

基于生态价值的幕府山采矿废弃地修复效果评估

潘叶, 王腊春, 张燕

(南京大学 地理与海洋科学学院, 南京 210023)

摘要:南京幕府山停止采矿后,在 10 a 间经历了 10 期和两个专项的生态修复工程。为了解生态修复效果,在对幕府山野外调查采样和遥感数据分析的基础上,遵循生态学原理,对比了幕府山生态修复初期和修复后的生态服务价值量,并进行了可视化处理。结果表明:生态修复工程共创造生态服务价值 4 465.17 万元,其中,大气层、土壤层、植被层和枯落物层创造出的价值量分别为 4 003.71 万元、287.62 万元、171.66 万元和 2.18 万元。经生态修复,幕府山的生态环境得到显著改善,但不同修复工程的修复效果存在差异;稳定的生态修复效果有待时间的积累,需长期监测采矿废弃地生态修复工程区的生态演替,严格保护生态修复的成果。

关键词:生态服务价值;采矿废弃地;生态修复效果;南京幕府山

中图分类号:X826; S718.56

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2019)02-0180-07

Assessment of Restoration Effects of Abandoned Mining Lands in Mufushan Mountain Based on Ecosystem Value

PAN Ye, WANG Lachun, ZHANG Yan

(School of Geographic and Oceanographic Sciences, Nanjing University, Nanjing 210023, China)

Abstract: After stopping mining, the mining lands had experienced 10 periods and 2 special ecological restoration projects during ten years in Mufushan Mountain of Nanjing. Based on sampling and analyzing remote sensing data in Mufushan Mountain, the index values between the early stage of restoration and the final period of restoration were calculated following the principle of ecology. Then, the Kriging method and spatial overlay function in ArcGIS were used to examine the spatial distribution of ecological restoration values in Mufushan Mountain. The results showed that the ecological restoration projects had created ecosystem values worth of 44.65 million yuan, in which the values created by the atmosphere, soil layer, vegetation layer and litter layer were 40.037 1 million yuan, 2.876 2 million yuan, 1.716 6 million yuan and 21 800 yuan, respectively. After the ecological restoration, the ecological environment of Mufushan Mountain was significantly improved. The recovery effects of ecological restoration projects existed difference. Meanwhile, the stable ecological restoration effects in Mufushan Mountain will be revealed after a period. Therefore, it is necessary to monitor the ecological succession in the ecological restoration area of the abandoned mining area and strictly protect the results of ecological restoration.

Keywords: values of ecosystem service; abandoned mining lands; effects of ecological restoration; Mufushan Mountain of Nanjing

生境破坏造成的环境问题已成为世界面临的重要环境问题之一,其中,矿产资源开采、选冶对生态环境、土地利用均造成了严重的负面影响。近几十年,生态修复及评价工作不断深化,对采矿废弃地的生态修复研究也开始出现^[1],使得矿区生态修复工程有了

量化指标,有利于修复重建工作的进一步开展,但仍处于逐渐完善的阶段。

国外采矿废弃地生态恢复的实践始于 1935 年,主要针对对矿业和开采地下水造成的各种塌陷环境进行生态恢复^[2]。经济较发达的采矿工业国较早开

展了生态修复的研究和评价^[3-4]。在其后的实证评估中,生态恢复协会(SER)总结出标志生态系统成功恢复的 9 个关键属性^[5],通常用于对生态系统状况的评价指标进行分类^[6]。生态修复评价注重生态修复对于社会和经济方面的贡献评价,常用意愿调查法^[7]、成本—效益分析法^[8]、机会成本法^[9]等来评估生态恢复工程效果。Daily^[10]系统地解析了生态系统服务概念,Costanza 等^[11]提出了对于全球尺度生态系统服务功能类型的划分标准,估算了全球的生态价值量。2001 年,全球启动了“千年生态系统评估”(MA)的国际合作项目,提出了具有广泛应用性的生态系统服务功能分类方法^[12]。生态系统服务功能评价多运用于某一个生态系统或国家层面^[13-15],为地区的生态修复提供了较好的决策基础。

我国从 20 世纪 50 年代开始进行生态修复工作^[16],主要侧重于水体、森林和城市景观等的修复^[17-19];采矿废弃地生态修复的评价多侧重于土壤重金属污染和植被修复的评价^[20-23],对矿山废弃地生态修复综合效果的全面系统评价的研究比较少。在少量矿山废弃地生态修复综合效果评价的研究文献中,评价方法主要是层次分析法^[24]、频度分析法^[25]、模糊评价^[26]。我国对于生态系统服务功能的研究源于 20 世纪 80 年代起步的森林资源价值核算^[27],有学者根据 Costanza 等总结出的生态系统服务功能评估,提出了符合我国的生态系统服务功能价值评估方法^[28-29]。但是,森林生态服务功能的价值评估多针对的是整个中国的生态功能评价和自然保护区的估值^[30-33],对较小区域的生态修复效果的精准分析研究不是很多,区域内准确位置上的数据较难获取是其中一个原因,而且区域内较长尺度的监测数据也缺乏实测资料的支撑。由于没有建立生境与动植物之间长期的动态监测系统,生态修复评价的指标与数据选取存在很大差异,评价结果无法直接比较。

南京幕府山位于南京市北部、长江南岸,占地面积约 44 km²,是白云石和石灰石的极佳采矿场,建国初期就有多家采石场在此建矿采石,之后 50 a,采矿业曾是南京经济的重要产业,但经大规模、无规范的开采,周边地区的生境严重退化,大面积岩石裸露,幕府山西南部海拔 200 m 的主峰被夷平,并留下 50 万 m² 的大矿坑,山体西北部产生了大量的陡崖和绝壁,采矿前后的地形对比见图 1。1998 年,南京市政府关停了所有采矿场,幕燕风景区管理处开展了 10 a 共 10 期生态修复工程,每期修复区域的位置不同,修复

的主要方式是客土穴植、客土覆被、垂直绿化等,2001 年和 2002 年还分别针对栖建与渡江采石场开采形成的陡崖面进行了专项修复。

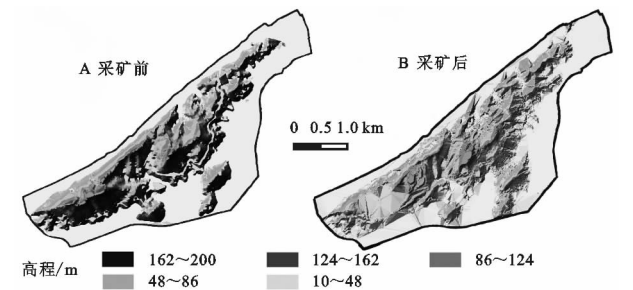


图 1 幕府山采矿前后的地形高度变化

本文在实地勘察、采样、测试,结合高分辨率遥感数据的基础上,运用生态学的相关原理,探讨综合评价采矿废弃地生态修复效果的方法,精准计算南京幕府山这一较小区域生态修复初期和修复后的生态服务价值量,并采用可视化方式展现生态修复的效果。研究结果有利于提高人们对于生态修复的重视,以期能得出生态修复评价研究的新成果,进一步丰富生态修复的学术研究,同时,为南京幕燕风景区生态环境的提升与优化提供参考。

1 研究方法 with 数据来源

1.1 评价指标体系建立

根据区域特点和生态价值的内涵以及数据的可获取性,建立幕府山生态修复效果评价的指标体系,体系分为目标层、准则层和指标层 3 个层次,涵盖大气、土壤、枯落物和植被 4 个方面。评价指标体系的具体内容如图 2 所示。

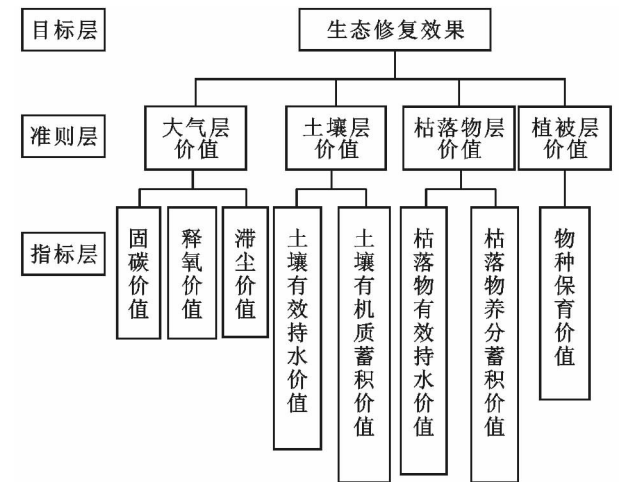


图 2 南京幕府山生态修复效果评价指标体系

1.2 遥感影像判读及生物量统计

遥感影像能够提供可靠的地物和地形的识别依据,通过遥感影像可以掌握幕府山生态修复初期和修

复后的生物量变化。基于 ENVI 与 ArcGIS 10, 通过对幕府山生态修复初期和修复后的遥感影像图进行几何校正、图像变换和增强等处理, 提取土地类型影像特征, 计算区域内的归一化植被指数 (NDVI) 值。参考文献 [34] 中得出的生物量与 NDVI 值的回归方程式, 并经过与南京紫金山风景区林地生物量 [35] 的比较修正, 计算出幕府山生态修复初期和修复后的生物量以及植被净生产力 NPP, 为大气层的固碳价值和释氧价值量的计算做准备。南京幕府山生态修复初期和修复后的遥感影像分别来自于 2002 年法国空间研究中心 SPOT4 的全色和多光谱遥感影像 (分辨率 10 m), 2013 年我国资源三号卫星 (轨道 9525 号) 的全色和多光谱遥感影像 (分辨率 5.8 m)。

1.3 采样与试验

通过野外调查, 统计研究区内植被种类及各树种的株数, 为大气层和植被层价值量的计算做准备。野外采集幕府山自然生长区和生态修复区的样品, 每一修复工程区内采集 1~2 个样品, 并通过下列方法, 获得生态修复初期和修复后的土壤层和枯落物层价值量计算的基础数据。

土壤层调查采用剖面法, 在自然生长区和每一生态修复工程区的 20 m×20 m 样方内挖取土壤剖面, 测量土层厚度, 根据现场观察, 各样地土壤均没有明显分层, 故在 0—30 cm 土层内采集约 1 kg 土壤, 装入布袋, 在实验室风干、分检、研磨, 以备理化性质分析使用。并在土层深度为 0—20 cm, 21—40 cm, 41—60 cm 的样方土壤中, 用直径为 50.46 mm、高度为 50 mm 的环刀采取土样, 密封后带回。在实验室中用烘干法测定土壤容重; 用环刀浸泡法测定土壤孔隙度和持水量, 并计算土壤有效持水量; 用高温外热重铬酸钾氧化—容量法测定土壤有机质含量 [36]。

枯落物层采样时, 选择幕府山具有代表性的林分类型, 在选取的 1 m×1 m 样方上, 测量枯落物层总厚度, 并收集样方内全部枯落物样品。采用室内烘干、浸泡法测定枯落物有效持水量, 以干物质质量推算枯落物养分含量 [37]。

1.4 生态价值计算

根据国家林业局《森林生态系统服务功能评估规范 (LY/T1721—2008)》, 结合南京幕府山生态修复特点, 计算幕府山大气层、土壤层、枯落物层和植被层 4 个层次共 8 个指标的生态系统服务功能的价值量。

1.4.1 大气层生态服务功能的价值量 大气层的生态价值量由固碳价值、释氧价值和滞尘价值组成, 这

些指标可以指示生态修复工程对于幕府山在固碳释氧和优化空气质量方面的修复效果。

(1) 根据光合作用和呼吸作用反应方程式 [38], 计算林木的固碳与释氧价值量。

$$U_{\text{固碳}} = 1.63 \times \text{NPP} \times A \times 27.27\% \times 1200$$

$$U_{\text{释氧}} = 1.2 \times 0.5 \times 0.45 \times \text{NPP} \times A \times 1000$$

式中: $U_{\text{固碳}}$ 为像元点林木年净固碳价值量 (元/a); $U_{\text{释氧}}$ 为像元点林木年净释氧价值量 (元/a); NPP 为植被净生产力 [$\text{t}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$]; A 为像元点林分面积 (m^2); 1 200 为林木固碳价格 (元/t); 1 000 为林木释氧价格 (元/t)。

(2) 林地滞尘价值量。

$$U_{\text{滞尘}} = (Q_{\text{落叶乔木}} \times D \times A_{\text{落叶乔木}} + Q_{\text{常绿乔木}} \times D \times A_{\text{常绿乔木}} + Q_{\text{灌木}} \times D \times A_{\text{灌木}}) \times 150$$

式中: $U_{\text{滞尘}}$ 为像元点林地滞尘价值量 (元/a); Q 为单位面积的相应树种平均每天的滞尘量 (t); A 为相应树种的像元点林分面积 (m^2); 150 为降尘清理费用 (元/t); D 为滞尘天数, 根据江苏省气象台的资料, 在生态修复期间, 南京市年平均晴天数为 61.6 d, 阴天数为 140 d, 据此估算林地滞尘天数一年有 200 d。

1.4.2 土壤层生态服务功能的价值量 土壤层的价值量由土壤有效持水价值和土壤有机质蓄积价值决定。

$$U_{\text{土壤持水}} = R_{\text{土壤}} \times 2.09$$

$$U_{\text{土壤蓄积}} = S_{\text{土壤}} \times 320$$

式中: $U_{\text{土壤持水}}$ 为像元点土壤有效持水价值量 (元/a); $R_{\text{土壤}}$ 为像元点土壤有效持水量 (t/a); 2.09 为水的净化费用 (元/t); $U_{\text{土壤蓄积}}$ 为像元点土壤有机质蓄积价值量 (元/a); $S_{\text{土壤}}$ 为像元点土壤有机质蓄积量 (t/a); 320 为有机质价格 (元/t)。

1.4.3 枯落物层生态服务功能的价值量 枯落物层的价值量由枯落物有效持水价值和枯落物养分蓄积价值组成。

$$U_{\text{枯落物持水}} = R_{\text{枯落物}} \times 2.09$$

$$U_{\text{枯落物蓄积}} = S_{\text{枯落物}} \times 320$$

式中: $U_{\text{枯落物持水}}$ 为像元点枯落物有效持水价值量 (元/a); $R_{\text{枯落物}}$ 为像元点枯落物有效持水量 (t/a); $U_{\text{枯落物蓄积}}$ 为像元点枯落物养分蓄积价值量 (元/a); $S_{\text{枯落物}}$ 为像元点枯落物养分蓄积量 (t/a)。

1.4.4 植被层生态服务功能的价值量 根据 Shannon-Wiener 指数评估法 [39] 计算物种保育价值量:

$$U_{\text{物种保育}} = S \times A$$

式中: $U_{\text{物种保育}}$ 为像元点植被物种保育价值量 (元/a); S 为 Shannon-Wiener 指数所对应的单位面积物种多

样性保育价值(元/m²)。

1.5 各评价层结果的可视化

用 ArcGIS 中的克里金空间插值方法和其他空间统计方法,将计算出的评价指标体系中每一层次的价值量进行可视化处理,而后运用自然间断点分级方法,将每一评价值的图像划分为 5 个等级。对于指标层中的大气层价值下的固碳价值和释氧价值,由遥感数据计算得出每一个像元点的价值量,而其他指标值则是根据自然生长区和生态修复区采样点分布位置做空间插值处理得出;准则层中 4 个方面的价值量由指标层的价值量分别加总得到,最终目标层的生态修复总价值由准则层的价值量加总获得。价值量的可视化可以更加直观地分析生态修复对于提升幕府山生态环境的贡献。

2 结果与分析

2.1 生态修复效果评价

2.1.1 大气层价值量变化 幕府山的固碳价值、释氧价值和滞尘价值见表 1。林木总计固定 11.08 万 t 的 CO₂,并释放 8.31 万 t 的 O₂;生态修复后,固碳释氧能力的总价值为 4 022.22 万元,较修复初期的价值量增长了 3 881.85 万元,其中,固碳价值在大气层中占比为 41%,较释氧价值高,其年平均增长量也约是释氧价值量的两倍。生态修复后的滞尘价值变化量比固碳释氧价值变化量小,年平均增长量 10.16 万元,据测算,滞尘价值中,常绿乔木占比达到了 55%,较灌木的滞尘价值量大。汇总大气层的价值量,生态修复初期仅为 209.76 万元,生态修复后达到 4 213.47 万

元,占幕府山生态总价值量的比重也大幅提高,由 22.1%增长到 77.9%,其中,固碳价值的占比最大,释氧价值和滞尘价值次之。总体来看,大气层功能有很大提高,但东北部自然生长区修复后的价值量不如生态修复区的价值量高(图 3A—3B)。

从图 3A 可以看出,生态修复初期,幕府山各区域的价值量均低于 3.39 万元/m²,东北部自然生长区的大气层价值量比生态修复区高一个等级,处于(1.7~3.39)万元/m²。幕府山北部沿岸区域,有零星区域的价值量落在(1.7~3.39)万元/m² 区间,因历经多年采矿活动后,北部沿岸由山坡变为了裸露陡崖,修复工程在陡崖处采用垂直绿化的覆被方式,因此,在空间分布上,修复初期北部沿岸会产生垂直绿化的叠加效应,价值量比较高。

从图 3B 可以看出,生态修复后,幕府山的大气层价值量显著提升,生态修复区的价值处于比较高的两个等级,东北部自然生长区次之,越靠近生态修复区或是自然生长区的地块,价值量越高,幕府山四周的价值量略低一些。在生态修复区,第一、二期工程和专项修复工程区域的价值量要低于其他区域的价值量,这与修复初期经验不足和专项修复工程区域的地形有关。修复初期种植的植被种类单一、密度过大,植被大量无序繁殖,致使植被固碳释氧和优化空气质量的能力受阻,而专项修复工程区域的地形均为裸崖,修复手段为凿石挖槽生态修复法或轮胎织网生态修复法,植被覆盖度较低,修复效果也没有中后期修复工程好。幕府山四周的低值区则与修复工程结束后的旅游景点开发有关。

表 1 幕府山生态修复初期和修复后各个评价层次的生态总价值量

| 层次 | 项目 | 2002 年 | | 2013 年 | | 年平均增长量/ (万元·a ⁻¹) |
|------|-----------|---------|---------|---------|---------|----------------------------------|
| | | 价值总量/万元 | 各层总计/万元 | 价值总量/万元 | 各层总计/万元 | |
| 大气层 | 固碳价值 | 86.44 | 209.76 | 2670.46 | 4213.47 | 215.34 |
| | 释氧价值 | 53.93 | | 1351.76 | | 108.15 |
| | 滞尘价值 | 69.39 | | 191.25 | | 10.16 |
| 土壤层 | 土壤有效持水价值 | 19.53 | 362.07 | 38.09 | 649.69 | 1.55 |
| | 土壤有机质蓄积价值 | 342.54 | | 611.6 | | 22.42 |
| 枯落物层 | 枯落物有效持水价值 | 14.42 | 18.48 | 16.18 | 20.66 | 0.15 |
| | 枯落物养分蓄积价值 | 4.06 | | 4.48 | | 0.04 |
| 植被层 | 物种保育价值 | 356.84 | 356.84 | 528.5 | 528.5 | 14.31 |
| 总计 | | 947.15 | 947.15 | 5412.32 | 5412.32 | 372.10 |

2.1.2 土壤层价值量变化 10 年生态修复,将建筑弃土覆盖在裸地和土壤贫瘠的区域,后期还将南京市玄武湖隧道施工、湖底清淤产生的淤泥搬到幕府山,改善了幕府山的土壤结构。由表 1 可见,生态修复后

土壤水肥蓄积总价值为 649.69 万元,是修复初期的两倍左右,占幕府山生态总价值量的 12%,其中,土壤有机质蓄积价值占土壤层总价值量的 94%,年增长量为 22.42 万元。

由图 3C 可知,修复初期的土壤层价值量由东北部自然生长区向山体南部递减,北部的第 10 期修复工程区域因遭到破坏并还未开展修复工程,所以价值量也很低。图 3D 则显示,经过生态修复,自然生长区的土壤层变化较慢,而生态修复区的价值量显著提高,特别是第 5、第 8 和第 9 期修复工程区域的价值量达到(6.25~7.81)万元/ m^2 ,修复区价值量由第 5、第 8 和第 9 期修复工程区域向专项修复区域递减。因初期覆盖土壤的厚度较薄,第一期生态修复工程的修复效果也比较差,且随时间增加,枯落物的蓄积与分解及地下根系的生长发育,加上自然淋溶作用及动植物的迁移运动,土壤水肥蓄积能力有所下降;中后期修复工程区域覆土量高,土壤养分不易流失。

从图 3E—3F 可以看出,生态修复对幕府山枯落物层的修复效果并不大,生态修复区的价值量不如未被破坏的自然生长区的价值量高,仅第 2、第 5 和第 6 期修复工程区的价值量由(0~0.05)万元/ m^2 增长到(0.05~0.1)万元/ m^2 ,其他修复区的价值量并没有很大提升,因为生态修复工程实施时间仅 10 a,2008 年之后就没有再进行生态修复工作,生态修复时种植的植被还处于幼龄,到 2013 年为止,后期修复区域内的植被还没有形成顶级群落,枯落物的蓄积量也不多,因此,还有提高的潜力。第 2、第 5 和第 6 期修复工程区内种植的多为落叶林,或是区域内的树种较为丰富,枯枝落叶积累相对较多,枯落物层的价值量相对较高,而第 1 期和修复后期工程的部分区域的种植密度过高,使植物生境变差,枯落物的有效持水价值和养分蓄积价值随着淋溶作用和浸泡时间而降低,枯落物的持水和蓄积能力反而低。

2.1.4 植被层价值量变化 物种保育价值即植被层价值量见表 1。生态修复后的物种保育价值量为 528.5 万元,较修复初期增加了 171.66 万元,年平均增长量为 14.31 万元。

图 3G—3H 展现了幕府山生态修复初期和修复后植被层价值量的空间变化。修复初期的价值量由东北部向南部递减,修复后自然生长区的价值量没有多大变化,而生态修复区的价值量由(0~0.88)万元/ m^2 增长到(2.65~3.53)万元/ m^2 ,价值量有很大提升,但与自然生长区相比仍有一些差距。幕府山的植物种类较丰富,根据生态修复后的统计,有高等植物(含部分栽培植物)110 科、331 属、490 种,其中含有中国特有分布属 7 个,一个地区特有种——秤锤树。生态修复初期,修复工程区内的植被没有形成复杂的群落结构,而未被破坏的东北部自然生长区域的生物多样性比较完整,因此价值量比较高。修复后的生态修复区内(3.53~4.42)万元/ m^2 的价值量区间缺失,说明生态修复种植的植被对幕府山的生长环境还在不断适应的阶段,没有达到与自然生长区植被一样的生长状态。

2.2 生态修复综合评价

汇总幕府山大气层、土壤层、枯落物层和植被层的生态价值(表 1),10 年生态修复工程共创造生态服务价值 4 465.17 万元,其中,价值量占比最大的是大气层,占总价值的 89.67%,其次是土壤层,创造的总生态价值为 287.62 万元,植被层的价值量位居第 3,占比 3.84%,枯落物层的价值量最小。

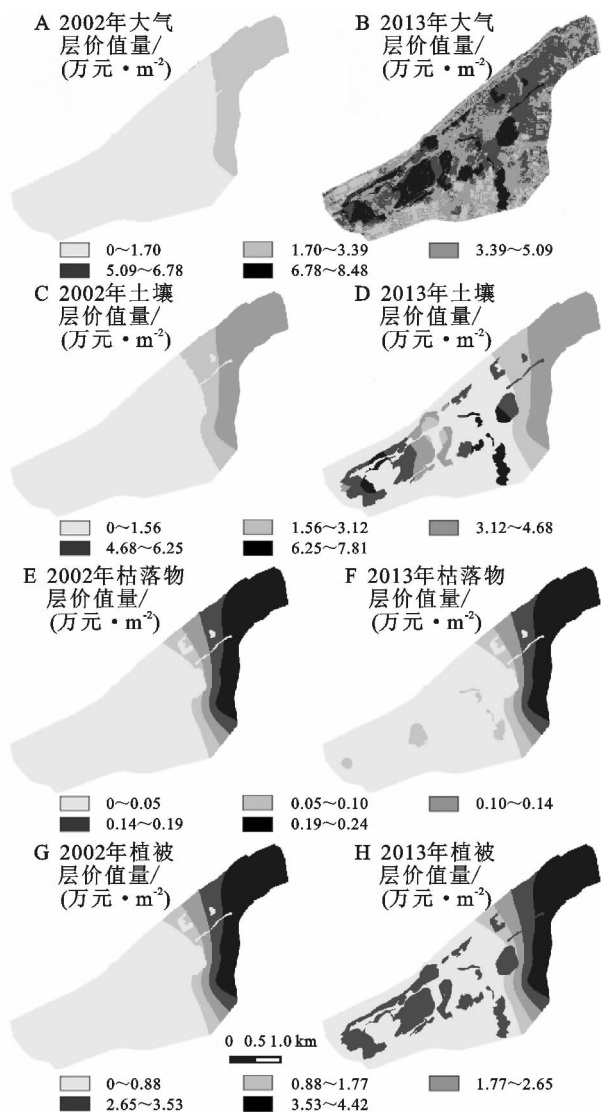


图 3 幕府山生态修复初期和修复后的准则层价值量分级

2.1.3 枯落物层价值量变化 枯落物有效持水价值和养分蓄积价值见表 1。修复初期的枯落物层价值量 18.48 万元,修复后 20.66 万元,年均增长量仅 0.19 万元,其中枯落物有效持水价值的占比较大一些。

从图 4 可以看出,生态修复初期,幕府山的生态价值量未超过 11.42 万元/m²,而山体东北部自然生长区植被未受到破坏,生态环境优良,植被生长茂盛,因而价值量相对高。生态修复工程几乎覆盖了幕府山采矿废弃区域,但第 1 到第 4 期修复工程结束时,还是不如自然生长区的生态环境好。生态修复后,幕府山分级价值量面积最大的是(3.81~7.61)万元/m² 的区域,与修复初期面积最大的(0~3.81)万元/m² 的分级区间相比,提高了一个等级;(0~3.81)万元/m² 的低值区仍存在,主要位于山体西南部大矿坑的四周,这是由于矿坑四周的陡崖和绝壁较难修复,并且,在生态修复完成后不到半年,幕燕开发公司就在幕府山西南部的山头南侧进行住宅开发,推倒了原已修复的植被;(15.22~19.03)万元/m² 的高值区也不是很多,均位于生态修复区的几个子区域。这说明,生态修复对提升幕府山生态环境的贡献比较大,使得大部分区域的生态价值量提高了一个层次,且低分值的区域变少了,但高分值的区域仍旧不多,还有提升的空间。

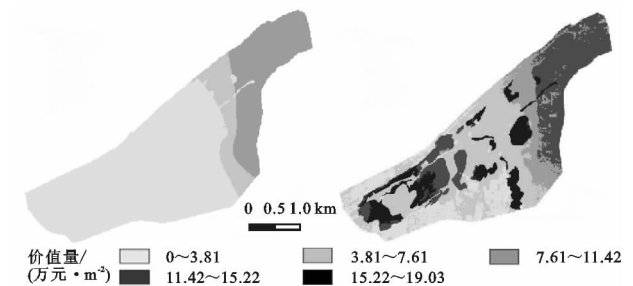


图 4 幕府山生态修复初期和修复后的目标层价值量的分级

3 结 论

10 a 生态修复对改善幕府山生态环境起着重要作用。修复工程总面积达 268.8 万 m²,填土方 194.60 万 m³,种植量 282.94 万株,生态修复工程共创造生态服务价值 4 465.17 万元,其中,大气层、土壤层、植被层和枯落物层创造出的价值量分别为 4 003.71 万元、287.62 万元、171.66 万元和 2.18 万元。较修复初期的生态状况而言,修复工作使得幕府山内大部分区域的生态环境得到提升,植被种植和后期养护让幕府山的空气质量得到优化,覆土增加了采矿废弃地的土壤层厚度,提供了更多的土壤保肥与持水生态功能价值。所以,生态修复可显著改善采矿废弃地的生态环境质量。

然而,不同区域的生态修复效果存在差异,主要由采矿后形成的地形、修复时间长短、种植的植物种类与群落构成、后期对修复植被的抚育管护措施等的不同产生。采矿造成幕府山地形突变,使得陡崖和绝壁的生态修复效果不佳,特别是北部沿岸中部陡崖和

山体南部矿坑周围的陡崖极难恢复。因为有了初期修复的经验积累,生态修复中后期工程区的修复效果好于修复初期工程区,中后期的修复对环境优化效果提高很快。同时,不同修复工程种植的植被类型和密度存在差异,使得其对幕府山环境的影响存在差异。此外,部分生态修复工程完成后不长时间,开发公司在幕府山西南山头南侧进行住宅开发,毁掉了原已修复的植被,也使得生态修复的效果大打折扣。

2013 年通过对生态修复效果的监测及其与修复初期生境的对比发现,修复工程使幕府山环境有了很大改变,但各修复区在不同年份进行修复,生态恢复时间的不同导致修复效果存在显著差异,10 年的生态修复时间还比较短,而土壤与植被的恢复需要较长的时间,影响因素之间也存在相互联系与制约,因此,稳定的生态修复效果还有待时间的积累才能充分显现,需长期监测采矿废弃地生态修复工程区的生态演替,严格保护生态修复的成果。

参考文献:

[1] 陈灵芝. 中国退化生态系统研究[M]. 北京: 中国科学技术出版社, 1996.

[2] 张文岚. 平朔矿区采矿废弃地生态恢复评价研究[D]. 济南: 山东师范大学, 2011.

[3] Teas H J. Ecology and restoration of mangrove shorelines in florida[J]. Environmental Conservation, 1977, 4(1): 51-58.

[4] Urbanska K M, Webb N R, Edwards P J. Restoration Ecology and Sustainable Development[M]. Cambridge: Cambridge University Press, 2000.

[5] Ruiz-Jaen M C, Aide M T. Restoration success: how is it being measured[J]. Restoration Ecology, 2010, 13(3): 569-577.

[6] Society for Ecological Restoration. Society for ecological restoration international's primer of ecological restoration[EB/OL]. [2018-02-04]. <https://www.ser.org/>.

[7] Mitani Y, Shoji Y, Kuriyama K. Estimating economic values of vegetation restoration with choice experiments: a case study of an endangered species in Lake Kasumigaura, Japan[J]. Landscape & Ecological Engineering, 2008, 4(2): 103-113.

[8] Birch J C, Newton A C, Aquino C A, et al. Cost-effectiveness of dryland forest restoration evaluated by spatial analysis of ecosystem services[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2010, 107(50): 21925-21930.

[9] Josh Dorrough, Vesk P A, Moll J. Integrating ecologi-

- cal uncertainty and farm-scale economics when planning restoration[J]. *Journal of Applied Ecology*, 2010, 45(1):288-295.
- [10] Daily G C. Nature's services: societal dependence on natural ecosystems [J]. *Corporate Environmental Strategy*, 1997, 6(2):220-221.
- [11] Costanza R, Arge R D, Groot R D, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. *World Environment*, 1997, 387(1):3-15.
- [12] Sub-Global Assessment Selection Working Group of the MA. Millennium ecosystem assessment Sub-Global component: purpose, structure and Protocols[EB/OL]. [2018-02-04]. <http://www.millenniumassessment.org>.
- [13] Badola R, Hussain S A. Valuing ecosystem functions: an empirical study on the storm protection function of Bhitarkanika Mangrove Ecosystem, in India[J]. *Environmental Conservation*, 2005, 32(1):85-92.
- [14] Glicksman R L, Thoko K. A comparative analysis of accountability mechanisms for ecosystem services markets in the United States and the European Union[J]. *Transnational Environmental Law*, 2013, 2(2):259-283.
- [15] Duru M, Jouany C, Le R X, et al. From a conceptual framework to an operational approach for managing grassland functional diversity to obtain targeted ecosystem services: case studies from French mountains [J]. *Renewable Agriculture & Food Systems*, 2014, 29(3):239-254.
- [16] 朱德华, 蒋德明, 朱丽辉. 恢复生态学及其发展历程[J]. *辽宁林业科技*, 2005(5):48-50.
- [17] 姜建国, 姚汝华. 水体修复生态学[J]. *环境*, 1997(8):35-36.
- [18] 喻理飞, 朱守谦, 祝小科, 等. 退化喀斯特森林恢复评价与修复技术[J]. *贵州科学*, 2002, 20(1):7-13.
- [19] 严登华, 何岩, 邓伟, 等. 满洲里市景观生态修复与重建[J]. *土壤与环境*, 2000, 9(3):193-196.
- [20] 周京. 大连石灰石矿矿坑边坡生态修复效果评价[D]. 辽宁大连: 辽宁师范大学, 2012.
- [21] 黄福才. 紫金山金铜矿废弃地植被修复及其效果评价[J]. *福建林业科技*, 2015, 42(3):74-93.
- [22] 刘永光. 北京山区关停废弃矿山人工恢复效果及评价研究[D]. 北京: 北京林业大学, 2011.
- [23] 黄小娟, 江长胜, 郝庆菊. 重庆溶溪锰矿区土壤重金属污染评价及植物吸收特征[J]. *生态学报*, 2014, 34(15):4201-4211.
- [24] 王超, 毕君, 尤海舟. 矿山废弃地生态退化程度评价[J]. *生态环境学报*, 2014, 23(6):1070-1075.
- [25] 王晶晶. 磷矿山废弃地生态修复的生态效益评价[D]. 武汉: 武汉工程大学, 2014.
- [26] 刘惠君, 闫旭骞, 林大泽. 矿区生态系统健康现状模糊综合评价方法[J]. *中国安全科学学报*, 2009, 19(12):154-158.
- [27] 战金艳. 生态系统服务功能辨识与评价[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2011.
- [28] 陈仲新, 张新时. 中国生态系统效益的价值[J]. *科学通报*, 2000, 45(1):17-22.
- [29] 谢高地, 鲁春霞, 冷允法, 等. 青藏高原生态资产的价值评估[J]. *自然资源学报*, 2003, 18(2):189-195.
- [30] 李国伟, 赵伟, 魏亚伟, 等. 天然林资源保护工程对长白山林区森林生态系统服务功能的影响[J]. *生态学报*, 2015, 35(4):984-992.
- [31] 修珍珍, 王斌, 杨校生, 等. 庙山坞自然保护区森林生态系统服务功能评估[J]. *南京林业大学学报: 自然科学版*, 2015, 39(4):7-16.
- [32] 赵同谦, 欧阳志云, 郑华, 等. 中国森林生态系统服务功能及其价值评价[J]. *自然资源学报*, 2004, 19(4):480-491.
- [33] 肖强, 肖洋, 欧阳志云, 等. 重庆市森林生态系统服务功能价值评估[J]. *生态学报*, 2014, 34(1):216-223.
- [34] Dong J, Kaufmann R K, Myneni R B, et al. Remote sensing estimates of boreal and temperate forest woody biomass: carbon pools, sources, and sinks[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2003, 84(3):393-410.
- [35] 李明阳, 余超, 张密芳, 等. 紫金山风景林生物量及其驱动因素时间轨迹分析[J]. *北京林业大学学报*, 2015, 37(2):1-7.
- [36] 中国科学院南京土壤研究所. 土壤理化分析[M]. 上海: 上海科学技术出版社, 1980.
- [37] 张振明, 余新晓, 牛健植, 等. 不同林分枯落物层的水文生态功能[J]. *水土保持学报*, 2006, 19(3):139-143.
- [38] 王伯民, 彭芳检, 欧阳翠凤, 等. 江西省武功山袁河流域森林净化环境价值评估[J]. *华东森林经理*, 2015, 29(2):36-43.
- [39] 王兵, 郑秋红, 郭浩. 基于 Shannon-Wiener 指数的中国森林物种多样性保育价值评估方法[J]. *林业科学研究*, 2008, 21(2):268-274.