黄河流域近十五年生态系统服务价值变化 特征及影响因素研究

刘耕源^{1,2*},杨 青¹,黄俊勇³

(1.北京师范大学环境学院,环境模拟与污染控制国家重点联合实验室,北京 100875; 2.北京市流域环境生态修复与综合调控工程技术研究中心,北京 100875; 3.国务院发展研究中心资源与环境政策研究所,北京 100010)

【摘 要】 黄河流域生态系统服务变化的定量评估有利于考核流域生态综合治理效果。本研究构建了基于能值的生态系统服务价值核算方法体系,核算了黄河流域2000—2015年省级及地市级尺度生态系统服务价值变化及导致变化的原因。结果表明: ①近15年,黄河流域生态状况有明显好转,除河南和山东外,增幅主要集中在黄河流域的中上游(7%~27%),增幅最大的为甘肃; ② 黄河流域的117个地级市(地区、自治州、盟)中,有77个地级市(地区、自治州、盟)生态系统服务价值有不同增幅(0.46%~210%); ③黄河流域"源""过程""汇"区位不同保护重点不同,要根据其所提供生态服务的能力及改善情况动态制定分区分类保护策略;④近15年的林地面积增加对所提供的服务提升效果明显,湿地(湖泊、沼泽地)的减少变成黄河流域上、中、下游省份服务下降的最大驱动因素。本研究能够为黄河流域生态治理及城市绿色发展提供基础性依据。

【关键词】 黄河流域;生态系统服务价值;能值

【中图分类号】X321 【文献标识码】A 【文章编号】1674-6252(2020)03-0090-08 【DOI】10.16868/j.cnki.1674-6252.2020.02.090

引言

黄河流域在我国经济社会发展和生态安全方面的 作用举足轻重,是我国重要的生态功能区,也是党和 政府关注的重点区域。2014年, 习近平总书记赴黄河 兰考东坝头段考察, 询问黄河防汛情况, 了解黄河滩 区群众生产生活情况。2016年、习近平总书记在宁夏 考察时强调:"沿岸各省区都要自觉承担起保护黄河 的重要责任,坚决杜绝污染黄河行为,让母亲河永远 健康。"2019年、习近平总书记在内蒙古、甘肃、河南 考察调研时指出:"黄河是中华民族的母亲河。保护 母亲河是事关中华民族伟大复兴和永续发展的千秋大 计。"2019年9月18日的座谈会上,习近平总书记对 黄河流域生态保护和高质量发展作出重要指示,10月 16日《求是》杂志发表了总书记《在黄河流域生态保 护和高质量发展座谈会上的讲话》,文章指出:黄河 流域构成我国重要的生态屏障,是连接青藏高原、黄 土高原、华北平原的生态廊道,拥有三江源、祁连山 等多个国家公园和国家重点生态功能区。黄河流域生 态保护和高质量发展的主要目标任务是要坚持绿水青 山就是金山银山的理念,坚持生态优先、绿色发展。 因此,要落实这一发展理念首先要对黄河流域的生态 资本与服务功能展开科学核算与评估,确保黄河流域 生态保护和高质量发展的各类制度体系能够落地。

目前关于黄河流域生态系统服务价值的核算研究多集中在黄河流域的局部地区或个别生态系统服务价值。如徐大伟等基于支付意愿(Willingness To Pay, WTP)方法测算了黄河流域下游地区郑州段的生态系统服务的条件价值^[1];牛叔文等参考 Costanza 等^[2]提出的方法估算了黄河上游玛曲草地生态系统服务价值为 96.25 亿元 / 年^[3];丁辉等采用 Costanza 等^[2]的生态系统服务价值的评估研究方法评估了黄河上游甘南段的涵养水源、净化环境、维持生物多样性等生态系统服务价值^[4];刘玉斌等基于 Costanza 等^[2]提出的方法和千年生态系统评估(The Millennium Ecosystem Assessment)分类体系核算了莱州湾一黄河三角洲区域各类土地利用生态服务价值^[5]。这些研究为黄河流域生态系统服务价值核算提供了借鉴,但尚缺乏专门针对整个黄河流域省级、地市级森林、灌木、草地及

资助项目: 国家自然科学基金国际(地区)合作与交流项目(71861137001)、国家重点研发计划项目(2016YFC0502800)、国家创新群体项目(51721093)、国家自然科学基金项目(71673029)、北京师范大学学科交叉建设项目。

作者简介:刘耕源(1983—),男,博士,副教授,研究方向为城市健康评价、系统模拟与生态规划、资源核算、温室气体减排与低碳经济,E-mail: liugengyuan@bnu.edu.cn。

水生生态等全系统服务价值核算的评估研究。

从方法学角度来说,目前核算生态资本与生 态系统服务价值的方法主要包括经济学方法[2.6]、 InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoff)模型方法^[7]和能值方法^[8,9]。Costanza等使 用经济学方法核算全球生态资本与生态系统服务价 值^[2] 及 Daily 发表《自然的服务》一书^[10] 后,引起 了运用经济学方法核算生态系统服务价值的热潮。经 济学方法使用货币单位度量生态系统服务价值, 直观 易于理解。但经过20多年的研究,学者们发现了经 济学方法在核算生态系统服务价值中的局限性:基于 人类偏好核算生态系统服务价值具有主观性及核算出 来的货币价值并不等于市场价值或者交易价值。该 问题的核心原因是计算出的单位和市场或交易价值 的单位是一致的, 但生态系统服务的价值和市场或 交易价值的发现机制其实是不一致的,这种单位的 一致易造成误解,成为生态资本化机制的方法学瓶 颈。而采用基于生产者视角的方法核算生态系统服务 价值[11], 能够通过"太阳能等效量"这种生态系统中 的"货币"统一核算生态系统服务产生的能量成本及 其伴生环境影响,已被广泛应用于生态系统服务价值核 算,并形成了基于能值的生态系统服务价值核算方法 体系 [8,12-15]。

基于此,本研究将基于能值方法对黄河流域各省级和地市级尺度的生态系统服务功能进行核算,为黄河流域近15年绿水青山保护及高质量发展提供基础性评估。

1 黄河流域生态系统服务价值核算方法体系

1.1 黄河流域牛态系统及其服务分类体系

本研究根据我国 2000 年、2005 年、2010 年及 2015 年 100 m×100 m土地利用类型遥感数据,将 有林地(郁闭度>30%的天然林和人工林)、灌木林(郁闭度>40%、高度在2 m以下的矮林地和灌丛林地)、草地(包括覆盖度>50%的高覆盖度草地、20%~50%中覆盖度草地、5%~20%的低覆盖度草地)和水生生态系统(包括沼泽地、湖泊、河渠、水库/坑塘)这9种生态系统及其相对应的生态系统服务价值纳入研究范围,详见表1。

水生生态系统的复杂性和交互性使得流域上中下游服务功能具有差异,可分为"源""过程"和"汇"三大类型(图1),并具有不同的生态功能重点。如流域的上游为大江大河的发源地,其功能重点在于保

	净初级	固碳	构建	增加底泥	补给地	净化	净化	净化	减少水	营养物	水电潜力	调节温	调节
	生产力	释氧	土壤	中有机质	下水	空气	土壤	水质	土流失	质运移	(自然贡献)	湿度	气候
有林地	V	\checkmark	V		\vee	V	V		V			V	V
灌木	\vee	\checkmark	\checkmark		$\sqrt{}$	\checkmark	\checkmark		\vee			\vee	
高覆盖度草地	\vee	\checkmark	\checkmark		$\sqrt{}$	$\sqrt{}$	\checkmark		V			\vee	
中覆盖度草地	\vee	\checkmark	\checkmark		$\sqrt{}$	$\sqrt{}$	\checkmark		V			\vee	V
低覆盖度草地	V	\checkmark	\checkmark		$\sqrt{}$	$\sqrt{}$	$\sqrt{}$		V			V	V
沼泽地	V	\checkmark		V	V			V				V	V
湖泊	V	\checkmark		V	\vee			V				V	V
水库 / 坑塘	\vee	\checkmark			$\sqrt{}$			\checkmark				\vee	
河流	V	\checkmark			\vee			V		V	V	V	V

表1 本研究的生态系统及其服务类型

注: "√"表示左边生态系统具有上方相对应的生态系统服务

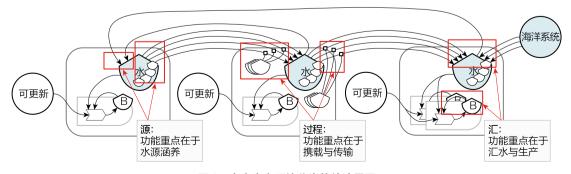


图1 水生生态系统分类能值流量图

注: B 为生物量

持水质、涵养水源;中游"过程型"河段以营养物质运移为主,但水电开发和保持水土又影响物质运移功能;下游为"汇",陆地和海洋生态系统的营养物质在此交汇,增加净初级生产力与保持生物多样性尤为重要。因此,在黄河流域治理时,应分区考虑上、中、下游不同区域的生态差异性。此外,在全流域水生生态系统的计算中,需避免因分别计算不同省份的生态系统服务可能造成的重复计算问题,例如,"源"区域水生生态系统所提供的营养物质运移服务是"过程型"河段和"汇"的输入项,如果单独考虑"汇",增加底泥中有机质这种服务应当排除上游运移过来的营养物质的影响。

1.2 生态系统服务价值核算方法

下列计算方法中,如无特殊说明即表示该项服务 属于有林地、灌木林、草地和水生生态系统中所有的 生态系统。

净初级生产力(NPP)、固碳释氧、补给地下水、净化大气、净化水、净化土壤、调节温湿度和调节气候这几种服务所有的生态系统都有,具体的计算方法可参考文献[16],根据不同生态系统类型来调整参数。物质运移服务仅针对河流生态系统,计算方法和增加净初级生产力中的河流势能一致。

林地、灌木林和草地生态系统有构建土壤的服务 功能,水生生态系统则为增加底泥中有机质。

构建土壤包括构建土壤有机质和矿物质,其中有 机质主要来自植物凋落,矿物质主要形成于岩石风化 作用,二者具有不同来源,因此取二者之和作为构建 土壤服务。

构建土壤有机质的计算公式如下:

$$Em_{\text{OM}} = \sum_{i=1}^{n} (Em_{\text{rei}} \times k_{1i} \times k_{2}) = \sum_{i=1}^{n} (Em_{\text{NPP}_{i}} \times k_{1i} \times k_{2})$$
 (1)

其中, Em_{OM} 是土壤构建有机质的能值(sej/yr); Em_{rei} 是第i个生态系统的可更新能值(sej/yr),即公式(1)中的 Em_{NPP} ; k_{li} 是第i个生态系统植被凋落物占生物量的比例(g/g,%); k_2 被凋落物中碳含量(g/g,%)。构建土壤矿物质计算公式为:

$$Em_{\text{MIN}} = \sum_{i=1}^{n} \left[\left(P_{mij} \times BD_{j} \times D_{j} \times S_{j} \times R \times 10000 \right) / T_{i} \right]$$

$$\times IJEV$$
(2)

其中, Em_{MIN} 是构建土壤矿物质的能值(sej/yr); P_{mij} 是土壤中第i种矿物质占总矿物质百分比(%); BD_{j} 是第i种生态系统土壤容重(g/cm³); D_{i} 为第i个生

态系统土壤厚度 (cm); S_j 为第j个生态系统面积 (m²); R为土壤矿物质占总土壤重量百分比 (%); 10 000 为 m² 到 cm² 的转化系数; T_i 为第i种矿物质的周转时间 (年); UEV_{mi} 是第i种矿物质的能值转化率 (sei/g)。

因此,构建土壤服务可用以下公式计算:

$$Em_{sh} = Em_{OM} + Em_{MIN} \tag{3}$$

增加底泥中有机质仅针对水生生态系统,其计算公式为:

$$Em_{sb} = \sum (OM_{ai} \times k_1 \times k_{2i} \times k_3 \times S_{wi} \times UEV_{omi})$$
 (4)

$$OM_{ai} = k_4 \times NPP_i \tag{5}$$

其中, Em_{sb} 是水生生态系统有机质沉积的能值(sej/yr); OM_{ai} 为第i个水生生态系统有机质年沉积量 [g C/(m²/yr)]; k_1 是水生植物吸收有机质百分比,取值 0.78; k_{2i} 是第i个水生生态系统中 g 转化为 kcal 的转化系数(kcal/g); k_3 是 kcal 到 J 的转化系数,取值 4186J/kcal; S_{wi} 第i个水生生态系统的面积(m²); UEV_{omi} 是第i个水生生态系统中沉积有机质的能值转化率(sej/J); k_4 是有机沉积物质占第i个水生生态系统 NPP 的比例,取值 30.37%; NPP_i 是第i个水生生态系统 NPP 量 [g C/(m²/yr)]。需要说明的是,若生态系统已处于富营养化状态,此项服务不计算在内。

水电潜力(自然贡献,不包括人为投入部分)的 计算可按如下方法。研究[17]显示:大坝发电中包含 的人工建设年均投入量约为自然投入的15倍,所以 水电的产出是远远大于河流的自然的投入部分。从自 然角度考虑可以认为水电的自然贡献来源于两方面: 一是河流生态系统所在区域降水的贡献,二是造山运 动的贡献。这里考虑河流系统发电的自然贡献潜力, 不考虑人为投入。

$$Em_h = Em_r + Em_{mb} \tag{6}$$

$$Em_r = \sum (S_{dei} \times R_{di} \times 1000 \times \rho \times UEV_r) \tag{7}$$

$$Em_{mb} = \sum [S_{dci} \times r_{di} \times (1E+6) \times \rho_{soil} \times UEV_m]$$
 (8)

其中, Em_h 是河流生态系统所能产生水电的潜力中自然部分的能值(sej/yr); Em_r 是河流生态系统中降水对水电的贡献(sej/yr); Em_{mb} 是河流生态系统中造山运动对水电的贡献(sej/yr); S_{dci} 是河流生态系统第i个大坝的集水面积(m^2); R_{di} 是河流生态系统第i个大坝所在区的降水量(m/yr); ρ 为水的密度(kg/m^3); UEV_r 雨水水的能值转化率(sej/g); r_{di} 为第i个大坝所在区的年均侵蚀率(m/yr);(1E+6)为 m^3 转化为 m^3 的转化系数,即 $1m^3=1\times10^6$ cm³; ρ_{soil} 为山体的密度

(g/cm³); UEV_m是山的能值转化率(sej/g)。

2 案例区研究

2.1 研究区概况

黄河发源于青藏高原,流程达 5464 km,流域面积达 752 442 km²,流经 9省(自治区):青海、四川、甘肃、宁夏、内蒙古、陕西、山西、河南、山东,最后于山东省东营市注入渤海。流域内气候差异显著,东南部、中部及西北部分别属于半湿润气候、半干旱气候及干旱气候 ^[8]。黄河流域地势西高东低,区域地貌差异悬殊 ^[19]。流域内生态系统类型多样,森林、灌木、草地、农作物的植被数量占整个流域的 98%,苔原、草本沼泽等植被类型约占 2% ^[20]。黄河流域植被受水平地带性及季风影响,从东到西依次是农作物、阔叶林、针叶林、草原和稀疏灌木草原。主要土地利用类型为耕地、林地、草地 ^[18]。

2.2 数据来源

本研究使用的基础数据主要包括四类: ① 2000年、2005年、2010年、2015年黄河流域土地利用类型数据,主要来源于遥感数据;②各核算方法中的实物量数据、相关系数主要来源于黄河流域 9 个省份统计资料及相关文献;③能值转化率数据,主要来源于相关文献。具体数据来源详见表 2。

数据类型 数据来源 中国科学院资源环境科学数 (1)土地利用类型数据、NPP数据 据中心 (2)实物量数据 2001年、2006年、2011年 ①可更新资源:太阳辐射、降水量、海 及2016年黄河流域9省份 拔、风速等 统计年鉴 ②生态系统固碳量 文献 [21-25] ③生物量及凋落物量 文献 [21, 22, 26] 4降水入渗系数 文献 [27] 文献 [28-31] ⑥失能生命调整年(DALY)和潜在物 文献 [32] 种灭绝比率 (PDF) 7生态系统固土量 文献 [33] 8人均能值 文献 [34] 9全球不同生态系统单位面积固碳量 文献 [20, 35,36] (3)能值转化率 文献 [11, 37-39]

表2 本研究数据来源

2.3 结果与分析

2.3.1 黄河流域省级生态系统服务价值及其变化特征

黄河流域 9 省份 2015 年生态系统服务价值大小顺序 依次为:四川(1.69×10^{23} sej/yr)>青海

 $(4.93 \times 10^{22} \text{ sei/vr}) >$ 内蒙古 $(4.70 \times 10^{22} \text{ sei/vr}) >$ 甘 肃(4.47× 10^{22} sej/yr)>河南(2.33× 10^{22} sej/yr)>山 西 (1.89×10²² sej/yr) > 陕西 (1.59×10²² sej/yr) > 宁 夏 $(4.82 \times 10^{21} \text{ sej/yr}) >$ 山东 $(2.10 \times 10^{21} \text{ sej/yr})$,整 体上呈现出黄河上游生态系统系统服务价值大于中游 大于下游的空间分布特征。图 2 表明,除河南和山东 外, 黄河流域其余7省份2000-2015年生态系统服 务价值均呈现不同幅度的增加趋势, 其中甘肃增幅最 大, 为 27%, 其次为陕西(+21%)、山西(+18%)、 宁夏(+13%)、青海(+11%)、内蒙古(+10%)和 四川(+7%)。河南近15年生态系统服务价值下降幅 度较大,为-22%,山东为-6%。可见,生态系统服 务价值增幅高值区主要集中在上、中游, 尤其是上游 地区。上、中游省份为我国生态较为脆弱的省份,但 增幅明显, 反映了近15年这些省份的生态治理成效。 在 2000 年与 2015 年, 山东和河南的 GDP 分别排黄 河流域第1名和第2名,但其生态系统服务价值为黄 河流域降幅最为明显的, 表明在黄河流域经济较发达 省份生态系统服务价值相对下降。

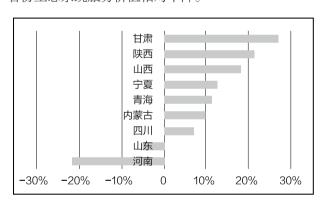


图2 2000—2015年黄河流域9省份生态系统服务价值变化率

2.3.2 黄河流域地市级生态系统服务价值及其变化特征

从空间分布来看,地市级生态系统服务价值高值区主要集中在地级市(地区、自治州、盟)面积较大的西南、西北(黄河流域上游)和内蒙古地区。黄河流域生态系统服务价值排名前20的地级市(地区、自治州、盟)中,有12个属于四川省,甘肃省和青海省各占3个,另外2个属于内蒙古(图3)。地级市(地区、自治州、盟)中生态系统服务价值最大的为四川省甘孜藏族自治州,价值2.70×10²² sej/yr,其次为四川省阿坝藏族羌族自治州,价值2.56×10²² sej/yr,两者约占整个四川省生态系统服务价值31%。

从时间尺度来看,2000—2015年,黄河流域的117个地级市(地区、自治州、盟)中有77个地级市(地区、自治州、盟)(约占68%)生态系统服务价

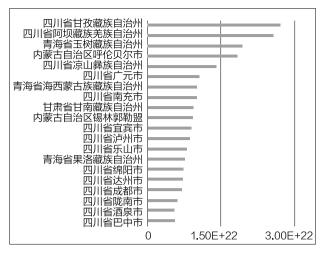


图3 2015年黄河流域生态系统服务价值(sej/yr)排名 前20的地级市(地区、自治州、盟)

值呈现不同幅度的增加。增幅主要集中在黄河流域的 中上游地级市(地区、自治州、盟),如四川省北部、 甘肃省西北部、陕西省北部等。增幅最大的集中在河 南省西南部,依次为平顶山市、南阳市和洛阳市,分 别增加 210%、149% 和 78%。而河南省降幅最大的有 商丘市(-72%)、漯河市(-69%)、鹤壁市(-65%)、 周口市(-55%)、郑州市(-51%)、开封市(-51%)、 濮阳市(-50%)、焦作市(-50%), 其中中东部地区 降幅最为明显。这与这些地区生态用地面积下降有 关,如郑州市和漯河市 2000—2015 年生态用地面积 分别下降了21%和16%。增幅较大的地级市(地区、 自治州、盟)并无明显的省(区)域集中特征,而是 分散在黄河流域的不同省份,如四川省阿坝藏族羌族 自治州(+75%)、山西省朔州市(+61%)、甘肃省的 酒泉市(+57%)和平凉市(+53%)、宁夏的固原市 (+50%),都有高于50%的增幅。山东省的地级市(地 区)为低增幅集中区,增幅为1%~30%。生态系统服 务价值下降区域主要集中在河南省(-72%~-25%)、 四川省(-23%~-11%)和山东省(-53%~-7%)。 下降的40个地级市(地区、自治州、盟)中三者分别 占了14个、14个和9个。同时,黄河上游内蒙古的阿 拉善盟和巴彦淖尔市也有分别 28% 和 5% 的降幅。就 土地利用类型而言, 2005年和2010年两个节点, 有林 地在陕西有小幅下降后反弹,灌木林在四川盆地、内 蒙古高原有所下降。2005—2010年,高覆盖度草地生 态系统服务变化较 2000—2005 年发生较大的空间转移. 主要表现在: 在2000-2005年增长的两个高值区-青海和内蒙古在 2005—2010 年转化为生态系统服务下 降的高值区,即青海(-12.33%)、内蒙古(-9.51%); 在 2000—2005 年减少的东部及南部省份在 2005—2010 年变为生态系统服务增加的地区,另外山东2005— 2010年延续了前五年的下降趋势,下降了5.97%。沼 泽系统在2000—2005年下降的省份中有多个省份在 2005—2010年转化为上升的省份,且主要集中在西部 和北部省份,分别为青海(12.02%)、内蒙古(7.26%)、 甘肃(5.82%)、四川(3.70%)、山西(3.59%)。

可见,黄河流域大部分地区生态系统状况在过去的十五年里有所改善,且改善幅度整体上大于恶化幅度,这在一定程度上反映了黄河治理的成效。这也与总书记《在黄河流域生态保护和高质量发展座谈会上的讲话》中提到的"黄河流域生态环境持续明显向好但流域生态环境脆弱如上游局部地区生态系统退化"的结论相一致。但黄河流域仍存在生态系统保护与恢复的压力,尤其是生态系统服务价值下降的地区。

2.3.3 黄河流域不同生态系统服务价值及其重要性

本研究使用单项生态系统服务价值在总服务价值 中的占比来识别黄河流域各省份的生态系统服务功能 保护重点及差异性(表3)。由表3可知,上游的青

及3~2010年央内加热36目以下间工心示机服力从且比重												
省份 NPP	固碳	构建	补给	净化	净化	净化	物质	减少水	水电潜力	调节温湿	调节	
	释氧	土壤	地下水	空气	水质	土壤	运移	土流失	(自然贡献)	度	气候	
河南	2%	1%	2%	1%	0	0	0	0	13%	77%	3%	0
甘肃	6%	1%	3%	1%	1%	0	0	0	16%	64%	9%	0
宁夏	13%	3%	3%	0	1%	0	1%	0	15%	61%	3%	0
四川	14%	4%	4%	1%	1%	0	1%	0	14%	58%	3%	0
山西	6%	2%	5%	1%	5%	0	1%	0	34%	39%	6%	0
青海	16%	3%	4%	1%	2%	1%	1%	0	20	31%	22%	1%
陕西	11%	3%	8%	2%	1%	0	1%	0	49%	16%	9%	0
内蒙古	11%	4%	9%	2%	3%	0	1%	0	56%	0	15%	0
山东	11%	2%	8%	3%	1%	0	0	0	50	0	25%	0

表3 2015年黄河流域9省份不同生态系统服务价值比重

注:高值 低值

海省、四川省作为黄河的"源",净初级生产力服务相比其他省份具有更明显的重要性,水电潜力与减少水土流失也是其重要功能。水电潜力(自然贡献)在6个省份中都占主导地位,即河南、甘肃、宁夏、四川、山西和青海。而这些省份也已布局小浪底水电站、三门峡水电站、刘家峡水电站、青铜峡水电站、二滩水电站、西龙池抽水蓄能电站、李家峡水电站等,说明已充分利用了其水电潜力。"过程型"区域的陕西、内蒙古及山东则以减少水土流失服务占比最大。下游的山东除保持水土外,调节局地小气候也占有重要比例。

2.3.4 黄河流域不同生态系统服务价值变化影响因素分析

为进一步明确各省份生态治理的重点生态系统 对象. 本研究计算了近 15 年黄河流域 9 省份不同生 态系统服务价值变化率(表4)。可以看出,生态系 统服务下降主要集中在中、下游省份,即黄河中下游 生态系统保护压力相对大于上游省份,这也与上、下 游生态系统之间的相互影响息息相关。具体而言,山 西省生态系统服务价值下降主要集中在水生生态系统 的沼泽和湖泊。河南省也需将沼泽和湖泊生态系统 作为重点保护对象,因为二者在过去15年里分别下 降了97%和52%。上游四川、甘肃、青海、宁夏湖 泊(或水库坑塘)面积都有所增加,下游的陕西、山 西、河南、内蒙古却相反,可能是上游省份大量密集 修筑水库形成大规模拦蓄水导致下游河湖湿地生态系 统萎缩所致。此外,河南和山东还需关注中低覆盖度 草地生态系统的保护与修复, 其草地生态系统服务价 值下降比例明显大于湖泊生态系统。内蒙古高、低覆 盖度草地和湖泊生态系统服务价值下降比例相近。中 游的陕西省湖泊生态系统服务价值下降了59%。上 游省份除青海省在沼泽地生态系统服务价值略有下降 (-3%)外,其余省份的生态系统服务价值在近十五 年都有不同幅度的增加。整体而言,黄河流域生态系统服务价值下降主要集中在草地和水生生态系统,应作为重点保护与修复的对象。而有林地和灌木生态系统服务价值则呈现不同增幅,反映了实行退耕还林、天然林保护计划、三北防护林计划等生态修复政策的效果。

此外,黄河流域生态系统服务价值变化也与其上、下游省份生态系统服务功能定位有较大关系。例如,河南、山东等黄河下游省份生态系统服务价值下降的主要原因在于这些省份地形平坦灌溉条件便利适合农耕,多定位为产量大省,因此将很多沼泽、湖泊、草地转变为农田,而农田生态系统由于其存在生态系统服务和负服务抵消的问题^[12],并未纳入生态系统服务的计算。而宁夏、四川、甘肃等黄河上游省份地势高、坡度大,以水土保持等生态服务保障功能为主,近15年退耕还林还草,草地、林地面积均大幅度增加,其服务价值提升明显。因此,在黄河流域治理时,应充分考虑上中下游不同区域的生态差异性和功能差异性。

3 结论与讨论

本研究构建了基于能值的生态系统服务价值核算方法体系,评估了2000—2015年黄河流域9个省(自治区)和117个地级市(地区、自治州、盟)的生态系统服务价值及其变化特征。研究结果表明,整体上,黄河流域生态状况在近15年有明显改善,但局部地区生态系统退化。具体来说,绝对值上,2015年生态系统服务价值最大的省份和地级市(地区、自治州、盟)分别为四川省及其甘孜藏族自治州;变化幅度上,黄河流域9个省份中,除河南和山东外,其余省份近15年生态系统服务价值都有不同幅度增长,增幅最大的为甘肃省,增长了27%;117个地级

表4 黄河加域等自仍2000—2013年个间土芯系统服务加值(E3V)支化率												
生态系统类型	2000—2015 年 ESV 变化率											
	山西	内蒙古	山东	河南	四川	陕西	甘肃	青海	宁夏			
有林地	30%	32%	4%	12%	37%	21%	17%	15%	114%			
灌木	35%	15%	2%	7%	22%	29%	20%	11%	59%			
高覆盖度草地	28%	-17%	-33%	9%	15%	33%	42%	15%	48%			
中覆盖度草地	27%	22%	-34%	-11%	20%	24%	42%	18%	51%			
低覆盖度草地	37%	-10%	-38%	-13%	20%	62%	35%	14%	42%			
沼泽地	-42%	129%	111%	-97%	21%	26%	2%	-3%	108%			
湖泊	-33%	-19%	-4%	-52%	18%	-59%	94%	22%	31%			
水库 / 坑塘	51%	98%	128%	24%	79%	32%	36%	199%	96%			
河流	2%	83%	33%	-26%	0	1%	26%	6%	1%			

表4 黄河流域9省份2000—2015年不同生态系统服务价值(ESV)变化率

市(地区、自治州、盟)中77个地级市(地区、自 治州、盟)有不同程度的增幅(0.46%~210%),增 幅最大的为河南省平顶山市。局部地区生态系统服务 功能下降,尤其集中在上游内蒙古的阿拉善盟和巴彦 淖尔市和下游河南的中东部地级市(地区)及山东北 部和南部的地级市(地区),这与生态用地面积下降 有关,如阿拉善盟生态用地面积下降了31%,主要 集中在低覆盖度草地(-44%)、沼泽地(-64%)和 湖泊(-53%)生态系统。研究结果证明了黄河流域 实施分区分类的生态保护修复制度的重要性, 要根据 其所提供生态服务的能力及改善情况动态制定分区分 类保护策略。对于"源"区域,应深入实施山水林田 湖草综合治理修复,加强退化草原(低覆盖度)保护 修复,提升草地生态系统质量;"过程型"区域应重 点开展水土流失预防保护。另外, 黄河流域中、下游 省份生态系统保护压力相对大于上游省份,这也跟 上、中、下游不同的区域功能定位相关。其中,河 南和内蒙古应重点保护草地和水生生态系统; 山西 应集中保护沼泽和湖泊生态系统; 陕西应集中保护 湖泊生态系统: 上游省份青海的沼泽地生态系统保 护责任也不容忽视。山东近15年形成了沼泽、湖 泊、草地与农田的置换,将生态功能转为农产品的 提供, 所以应该大力发展现代生态节水农业, 优化 农用地规模和布局。近15年的林地面积增加和所提 供的服务功能效果明显,湿地(湖泊、沼泽地)的 减少变成黄河流域上、中、下游省份服务下降的最 大驱动因素,应着重开展黄河源、甘南湿地、若尔 盖湿地生态保护修复以及推进黄河滩区治理和湿地 恢复。

本研究系统地评估了 2000—2015 年黄河流域省级、地市级生态系统服务价值及其变化特征和不同生态系统服务价值的重要性,弥补了现有研究中缺乏综合定量评估整个黄河流域生态系统服务等生态现状的不足,可用于科学分析黄河流域生态系统服务价值的时空变化及其原因,有效识别黄河流域现有生态治理中的薄弱环节及存在的问题,为黄河流域制定绿色发展规划提供科学依据。该研究的评估结果还可以与近15 年黄河流域各省(区)的山、水、林、草、湖生态保护与修复工程项目相结合,用来评估项目实施效果,并进一步深挖生态潜力,打通"绿水青山"向"金山银山"转化通道,促进流域内的区域协调发展。

参考文献

- [1] 徐大伟,刘民权,李亚伟.黄河流域生态系统服务的条件价值评估研究——基于下游地区郑州段的WTP测算[J].经济科学,2007,29(6):77-89.
- [2] COSTANZA R, D'ARGE R, DE GROOT R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. Nature, 1997, 387(6630): 253-260.
- [3] 牛叔文,曾明明,刘正广,等.黄河上游玛曲生态系统服务价值的估算和生态环境管理的政策设计[C]//中国可持续发展研究会2006学术年会.北京:中国可持续发展研究会,山东师范大学,2006.
- [4] 丁辉, 安金朝. 黄河上游甘南段生态系统服务价值估算 [J]. 人民 黄河, 2015, 37(5): 74-76.
- [5] 刘玉斌,李宝泉,王玉珏,等.基于生态系统服务价值的莱州湾-黄河三角洲海岸带区域生态连通性评价[J].生态学报,2019,39(20):7514-7524.
- [6] COSTANZA R, DE GROOT R, BRAAT L, et al. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go?[J]. Ecosystem services, 2017, 28: 1-16.
- [7] OUYANG Z J, ZHENG H, XIAO Y, et al. Improvements in ecosystem services from investments in natural capital[J]. Science, 2016, 352(6292): 1455-1459.
- [8] CAMPBELL E T, BROWN M T. Environmental accounting of natural capital and ecosystem services for the US National Forest System[J]. Environment, development and sustainability, 2012, 14(5): 691-724.
- [9] BROWN M T, COHEN M J, BARDI E, et al. Species diversity in the Florida Everglades, USA: A systems approach to calculating biodiversity[J]. Aquatic sciences, 2006, 68(3): 254-277.
- [10] DAILY G C. Nature's Services. Societal Dependence on Natural Ecosystems[M]. Washington D. C.: Island Press, 1997.
- [11] ODUM H T. Environmental Accounting: Emergy and Environmental Decision Making[M]. New York: John Wiley & Sons Inc, 1995.
- [12] SHAH S M, LIU G Y, YANG Q, et al. Emergy-based valuation of agriculture ecosystem services and dis-services[J]. Journal of cleaner production, 2019, 239: 118019.
- [13] YANG Q, LIU G Y, CASAZZA M, et al. Development of a new framework for non-monetary accounting on ecosystem services valuation[J]. Ecosystem services, 2018, 34: 37-54.
- [14] YANG Q, LIU G Y, CASAZZA M, et al. Emergy-based accounting method for aquatic ecosystem services valuation: A case of China[J]. Journal of cleaner production, 2019, 230: 55-68.
- [15] YANG Q, LIU G Y, HAO Y, et al. Donor-side evaluation of coastal and marine ecosystem services[J]. Water research, 2019, 166: 115028.
- [16] 杨青,刘耕源.森林生态系统服务价值非货币量核算:以京津 冀城市群为例.应用生态学报,2018,29(11):3747-3759.
- [17] 刘畅, 刘耕源, 杨青. 水坝建设对河流生态系统服务价值影响评估 [J]. 人民黄河, 2019. 41(8): 51-57.

- [18] 杨尚武. 黄河流域不同时间尺度植被覆盖变化及与气候因子的 关系[D]. 兰州: 西北师范大学, 2015.
- [19] 张丹丹. 基于多源数据的黄河流域植被 NPP 时空变化及其影响因子分析 [D]. 郑州: 郑州大学, 2019.
- [20] 范擎宇. 黄河流域景观格局演化及生境适宜性评价 [D]. 烟台: 鲁东大学, 2017.
- [21] SUN Z Z, PENG S S, LI X R, et al. Changes in forest biomass over China during the 2000s and implications for management[J]. Forest ecology and management, 2015, 357: 76-83.
- [22] MA A A, HE N P, YU G R, et al. Carbon storage in Chinese grassland ecosystems: Influence of different integrative methods[J]. Scientific reports, 2016, 6: 21378.
- [23] JANOWIAK M, CONNELLY W J, DANTE-WOOD K, et al. Considering Forest and Grassland Carbon in Land Management[R]. United States Affiliation: Department of Agriculture, 2017.
- [24] DUAN X N, WANG X K, FEI L, et al. Primary evaluation of carbon sequestration potential of wetlands in China[J]. Acta ecologica sinica, 2008, 28(2): 463-469.
- [25] BUFFAM I, TURNER M G, DESAI A R, et al. Integrating aquatic and terrestrial components to construct a complete carbon budget for a north temperate lake district[J]. Global change biology, 2011, 17(2): 1193-1211.
- [26] 申广荣, 项巧巧, 陈冬梅, 等. 中国森林凋落量时空分布特征 [J]. 应用生态学报, 2017, 28(8): 2452-2460.
- [27] 马海燕. 大安市土地利用变化驱动下的降水入渗与土壤水分模拟研究 [D]. 长春: 吉林大学, 2016.
- [28] REZANIA S, TAIB S M, MD DIN M F, et al. Comprehensive review on phytotechnology: Heavy metals removal by diverse aquatic plants species from wastewater[J]. Journal of

- hazardous materials, 2016, 318: 587-599.
- [29]《中国生物多样性国情研究报告》编写组.中国生物多样性国情研究报告 [M]. 北京:中国环境科学出版社,1998.
- [30] 田国行,田耀武,宇振荣,等.高速公路绿地生态系统与农田生态系统服务价值的对比研究——以郑州西南环高速公路为例[J].中国生态农业学报,2007,15(4):148-152.
- [31] 张杏锋,夏汉平,李志安,等.牧草对重金属污染土壤的植物修复综述[J].生态学杂志,2009,28(8):1640-1646.
- [32] GOEDKOOP M, EFFTING S, COLLIGNON M. The Eco-Indicator 99-A Damage Oriented Method for Life Cycle Impact Assessment, Methodology Report[R]. The Netherlands: Amersfoort, 2001: 1-83.)
- [33] 赵同谦, 欧阳志云, 贾良清, 等. 中国草地生态系统服务功能间接价值评价 [J]. 生态学报, 2004, 24(6): 1101-1110.
- [34] LIN L Z, LIU G Y, WANG X Q, et al. Emergy-based provincial sustainability dynamic comparison in China[J]. Journal of environmental accounting and management, 2018, 6(3): 249-261.
- [35] NI Y M. ESKELAND G S, HANSEN J P. The global potential for carbon capture and storage from forestry [J]. Carbon balance and management. 2016, 11: 3.
- [36] REGNIER P, FRIEDLINGSTEIN P, CIAIS P, et al. Anthropogenic perturbation of the carbon fluxes from land to ocean[J]. Nature geoscience, 2013, 6(8): 597-607.
- [37] BROWN M T, ULGIATI S. Emergy assessment of global renewable sources[J]. Ecological modelling, 2016, 339: 148-156.
- [38] BROWN M T, ULGIATI S. Environmental Accounting: Coupling Human and Natural Systems (Forthcoming)[M]. New York: Springer, 2020.
- [39] ZHANG L X, PANG M Y, WANG C B. Emergy analysis of a small hydropower plant in southwestern China[J]. Ecological indicators, 2014, 38, 81-88.

The Change Characteristics and Influence Factors of Ecosystem Services Valuation of the Yellow River Basin from 2000 to 2015

LIU Gengyuan^{1,2*}, YANG Qing¹, HUANG Junyong³

(1. State Key Joint Laboratory of Environment Simulation and Pollution Control, School of Environment, Beijing Normal University, Beijing 100875, China; 2. Beijing Engineering Research Center for Watershed Environmental Restoration & Integrated Ecological Regulation, Beijing 100875, China; 3. Institute for Resources and Environmental Policies, Development Research Center of the State Council of China, Beijing 100010, China)

Abstract: The comprehensive management of the Yellow River Basin needs the comprehensively quantitative assessment of ecosystem services valuation (ESV). This study establishes emergy-based ESV accounting method and calculates the ESVs at the provincial and urban levels in the Yellow River Basin from 2000 to 2015. The results show that: ① In the study period, the ecological status of the Yellow River Basin had improved significantly. Except for Henan and Shandong provinces, the ESVs of the remaining 7 provinces or autonomous regions had different growth rates (7%–27%), with the largest increase in Gansu Province. ② Among the 117 prefecture-level cities in the Yellow River Basin, the ESVs in 77 prefecture-level cities or autonomous regions had increased by 0.46%~210%. ③ The Yellow River Basin has different protection priorities in different functional zones, e.g.: source, process, and sink. It is necessary to implement dynamically functional zoning protection strategies based on the capacity and improvement of the ecological services; ④ Increasing forest area showed obvious ESV increasing effect in the past 15 years. The reduction of wetlands (lakes, swamps) had become the biggest problem in the Yellow River Basin. This study can provide a basis for ecological management and green development in the Yellow River Basin.

Keywords: Yellow River Basin; ecosystem services valuation; emergy