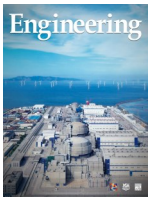
Contents lists available at ScienceDirect

Engineering

journal homepage: www.elsevier.com/locate/eng



Research
Environmental Engineering—Article

整合自上而下与自下而上的方法能够提高大尺度生态恢复规划的实用性与有效性——基于社会生态系统的分析

丁肇慰[a,b], 郑华[a,b,*], 王军[c], Patrick O'Connor[d], 李聪[e], 陈晓东[a], 李若男[a,b], 欧阳志云[a,b]

[a] State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China
[b] College of Resources and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China
[c] Key Laboratory of Land Consolidation and Rehabilitation, Land Consolidation and Rehabilitation Center, Ministry of Natural Resources, Beijing 100035, China
[d] Centre for Global Food and Resources, University of Adelaide, Adelaide 5005, Australia
[e] School of Economics and Finance, Xi'an Jiaotong University, Xi'an 710061, China

ARTICLE INFO

Article history:
Received 23 March 2022
Revised 10 July 2022
Accepted 12 August 2022
Available online 14 September 2022

关键词
社会-生态系统
生态恢复
自上而下的方法
自下而上的方法

摘要

生态恢复政策实施同时受生态以及社会驱动力的影响。自上而下的生态修复空间规划政策通常侧重于中央政府制定方案，地方政府分级实施，缺少对社会-生态相互作用的深入了解，从而可能导致利益相关者在生态恢复实施过程中产生冲突，生态恢复无法到达预期目标。尽管很有研究已经指出将利益相关者的社会-经济相互作用考虑到生态恢复规划中，能够提升规划的有效性，但是由于数据局限性以及认知的缺乏，很难在大尺度定量社会经济驱动力对生态恢复工程实施的影响。因此，我们提出一种新的生态恢复管理方法，将社会-生态系统框架融入大尺度空间规划中。新的空间规划方法结合以参与者利益为目标的自下而上的方法，充分考虑社会因素对参与者行为的影响。在新的大尺度生态恢复规划方法中，引入Meta分析识别影响大尺度生态恢复工程的主要社会经济与生态因素。通过统计回归模型量化社会经济因素对政策决策者与政策参与者的影响。我们以世界最大的生态补偿工程——退耕还林为例，在长江流域评估社会经济对大尺度生态恢复工程的影响。现阶段没有考虑社会生态影响的退耕还林规划难以达到预期目标，同时成本效益低，有19.71%的退耕地在项目结束后又转成了耕地。相反，加入了社会经济影响考虑的退耕还林规划，规划与实际实施的空间匹配度从61.55%提升至81.86%。同时相比现阶段的退耕还林规划，考虑了社会经济影响的规划成本效益提升了46.94%。因此整合自上而下以及自下而上方法的空间优化，相比传统自上而下的退耕还林规划，能够提升退耕的可操作性与成本效率。我们的新方法能够将社会经济因素整合到更多的大尺度生态恢复项目中实现高实用性与有效性的空间规划。

© 2022 THE AUTHORS. Published by Elsevier LTD on behalf of Chinese Academy of Engineering and Higher Education Press Limited Company. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/).

1. 引言

大尺度生态恢复项目已在全球范围内实施，项目通过向参与者支付补偿来改变其土地管理实践，以实现恢复生态系统服务的目标。而土地利用变化是在相互作用的社会-生态系统中实施的，该系统跨尺度耦合，其中，人类是自然的一部分。因此，这些计划的成功实施和成本效益取决于人类与自然系统之间的相互作用[1]。

目前，自上而下的管理方式，基于政府分层管理[2]，能够给出广泛以及快速的保护目标，因此已经广泛应用于

* Corresponding author.
E-mail address: zhenghua@rcees.ac.cn (H. Zheng).

2095-8099/© 2022 THE AUTHORS. Published by Elsevier LTD on behalf of Chinese Academy of Engineering and Higher Education Press Limited Company. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/).
英文原文：Engineering 2023, 31(12): 50–58
引用本文：Zhaowei Ding, Hua Zheng, Jun Wang, Patrick O'Connor, Cong Li, Xiaodong Chen, Ruonan Li, Zhiyun Ouyang. Integrating Top-Down and Bottom-Up Approaches Improves Practicality and Efficiency of Large-Scale Ecological Restoration Planning: Insights from a Social–Ecological System. *Engineering*, https://doi.org/10.1016/j.eng.2022.08.008

大尺度生态恢复项目中[3]。具体而言，高层政府（“买方”），如中央政府，根据土地转换的生物物理过程设定了全国范围的生态恢复目标。基层政府或地方组织，如地方政府，负责通过与参与者（“卖方”），如土地所有者的协商，实现这些目标[4–6]。然而，由于决策基于低精度以及小尺度的信息，同时落地恢复项目实施常常受到资源限制和社会复杂性的影响，大范围的项目实施与规划空间不匹配经常出现[7–9]。由于未能在实施过程中准确描述影响利益相关者行为的社会-生态相互作用导致的这种实施规划空间不匹配，通常导致大规模恢复规划的失败，未能实现预期目标[10–11]。为了最小化实施过程中的冲突，大规模恢复规划应该整合对社会-生态相互作用的全面分析，包括社会经济约束、参与者意愿[12–13]和决策者偏好[11]。

为更好地理解生态恢复实施中涉及的复杂社会-生态相互作用，假设生态和社会系统相互关联的社会-生态系统框架应该与大规模生态恢复规划相耦合，以实现期望的结果。社会-生态系统框架阐明了在生物物理系统中土地利用转换的生态过程，在社会系统中利益相关者（即决策者和参与者）之间的社会经济过程，以及生态恢复实施之间的关系[14]。因此，基于社会-生态系统框架的生态恢复的空间规划可以减少实施冲突，并在充分考虑如何在当地文化、社会经济和生态背景[15]的情况下实现实际和有效的目标。基于社会-生态系统框架，可以将利益相关者共识的社会经济过程纳入大规模生态恢复规划中。自下而上的方法能够了解区域利益相关者的兴趣从而量化利益相关者行为。通过整合自上而下和自下而上的方法，土地利用转换的空间规划可以很容易地创建合作和包容的政府规划，实现大规模实施的协作管理，并满足不同利益相关者的需求（如高层政府、地方决策者和土地所有者）[2–3]。

虽然基于自下而上方法的决策者行为分析已经应用于小尺度植被恢复的实践中，但量化大尺度复杂生态-社会系统影响的利益相关者行为是极具挑战性的[16–17]。生态和社会经济的异质性导致很难确定影响利益相关者行为的关键变量，同时传统的数据收集方法（如家庭调查）无法满足大尺度所有利益相关的调查需求。因此，需要新的方法将社会-生态相互作用的定量分析纳入大规模空间恢复规划中。

以往的研究利用家庭调查数据（如家庭特征、政府激励和地方经济发展）提供了关于不同地区社会经济因素对利益相关者行为的影响的信息[18–19]。元（Meta）分析可以识别不同案例研究之间的共性，并确定哪些变量影响决策者行为[20]。通过整理不同区域分散的实施数据，可确定在大规模范围内影响利益相关者行为的关键社会-生态变量。这种分析提供了一种实用的方法，克服数据限制和认知缺陷，以量化社会经济相互作用对大规模生态恢复计划实施的影响。

在当前研究中，基于社会-生态系统框架，我们整合了自上而下和自下而上的方法，将社会-生态驱动因素纳入大规模生态恢复规划中。我们选择了长江流域的退耕还林计划项目作为案例研究，这是全球最大的生态系统服务补偿项目之一。我们首先评估了目前基于自上而下的退耕还林规划的实用性（空间匹配）和成本效益。然后，我们使用整合自下而上与自上而下的框架分析了社会-生态因素对利益相关者行为的影响，并提供了考虑社会-经济因素的新的退耕还林规划。我们分析并比较了不同退耕还林规划的实用性和成本效益，以确定社会经济影响对生态恢复有效性的重要性。我们的目标是：①提供一种新的方法，定量分析社会经济对大规模生态恢复项目实施的影响；②阐明社会经济因素在提升大尺度生态系统补偿项目实施的实用性和成果效益方面的重要性。最后，我们希望在空间规划中整合自上而下和自下而上的方法将为制定有效的大规模生态恢复政策提供可行途径。

2. 研究区和方法

2.1. 长江流域和基于自上而下方法的退耕还林实施情况

长江流域是中国最大的流域，包括近180万平方公里的土地，全流域存在极大的生态和经济空间异质性（图1）。长江流域是中国人口最多、农业生产最丰富的经济带，占据全国人口和农业产出的40%以上。地势由西向东逐渐平坦，土壤侵蚀已经成为一个严重的环境问题，尤其是在河流的上游地区。1998年，长江流域发生的灾难性洪水和土壤侵蚀夺去了许多生命，并导致超过120亿美元的经济损失[21]。为了防止进一步的土壤侵蚀和洪水，1999年在该流域实施退耕还林政策。

退耕还林工程涉及广泛的地理范围、大量的参与者和巨大的财政投入[22]。该工程的目标是将坡地耕地转换为林地，以减少土壤侵蚀[23]。为实现高效的管理以及项目方案的可操作性，退耕还林的实施采用了自上而下的方法。在第一轮（1999—2013年）的退耕还林规划中，由国家林业局定义了目标退耕地块，即生产力低且侵蚀严重的坡度大于25°的坡耕地，不包括基本农田（不受到城市发展影响保护的耕地）。2014年，新一轮退耕还林规划实施，新规划扩大了目标区域，包括水源附近坡度大于15°的坡耕地以及水源供给重要区。退耕地一般转为“生态林

地”或“经济林地”，退耕还林参与者通过与地方政府签订合同，以现金或实物形式获得补偿（如粮食补贴和经济林地苗木）[24]。退耕还林一次性补偿每公顷750元人民币的苗木或种子费用，每公顷300元人民币的年度生活津贴，以及每公顷1575元人民币的年度粮食/现金补贴[25]。经过两轮退耕还林，可以看到广泛的生态恢复成就，包括水土保持、木材生产、碳固定的提高，生物多样性栖息地、水质的改善[26–28]，以及经济发展中农村生计改善和贫困率的降低[29]。

2.2. 社会-生态系统分析框架

大规模生态恢复工程，如退耕还林工程，是典型的社会-生态系统。将社会-生态系统框架与大规模生态恢复规划相结合有助于更好地理解在工程实施过程中全面的社会-生态相互作用[17]。基于社会-生态系统框架，整合自上而下和自下而上的方法提供了一种量化分析社会经济因素对工程实施的影响的途径，并可用于指导空间规划。

本研究中，我们通过整合自上而下和自下而上的方法，创建了一个生态恢复规划在社会-生态系统中的通用框架。我们以长江流域的退耕还林工程为例，并将其纳入社会-生态系统框架中[图2（a）]。在这个框架中，退耕还林工程的实施受三个子系统影响：资源系统和资源系统单元（如坡度、粮食产量）、管理者系统（如地方政府）和参与者系统（如农民）。退耕规划的结果（实用性和效率）由这三个子系统之间的社会-生态相互作用控制。

基于社会-生态系统框架，我们分析了退耕还林实施中涉及的复杂社会-生态相互作用。对于当前采用的自上而下方法的退耕政策，中央政府基于资源与资源子系统中土地利用转换相关的生态特征，制定实施准则[30–31]。随后根据中央政府给出的退耕指标，各级县镇最终分配指标给参与的村庄。最后数百万分散的农户是退耕还林政策的核心参与者。尽管退耕还林的标准由中央政府设定，但实际实施管理时不同地区仍然存在很大的灵活性，特别是对于项目主要执行者的地方政府来说。作为中央政府和农民之间的关键中介者，地方（村庄和乡镇）政府有权决定哪些地块纳入退耕还林工程[32]。同时，农民也有权决定是否参与退耕还林。退耕还林规划的失败表现于地方政府选择与退耕标准不符的目标地块，或者在合同结束后农民不愿意参与退耕还林并将退耕地重新转为耕地。因此，管理者子系统（地方政府）和参与者子系统（农民）中的行为、态度和偏好受到地方政治环境（如政府与农民之间的信任）、社会规范和经济状况（如GDP和家庭收入）的影响，从而干扰退耕还林的实施[18]。

为了减少大尺度生态恢复实施中的空间不匹配并提高工程效率，有必要量化社会-生态因素对利益相关者（地方政府和农民）行为的影响。在本研究中，我们将小尺度的自下而上方法整合到大规模空间规划中。这些整合方法通过：①使用元分析（Meta）识别关键的社会-生态变量；②建立利益相关者行为模型，和③预测成功实施的概率，实现利益相关者行为对退耕还林实施影响的定量分析[图2

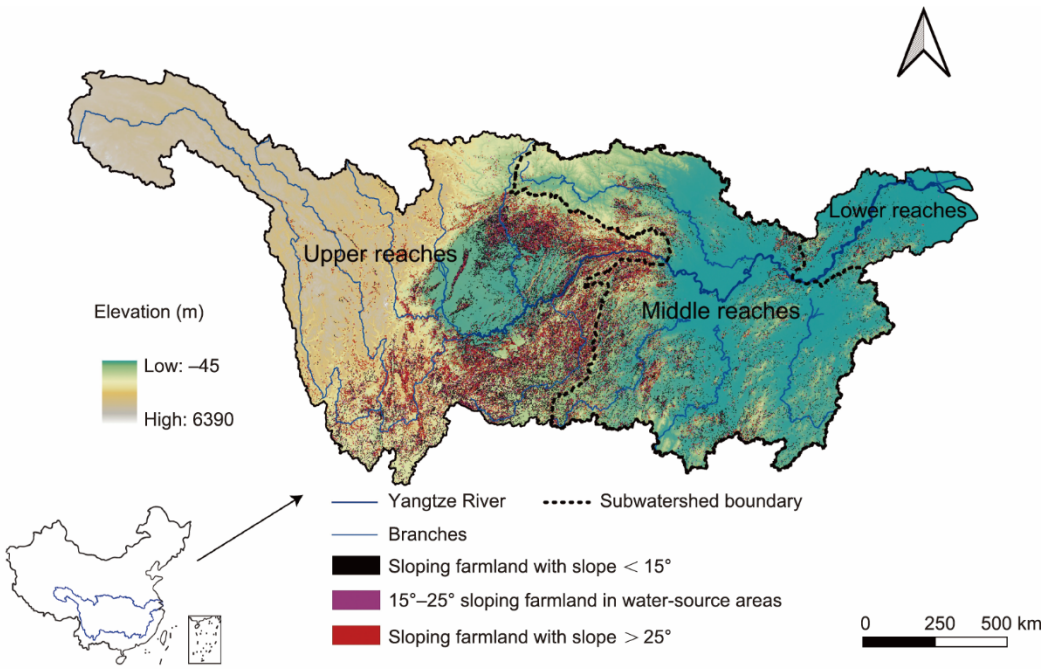


图1. 中国长江流域位置图。

（b）]。我们通过这种自上而下和自下而上的整合方法测试了空间规划的实用性和成本效益，以确定社会经济过程对退耕还林实施的影响。

2.3. 基于自下而上方法识别影响决策者偏好和参与者意愿的社会-生态变量

在方案实施过程中，社会经济影响可以体现在决策者偏好和参与者意愿方面。尽管退耕还林是一项由政府主导的生态系统服务补偿工程，但核心代理人是决定退耕地块的地方政府以及决定是否接受补偿的土地所有者。我们运用元分析识别影响退耕还林实施的关键社会-生态因素，并构建了一个随机模型，用于基于社会-生态过程分析来估测坡耕地实施退耕还林的概率。社会-生态变量的选择可能受到地方政府选择退耕地和农民参与意愿的限制[33]。

影响决策者偏好的社会–生态因素。基于以往的小尺度研究，我们发现地方政府更倾向于将高坡度、低质量和靠近道路的连片坡耕地退耕[23,34–35]。因此，我们选择了生物物理因素（坡度、2010—2015年平均粮食产量）和社会经济因素（耕地至道路的距离和耕地至家庭的距离）作为影响决策者偏好的关键因素。

影响参与者意愿的社会–生态因素。为了了解大尺度退耕还林参与者的意愿，我们基于生态-社会系统框架收集社会-生态变量，并使用元分析进行关键社会-生态变量的选择。

首先，根据社会-生态框架的第一级核心子系统（图2）[14]，设置了五个类别[即土地特征（资源单元和资源系统），政府特征（政府系统），家庭特征（参与者），社会、经济和政治环境（社会、经济和政治环境）以及决策者和参与者之间的社会经济相互作用（相互作用）]，来确定社会-生态变量[15]。通过使用“退耕还林”“家庭户主”“农民”和“参与”作为关键词，从同行评审的科学文献[Web of Science、ScienceDirect和中国国家知识基础设施（CNKI）]中收集了案例研究。入选标准是研究必须提供足够的数据来评估社会-生态因素对退耕还林参与者意愿的影响，并定量分析社会-生态因素与参与率之间的关系。共选取了47个案例研究，这些研究能够识别影响参与者意愿的相关社会-生态因素（附录A中的表S1）。

其次，基于两个标准筛选影响参与者意愿的关键社会-生态变量：①变量与参与者意愿存在显著相关，且在元分析中被记录超过10次；②数据可用性。选择了7个社会-生态指标，以反映影响参与者意愿的关键社会-生态因素。两个生物物理指标分别是坡度和粮食产量，分别反映了坡度和机会成本的影响。

2.4. 坡耕地退耕还林实施概率的模拟

基于选取的关键社会-生态变量，我们使用最大熵（MaxEnt）模型[35]，这是一种基于最大熵原理的模糊分类算法，量化社会-生态因素对利益相关者行为的影响，并模拟在坡地耕地中成功实施退耕还林的概率，退耕还林成功地块在合同结束后也不会出现复垦。在本研究中，我们使用了2000—2010年实施的退耕还林地块作为样本数据，因为退耕还林的第一阶段于2013年结束。从2000年至2015年实施的成功退耕还林地块是指在2000—2015年的退耕还林地块，且在2010—2015年未出现土地利用转换。2000年、2010年和2015年的土地利用数据和坡度数据来自国家土地调查数据。我们在R中使用Dismo包进行

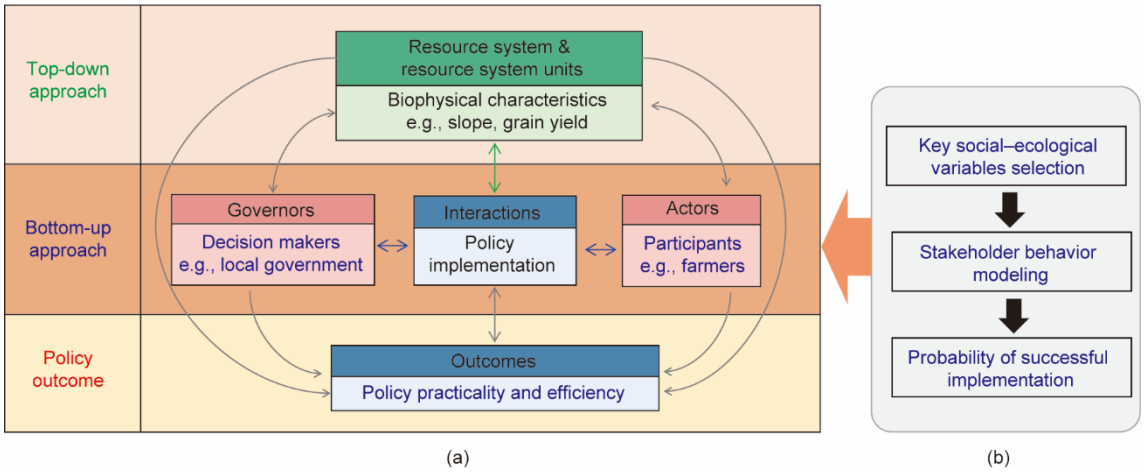


图2. 基于大尺度生态恢复项目的自上而下和自下而上方法的整合框架（a）建立了一个分析框架，将自上而下（关注生态特征）和自下而上（考虑利益相关者行为）的方法整合起来，以提高大规模生态恢复计划的实用性和效率；（b）一个三步自下而上方法，将以往小尺度研究中利益相关者行为的影响整合到大规模生态计划中。

相关性分析，选择变量用于MaxEnt模拟。如果两个变量之间的相关性超过0.95，则只选择其中一个变量进行模拟[36]。我们发现GDP与村庄平均人口、距离城市和距离道路之间存在显著相关性，而坡度与平均粮食产量和距离道路之间高度相关。

因此，我们排除了平均粮食产量、距离道路和村庄平均人口等因素，选择了GDP和坡度作为回归分析的独立变量。最终，选择了包括坡度、GDP、耕地到家庭的距离、文盲率、年龄和家庭到城市的距离在内的6个社会-生态指标，用于估算退耕还林实施概率。

选取三分之二的样本地块用于校准模糊分类算法，三分之一用于验证输出的概率图。在迭代分析中保持了交叉验证，迭代次数固定为500。我们使用0.1作为正则化数，以避免过拟合测试数据[37]。接收者操作特征（ROC）曲线下的面积用于衡量模型的准确性，范围从0.5（随机预测）到1（完美区分）[38]。

在本研究中，ROC指数显示了在退耕还林实施预测中的高准确性（ROC指数= 0.803）。基于建模结果，使用Jackknife测试分析了社会-生态因素的贡献以及它们对MaxEnt预测的影响（附录A中的表S3）。同时进行了响应曲线分析，以解释社会-生态因素对决策者偏好的影响。

2.5. 将自下而上方法整合到退耕还林规划

基于在坡耕地成功退耕还林实施的概率图，我们采用多目标空间优化方法，以选择考虑了社会经济影响的目标地块进行空间规划。目标地块的选择基于三个目标：①目标地块成功实施退耕概率大于0.5；②优先选择实施概率最高的地块；③总地块面积不大于当前基于生物物理特征的退耕还林目标地块。

2.6. 整合自上而下和自下而上方法的退耕还林规划的实用性和效率

为了评估整合社会考虑的退耕还林空间规划的成本效益，我们测试了三种退耕还林空间定位方案的成本效益：①当前退耕还林规划；②结合社会经济驱动因素的退耕还林规划；③实际的退耕还林实施（2015—2017年）。

我们使用了2015—2017年实际的退耕还林实施来评估不同空间规划方法的实用性和效率。

（1）基于自上而下方法的当前退耕还林空间规划。仅基于生态分析的当前退耕还林规划，目标地块是坡度大于15°的水源区域或非水源区域的坡度大于25°的地块，但不包括基本农田（来自土地调查数据）[24]。水源地信息来自水利部公布的中国最重要水源地名单。

（2）整合自上而下和自下而上方法的退耕还林空间规划。基于前述步骤中提到的方法选择的整合自下而上方法的空间规划的目标耕地地块，该方法也排除了基本农田。

（3）2015—2017年实际的退耕还林实施。通过土地调查数据分析获得了2015—2017年实际转为森林的坡耕地地块。

实用性。我们分析了退耕还林空间规划与实际实施之间的空间匹配程度，以反映规划的实用性。我们在研究区域创建了一个1 km × 1 km的格网作为格子单元。选择包含实际退耕还林地块的格子单元作为实施单元，并选择包含实际和候选退耕还林地块的单元作为匹配单元。尽管这只是一个近似分析，因为并非所有单元都在退耕还林下，但这是遥感图像分类中常用的方法之一[39]。匹配程度是实施单元中匹配单元的百分比。

效率。我们还基于收益（土壤保持是退耕还林的主要收益）和退耕还林投入，评估了不同退耕还林空间计划的效率。由于2015—2017年没有具体的退耕还林空间规划，我们使用了退耕还林任务报告[40]中的目标区域作为选择规则，并随机选择了30次候选退耕还林目标地。所选退耕还林规划的平均成本效益用于比较不同退耕还林空间规划的效率。退耕还林实施效益的计算使用以下方程：

$$E = B/C \tag{1}$$

$$C = p \cdot P_s + (1-p) \cdot P_f \tag{2}$$

式中，E是退耕还林实施效率，即退耕还林支付下每公顷保留的土壤（kg · 元$^{-1}$）；B是退耕还林实施后土壤保留增量的效益（kg·hm^{-2}·a^{-1}）（按照孔令桥等[41]的方法计算）；C是每公顷退耕还林的补偿；p是目标地块退耕成功的概率；P_s是退耕还林成功实施的支付（元 · hm^{-2}·a^{-1}）；P_f是退耕还林实施失败的支付（元 · hm^{-2}·a^{-1}）（基于先前参与者意愿调查的平均支付值的五倍[35,42]）。

3. 结果

3.1. 基于自上而下方法的首轮退耕还林规划的实用性

根据国家林业局的标准，首轮退耕还林的目标耕地是坡度大于25°的耕地，不包括基本农田（图3），主要分布在分散的山区。然而，在2000—2010年间实际退耕还林地块中，只有59.30%位于上述目标区域内，40.70%的地块未遵循退耕还林政策规定，并在坡度小于25°的地块上实施。此外，19.71%的退耕还林地块在合同到期后出现复垦，表明当前基于坡度，同时自上而下管理的退耕还林规划实用性较低。

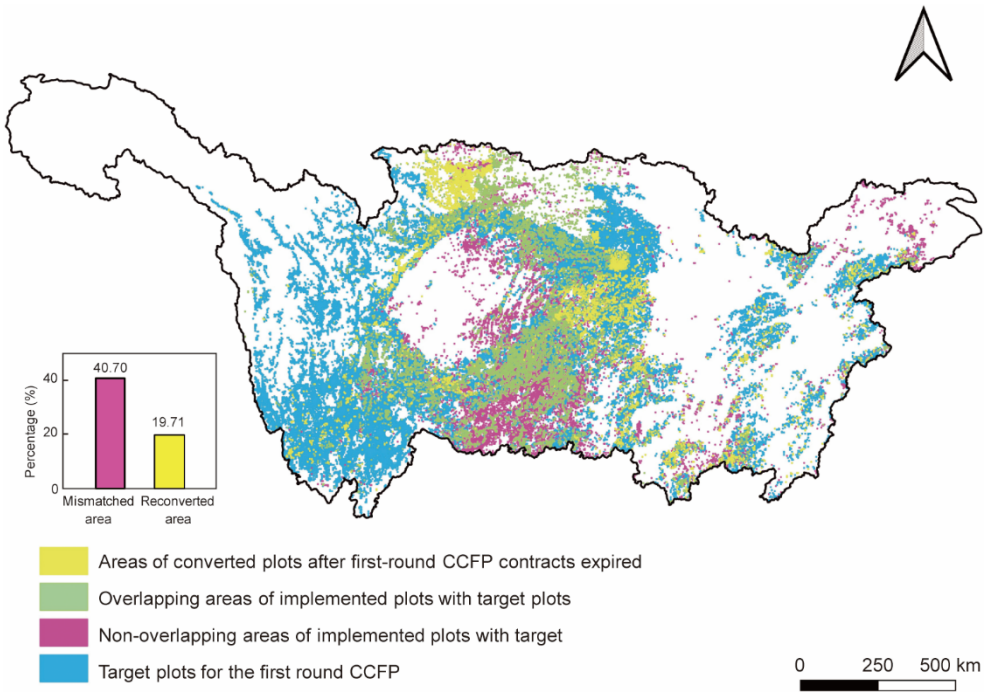


图3. 首轮退耕还林（2000—2010年）实际、规划以及复垦地块空间分布图。

3.2. 基于自下而上方法的社会经济因素对退耕还林规划实用性的影响

在社会-生态系统中，地方政府对退耕还林土地选择偏好和农民参与意愿均受到社会-生态因素的显著影响。前者受到道路距离和土地机会成本的显著影响，而后者受到坡度、土地机会成本、教育水平、脱产劳动分配、家庭劳动力禀赋和家庭收入水平的显著影响[图4（a），表S1]。在排除高度相关的变量后，退耕还林的实施受到GDP（45.6%）、家庭到耕地的距离（13.8%）、文盲率（13.6%）和坡度（13.4%）的影响[图4（b）、表S3]。在自下而上的方法中考虑这些社会经济因素提高了退耕还林实施预测的准确性（ROC分指数=0.803）[图4（c）]。

3.3. 整合自上而下和自下而上方法的退耕还林规划的实用性和效率

与没有考虑社会经济因素的退耕还林规划相比[图5（a）]，考虑了社会经济因素的退耕还林规划与2015—2017年实际退耕还林的空间匹配率从61.55%增加到81.86%[图5（b）]。这些结果表明，整合自下而上方法可以显著提高退耕还林空间规划实施的实用性。

整合自下而上方法将社会经济影响考虑到空间规划中，成功实施率从52.82%增加到77.53%[图6（a）]。此外，根据每公顷退耕补偿下的平均土壤侵蚀减少量，比较不同规划的成本效益分析，仅基于生物物理属性的退耕还林规划的成本效益为10.38 kg·元$^{-1}$，是最低的，而整合自下而上方法的空间规划较当前实际退耕还林实施改善了46.94%[图6（b）]。结果表明，采用自下而上方法以及社会经济整合对提高空间规划效率具有重要意义。

4. 讨论

对于在社会-生态系统中实施的大规模生态恢复项目，更好地理解社会-生态相互作用对于成功实施至关重要。基于生物物理特征的自上而下方法可以使政策制定者更好地了解恢复中涉及的生态过程[43]。然而，尽管在时间和精力上进行了相当大的投资，仅依赖生态恢复的生物物理过程进行空间规划依旧可能会失败[17]。在本研究中，我们检验了基于自上而下管理且仅依赖生物物理属性（即坡度）决定目标地块的退耕还林政策的成功性。结果显示，第一轮退耕还林（2000—2010年），在长江流域实际实施的地块中，超过40%的退耕地块不符合政策规定的退耕最小坡度，导致未能最大限度地提高生态恢复的成效。此外，超过19%的退耕还林地块在合同到期后重新转为耕地。这些结果与先前其他退耕还林案例研究中的观察结果相似[33,44–45]。实施的不匹配和失败凸显了仅基于生态过程分析的空间规划和自上而下方法的低效性。

有效的生态恢复工程实施需要了解社会-经济因素对利益相关者行为的影响，如决策者偏好（如最大化收入和最小化投资）和参与者背景经验（如社会经济规范）[46–

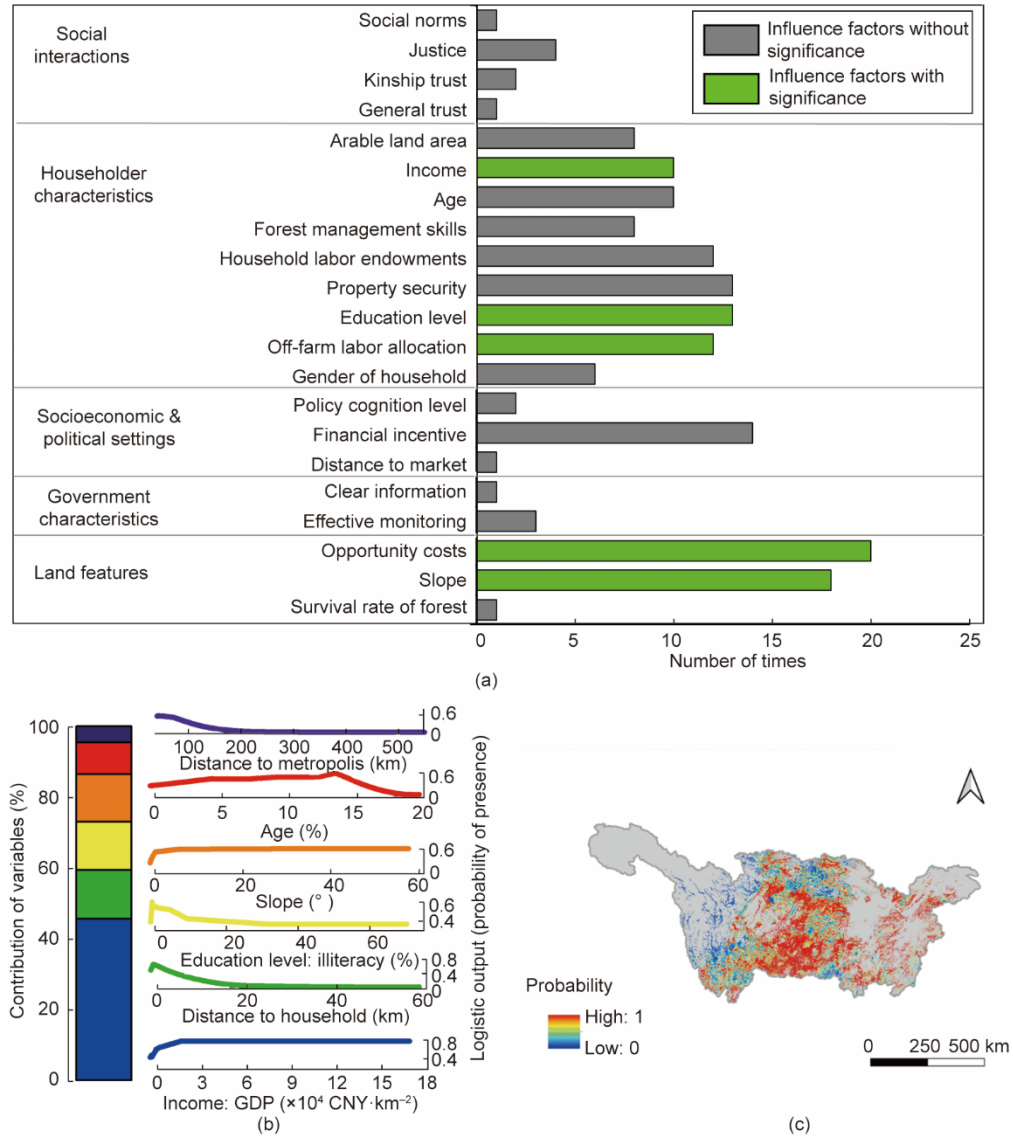


图4. 基于自下而上方法的社会经济因素对退耕还林规划实施的影响。（a）基于元分析，土地所有者的参与意愿受社会-生态因素的强烈影响；（b）基于关键社会–生态因素的概率-响应曲线；（c）通过已有退耕还林实施数据整合这些社会-生态因素到退耕还林成功率预测模型。

47]。自下而上的方法对于获取利益相关者需求信息并减少实施冲突至关重要。大多数主体模型聚焦小尺度利益相关者行为的定量化，因为存在数据局限性和对复杂社会-经济相互作用的有限了解，无法应用于大尺度的研究[48–49]。传统的数据收集方法，如家庭调查，在科学建模中收集大尺度所有的社会-生态数据也是不切实际的。因此，量化大尺度生态恢复过程的主要挑战是确定影响利益相关者行为的关键社会-生态因素指标。在本研究中，我们通过使用元分析和回归建模，并基于社会-生态系统框架整合自上而下和自下而上的方法，提供了一种收集利益相关者行为数据和模拟大尺度生态恢复过程的新方法。

与之前的基于生态-社会系统的分析框架相比[50–51]，我们的研究提供了对大规模生态恢复实施的社会-生态影响进行定量分析和空间优化的方法。基于这种方法，我们发现我们在这里提出的退耕还林规划在空间匹配率（从61.55%提高到81.86%）（图5）以及成本效益方面（图6）都有所提高。我们的结果强调了社会-经济影响对大规模生态补偿项目实施的重要性。根据我们的回归模型结果，我们发现家庭收入水平（GDP）、耕地至家庭的距离、受教育水平、坡度和年龄（65岁以上的人的平均百分比）等社会-生态因素明显影响了长江流域退耕还林的实施，影响了地方政府的偏好、农户参与的意愿以及对该工程的长期实施。总的来说，在家庭收入低和教育水平低、年龄大、耕地远离居住地且坡度低的地区，退耕还林更有可能失败[图4（b）]。

野外调查的实证数据也支持我们的发现。在我们的研

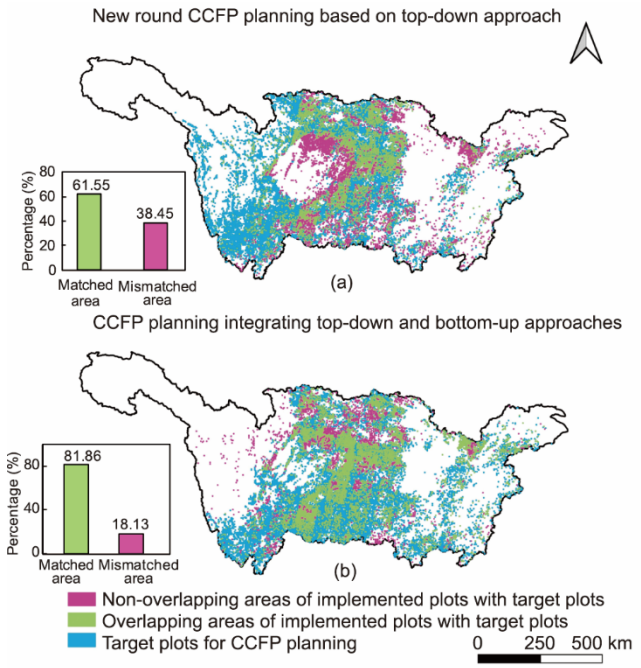


图5. 2015—2017年实际和目标退耕还林耕地的分布。在新一轮退耕还林实施下，实际和目标耕地之间的空间匹配仅为61.55%（a），但在使用自下而上方法进行社会经济整合后，这一比例增至81.86%（b）。

究中，距农户居住区域的距离与地方政府选择目标地块的偏好高度相关。类似的研究表明，大多数村庄和乡政府决策者更喜欢简单的管理模型，即在人口密集的陡坡耕地进行大规模退耕，而非基于全流域特征进行选择[34]。远离农户居住区的目标地块可能会增加退耕还林管理的机会成本，因此更不可能被选择为退耕还林地块，即使它们符合当前退耕还林标准。家庭收入、受教育水平、年龄和坡度也与农民参与退耕还林的意愿密切相关。许多研究发现，如果后转化的土地与非农业收益结合起来不能为农民提供足够的食物和收入，他们很可能将退耕地重新转为耕地[23,48,52]。因此，与家庭收入相关的社会因素，如GDP，对退耕还林的实施产生了很大影响[25]。其他社会-生态因素，如教育水平、年龄和坡度，与土地转换的机会成本有关，影响农民的非农业收益，从而间接影响退耕还林的实施[32,53]。我们的建模结果验证了社会-生态影响对大尺度生态恢复工程实施的重要性，并为复杂社会-生态系统的动态生态管理提供科学依据。

尽管我们的研究在大尺度生态恢复规划中提供了科学设计和系统调查可以帮助提高实际性和效率的证据，但模型估计精度存在一些局限性。首先，由于社会-生态因素指标是基于元分析的，我们的量化方法无法支撑没有以往小尺度案例研究的生态恢复项目的空间规划。对于新的生态恢复工程，如果缺乏小尺度上社会-经济相互作用的信息，我们提出的方法可能无法高精度地预测利益相关者行为。其次，由于我们选择了多个关键的社会-生态指标作为大尺度生态补偿项目实施的输入，这些指标空间分辨率的不同可能影响模型结果的准确性。尽管我们的模拟结果在退耕还林实施的预测中具有较高的准确性（ROC得分= 0.803），但低分辨率的社会统计数据（如县级统计和栅格数据）依旧产生了相关变量的空间异质性，增加了估计精度的不确定性。对于未来的研究，需要更高的分辨率数据以提供更准确的评估，以便更精确地管理大尺度生态补偿项目。再次，我们用于大尺度生态补偿项目实施的数据来自离散时间序列，这不能代表实际情况，因为它的实施是年年变化的。对于未来的研究，通过添加连续的时间序列，可以观察到生态补偿工程实施的动态变化，从而减少社会-生态相互作用分析的不确定性。

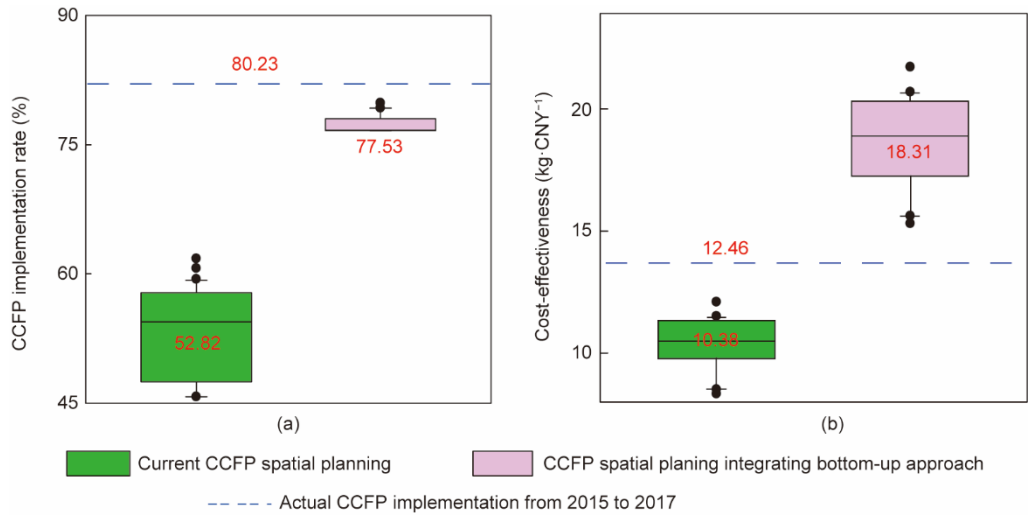


图6. 2015—2017年基于坡度和整合自下而上方法的退耕还林空间规划的退耕还林实施率（a）以及退耕还林实施成本效益（b）。

5. 结论

我们的方法整合了自上而下和自下而上的途径，以量化大规模生态恢复的复杂社会-生态过程，为加入社会经济考虑因素的空间规划提供了解决方案。根据我们的分析，通过纳入社会经济考虑因素，空间规划的实际性和效率可以大大提高。这是一个重要的发现，因为宏观尺度的自上而下空间优化管理方法仍然是许多自然资源管理和生态补偿项目的规范[54–55]。我们的研究结果显示了基于自上而下方法的退耕还林工程在长江流域存在的低效问题，不能实现预期目标。整合自上而下和自下而上的空间优化方法为改善中国及其他地区生态恢复管理的空间规划有效性提供了科学支持。

致谢

感谢国家自然科学基金（41925005 和 72022014）以及第二次青藏高原科学考察和研究计划（2019QZKK0307）的支持。

Compliance with ethical guidelines

Zhaowei Ding, Hua Zheng, Jun Wang, Patrick O'Connor, Cong Li, Xiaodong Chen, Ruonan Li, and Zhiyun Ouyang declare that they have no conflicts of interest or financial conflicts to disclose.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at https://doi.org/10.1016/j.eng.2022.08.008.

References

[1] Wilson KA, Underwood EC, Morrison SA, Klausmeyer KR, Murdoch WW, Reyers B, et al. Conserving biodiversity efficiently: what to do, where, and when. PLoS Biol 2007;5(9):e223.
[2] Koontz TM, Newig J. From planning to implementation: top-down and bottomup approaches for collaborative watershed management. Policy Stud J 2014;42 (3):416–42.
[3] Butler JRA, Wise RM, Skewes TD, Bohensky EL, Peterson N, Suadnya W, et al. Integrating top-down and bottom-up adaptation planning to build adaptive capacity: a structured learning approach. Coast Manage 2015;43(4):346–64.
[4] Roberts L, Stone R, Sugden A. The rise of restoration ecology. Science 2009; 325 (5940):555.
[5] Cavender-Bares J, Polasky S, King E, Balvanera P. A sustainability framework for assessing trade-offs in ecosystem services. Ecol Soc 2015;20(1):17.
[6] Kennedy CM, Miteva DA, Baumgarten L, Hawthorne PL, Sochi K, Polasky S, et al. Bigger is better: improved nature conservation and economic returns from landscape-level mitigation. Sci Adv 2016;2(7):e1501021.
[7] Meli P, Calle A, Calle Z, Ortiz-Arrona CI, Sirombra M, Brancalion PHS. Riparianforest buffers: bridging the gap between top-down and bottom-up restoration approaches in Latin America. Land Use Policy 2019;87:104085.
[8] Holl KD. Restoring tropical forests from the bottom up. Science 2017; 355(6324):455–6.
[9] Chazdon RL, Brancalion PHS, Lamb D, Laestadius L, Calmon M, Kumar C. A policy-driven knowledge agenda for global forest and landscape restoration: a policy-driven agenda for restoration. Conserv Lett 2017;10(1):125–32.
[10] Knight AT, Cowling RM. Embracing opportunism in the selection of priority conservation areas. Conserv Biol 2007;21(4):1124–6.
[11] Cowling RM, Willhenlm-Rechmann A. Social assessment as a key to conservation success. Oryx 2007;41:135–6.
[12] Chan KMA, Pringle RM, Ranganathan JAI, Boggs CL, Chan YL, Ehrlich PR, et al. When agendas collide: human welfare and biological conservation. Conserv Biol 2007;21(1):59–68.
[13] Smith RJ, Veríssimo D, Leader-Williams N, Cowling RM, Knight AT. Let the locals lead. Nature 2009;462(7271):280–1.
[14] Ostrom E. A general framework for analyzing sustainability of social – ecological systems. Science 2009;325(5939):419–22.
[15] Leenhardt P, Teneva L, Kininmonth S, Darling E, Cooley S, ChallengesClaudet J., insights and perspectives associated with using social–ecological science for marine conservation. Ocean Coast Manage 2015;115:49–60.
[16] Chen C, Matzdorf B, Meyer C, König HJ, Zhen L. How socioeconomic and institutional conditions at the household level shape the environmental effectiveness of governmental payments for ecosystem services program. Ecosyst People 2019;15(1):317–30.
[17] Ban NC, Mills M, Tam J, Hicks CC, Klain S, Stoeckl N, et al. A social – ecological approach to conservation planning: embedding social considerations. Front Ecol Environ 2013;11(4):194–202.
[18] He J, Sikor T. Notions of justice in payments for ecosystem services: insights from China's Sloping Land Conversion Program in Yunnan Province. Land Use Policy 2015;43:207–16.
[19] Chen Y, Zhang S, Huang D, Li BL, Liu J, Liu W, et al. The development of China's Yangtze River Economic Belt: how to make it in a green way? Sci Bull 2017;62 (9):648–51.
[20] Asselen SV, Verburg PH, Vermaat JE, Janse JH, Merenlender A. Drivers of wetland conversion: a global meta-analysis. PLoS ONE 2013;8(11):e81292.
[21] Long HL, Heilig GK, Wang J, Li XB, Luo M, Wu XQ, et al. Land use and soil erosion in the upper reaches of the Yangtze River: some socio-economic considerations on China's Grain-for-Green Programme. Land Degrad Dev 2006;17(6):589–603.
[22] Liu J, Yang W. Integrated assessments of payments for ecosystem services programs. Proc Natl Acad Sci USA 2013;110(41):16297.
[23] Gutiérrez Rodríguez L, Hogarth NJ, Zhou W, Xie C, Zhang K, Putzel L. China's conversion of cropland to forest program: a systematic review of the environmental and socioeconomic effects. Environ Evid 2016;5(1):21.
[24] Jin L, Porras I, Lopez A, Kazis P. Sloping Lands Conversion Programme, People's Republic of China. In: Porras I, Mohammed E, Steele P, editors. Conditional transfers, poverty and ecosystems: national programmes highlights. London: International Institute for Environment and Development (IIED); 2017.
[25] Bennett MT, Xie C, Hogarth NJ, Peng D, Putzel L. China's conversion of cropland to forest program for household delivery of ecosystem services: how important is a local implementation regime to survival rate outcomes? Forests 2014;5(9):2345–76.
[26] Hu X, Li Z, Chen J, Nie X, Liu J, Wang L, et al. Carbon sequestration benefits of the Grain for Green Program in the hilly red soil region of southern China. Int Soil Water Conserv Res 2021;9(2):271–8.
[27] Ning K, Chen J, Li Z, Liu C, Nie X, Liu Y, et al. Land use change induced by the implementation of ecological restoration programs increases future terrestrial ecosystem carbon sequestration in red soil hilly region of China. Ecol Indic 2021;133:108409.
[28] Wang L, Li Z, Wang D, Chen J, Liu Y, Nie X, et al. Unbalanced social – ecological development within the Dongting Lake Basin: inspiration from evaluation of ecological restoration projects. J Clean Prod 2021;315:128161.
[29] Gauvin C, Uchida E, Rozelle S, Xu J, Zhan J. Cost-effectiveness of payments for ecosystem services with dual goals of environment and poverty alleviation. Environ Manage 2010;45(3):488–501.
[30] Zheng B, Gu Y, Zhu H. Land tenure arrangements and rural-to-urban migration: evidence from implementation of China's rural land contracting law. J Chin

Gov 2020;5(3):322–44.
[31] Matzdorf B, Sattler C, Engel S. Institutional frameworks and governance structures of PES schemes. For Policy Econ 2013;37:57–64.
[32] Bennett MT. China's Sloping Land Conversion Program: institutional innovation or business as usual? Ecol Econ 2008;65(4):699–711.
[33] He J, Lang R. Limits of state-led programs of payment for ecosystem services: field evidence from the Sloping Land Conversion Program in southwest China. Hum Ecol 2015;43(5):749–58.
[34] Xu J, Tao R, Xu Z, Bennett MT. China's Sloping Land Conversion Program: does expansion equal success? Land Econ 2010;86(2):219–44.
[35] Chen X, Lupi F, Viña A, He G, Liu J. Using cost-effective targeting to enhance the efficiency of conservation investments in payments for ecosystem services. Conserv Biol 2010;24(6):1469–78.
[36] Peterson AT. Uses and requirements of ecological niche models and related distributional models. Biodivers Inform 2006;3:59–72.
[37] Remya K, Ramachandran A, Jayakumar S. Predicting the current and future suitable habitat distribution of *Myristica dactyloides* Gaertn. using MaxEnt model in the eastern Ghats, India. Ecol Eng 2015;82:184–8.
[38] Swets JA. Measuring the accuracy of diagnostic systems. Science 1988; 240(4857):1285–93.
[39] Lu D, Weng Q. A survey of image classification methods and techniques for improving classification performance. Int J Remote Sens 2007;28(5): 823–70.
[40] China Forestry Statistical Yearbook Committee. The task table of Cropland Converted to Forest Program in 2016. China forestry statistical yearbook (2016). Beijing: China Forestry Publishing House; 2016. Chinese.
[41] Kong L, Zheng H, Rao E, Xiao Y, Ouyang Z, Li C. Evaluating indirect and direct effects of eco-restoration policy on soil conservation service in Yangtze River Basin. Sci Total Environ 2018;631–632:887–94.
[42] Liu M, Bai Y, Ma N, Rao D, Yang L, Min Q. Blood transfusion or hematopoiesis? How to select between the subsidy mode and the long-term mode of ecocompensation. Environ Res Lett 2020;15(9):094059.
[43] DeAngelis B, Sutton-Grier A, Colden A, Arkema K, Baillie C, Bennett R, et al. Social factors key to landscape-scale coastal restoration: lessons learned from three U.S. case studies. Sustainability 2020;12(3):869.
[44] Yu X. Undetermined center, non-working localities, and inactive farmers: the implementation failures of China's Reforestation Program. Ann Arbor: University of Michigan; 2013.
[45] Weyerhaeuser H, Wilkes A, Kahrl F. Local impacts and responses to regional forest conservation and rehabilitation programs in China's northwest Yunnan Province. Agric Syst 2005;85(3):234–53.
[46] Palomo I, Montes C, Martín-López B, González JA, García-Llorente M, Alcorlo P, et al. Incorporating the social–ecological approach in protected areas in the anthropocene. Bioscience 2014;64(3):181–91.
[47] Aung PS. Social–ecological coevolution and its implications for protected area management: case study in Natma Taung National Park, Myanmar [dissertation]. Dresden: Technische Universität Dresden; 2020.
[48] Miyasaka T, Le QB, Okuro T, Zhao X, Takeuchi K. Agent-based modeling of complex social–ecological feedback loops to assess multidimensional trade-offs in dryland ecosystem services. Landsc Ecol 2017;32 (4):707–27.
[49] Sun Z, Müller D. A framework for modeling payments for ecosystem services with agent-based models, Bayesian belief networks and opinion dynamics models. Environ Model Softw 2013;45:15–28.
[50] Cumming GS, Allen CR, Ban NC, Biggs D, Biggs HC, Cumming DHM, et al. Understanding protected area resilience: a multi-scale, social – ecological approach. Ecol Appl 2015;25(2):299–319.
[51] Guerrero AM, Wilson KA. Using a social–ecological framework to inform the implementation of conservation plans. Conserv Biol 2017;31 (2):290–301.
[52] Cao S, Xu C, Chen L, Wang X. Attitudes of farmers in China's northern Shaanxi Province towards the land-use changes required under the Grain for Green Project, and implications for the project's success. Land Use Policy 2009; 26 (4):1182–94.
[53] Song C, Zhang Y, Mei Y, Liu H, Zhang Z, Zhang Q, et al. Sustainability of forests created by China's Sloping Land Conversion Program: a comparison among three sites in Anhui, Hubei, and Shanxi. For Policy Econ 2014;38:161–7.
[54] Wu X, Wang S, Fu B, Liu Y, Zhu Y. Land use optimization based on ecosystem service assessment: a case study in the Yanhe Watershed. Land Use Policy 2018; 72:303–12.
[55] Kennedy CM, Hawthorne PL, Miteva DA, Baumgarten L, Sochi K, Matsumoto M, et al. Optimizing land use decision-making to sustain Brazilian agricultural profits, biodiversity and ecosystem services. Biol Conserv 2016;204:221–30.