doi:10.6041/j.issn.1000-1298.2019.11.035

基于生态系统服务价值的赤水河流域生态补偿标准核算

田义超[1,2]　白晓永[3]　黄远林[1]　张　强[1]　陶　进[1]　张亚丽[1]

(1.北部湾大学资源与环境学院,钦州 535000;2.北部湾大学海洋地理信息资源开发利用重点实验室,钦州 535000;
3.中国科学院地球化学研究所环境地球化学国家重点实验室,贵阳 550002)

摘要:以赤水河流域 2000、2010、2015 年的气象数据、遥感数据、土壤类型、地质背景以及社会经济等数据为基础,采用固碳释氧模型、修正的通用土壤流失方程以及 InVEST 水源涵养模型定量评估了流域的生态系统服务价值总量,同时采用生态补偿计量模型计算了流域不同区域的生态补偿额度,确定了流域的补偿标准和生态补偿优先级别。结果表明:2000—2015 年赤水河流域单位面积固碳释氧价值量、土壤保持价值量以及水源涵养价值量均呈先增加后减少倒"V"形结构。固碳释氧价值由 2000 年的 4 279.33 元/(hm^2·a)上升到 2010 年的 4 520.16 元/(hm^2·a),随后下降到 2015 年的 4 409.69 元/(hm^2·a);土壤保持价值量由 2000 年的 95.11 元/(hm^2·a)上升到 2010 年的 144.45 元/(hm^2·a),之后下降到 2015 年的 89.03 元/(hm^2·a);水源涵养价值量由 2000 年的 23 938.13 元/(hm^2·a)上升到 2010 年的 35 232.99 元/(hm^2·a),之后下降到 2015 年的 20 167.41 元/(hm^2·a)。喀斯特地区固碳释氧价值总量增加的速度是非喀斯特地区的 4.35 倍,喀斯特地区土壤保持价值量和水源涵养价值量的下降速度分别是非喀斯特地区的 1.28 倍和 1.59 倍。流域多年平均生态补偿价值为 4 626.29 元/(hm^2·a),生态补偿价值总量为 76.23 亿元,流域下游补偿价值量最大,而上游地区补偿价值量较小。流域上游地区的喀斯特地区以及下游的原始森林地区属于典型的生态输出地区,应优先得到补偿,而经济发达的中游地区经济发展活跃,应率先进行生态支付,属于典型的生态消费区。本研究结果与以往的基于价值当量的生态补偿模型相比,在栅格像元尺度上量化了流域不同地区的生态补偿标准,可为长江上游赤水河流域生态补偿模式、运行机制以及补偿的标准提供科学依据。

关键词:生态系统服务;RUSLE 模型;固碳释氧模型;InVEST 模型;生态补偿;赤水河流域

中图分类号:TP79　　**文献标识码**:A　　**文章编号**:1000-1298(2019)11-0312-11

Ecological Compensation Standard Accounting of Chishui River Basin Based on Ecosystem Service Value

TIAN Yichao[1,2]　BAI Xiaoyong[3]　HUANG Yuanlin[1]　ZHANG Qiang[1]　TAO Jin[1]　ZHANG Yali[1]

(1. *College of Resources and Environment, Beibu Gulf University, Qinzhou* 535000, *China*
2. *Key Laboratory of Marine Geographic Information Resources Development and Utilization in the Beibu Gulf, Beibu Gulf University, Qinzhou* 535000, *China*
3. *National Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Geochemistry Institute, Chinese Academy of Sciences, Guiyang* 550002, *China*)

Abstract: Based on the meteorological data, remote sensing data, soil types, geological background and socio-economic data of Chishui River Basin in 2000, 2010 and 2015, the total value of ecosystem services in the basin was quantitatively assessed by carbon sequestration and oxygen release model, modified general soil loss equation (RUSLE) and InVEST water conservation model. At the same time, the ecological compensation quota of different regions in the basin was calculated by using the eco-compensation econometric model, and the compensation standard and priority of the basin were determined. The results indicated that from 2000 to 2015, the value of carbon sequestration and oxygen release per unit area, the value of soil conservation and value of water conservation in Chishui River Basin showed an inverted "V" structure. The value of carbon sequestration and oxygen release was increased from 4 279.33 yuan/(hm^2·a) in 2000 to 4 520.16 yuan/(hm^2·a) in 2010, and then

收稿日期:2019-08-21　修回日期:2019-09-14

基金项目:国家重点研发计划项目(2016YFC0502300)、广西自然科学基金联合培育项目(2018JJA150135)、广西教育厅基金项目(ZD2014138)和广西创新驱动发展专项(AA18118038)

作者简介:田义超(1986—),男,工程师,主要从事资源环境遥感与 GIS 及海岸带生态环境监测研究,E-mail:tianyichao1314@yeah.net

decreased to 4 409.69 yuan/(hm^2·a) in 2015; the value of soil conservation was increased from 95.11 yuan/(hm^2·a) in 2000 to 144.45 yuan/(hm^2·a) in 2010, and then decreased to 89.03 yuan/(hm^2·a) in 2015; and the value of water conservation was decreased from 23 938.13 yuan/(hm^2·a) in 2000 to 35 232.99 yuan/(hm^2·a) in 2010, and then decreased to 20 167.41 yuan/(hm^2·a) in 2015. The total value of carbon sequestration and oxygen release in karst area was increased by 4.35 times as fast as that in non-karst area, while the value of soil conservation and water conservation in karst area was decreased by 1.28 and 1.59 times as fast as that in non-karst area, respectively. The value of ecological compensation per unit area was 4 626.29 yuan/(hm^2·a), and the average value of ecological compensation was 7.623 billion yuan. The value of compensation in the lower reaches of the basin was the largest, while that in the upper reaches was the smallest. The karst area in the upper reaches of the river basin and the primitive forest area in the lower reaches belonged to the typical ecological export area, which should be compensated first. The economically developed middle reaches of the river basin had active economic development level and should take the lead in ecological payment, which belonged to the typical ecological consumption area. Compared with the previous ecological compensation model based on value equivalence, the research quantified the ecological compensation standards of different areas in the basin on grid pixel scale, which can provide scientific basis for the ecological compensation model, operation mechanism and compensation standards of Chishui River Basin in the upper reaches of the Yangtze River.

Key words: ecosystem services; RUSLE model; carbon fixation and oxygen release model; InVEST model; ecological compensation; Chishui River Basin

0　引言

生态补偿作为生态系统可持续研究的前沿和热点问题[1],对其额度的确定首先需要估算该区域的生态系统服务价值[2]。生态系统服务是陆地生态系统的重要组成部分,具有水源涵养、食物生产、空气调节、固碳释氧以及生物多样性保护等生态系统服务功能[3]。生态系统服务功能价值的定量化评估是人类从自然生态系统中获得的各种生态系统服务价值的重要表现形式,是进行生态环境管理决策的先决条件[4],同时也是生态补偿产生的基础。科学合理地确定生态系统服务价值量计算方法可为区域生态补偿标准的确定提供科学依据[2],同时为探索该生态补偿模式和运行机制提供科技支撑。

生态系统服务功能价值评估最早由 COSTANZA 等[5]提出,国内生态系统服务及其价值的概念首先由欧阳志云等[6]提出,谢高地等[4]以及李文华[7]对其理论、方法和体系进行了全面系统的阐述,并将其应用到生态系统服务价值的评估当中,以此确定了单位面积生态服务价值当量。目前,已有学者基于生态系统服务价值当量系数核算了不同区域的生态补偿额度[8-9]。该类基于生态系统服务价值的生态补偿额度的测算多采用统一的价值量估算系数,未对生态系统价值量当量系数进行调整,难以反映区域、行政单元内部与外部的生态价值和生态补偿的差异,无法为政府决策提供有效的数据支持。此外,生态补偿多集中于区域或行政区域上的研究,测算的标准往往依据生态系统服务价值当量进行测算,估算的结果在区域或者行政区域尺度上是一个数值,无法反映区域或行政区域内的空间异质性差异。

赤水河地跨云南、贵州和四川 3 省,是长江上游唯一一条干流没有修建水坝以及水库的一级支流,是重要的生物多样性优先保护区域。该地区既是长江上游和三峡库区的重要生态屏障,也是我国重要的水源涵养区,对长江流域社会经济发展有着至关重要的作用。但是近年来随着赤水河流域产业发展和城市化进程的快速推进,土地石漠化面积扩大,生态服务功能严重退化。为从根本上改善生态急剧恶化的状况,该地区实施了一批退耕还林、石漠化综合治理等基础设施重大生态工程项目,在生态治理工程项目的实施过程中,对该地区给予了相应的生态补偿,以保障当地区域社会经济的协调和可持续发展。但是,在流域内的生态系统补偿的标准和补偿的理论实践方面仍然存在着诸多问题,生态补偿在该区域往往存在“一刀切”的问题。加之流域生态系统服务功能的种类繁多,部分功能很难进行量化,强制进行生态系统服务功能的价值化反而不切实际,同时也不符合客观规律。本文考虑赤水河流域既是水源涵养地区、同时也是水土流失以及土地石漠化地区的特点,在生态系统服务功能指标体系上有针对性地选择生态系统固碳释氧、水土保持以及水源涵养 3 项生态系统服务类型对流域生态补偿标准进行量化,并利用不同的价值替代方法将这种服务进行货币化表达,建立赤水河流域的生态补偿价值,以期为赤水河流域的生态安全以及生态建设提供理论和技术支撑。

1 研究区概况

赤水河流域处于云贵高原向四川盆地倾斜过渡的斜坡面之上,属于高原、山地,地势西南高东北低,流域内海拔为 248 ~ 2 237 m,河谷狭窄,部分地区岩溶发育程度较高。西南端与金沙江的横江水系分水,上段南侧与乌江六冲河水系分界;下段和流域中部属于四川盆地边缘山区,河谷较宽,两岸间有台地,因水赤红故名赤水河,为长江流域重要一级支流(图 1)。赤水河流域出露地层有震旦系、寒武系、奥陶系、志留系、二叠系、三叠系、侏罗系、白垩系、第四系等。流域气候属于亚热带季风气候,冬干寒、夏热湿,最高气温 39℃,最低 -5℃,平均气温 12.18 ~ 18.12℃。赤水河流域气候地域差异较大,中、下游夏季炎热、冬季温和。上游三岔以上地区为暖温带高原气候,此区域气温稍低;中下游是四川盆地丘陵地带,该地带具有盆地亚热带湿润气候的特点,流域河谷内气温较高。流域常年主导风向为偏北风,夏季为东南风,冬季为北风。极端风速可达 27 m/s,风力 10 级。平均风速 1.6 m/s。8 级以上的大风常发生在 3—9 月,7、8 月最多。年均相对湿度 82%,无霜期 340 ~ 350 d,并随海拔上升而递减,800 m 以下地区无霜期。研究区的主要土壤类型有黄壤和石灰(岩)土,面积分别为 6 116.44、3 882.84 km^2,棕壤分布的面积最小,仅为 0.08 km^2。另外,流域内有大量的矿产资源,主要以煤矿、硫铁矿居多,其次为磷矿岩、铁矿等。

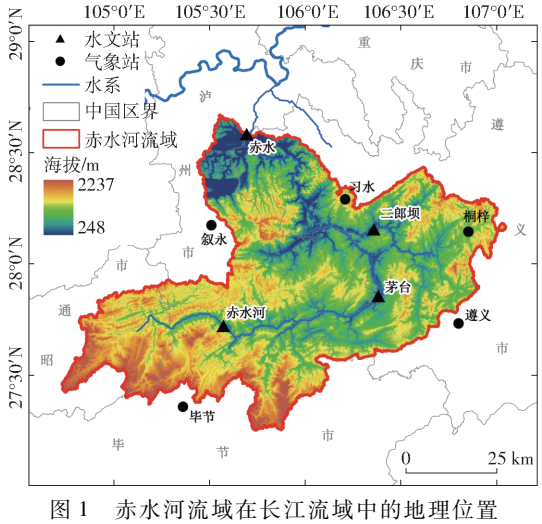


图 1 赤水河流域在长江流域中的地理位置

Fig. 1 Location of Chishui River Basin in Yangtze River Basin

2 数据来源

本文所使用的数据包括遥感数据、植被 NDVI 数据、气象数据、土壤类型数据以及社会经济数据:赤水河流域遥感数据。来源于美国地质勘探局(United States Geological Survey, http://glovis.usgs.gov/)官方网站,本研究获取了流域 2000、2010、2015 年共 3 期遥感影像,其中 2000 年的遥感数据来源于 Landsat TM 传感器数据,2010 年的遥感数据来源于 Landsat ETM 传感器数据,而 2015 年的遥感数据则来源于最新的传感器 Landsat8 OLI 传感器数据。每一期的遥感影像主要包括四景,涉及的行列号分别为 P128 R41、P128 R40、P127 R41 和 P127 R40,在遥感数据的选取时规定每期影像的云量小于 10%。采用 ENVI5.1 软件对研究区的土地利用和覆被状况进行分类。数字高程模型 DEM 数据来源于 http://strm.csi.cgiar.org 网站,该数据主要用于土壤保持价值量中 L 和 S 因子的计算,空间分辨率为 30 m。流域不同气象站点的日降水、气温、风速、气压以及蒸散发量等数据,主要用于土壤保持价值量估算中降雨侵蚀力、固碳释氧价值量估算中的 NPP 蒸散量等参数的估算。植被 NDVI 数据来源于 NASA 网站的 2000—2015 年的 MODIS13Q1 产品,空间分辨率为 250 m,时间分辨率为 16 d。流域土壤类型数据来源于联合国粮农组织(FAO)和维也纳国际应用系统研究所(IIASA)所构建的世界土壤数据库(Harmonized World Soil Database version 1.1, HWSD),主要包括土壤质地、土壤参考深度、土壤有效水含量、土壤相位、土壤含水率特征、碎石体积百分比、沙含量、淤泥含量、粘土含量、土壤容重、有机碳含量、酸碱度以及电导率等。流域社会经济数据来源于中国科学院资源环境科学数据中心(http://www.resdc.cn)。该数据是在全国各县 GDP 统计数据的基础上,综合县域 GDP 统计数据、土地利用、夜间灯光指数以及居民点之间的相互关系进行建模,通过空间插值生成 1 km × 1 km 栅格数据[10]。

3 研究方法

关于生态系统服务价值的评估方法中,其中以 COSTANZA 等[5]、DE GROOT 等[11] 以及 MA(Millennium Ecosystem Assessment)[12] 的研究成果最具有代表性。其将生态系统服务分为供给功能、调节功能、文化功能以及支付功能,其中供给功能和文化功能可以通过市场价值和收入进行估算,而调节功能和支付功能商品化无法直接估算[13]。由于生态系统服务的直接使用价值已经在市场机制中转换为货币,已经为当地的社会经济发展做出了相应的贡献,在生态补偿的计算标准中应不予考虑[14]。因此,本研究在进行赤水河流域生态补偿计算时考

虑了无法直接商品化的调节功能和支付功能，涉及的评估指标主要包括大气调节功能中的固定 CO_2 和释放 O_2 价值，支付功能中的土壤保持价值功能以及水源涵养功能。其中调节功能中的固定 CO_2 和释放 O_2 价值可以通过造林成本来估算，计算的基础参数是净初级生产力(NPP)[15]；土壤保持价值可以通过减少土地废弃物价值、保持土壤肥力价值以及减少泥沙淤积 3 方面的价值量体现，分别通过机会成本、影子价格方法和影子工程方法直接估算，而这 3 者之间的价值必须通过通用水土流失方程中所计算的水土保持价值量进行度量[16]；生态系统水源涵养的价值首先通过 InVEST 模型估算生态系统中的水源涵养物质量，随后再通过生态系统中蓄积水量换算成水库建设的成本得以核算[17]。

3.1　固碳释氧价值量

在陆表植被生态系统中，植物通过吸收空气中的 CO_2，然后利用光合作用产生碳水化合物并释放出氧气[15]，光合作用反应式为

$$CO_2 + H_2O \rightarrow CH_2O + O_2 \tag{1}$$

固碳释氧模型是以陆地植被净初级生产力(NPP)为基础，根据上述光合作用反应，植物每生产 1.00 kg 的葡萄糖干物质就可以固定 1.63 kg 的 CO_2，同时在此过程中可以释放出 1.2 kg 的 O_2，据此可以测评出陆地植被生态系统固定的 CO_2 物质量与释放的 O_2 物质量[15]。因此陆地生态系统在大气调节方面的价值量 E_{V1} 可以通过计算生态系统固定 CO_2 的价值量 E_{V11} 和生态系统释放 O_2 的价值量 E_{V12} 之和进行估算，表达式为

$$E_{V1} = E_{V11} + E_{V12} \tag{2}$$

陆地生态系统固定 CO_2 和释放 O_2 的价值量可以通过将吸收 CO_2 和排放 O_2 的物质量折算成造林成本、碳税率以及工业制氧的成本进行核算。其中固定 CO_2 的价值量计算式为

$$E_{V11} = \sum 1.63ANPP(12/44)V_{fc} \tag{3}$$

式中　A——不同生态系统类型的面积，km^2

NPP——不同生态系统的净初级生产力，其值由 CASA 光能利用模型计算得出[18]，$t/(km^2 \cdot a)$

V_{fc}——碳折算的造林成本，取 260.9 元/t

释放氧气的价值量计算式为

$$E_{V12} = \sum 1.19ANPPV_{fo} \tag{4}$$

式中　V_{fo}——氧气折算的造林成本，为 352.93 元/t

3.2　土壤保持价值量

陆地植被生态系统通过减少区域土壤侵蚀以保持土壤养分，可以减少区域尺度上土地废弃的产生，同时在区域或流域的尺度上也可以减少氮、磷以及钾等土壤有机物肥力的流失和区域泥沙的淤积。因此本研究在赤水河流域中对土壤保持服务方面的价值量 E_{V2} 可以通过生态系统减少废弃土地的价值量 E_{V21}、生态系统保持肥力的价值量(N、P 以及 K) E_{V22} 和生态系统减少泥沙淤积的价值量 E_{V23} 构成，而这 3 部分则是通过生态学、经济学以及生态经济学中的机会成本方法、影子工程方法以及影子价格方法进行定量表达[16]。而生态系统减少土地废弃的价值量、土壤保持肥力的价值量以及减少淤泥的价值量与土壤保持价值量密切相关，因此在计算土壤保持价值量之前首先必须计算区域的土壤保持量 A_c，该值的计算可参照文献[19]。赤水河流域水土保持价值量的估算模型为

$$E_{V2} = E_{V21} + E_{V22} + E_{V23} \tag{5}$$

3.2.1　生态系统减少土地废弃价值量估算

根据生态系统土壤保持量以及区域的表层土壤厚度推算因土壤侵蚀所造成的废弃土地的面积，在此基础上采用土地经济学中的机会成本法估算不同生态系统因土地废弃所产生的年经济价值，具体计算方法为

$$E_{V21} = \sum A_c V_a / (10000h\rho) \tag{6}$$

式中　A_c——不同生态系统年均土壤保持量，$t/(hm^2 \cdot a)$

V_a——不同生态系统的年均收益，元/hm^2

h——区域土壤厚度，m

ρ——区域土壤容重，t/m^3

3.2.2　生态系统保持土壤肥力的价值量估算

生态系统在减少土壤侵蚀量的同时也减少了土壤中有机物质如氮、磷和钾的流失，因此本文将氮、有效磷和速效钾按照一定的换算系数转换为市场上氮肥、磷肥以及钾肥的量，在此基础上通过市场上 3 种肥料的单位价格，以此估计不同生态系统在土壤保持肥力方面的经济价值，即区域的土壤保持价值量，具体计算方法如下

$$E_{V22} = \sum A_c x_{ia} v_i / 10\,000 \tag{7}$$

式中　x_{ia}——不同生态系统的土壤中氮、有效磷以及速效钾的含量，换算系数为总氮 46.3%、总磷 44%、氮肥 50%

v_i——市场中化肥的平均价格，参照 2015 年市场价格尿素为 2 000 元/t、磷肥为 570 元/t 以及钾肥为 4 730 元/t

3.2.3　生态系统减少淤泥的价值量估算

按照主要大江大河泥沙的运动和移动规律，因土壤侵蚀而流失的泥沙中 24% 淤积到河流以及水

库中,这些泥沙直接造成了江河以及水库蓄水量的下降,同时也在一定程度上加速了区域的干旱以及区域尺度上的洪涝灾害发生概率,因此根据具体水库工程费用可计算因土壤侵蚀所产生的经济效益,具体计算方法为

$$E_{V23}=0.24\sum A_c T/\rho \tag{8}$$

式中 T——水库工程建设的费用,取 6.11 元/m^3

3.3 水源涵养价值量

赤水河流域水源涵养价值量[17]的估算主要采用影子工程法,即利用修建相应库容的水库成本来测评水源涵养的经济价值,测算公式为

$$E_{V3}=aV_w \tag{9}$$

其中

$$V_w=\sum_{x=1}^{n} Y_{jx} \tag{10}$$

式中 E_{V3}——水源涵养的价值量,元/hm^2

a——单位面积的水库造价,该值参考 DB 11/T 1099—2014 中国《林业生态工程生态效益评价技术规程》,本研究单位库容造价成本为 6.110 7 元/m^3

V_w——区域的水源涵养总量,m^3,该值可通过 InVEST (Integrated valuation of ecosystem services and tradeoffs)水源涵养模块估算[20]

Y_{jx}——第 i 种土地利用类型中栅格单元格 x 的区域产水量,m^3

3.4 流域生态补偿计算方法

一般来说,区域的生态补偿需求与区域单位面积的社会生产总值(GDP)呈反比,与相同时期单位面积的生态系统价值量呈正比。即一个地区的经济越落后,该地区的单位面积的 GDP 总量越小,该地区的经济的增长则主要依靠自然资源的开采和利用。而单位面积生态系统的价值量越大,通常可以表征为该区域的生态环境越好,该区域生态环境发展的机会成本也就越多。因此本研究中的生态补偿系数被定义为区域单位面积 GDP 与单位面积生态系统的生态服务价值总量的比值,这种比值使用归一化指标进行量化。区域的生态补偿价值总量的核算方法[21]为

$$E_C=E_V k\alpha \tag{11}$$

其中

$$E_V=E_{V1}+E_{V2}+E_{V3} \tag{12}$$

$$\alpha=\frac{2\arctan\dfrac{E_V}{G}}{\pi} \tag{13}$$

式中 E_C——区域的生态补偿价值总量

E_V——研究区的生态系统服务价值总量

k——生态价值折算系数,取 15%

α——区域的生态补偿需求系数

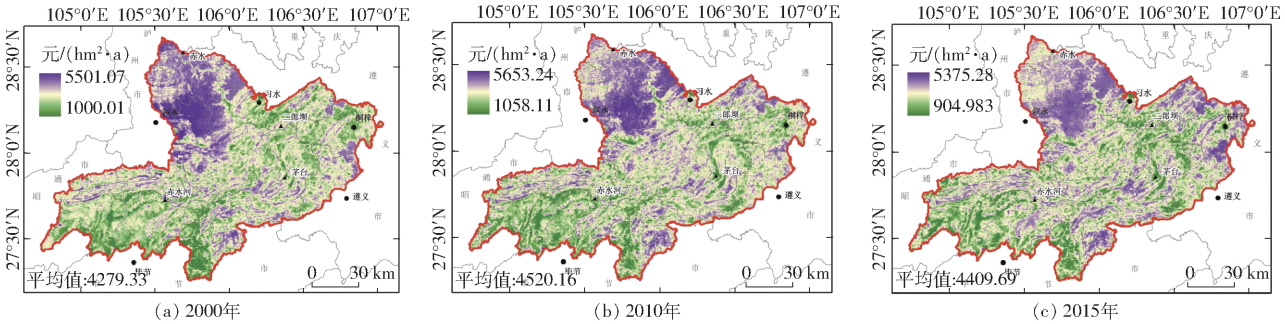
G——区域单位面积 GDP 总量

α 可以反映区域生态补偿的迫切程度和对外经济发展的影响程度,其值越小说明区域支付生态补偿后对其经济状况的影响越小,应首先支付生态补偿资金;采用反正切函数进行生态服务价值与 GDP 价值比值运算是为了避免生态补偿的资金集中于个别县域。

4 结果分析

4.1 流域生态系统固碳释氧价值量估算

由图 2 可知,2000—2015 年赤水河流域单位面积固碳释氧价值量呈现出倒“V”形结构,即呈现先增加后减少趋势。流域固碳释氧价值由 2000 年的 4 279.33 元/(hm^2·a)上升到 2010 年的 4 520.16 元/(hm^2·a),2010 年以后流域单位面积固碳释氧价值量的平均值则呈现出微弱下降趋势,其值由 2010 年的 4 520.16 元/(hm^2·a)下降到 2015 年的 4 409.69 元/(hm^2·a)。就流域固碳释氧价值总量来说,2000—2015 年流域固碳释氧价值量整体上呈现出上升趋势,增加了 21.15 亿元,增加的速率为 1.32 亿元/年。其中 2000 年、2010 年和 2015 年的价值总量分别为 70.51、74.48、73.66 亿元,与 2000 年相比,2010、2015 年固碳释氧价值总量分别增加了 5.63% 和 4.46%。不同岩性背景不同年份固碳释氧价值量的变化如图 3 所示。由图 3 可知,2000—2015 年,流域上游的非喀斯特地区植被生态

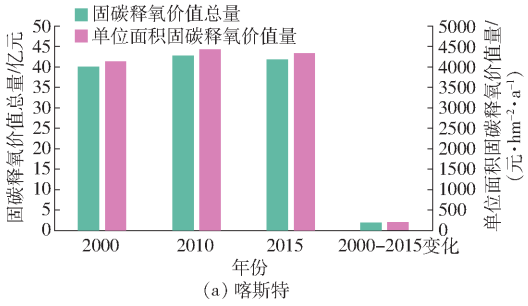


(a) 2000年 (b) 2010年 (c) 2015年

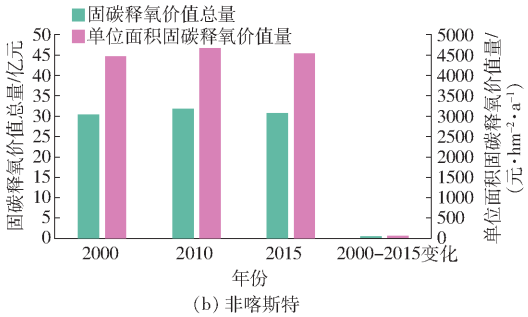
图 2 赤水河流域 2000、2010、2015 年固碳释氧价值量空间分布

Fig. 2 Spatial distribution maps of CSOP value in Chishui River Basin in 2000, 2010 and 2015

系统固碳释氧的单位面积价值量高于喀斯特地区，从时间序列趋势看，不同年份不同地质背景上植被生态系统固碳释氧的价值量与研究区域的价值量变化保持一致，分别经历了上升（2000—2010 年）和下降（2010—2015 年）两个阶段。其中喀斯特地区固碳释氧价值总量由 2000 年的 40.16 亿元上升到 2010 年的 42.84 亿元，之后下降到 2015 年的 41.90 亿元；而非喀斯特地区植被生态系统固碳释氧价值量由 2000 年的 30.36 亿元上升到 2010 年的 31.65 亿元，之后下降到 2015 年的 30.76 亿元。2000—2015 年喀斯特地区固碳释氧价值总量和非喀斯特地区固碳释氧价值总量分别上升了 1.74 亿元和 0.40 亿元，前者价值量增加的速度是后者的 4.35 倍。



（a）喀斯特



（b）非喀斯特

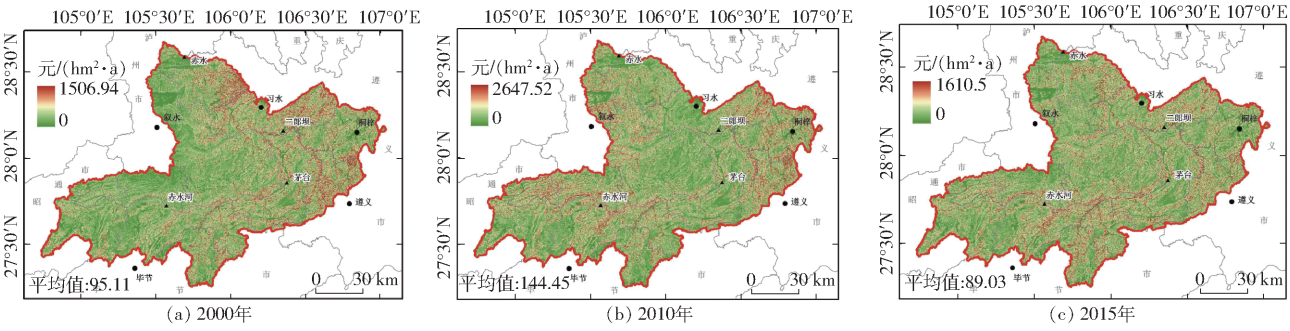
图 3　不同岩性背景赤水河流域 2000、2010、2015 年固碳释氧价值量

Fig. 3　CSOP value in different lithologic backgrounds in Chishui River Basin in 2000, 2010 and 2015

4.2　流域生态系统土壤保持价值量估算

由图 4 可知，2000—2015 年流域单位面积土壤保持价值量与固碳释氧价值量的变化趋势保持一致，即呈现出先增加后减小趋势。流域土壤保持价值量由 2000 年的 95.11 元/(hm²·a)上升到 2010 年的 144.45 元/(hm²·a)，2010 年以后流域单位面积土壤保持价值量的平均值则急剧下降趋势，其值由 2010 年的 144.45 元/(hm²·a)下降到 2015 年的 89.03 元/(hm²·a)。就流域土壤保持价值总量来说，2000—2015 年流域土壤保持价值量整体上呈现出下降趋势，下降了 0.10 亿元，减少的速率为 62.61 万元/a。其中 2000、2010、2015 年的价值总量分别为 1.57、2.38、1.47 亿元，与 2000 年相比，2010 和 2015 年土壤保持价值总量分别增加和减少了 51.87% 和 6.39%。空间分布上，不同年份土壤保持价值总量的空间波动性较大，尤其是在 2000 年，价值总量的高值区域主要集中在赤水河流域的东部，而 2010 年的土壤保持价值总量最大，这与该时期的降雨量格局有着直接的关系，由土壤保持模型的降雨侵蚀力因子可知，2010 年该流域 30 mm 降水量所计算的降雨侵蚀力为 141.23 MJ·mm/(hm²·h·a)，而 2000 年和 2015 年的降雨侵蚀力则分别为 228.64 MJ·mm/(hm²·h·a)和 168.19 MJ·mm/(hm²·h·a)，由此可知降雨侵蚀力越小，则土壤侵蚀量越小，由此导致的土壤保持量越大，所以该年份土壤保持价值量越大。

由图 5 可知，2000—2015 年，非喀斯特地区土壤的单位面积保持价值量高于喀斯特地区，从时间序列趋势上来看，不同年份不同地质背景上土壤保持价值量与研究区域的价值量变化保持一致。其中喀斯特地区单位面积土壤保持价值量由 2000 年的 93.55 元/(hm²·a)升至 2010 年的 140.55 元/(hm²·a)，之后下降到 2015 年的 87.43 元/(hm²·a)；而非喀斯特地区单位面积土壤保持价值量由 2000 年的 97.34 元/(hm²·a)升至 2010 年的 150.03 元/(hm²·a)，之后下降到 2015 年的 91.32 元/(hm²·a)。2000—2015 年喀斯特地区土壤保持价值总量和非喀斯特地区土壤保持价值总量分别下降了 0.51 亿元和 0.40 亿元，前者价值量下降的速度是后者的 1.28 倍。



（a）2000年　（b）2010年　（c）2015年

图 4　赤水河流域 2000、2010、2015 年土壤保持价值量空间分布

Fig. 4　Spatial distribution maps of soil conservation value in Chishui River Basin in 2000, 2010 and 2015

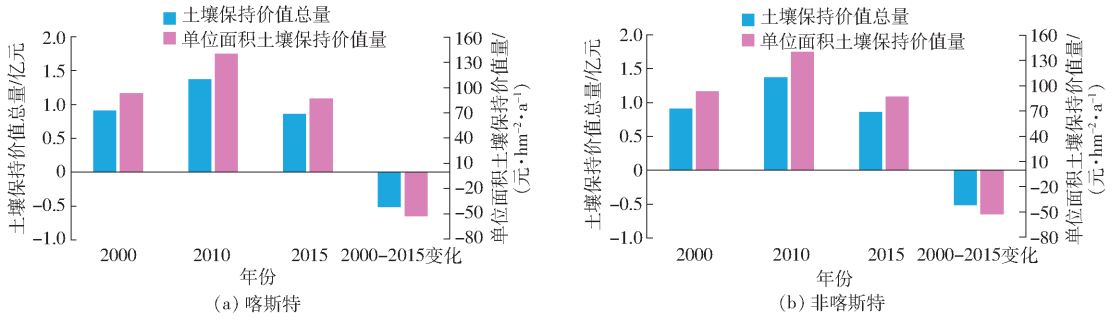


图 5 赤水河流域 2000 年、2010 年及 2015 年不同岩性背景土壤保持价值量

Fig. 5 Soil conservation value in different lithologic backgrounds in Chishui River Basin in 2000, 2010 and 2015

4.3 流域生态系统水源涵养价值量估算

采用影子工程法将生态系统水源涵养的物质量转换为水源涵养的价值量,从图 6 可以看出,2000—2015 年赤水河流域单位面积水源涵养价值量的平均值与土壤保持价值量和固碳释氧一致。流域单位面积水源涵养价值由 2000 年的 23 938.13 元/(hm^2·a)升至 2010 年的 35 232.99 元/(hm^2·a),2010 年以后流域单位面积水源涵养价值量的平均值则急剧下降,由 2010 年的 35 232.99 元/(hm^2·a)下降到 2015 年的 20 167.41 元/(hm^2·a)。就流域水源涵养价值总量来说,2000—2015 年流域水源涵养价值量整体上呈现出下降趋势,下降了 0.10 亿元,减少的速率为 3.90 亿元/a。其中 2000、2010、2015 年的价值总量分别为 394.42、579.99、331.99 亿元,与 2000 年相比,2010、2015 年水源涵养价值总量分别增加了 47.05% 和 15.83%。在空间上,不同年份水源涵养价值总量的空间波动性较大,2000 年水源涵养价值总量的最大值出现在赤水河流域东部地区的桐梓河流域上游地区,2010 年价值总量的高值区域主要集中在赤水河流域的东部习水县与桐梓县的交错地区,而到了 2015 年水源涵养总量则集中在赤水河流域的下游地区。由于流域水源涵养量的估算模型中一个重要的因子是降水量,因此不同年份降水量的空间格局导致了水源涵养量价值在空间上的分异过程。

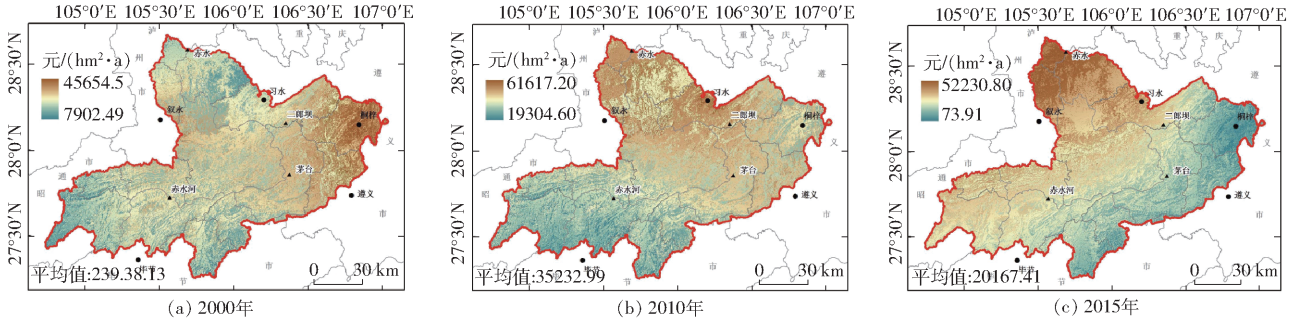


图 6 赤水河流域 2000、2010、2015 年水源涵养价值量空间分布

Fig. 6 Spatial distribution maps of water conservation value in Chishui River Basin in 2000, 2010 and 2015

不同岩性不同年份水源涵养价值量的变化如图 7 所示。由图 7 可知,2000、2015 年的非喀斯特地区单位面积水源涵养量高于喀斯特地区,而 2010 年喀斯特地区的水源涵养量则低于非喀斯特地区,这种水源涵养量的空间差异与降水量的空间格局及其分异有关。从时间序列趋势上来看,不同年份不

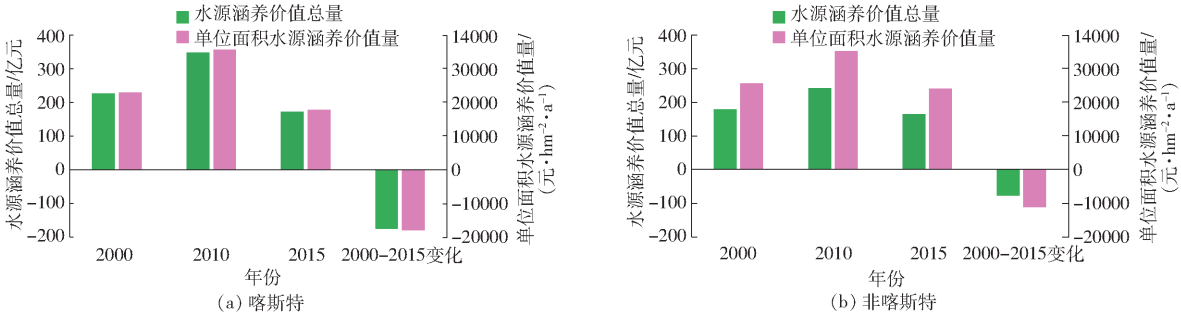


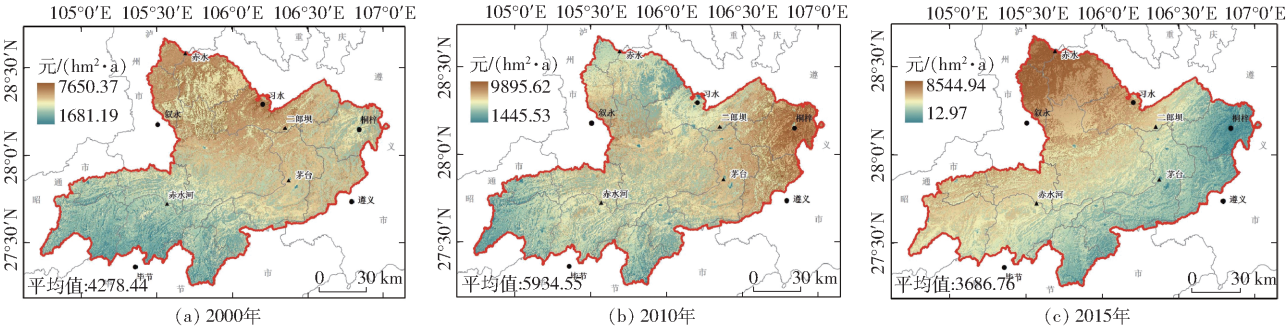
图 7 赤水河流域 2000 年、2010 年及 2015 年不同岩性背景水源涵养价值量

Fig. 7 Water conservation value in different lithologic backgrounds in Chishui River Basin in 2000, 2010 and 2015

同地质背景水源涵养价值量与研究区域的价值量变化保持一致。其中喀斯特地区单位面积土壤保持价值量由 2000 年的 22 850.70 元/(hm^2·a)上升到 2010 年的 35 479.70 元/(hm^2·a),之后下降到 2015 年的 17 685.80 元/(hm^2·a);而非喀斯特地区由 2000 年的 25 494.80 元/(hm^2·a)升至 2010 年的 34 881.30 元/(hm^2·a),之后下降到 2015 年的 23 715.80 元/(hm^2·a)。2000—2015 年喀斯特地区水源涵养价值总量和非喀斯特地区水源涵养价值总量分别下降了 17 793.90 亿元和 11 165.50 亿元,前者价值量下降的速度是后者的 1.59 倍。

4.4　流域生态系统生态补偿价值量估算

由图 8 可知,2000 年到 2010 年赤水河流域单位面积生态补偿价值量的平均值呈现出上升趋势,由 2000 年的 4 278.44 元/(hm^2·a)增加到 2010 年的 5 934.55 元/(hm^2·a);2010 年以后流域单位面积生态补偿价值量的平均值则呈现出微弱下降趋势,由 2010 年的 5 934.55 元/(hm^2·a)降至 2015 年的 3 686.76 元/(hm^2·a),折合成生态补偿价值总量则是由 2010 年的 97.66 亿元减少到 2015 年的 60.67 亿元。总体上来说与 2000 年相比,流域生态补偿总量分别增加和减少了 38.72% 和 13.82%。从空间上来看,2000 年流域生态补偿的高值区域集中在下游,而流域西南部的上游区域则处于补偿的低值区域;2010 年流域补偿的高值区域位于流域中游桐梓河流域,而低值区域则位于上游和下游地区;而随着时间的推移,到 2015 年之后流域的生态补偿高值区域又集中到了流域的下游,而低值区域则集中在赤水河流域中游地区的桐梓河流域。总之,流域生态补偿根据不同年份的生态系统服务价值以及区域的 GDP 空间分布的不同而呈现出不同的区域分异规律,这与生态系统服务价值中各个参量的计算有直接的关系。



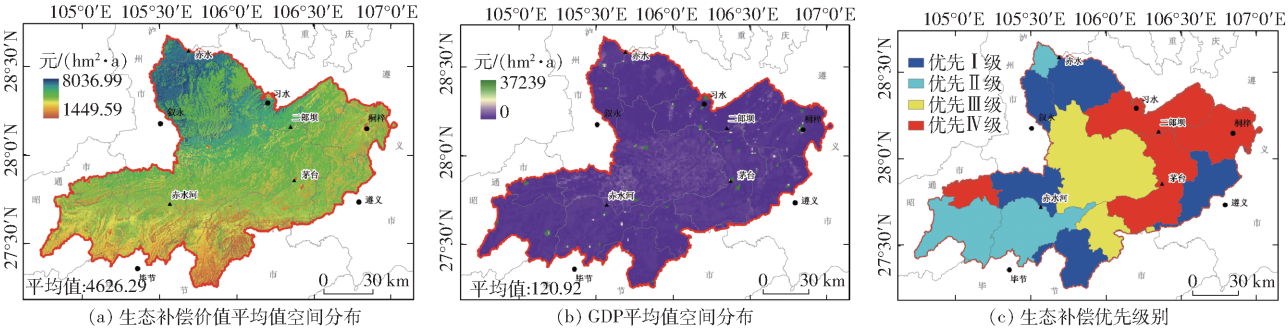
(a) 2000年　(b) 2010年　(c) 2015年

图 8　赤水河流域 2000 年、2010 年及 2015 年生态补偿价值量空间分布

Fig. 8　Spatial distribution maps of ecological compensation value in Chishui River Basin in 2000, 2010 and 2015

4.5　流域生态系统生态补偿优先级顺序

在进行生态系统补偿优先级计算时,首先计算不同年份生态补偿价值平均值(图 9a),其次计算不同年份 GDP 平均值(图 9b),最后基于式(13)的 α 值可求出区域的生态补偿需求系数,该系数即为不同地区的生态补偿优先级别(图 9c)。由图 9 可知,赤水河流域平均生态补偿价值为 4 626.29 元/(hm^2·a),折合成生态补偿的总价值量为 76.23 亿元。从空间上来看,流域的下游地区补偿的价值量最大,而上游地区补偿价值量较小,其中古蔺县最高的生态补偿价值总量超过 18.77 亿元,而合江县的生态补偿较少,补偿总价值不超过 1.5 亿元。原因主要一方面是由于古蔺县的面积在赤水河流域相对比较大,且处于流域的下游地区,该地区是典型的非喀斯特地区,植被生长茂盛,县域尺度上产生的 NPP 较大,且处于原始森林之中,因此导致补偿量较大。由不同县域生态补偿的优先级可以看出,流域上游的喀斯特地区以及下游的原始森林地区生态补偿多处于Ⅰ级和



(a) 生态补偿价值平均值空间分布　(b) GDP平均值空间分布　(c) 生态补偿优先级别

图 9　赤水河流域年均生态补偿、GDP 及生态补偿优先级空间分布

Fig. 9　Spatial distribution maps of average ecological compensation, GDP and priority of ecological compensation in Chishui River Basin

Ⅱ级,而经济发达的中游地区多处于生态补偿的Ⅲ级和级Ⅳ级。流域上游的遵义市、大方县以及流域下游的叙永县和赤水市处于补偿的优先级最高,说明该县市为整个流域提供了良好的生态系统服务,但是该区域的社会经济发展相对落后,属于典型的生态输出地区,应该首先得到生态补偿;流域上游的毕节市和镇雄县以及下游的合江县处于生态补偿的Ⅱ级地区,上游的毕节县以及镇雄县由于处于典型的喀斯特地区,喀斯特地貌发育,生态环境脆弱,加之该地区石漠化严重,经济发展水平低下,因此属于Ⅱ级优先补偿区;古蔺县和金沙县属于生态补偿的Ⅲ级地区,该地区经济发展水平相对活跃,并不迫切需要生态补偿;而仁怀县、桐梓县、威信县以及习水县处于生态补偿的Ⅳ级区,该区域经济发展水平高,尤其是仁怀县和习水县以茅台酒、习酒文明世界,局部地区的经济发展水平可达到 3.7 万元,应率先进行生态支付,属于典型的生态消费区。

5 讨论

5.1 国内同类生态补偿计算方法研究对比

生态补偿是当前国内外学界研究的热点问题之一,周迪[22]通过机会成本法计算了贵州省三都县的生态补偿,其研究结果认为区域的生态补偿有赖于建立生态功能区的指标体系以及选择合理有效的样本数据,但是该研究选取的指标体系是社会经济数据,未考虑到县域的自然属性数据。金淑婷等[23]通过深入剖析生态补偿与社会区位条件以及自然区位条件的关系,从公平的角度出发,分析了石羊河各流域区位条件对补偿标准制定的影响,在此基础上,利用 2009 年石羊河流域各地区基础数据,建立生态补偿标准计量模型,计算各流域不同植被类型补偿标准,但是应该注意到该研究在进行生态补偿核算时未将土壤保持、水源涵养以及社会经济考虑进去。刘春腊等[24]、赖敏等[13]以及胡淑恒[25]分别基于生态价值当量以及生态足迹法对中国省域、大别山区以及三江源地区的生态补偿进行了核算,但是该类研究只是借助于已有的中国生态服务价值当量系数进行进行计算,但是其价值当量系数在每个地区各不相同,计算生态补偿时应该对其价值系数在不同的地区进行修正;刘霄[26]通过水污染补偿机制对赤水河流域的生态补偿进行了探讨,认为生态补偿时主要考虑流域中污染物的数量以及水质状况。此外,以上关于生态系统补偿的研究均限于行政区的基础资料,过度依赖行政单元,无法体现区域内生态补偿的异质性特征,致使出现区域间补偿过高或不足现象。本文改进了传统的生态系统服务价值法,以区域的水源涵养、土壤保持以及固碳释氧价值量为基础,将区域单位面积的 GDP 扩展到栅格像元尺度上,同时考虑了 GDP 自然要素的地理分异规律,避免了以往研究针对行政区单元的“一刀切”补偿标准,使得估算的流域生态补偿额度更符合客观规律。此外,通过生态系统服务价值建立的流域生态补偿标准,在不同的地区针对特定的自然区域环境以及社会经济条件补偿的标准和补偿的力度都有所差异,因此可以很好地弥补行政单元内部和外部生态价值和生态补偿的差异,可更好地为政府提供决策和技术支撑。

5.2 生态补偿计量模型不确定性及未来研究方向

本研究在对赤水河流域生态补偿进行核算时考虑了生态系统的土壤保持、水源涵养以及固碳释氧等服务量的计算,但是该类模型计算结果及其精度直接由其模型的参数所决定。由于每个模型的参数众多,并且参数的空间分辨率在进行计算时有可能不一样,本研究最终将其数据全部统一到 90 m 的空间尺度上,因此,其计算的生态系统服务价值的总量会存在不确定性,这种不确定性的缺陷主要是由于数据的可用性、计算方法的合理性以及模型的实用性等方面导致的[27]。此外,本研究在计算生态补偿时使用的 GDP 空间数据是由 1 km 格网的 GDP 数据重采样得来,经济数据从大尺度到小尺度进行转换时,可能会对生态补偿研究结果产生影响,这也是模型不确定性的另外一方面,还需深入探讨。最后,土壤保持价值量的估算精度由土壤侵蚀量中的因子决定,本研究在对赤水河流域土壤侵蚀量进行估算时,采用了周边的气象站点数据计算降雨侵蚀力,随后通过修正模型[28]实现区域土壤保持价值量估算。从估算结果可知,不同年份土壤保持价值量的高值区域并不相同,这与不同时期的降雨量格局有密切关系,不同的降雨格局产生的降雨侵蚀力不一样,必然会影响到研究区的降雨侵蚀力空间格局,而降雨侵蚀力的空间格局也必定会影响到土壤保持量,从而会对区域的土壤保持价值量产生间接的影响,因此未来在对喀斯特地区的土壤保持价值量进行估算时可借助高时间分辨率的卫星降雨产品,如热带测雨任务卫星(Tropical rainfall measuring mission satellite, TRMM)数据以实现降雨侵蚀力的准确估算。

6 结论

(1)2000—2015 年赤水河流域单位面积固碳释氧价值量、土壤保持价值量以及水源涵养价值量均呈现先增加后减少的倒“V”形结构。

(2)在不同岩性价值量变化上,2000—2015 年

喀斯特地区和非喀斯特地区固碳释氧价值量均呈现上升趋势，而土壤保持价值量和水源涵养价值量均呈现出下降趋势。喀斯特地区固碳释氧价值总量增加的速度是非喀斯特地区的 4.35 倍，喀斯特地区土壤保持价值量和水源涵养价值量的下降速度分别是非喀斯特地区的 1.28 倍和 1.59 倍。

(3)2000—2015 年赤水河流域平均生态补偿价值为 4 626.29 元/(hm^2·a)，价值总量为 76.23 亿元。流域下游补偿价值量最大，而上游地区补偿价值量较小，古蔺县生态补偿价值总量超过 18.77 亿元，而合江县的生态补偿价值不超过 1.5 亿元。

(4)流域上游的喀斯特地区以及下游的原始森林地区生态补偿多处于Ⅰ级和Ⅱ级，而经济发达的中游地区多处于生态补偿的Ⅲ级和级Ⅳ级。

参 考 文 献

[1] SEMWAL R L, NAUTIYAL S, SEN K K, et al. Patterns and ecological implications of agricultural land-use changes: a case study from central Himalaya, India[J]. Agriculture Ecosystems & Environment, 2004, 102(1):81 – 92.

[2] 吴大千, 刘建, 贺同利, 等. 基于土地利用变化的黄河三角洲生态服务价值损益分析[J]. 农业工程学报, 2009, 25(8):256 – 261.
WU Daqian, LIU Jian, HE Tongli, et al. Profit and loss analysis on ecosystem services value based on land use change in Yellow River Delta[J]. Transactions of CSAE, 2009, 25(8):256 – 261. (in Chinese)

[3] 马琪, 刘康, 李婷, 等. 陕北生态恢复区不同草地主导服务功能时空变化[J/OL]. 农业机械学报, 2018, 49(2):260 – 269.
MA Qi, LIU Kang, LI Ting, et al. Temporal and spatial variation of grassland dominant ecosystem services under major ecological restoration in Northern Shaanxi Province[J/OL]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2018, 49(2):260 – 269. http://www.j-csam.org/jcsam/ch/reader/view_abstract.aspx? flag=1&file_no=20180233&journal_id=jcsam. DOI: 10.6041/j.issn.1000-1298.2018.02.033. (in Chinese)

[4] 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 – 196.
XIE Gaodi, LU Chunxia, LENG Yunfa, et al. Ecological assets valuation of the Tibetan Plateau[J]. Journal of Natural Resources, 2003, 18(2):189 – 196. (in Chinese)

[5] COSTANZA R, D'ARGE R, DE GROOTR, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. Nature, 1997, 387(6630): 253 – 260.

[6] 欧阳志云, 王效科, 苗鸿. 中国陆地生态系统服务功能及其生态经济价值的初步研究[J]. 生态学报, 1999, 19(5):607 – 613.
OUYANG Zhiyun, WANG Xiaoke, MIAO Hong. A primary study on Chinese terrestrial ecosystem services and their ecological-economic values[J]. Acta Ecologica Sinica, 1999, 19(5):607 – 613. (in Chinese)

[7] 李文华. 生态系统服务功能价值评估的理论、方法与应用[M]. 北京: 中国人民大学出版社, 2008.

[8] 郭年冬, 李恒哲, 李超, 等. 基于生态系统服务价值的环京津地区生态补偿研究[J]. 中国生态农业学报, 2015, 23(11):1473 – 1480.
GUO Niandong, LI Hengzhe, LI Chao, et al. Regional ecological compensation based on ecosystem service value in the area surrounding Beijing and Tianjin[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2015, 23(11):1473 – 1480. (in Chinese)

[9] 高振斌, 王小莉, 苏婧, 等. 基于生态系统服务价值评估的东江流域生态补偿研究[J]. 生态与农村环境学报, 2018, 34(6):563 – 570.
GAO Zhenbin, WANG Xiaoli, SU Jing, et al. Ecological compensation of dongjiang river basin based on evaluation of ecosystem service value[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2018, 34(6):563 – 570. (in Chinese)

[10] 徐新良. 中国 GDP 空间分布公里网格数据集[J]. 中国科学院资源环境科学数据中心数据注册与出版系统(http://www.resdc.cn/DOI),2017. DOI:10.12078/2017121102.
XU Xinliang. Spatial distribution kilometer grid data set of GDP in China[J]. Data Registration and Publishing System of Resource and Environment Science Data Center of Chinese Academy of Sciences (http://www.resdc.cn/DOI),2017. DOI: 10.12078/2017121102.

[11] DE GROOT R S, WILSON M A, BOUMAN M J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services[J]. Ecological Economics,2002,41(3): 393 – 408.

[12] Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and human well-being: policy response, findings of the responses working group[M]. Washington D C: Island Press, 2005.

[13] 赖敏, 吴绍洪, 尹云鹤, 等. 三江源区基于生态系统服务价值的生态补偿额度[J]. 生态学报, 2015, 35(2):227 – 236.
LAI Min, WU Shaohong, YIN Yunhe, et al. Accounting for eco-compensation in the Three-river Headwaters region based on ecosystem service value[J]. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(2):227 – 236. (in Chinese)

[14] 王女杰, 刘建, 吴大千, 等. 基于生态系统服务价值的区域生态补偿——以山东省为例[J]. 生态学报, 2010, 30(23):6646 – 6653.
WANG Nüjie, LIU Jian, WU Daqian, et al. Regional eco-compensation based on ecosystem service assessment: a case study of Shandong Province[J]. Acta Ecologica Sinica, 2010, 30(23):6646 – 6653. (in Chinese)

[15] 李晶, 任志远. 基于 GIS 的陕北黄土高原土地生态系统固碳释氧价值评价[J]. 中国农业科学, 2011, 44(14):2943 – 2950.

LI Jing, REN Zhiyuan. Research on the values of CO_2 fixation and O_2 release by landuse ecosystem in Loess Plateau in Northern Shaanxi Province[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2011, 44(14):2943 - 2950. (in Chinese)

[16] 饶恩明, 肖燚, 欧阳志云, 等. 海南岛生态系统土壤保持功能空间特征及影响因素[J]. 生态学报, 2013, 33(3):746 - 755.
RAO Enming, XIAO Yi, OUYANG Zhiyun, et al. Spatial characteristics of soil conservation service and its impact factors in Hainan Island[J]. Acta Ecologica Sinica, 2013, 33(3): 746 - 755. (in Chinese)

[17] 刘菊, 傅斌, 张成虎, 等. 基于 InVEST 模型的岷江上游生态系统水源涵养量与价值评估[J]. 长江流域资源与环境, 2019, 28(3):577 - 585.
LIU Ju, FU Bin, ZHANG Chenghu, et al. Assessment of ecosystem water retention and its value in the upper reaches of Minjiang river based on InVEST model[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2019, 28(3):577 - 585. (in Chinese)

[18] 朱文泉, 潘耀忠, 龙中华, 等. 基于 GIS 和 RS 的区域陆地植被 NPP 估算——以中国内蒙古为例[J]. 遥感学报, 2005, 9(3):300 - 307.
ZHU Wenquan, PAN Yaozhong, LONG Zhonghua, et al. Estimating net primary productivity of terrestrial vegetation based on GIS and RS:a case study in Inner Mongolia, China[J]. Journal of Remote Sensing, 2005, 9(3):300 - 307. (in Chinese)

[19] 郝梦雅, 任志远, 孙艺杰, 等. 关中盆地生态系统服务的权衡与协同关系动态分析[J]. 地理研究, 2017, 36(3):592 - 602.
HAO Mengya, REN Zhiyuan, SUN Yijie, et al. The dynamic analysis of trade-off and synergy of ecosystem services in the Guanzhong Basin[J]. Geographical Research, 2017, 36(3):592 - 602. (in Chinese)

[20] TALLIS H T, RICKETTS T, GUERRY A D, et al. InVEST 2.5.6 user's guide [M]. Stanford: The Natural Capital Project, 2013: 6 - 12.

[21] 许丽丽, 李宝林, 袁烨城, 等. 基于生态系统服务价值评估的我国集中连片重点贫困区生态补偿研究[J]. 地球信息科学学报, 2016, 18(3):286 - 297.
XU Lili, LI Baolin, YUAN Yecheng, et al. A study on eco-compensation based on eco-service assessment in 14 contiguous destitute areas of China[J]. Geo-Information Science, 2016, 18(3):286 - 297. (in Chinese)

[22] 周迪. "两江"上游生态功能区利益补偿研究[D]. 贵阳: 贵州财经大学, 2015.
ZHOU Di. Study on interest compensation of ecological functional areas in the upper reaches of the "two rivers"[D]. Guiyang: Guizhou University of Finance and Economics, 2015. (in Chinese)

[23] 金淑婷, 杨永春, 李博, 等. 内陆河流域生态补偿标准问题研究——以石羊河流域为例[J]. 自然资源学报, 2014, 29(4):610 - 622.
JIN Shuting, YANG Yongchun, LI Bo, et al. Discussion on scientific issues of eco-compensation standard in Shiyang river basin[J]. Journal of Natural Resources, 2014, 29(4):610 - 622. (in Chinese)

[24] 刘春腊, 刘卫东, 徐美. 基于生态价值当量的中国省域生态补偿额度研究[J]. 资源科学, 2014, 36(1):148 - 155.
LIU Chunla, LIU Weidong, XU Mei. The provincial eco-compensation standard of China based on ecological value equivalents [J]. Resources Science, 2014, 36(1):148 - 155. (in Chinese)

[25] 胡淑恒. 区域生态补偿机制研究——以安徽大别山区为例[D]. 合肥:合肥工业大学, 2015.
HU Shuheng. Study on regional ecological compensation mechanism—a case study of Dabie Mountain Area in Anhui Province [D]. Hefei: Hefei University of Technology, 2015. (in Chinese)

[26] 刘霄. 贵州省赤水河流域生态补偿标准核算研究[D]. 贵阳:贵州大学, 2016.
LIU Xiao. Study on accounting standards of ecological compensation in Chishui river basin of Guizhou Province[D]. Guiyang: Guizhou University, 2016. (in Chinese)

[27] ZHOU W, CADENASSO M L. Effects of patch characteristics and within patch heterogeneity on the accuracy of urban land cover estimates from visual interpretation[J]. Landscape Ecology, 2012, 27(9):1291 - 1305.

[28] 钱庆欢, 王世杰, 白晓永, 等. 基于允许流失量和正负地形源汇理论的喀斯特关键带土壤侵蚀研究[J]. 地理学报, 2018, 73(11):87 - 101.
QIAN Qinghuan, WANG Shijie, BAI Xiaoyong, et al. Assessment of soil erosion in karst critical zone based on soil loss tolerance and source-sink theory of positive and negative terrains[J]. Acta Geographica Sinica, 2018, 73(11):87 - 101. (in Chinese)