土地利用的变化趋势^[6]。

$$K = \frac{U_b - U_a}{U_a} \times \frac{1}{T} \times 100\%。$$

式中: U_a 、 U_b 分别为研究初期及研究末期某一种土地利用类型的数量; T 为研究时段。

2000—2010 年花江示范区各类土地利用变化情况见表 1。土地利用总体趋势是:独立工矿用地面积增加最多,为

2000 年的两倍多,动态度高达 11.38,水域其次,增加面积达 41.52 hm^2 ,增加率为 56.28%;农村居民点略有增加,其他土地利用类型面积都在减少。其中耕地减少最多,其次是草地,减少率分别为 -85.73%、-49.00%;裸岩石砾地减少最小,减少率仅为 -0.86%。耕地方面,2000—2010 年,耕地面积持续减少,但 2005 年以前减少缓慢,减少率仅 -1.23%,2005—2010 年减少率大增;另一方面,以 2005 年为节点,园地、林地和裸岩石砾地呈先增后减的趋势,但增加面积较小,减少面积较大。相反,草地面积变化规律为先减后增,减少面积大,增加较缓慢。

表 1 2000—2010 年花江示范区各土地利用类型面积变化及其动态度

土地利用类型	面积(hm^2)			2000—2010 年		
	2000 年	2005 年	2010 年	变化面积(hm^2)	变化率(%)	动态度
耕地	1 099.23	1 085.69	156.81	-942.42	-85.73	-7.79
园地	912.60	914.88	868.48	-44.12	-4.83	-0.44
林地	1 799.19	1 805.43	1 770.27	-28.92	-1.61	-0.15
草地	1 453.77	697.68	741.45	-712.32	-49.00	-4.45
交通运输用地	51.26	51.26	49.35	-1.91	-3.72	-0.34
农村居民点	33.92	35.90	44.29	10.37	30.57	2.78
独立工矿用地	4.41	5.93	9.93	5.52	125.17	11.38
裸岩石砾地	457.82	488.55	453.86	-3.96	-0.86	-0.08
水域	73.77	73.77	115.28	41.52	56.28	5.12

3 生态系统服务价值核算

3.1 生态系统服务价值系数获取

1997 年 Costanza 等人的研究成果使生态系统服务价值评估的原理与方法从科学意义上得以明确^[7]。鲁春霞等人根据中国的实际情况,制定了中国陆地生态系统单位面积生态服务价值表^[8]。根据生态价值服务价值表,生态系统类型与土地利用类型并不是一一对应的,但二者之间关系密切。由于贵州是典型的喀斯特省份,生态环境较为脆弱,各生态系统服务价值必然受到自然环境本底条件的制约,在全国水平的估算中空间异质性往往被低估,因而贵州的生态价值系数

会低于全国水平。基于此刘宇等人参照 Costanza 的研究成果以及谢高地等人提出的中国陆地生态系统单位面积生态服务价值表(表 2),并结合贵州实际情况,计算出了与贵州省土地利用类型相对应的生态系统类型及其生态价值系数(表 3)^[9]。为了便于计算和结果比较,统一采用刘宇等人的贵州生态系统服务价值系数进行研究区生态服务价值计算,此外,把每种土地利用类型与最接近的生态系统类型结合起来,从而得出每种土地利用类型单位面积的生态服务价值。其中,耕地与农作物对应,园地兼有林地与草地双重特性,故取二者平均值,裸岩石砾地取荒山对应值,交通运输用地、农村居民点和独立工矿用地属建设用地范畴,生态价值系数为负值。

表 2 中国不同陆地生态系统单位面积生态服务价值

服务类型	生态服务价值[元/(年·hm ²)]					
	森林	草地	农田	湿地	水域	荒漠
气体调节	3 097.0	707.9	442.4	1 592.7	0	0
气候调节	2 389.1	794.6	787.5	15 130.9	407.0	0
水源涵养	2 831.5	707.9	530.9	13 715.2	180 332.2	26.5
土壤形成与保护	3 450.9	1 725.5	1 291.9	1 513.1	8.8	17.7
废物处理	1 159.2	1 159.2	1 451.2	16 086.6	16 086.6	8.8
生物多样性保护	2 884.6	964.5	628.2	22 03.3	2 203.3	300.8
食物生产	88.5	265.5	884.9	88.5	88.5	8.8
原材料	2 300.6	44.2	88.5	8.8	8.8	0
娱乐文化	1 132.6	35.4	8.8	3 840.2	3 840.2	8.8
合计	19 334.0	6 404.7	6 114.3	54 179.3	20 2975.4	371.4

表 3 贵州省与土地利用类型相对应的生态系统类型及其生态价值系数^[9]

土地利用类型	生态系统类型	生态价值 [元/(年·hm ²)]
耕地	农作物	3 118.2
林地	亚热带南方林	17 341.3
利用牧草地	山坡草地	8 924.7
水域	湖泊、水库、河流	40 676.4
建设用地	城镇、交通等	-653.3
未利用土地	荒山	371.4

3.2 生态系统服务价值计算

生态系统服务价值计算公式:

$ESV = \sum A_k \times VC_k$ 。

式中:ESV 是生态系统服务价值(元);A_k 是研究区第 k 种土地利用类型分布面积(hm²);VC_k 为生态价值系数[元/(年·hm²)],即单位面积生态系统服务的价值。

总体上,花江示范区 2000—2010 年耕地、园地、林地、建

设用地和裸岩石砾地的生态系统服务价值呈下降趋势,其中园地、林地和裸岩石砾地一度出现小幅上涨,而草地和水域的生态系统服务价值则呈上升趋势,但草地生态系统服务价值在 2005 年曾出现大幅下降。从各个时段上看,2005 年耕地和草地的生态服务价值下降比率大,2010 年又大幅回升,主要是 2005 年耕地、草地退化后环境问题加重,继而开展的石漠化综合防治的主要手段之一就是实施退耕还林还草,其生态服务价值随面积增减而变化。园地、林地生态系统服务价值略有减小但变化率不大。建筑用地的生态系统服务的影响通常为负面的,其生态系统服务价值取负值,其在生态系统服务中的比例全部取零^[10]。裸岩石砾地就是喀斯特地区存在石漠化隐患的区域,2005 年裸岩石砾地面积有所增加,极大可能是不合理的人类活动导致的水土流失加重,2005—2010 年通过环境治理与开发,该部分的利用类型得以向其他利用方式转化。水域面积和生态服务价值在 2005 年至 2010 年增长,人工储水蓄水工程的实施是实现增长的主要原因(表 4、图 2)。

表 4 花江示范区各生态系统服务价值量及其变化

土地利用类型	2000 年		2005 年		2010 年		变化率(%)		
	价值量 (元)	价值比例 (%)	价值量 (元)	价值比例 (%)	价值量 (元)	价值比例 (%)	2000—2005	2005—2010	2000—2010
耕地	3 427 619	5.47	3 385 399	6.04	488 965	0.43	-1.23	-85.56	-85.73
园地	11 985 176	19.12	12 015 119	21.43	11 405 748	10.04	0.25	-5.07	-4.83
林地	31 200 294	49.76	31 308 503	55.85	30 698 783	27.03	0.35	-1.95	-1.61
草地	12 974 461	20.69	6 226 585	11.11	66 172 195	58.27	-52.01	962.74	410.02
建设用地	-58 529	-0.09	-60 816	-0.11	-67 662	-0.06	3.91	11.26	15.60
裸岩石砾地	170 034	0.27	181 447	0.32	168 564	0.15	6.71	-7.10	-0.86
水域	3 000 698	4.79	3 000 698	5.35	4 689 175	4.13	0.00	56.27	56.27
合计	62 699 753	100.00	56 056 935	100.00	113 555 768	100.00	-10.59	102.57	81.11

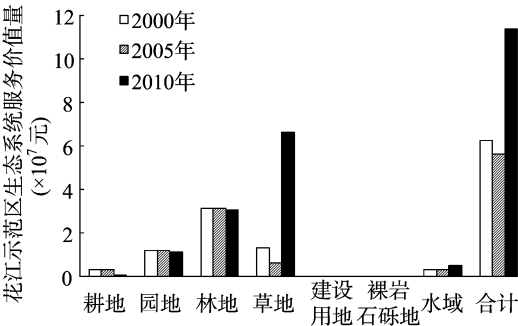


图2 花江示范区 2000 到 2010 年生态系统服务价值量变化

5 结论

整个花江示范区 2000—2010 年的生态系统服务价值总体上是增长的,2010 年生态系统服务价值比 2000 年增长了 5.085 6 × 10⁷ 元,变化率高达 81.11%,说明近年来退耕还林还草、封山育林、小流域综合治理、经果林种植等石漠化治理工作的开展取得了一定成效,生态环境质量有所提高。各年的生态价值构成中,2000 年和 2005 年都是林地的贡献率最大,分别达到 49.76%、55.85%,2010 年时草地的贡献率最大,高达 58.27%,三个时期的建设用地生态系统服务价值贡献率都是最低,在今后的发展中应严格控制建设规模,引导土地利用方式向生态服务价值高的土地利用类型转变。

许钦坤, 赵翠燕. 耐镉菌株的筛选及生物学特性[J]. 江苏农业科学, 2015, 43(2): 317-318.

doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2015.02.103

耐镉菌株的筛选及生物学特性

许钦坤¹, 赵翠燕²

(1. 广东韶关学院英东生命科学学院, 广东韶关 512005; 2. 广东韶关学院英东农业科学与工程学院, 广东韶关 512005)

摘要:从污染土壤中, 分离出 1 株能高度抗镉和吸附镉的菌株 S-1, 经初步鉴定为蜡状芽孢杆菌(*Bacillus cereus*)。对其生物学特性进行研究, 结果表明, 该菌株在液体细菌培养基中耐镉(Cd)浓度高达 600 mg/L; 菌株 S-1 对 Cd²⁺ 有较好的吸附效果, 吸附率高达 75.4%。

关键词:筛选; 耐镉菌株; 生物学特性

中图分类号: X131.3 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2015)02-0317-02

镉(Cd)是严重危害人类健康的重金属元素, 极微量就会对人体造成危害, 镉进入人体后, 可对肾脏、骨骼、肺部、心血管等器官造成危害。许多农村、城市的土壤和水资源受到不同程度的镉污染, 用受污染的水灌溉时, 可使灌区和下游地区的农作物受镉污染, 并富集于农作物中, 从而进一步危害人体健康。另外, 自然环境一旦被镉污染, 消除其影响是很困难的。生物修复技术是重金属污染土壤治理的重要手段之一, 具有处理费用低、对环境的影响小、效率高等优点, 目前, 利用微生物进行重金属污染土壤的修复是近几年国内外研究的热点。微生物是通过代谢活动及其产物来促进重金属的溶解, 从而提

高重金属在土壤中的生物有效性^[1], 微生物还能促进植物旺盛生长, 增大植物生物量, 通过强化植物来修复重金属污染土壤。本研究从镉污染土壤中分离耐镉细菌, 对其进行初步研究, 以期为该细菌在镉污染治理中的应用提供理论基础。

1 材料与方法

1.1 试验材料

1.1.1 土壤样品 采自广东某铅锌矿区周围土壤。

1.1.2 培养基和试剂 牛肉膏蛋白胨培养基: 牛肉膏 3 g、蛋白胨 6 g、NaCl 3 g、琼脂粉 12.0 g、水 600 mL, pH 值为 7.0~7.2; 液体培养基: 不加琼脂的牛肉膏蛋白胨培养基; 筛选培养基: 在固体牛肉膏蛋白胨培养基中, 加入不同浓度的 Cd²⁺ 溶液。硝酸镉、牛肉膏、蛋白胨、琼脂等试剂, 化学纯, 均为国产; 细菌基因组 DNA 小量提取试剂盒、凝胶回收试剂盒等, 均购于大连宝生物工程有限公司; Goldview, 购于广州瑞真公司。

1.1.3 主要仪器 手提式压力蒸汽灭菌器, 上海博迅实业有

收稿日期: 2014-04-02

基金项目: 广东省科技计划(编号: 2011B010500018); 广东省韶关市科技计划(编号: 313-140513)。

作者简介: 许钦坤(1977—), 男, 山东单县人, 硕士, 讲师, 主要从事资源微生物利用研究。

通信作者: 赵翠燕。E-mail: bethzhao2003@163.com。

生态系统服务价值的评估虽然能为花江示范区生态系统恢复和建设提供一定参考, 但估算过程中有可能存在一些偏差或不足: (1) Costanza、谢高地等人计算的中国不同陆地生态系统单位面积生态服务价值固然不能体现出喀斯特地区的特殊性, 但刘宇等人计算出的与贵州省土地利用类型相对应的生态系统类型及其生态价值系数是否考虑了全部的生态系统服务, 对这些生态系统的估价是否准确需要进一步研究; (2) 花江示范区是贵州典型的喀斯特区域, 生态环境较差, 采用整个贵州范围内的生态系统服务价值系数来对其进行估算, 花江示范区的空间异质性也可能出现被低估的情况; (3) 计算中将裸岩石砾地与未利用土地对应, 园林系数取林地和草地的平均值可能会造成计算结果与实际情况有一定的偏差。

参考文献:

- [1] 欧阳志云, 王如松. 生态系统服务功能、生态价值与可持续发展[J]. 世界科技研究与发展, 2000, 22(5): 45-50.
- [2] 张飞, 孔伟. 苏州市不同土地利用变化类型的生态环境效应分析[J]. 江苏农业科学, 2011(1): 421-423.

- [3] 向悟生, 李先琨, 丁涛, 等. 土地利用变化对漓江流域生态服务价值影响[J]. 水土保持研究, 2009, 16(6): 46-50, 55.
- [4] 熊鹰, 谢更新, 曾光明, 等. 喀斯特区土地利用变化对生态系统服务价值的影响——以广西环江县为例[J]. 中国环境科学, 2008, 28(3): 210-214.
- [5] 陈起伟, 熊康宁, 蓝安军. 基于“3S”的贵州喀斯特石漠化现状及变化趋势分析[J]. 中国岩溶, 2007, 26(1): 37-42.
- [6] 张宁, 曾光建, 关国锋. 近 25 年来黑龙江省生态系统服务价值对土地利用变化的响应[J]. 国土资源情报, 2011, 20(9): 38-44.
- [7] Costanza R D, Arge R, Groot R, et al. The value of the world's ecosystem services and nature capital[J]. Nature, 1997, 386: 253-260.
- [8] 鲁春霞, 谢高地, 肖玉, 等. 青藏高原生态系统服务功能的价值评估[J]. 生态学报, 2004, 24(12): 2749-2755.
- [9] 刘宇, 陈学华, 罗勇. 土地利用变化对生态系统服务价值的影响——以贵州省为例[J]. 西北林学院学报, 2008, 23(1): 219-223.
- [10] 李开忠, 彭贤伟, 熊康宁. 贵州喀斯特峡谷地区土地利用效果评价——以贵州花江峡谷地区为例[J]. 中国岩溶, 2005, 24(4): 293-299, 337.