

引用格式: 孟阳阳, 何志斌, 刘冰, 等. 干旱区绿洲湿地空间分布及生态系统服务价值变化: 以三大典型内陆河流域为例[J]. 资源科学, 2020, 42(10): 2022-2034. [Meng Y Y, He Z B, Liu B, et al. Changes of spatial distribution and ecosystem service value of oasis wetlands in arid areas: Taking three typical inland river basins as examples[J]. Resources Science, 2020, 42(10): 2022-2034.] DOI: 10.18402/resci.2020.10.18

干旱区绿洲湿地空间分布及生态系统服务价值变化 ——以三大典型内陆河流域为例

孟阳阳^{1,2}, 何志斌¹, 刘冰¹, 陈龙飞¹, 刘蓓³

(1. 中国科学院西北生态环境资源研究院, 中国生态系统研究网络临泽内陆河流域研究站, 兰州 730000; 2. 中国科学院大学, 北京 100049; 3. 中国地质调查局西安矿产资源调查中心, 西安 710100)

摘要: 湿地在维系干旱区绿洲生态系统结构、功能以及水文循环方面发挥着重要作用。对绿洲湿地的综合监测与评估, 是准确认识湿地保护政策成效、加强湿地生态环境恢复与保护的基础。本文利用1975—2015年多时段遥感影像解译数据和效益转移法, 定量分析了2000年湿地保护政策实施前后近40年塔里木河干流上游、黑河中游和石羊河中下游等典型绿洲湿地空间格局及其生态系统服务价值变化特征。结果表明: ①2000年之前, 由于绿洲湿地被肆意开垦, 导致绿洲湿地面积均大幅减少且湿地景观逐渐破碎化, 损失了较多湿地生态效益。2000年之后, 在湿地保护政策实施下, 塔里木河干流上游和黑河中游绿洲湿地面积及其生态效益均取得较好的恢复成效, 湿地破坏较为严重的石羊河中下游绿洲, 其湿地保护与恢复工作有待进一步加强。②湿地生态系统服务总价值主要来源于调节服务功能(占比74%~81%)。③湿地所占绿洲面积非常小, 但对绿洲总生态系统服务价值变化的贡献率较大。因此, 湿地的保护与恢复对绿洲生态系统稳定性、提升生态系统服务价值至关重要。

关键词: 绿洲湿地; 土地利用; 空间分布; 生态系统服务价值; 湿地保护; 内陆河流域

DOI: 10.18402/resci.2020.10.18

1 引言

绿洲湿地是干旱区重要的组成部分, 除具有一般湿地具有的蓄洪防旱、污染降解以及生物多样性维护等生态功能外, 还具有抑制绿洲萎缩、草场退化和荒漠化的功能, 从而维持干旱区的生态系统结构、功能和生态平衡^[1,2]。绿洲湿地资源主要包括草本湿地、河流湿地、湖泊湿地以及人工湿地等。湿地资源短缺是制约干旱区绿洲生态环境安全和社会发展的重点问题。在干旱区, 降水稀少, 河流径流、浅层地下水及农田退水是绿洲湿地主要水分来源^[3]。然而, 在强烈蒸发作用下, 地下水

带盐分向地表运移引起绿洲湿地普遍土壤盐碱化, 导致湿地生境质量退化、水质净化和养分循环维持等生态功能受到严重限制^[4]。与此同时, 气候变化对蒸散、径流、水位等水循环过程具有重要作用^[5,6], 调节着绿洲湿地径流、地下水位、水资源量和排洪能力等水文条件^[7], 对湿地的水源涵养、蓄洪防旱等生态服务功能产生重要的影响。此外, 在干旱区, 肆意开垦使得大面积绿洲湿地被大片集约化农田景观所取代, 引发湿地景观格局变化和斑块破碎化等问题, 同时过度放牧以及城市化快速发展等人为活动也致使大量绿洲湿地丧失或退化, 减少了土壤

收稿日期: 2020-08-25 修订日期: 2020-10-05

基金项目: 美丽中国生态文明建设工程专项(XDA23060301); 国家重点研发计划项目(2017YFC0504306); 国家自然科学基金项目(41771038); 自然资源要素综合观测数据集成与应用服务项目(DD20208067)。

作者简介: 孟阳阳, 女, 山西临汾人, 博士研究生, 主要从事湿地生态学研究。E-mail: mengyangyang@lzb.ac.cn

通讯作者: 何志斌, 男, 宁夏固原人, 博士, 研究员, 研究方向为干旱区生态水文学。E-mail: hzbmail@lzb.ac.cn

2020年10月

保持、美学景观等湿地服务价值^[8]。所以,在气候变化和人类活动的叠加效应影响下,绿洲湿地出现面积萎缩、盐碱化加重和水环境污染等生态环境恶化问题,严重限制了湿地生态系统服务功能的发挥,威胁着干旱区绿洲的生态安全与可持续发展。因此,研究绿洲湿地分布格局的时空演变及其服务功能价值的变化特征,将为合理保护绿洲湿地资源、维护绿洲生态安全和可持续发展提供管理对策与决策依据。

近些年来,国内外学者对湿地生态系统服务价值进行了大量的研究^[9-11]。1997年Daily^[9]首次提出了生态系统的内涵和价值评价方法,为湿地生态系统服务价值评估奠定了理论基础。土地利用/覆被变化能够促使生态系统功能、结构和过程发生快速变化,是时空尺度上生态系统服务变化的主要决定因素^[12]。目前应用最为广泛的湿地服务价值评价框架是基于土地利用/覆被变化数据,结合研究区的社会经济特征,参照Costanza等^[13,14]提出的价值系数来评价生态系统服务价值,即效益转移法。国内许多学者参考谢高地等^[15,16]提出的价值当量表及其当量修正方法进行价值评价。此外,为了更准确地估计湿地服务价值,一些学者还根据各种生态服务的质量来评价小尺度湿地价值^[10,11]。目前,国内外运用这些方法对淡水湿地^[17,18]、滨海湿地^[19,20]等湿地类型的服务价值研究相对较多,而对干旱区绿洲湿地研究较少,甚至鲜见报道。已有绿洲湿地服务价值研究主要局限于湿地保护公园,且研究年份相对较短^[21,22],使得独具特色的绿洲湿地管理对策仍缺乏科学理论依据,因此亟待绿洲湿地整体宏观时空变化评估。

2000年中国颁布实施了《中国湿地保护行动计划》,是湿地保护的一项重大举措。依托此行动指南,国家出台了《全国湿地保护工程规划(2002—2030年)》,该规划以湿地保护和恢复工程建设为重点,从整体上维护湿地生态系统功能。干旱区绿洲重要的湿地保护工程主要有:建立湿地公园(如张掖国家湿地公园、民勤石羊河国家湿地公园等)、围封湿地保护工程、湿地植被恢复工程、湿地蓄水与补水工程等。但是,许多研究表明,由于人类活动的大力干扰,大部分国家级湿地保护区保护成效较

差^[23,24]。绿洲湿地格局在时空尺度上的演变趋势,其生态系统服务价值在湿地保护政策前后的具体变化特征,研究还较为缺乏。加强绿洲湿地保护与恢复工程成效的宏观整体评估,对湿地生态环境保护与监管、准确把握绿洲湿地资源状况、以及实现干旱区生态经济可持续发展具有重要意义。

塔里木河(以下简称“塔河”)干流上游、黑河中游与石羊河中下游是中国干旱区三大典型绿洲^[25]。绿洲湿地主要呈条带状和斑块状分布于河流及其周边地势低洼区等生态环境脆弱地带,对气候变化和人为活动非常敏感,一旦受到破坏则很难恢复^[26,27]。然而,近几十年来绿洲区人为活动干扰(耕地的迅速扩张)作为主要因素,使得这三大典型绿洲湿地遭到不同程度的面积衰减、空间格局破碎化以及生态环境恶化,对绿洲湿地服务功能及价值产生重要影响^[28]。因此,开展这三大典型绿洲湿地空间分布及服务价值变化评估,对国家湿地管理体制完善、绿洲湿地保护措施制定以及政府相关资金分配等方面都具有重要意义。由于基于碳收支的中国土地覆被分类系统^[29]对干旱区绿洲湿地进行了全面的划分,因此,本文利用多时段遥感影像数据,采用基于碳收支的中国土地覆被分类系统进行土地利用/覆被分类,结合相关气象和社会经济资料,运用效益转移法计算生态系统服务价值,探讨1975—2015年干旱区典型绿洲湿地的演变特征及其服务价值变化,并针对主要问题提出了相应的管理对策,以期为干旱区绿洲湿地的保护和管理提供决策依据。

2 数据和方法

2.1 研究区概况

研究区位于中国西北干旱区内陆河流域三大典型绿洲,在地理分布上自西北向东南依次为塔河干流上游、黑河中游和石羊河中下游绿洲(图1)。塔河干流上游(80°52'—82°37'E,40°38'—41°11'N)位于新疆维吾尔自治区西部,主要包括阿克苏市的阿拉尔市和沙雅县的一部分,面积约9300 km²。黑河中游(98°57'—100°52'E,38°32'—39°59'N)和石羊河中下游(101°49'—104°12'E,37°23'—39°27'N)分别地处于甘肃省河西走廊中部与东部,行政区划分

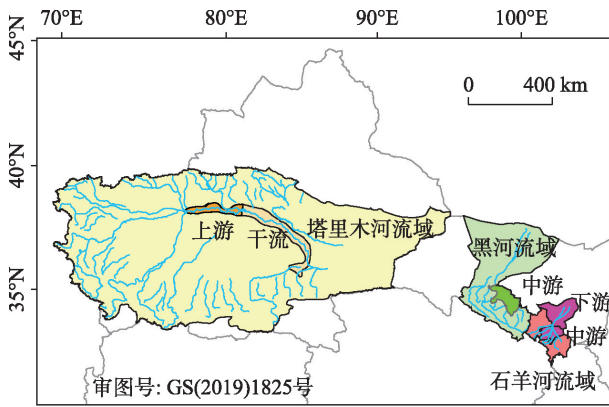


图1 三大典型绿洲湿地的地理位置

Figure 1 Location of the three typical oasis wetlands

别包括张掖市的甘州区、临泽县、高台县和武威市的凉州区、民勤县,面积分别为1.06万 km^2 和2.04万 km^2 。本文绿洲均属于温带大陆性气候,降水少而集中,蒸发强烈,且远大于降水量,日照充足,风大沙多。1975—2015年,年均降水量大小依次为:塔河干流上游(82.80 mm)<黑河中游(131.03 mm)<石羊河中下游(172.77 mm);年均温大小分别为:塔河干流上游(10.79 $^{\circ}\text{C}$)>石羊河中下游(8.53 $^{\circ}\text{C}$)>黑河中游(7.75 $^{\circ}\text{C}$) (图2)。近40年的三大绿洲气候变化均呈现出暖湿化趋势。社会经济方面,绿洲是干旱区人类活动强度最大的重要产粮区,发达的灌溉农业使得有限的水资源大量损耗,易致使地下水位下降、河湖萎缩、植被退化,以及土地沙化与盐碱化

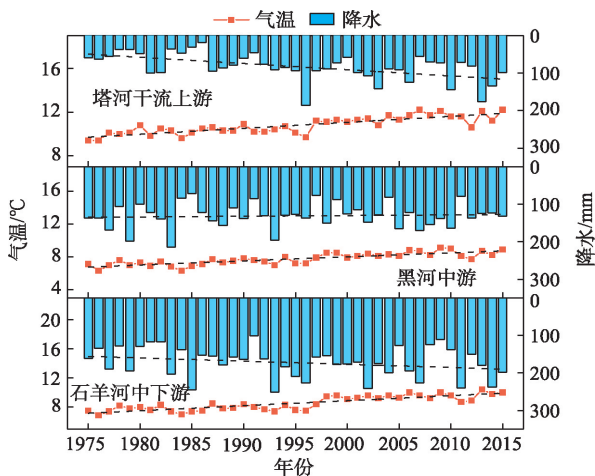


图2 1975—2015年三大典型绿洲年总降水量、年均气温变化

Figure 2 Changes of annual total precipitation and annual average temperature in typical oases, 1975-2015

等生态环境问题,严重威胁着湿地的生态用水供给、生态系统结构与功能的稳定性^[30]。

2.2 数据来源及预处理

本文选取时间序列为1975—2015年的Landsat 30 m遥感影像数据,所有影像均由美国地质调查局的地球资源观测与科学中心(USGS/EROS)下载。土地利用/覆被类型划分参考面向碳收支的中国土地覆被分类系统^[29],包括林地、草地、湿地、耕地、人工表面和其他类型共6个一级地类。结合绿洲区土地覆被特点,湿地又进一步划分为草本湿地、湖泊、水库/坑塘、河流和水渠共5个二级类型。利用面向对象方法对遥感影像进行解译,获取了1975、1990、1995、2000、2005和2015年三大绿洲土地利用/覆被分类矢量数据。然后基于野外验证和谷歌地球高分辨率影像获取的随机验证点对分类结果进行混淆矩阵方法检验,结果显示分类精度均大于90%,说明解译结果能够满足研究需求^[31]。

此外,本文中气象数据(主要包括降水量、气温)由国家气象科学数据共享服务平台获得;NDVI、降水量与土壤保持等空间数据来源于中国科学院资源环境科学数据中心;社会经济数据来自于新疆统计年鉴和甘肃统计年鉴。

2.3 景观宏观结构指标

景观格局指数能定量地反映景观结构和空间配置等特征,是描述景观格局演变及其对生态过程影响的重要方法^[32]。本文选取4种类型水平景观格局指数:斑块数量(NP)、斑块密度(PD)、最大斑块指数(LPI)和聚合度指数(AI),所有景观指数采用Fragstats 4.2软件运算获得。斑块数量(NP)是测度某一景观类型的景观分离度和破碎度最简单的指标;斑块密度(PD)反映景观被分割的破碎化程度以及景观空间异质性程度;最大斑块指数(LPI)指某一景观类型中最大斑块所占面积比例,是对优势度的简单度量,可以反映人类活动的方向和强弱;聚合度指数(AI)用来描述某一景观类型斑块间的连通性。

2.4 生态系统服务价值评估方法

效益转移法通过对每种土地利用/覆被类型对应的单位面积生态系统服务价值进行定义,并结合每种土地利用/覆被类型面积来评估生态系统服务

2020年10月

价值(*ESV*)。该方法因具数据的易获取性和多种尺度的适用性而被广泛应用,故本文采用此方法进行*ESV*估算。

由于土地利用/覆被、气候和社会经济等方面的变化都会对*ESV*的变化产生影响,以及部分数据获取的限制性,且谢高地等^[16]改善的价值当量表反映的是2010年情况,因此本文假设绿洲的气候和社会经济等指标1975—2015年均保持在2010年水平,以研究土地利用/覆被变化对绿洲湿地*ESV*的影响,该方法也便于其未来*ESV*变化的比较^[33]。

2.4.1 单位当量因子的经济价值

本文采用千年生态系统评估(Millennium ecosystem assessment, MA)的方法,将绿洲湿地生态系统服务分为供给服务、调节服务、支持服务和文化服务四大类,共11种湿地生态系统服务功能。①供给服务,进一步细分为水资源供给、食物生产和原料生产服务功能;②调节服务,分为水文调节、净化环境、气候调节和气体调节4种服务功能;③支持服务,包括生物多样性、土壤保持和维持养分循环3种服务功能;④文化服务,仅包括美学景观。根据本文绿洲的实际情况,对谢高地等^[16]提出的中国单位面积生态系统服务价值当量进行了校正。按照各绿洲区草本湿地与水域的近40年平均比例,将谢高地等^[16]改进的价值当量表中的湿地与水域价值整合为本文划分的湿地类型价值。

一个当量因子的经济价值相当于单位面积农田粮食生产的净利润。依据新疆和甘肃统计年鉴,塔河干流上游、黑河中游和石羊河中下游绿洲的主要粮食产物均为玉米和小麦,主要经济作物分别为棉花、制种玉米和马铃薯、以及油菜籽和棉花。因此,本文绿洲均选用2010年各自主要粮食与经济作物的平均净利润进行估算。此外, Costanza 等^[13]提出不同地区的经济发展水平存在差异会使居民对生态系统服务的理解水平不同。因此,当量经济价值计算有必要根据各绿洲居民支付生态系统服务的能力和意愿进行进一步校正^[34,35],具体计算如下:

$$E = \sum P_i \times Q_i \times R \times Y \quad (1)$$

$$R = GDP_m / GDP_n \quad (2)$$

$$Y = 1 / (1 + e^{-t}) \quad (3)$$

$$t = \frac{1}{H} - 3 \quad (4)$$

式中: E 为单位当量的经济价值; P_i 为作物*i*的种植面积百分比; Q_i 为作物*i*的净利润; R 是支付能力指数; Y 是支付意愿指数; GDP_m 是研究区人均GDP; GDP_n 为中国人均GDP; e 为自然对数; t 为社会经济发展指数; H 为恩格尔系数。

2.4.2 生态系统服务价值的计算

根据谢高地等^[16]提出的方法计算生态系统服务价值,公式如下:

$$ESV = \sum A_k \times E \times D_{kj} \times F_{kj} \quad k = 1, 2, \dots, n. \quad (5)$$

$$F_{kj} = \begin{cases} \textcircled{1} C_k / \bar{C} \\ \textcircled{2} W_k / \bar{W} \\ \textcircled{3} M_k / \bar{M} \end{cases} \quad (6)$$

式中: ESV 为生态系统服务价值; A_k 为土地覆被类型*k*的面积; E 的含义同式(1); D_{kj} 为单位面积土地覆被类型*k*的生态系统服务功能*j*的当量值; F_{kj} 为土地覆被类型*k*的生态系统服务功能*j*的校正指数; C_k 、 W_k 和 M_k 分别为研究区土地覆被类型*k*的平均NDVI、年均降水量和年均土壤保持量; \bar{C} 、 \bar{W} 和 \bar{M} 分别代表相应参数的全国平均值。具体地,式(6)中:①指代的生态系统服务功能包括食物生产、原材料生产、气体调节、气候调节、净化环境、养分循环维持、生物多样性维持和美学景观;②指代的生态系统服务功能包括水资源供给和水文调节;③指代的生态系统服务功能包括土壤保持。

2.4.3 土地利用/覆被类型对*ESV*的贡献率

土地利用/覆被类型对*ESV*的贡献率(CR)反映某一土地覆被类型变动对*ESV*的影响程度。 CR 越大,表明土地覆被类型对*ESV*的贡献率越大^[36]。计算公式如下:

$$CR = U_k \times A_k / ESV \quad (7)$$

式中: CR 为贡献率; U_k 为单位面积土地覆被类型*k*的生态系统服务价值; A_k 与*ESV*含义同式(5)。

3 结果与分析

3.1 绿洲湿地的空间格局变化

近40年来绿洲湿地的面积和宏观结构都发生了明显的变化(表1、图3、图4)。

塔河干流上游1975—1995年湿地面积变化较

为平稳,但是1995—2000年湿地面积萎缩34.09%(表1),且湿地斑块数量(NP)和斑块密度(PD)分别增加14.91%和14.83%,最大斑块指数(LPI)和聚合度指数(AI)分别减少76.74%和2.65%(图3),表明1995—2000年塔河干流上游绿洲湿地存在一定程度景观破碎化与萎缩现象。这主要是由于该时期绿洲人口的迅速增长、人工湿地的修建与农田灌溉用量的增加减少了径流量,致使天然湿地消失较多。尽管1975—2015年干流绿洲农田和建筑用地

面积逐年增加,未利用地逐年减少(图4),人为干扰活动持续增强,但2000年之后湿地保护政策与流域统一规划管理的实施,使得2000—2015年绿洲湿地面积增加了36.80%,且主要来自于林地和草地的转化。但2005—2015年,湿地的 NP 、 PD 和 LPI 分别增加35.29%、44.76%和216.22%,而 AI 也增加0.52%,主要因为该阶段绿洲人工湿地的大量修建使得湿地斑块数量、斑块密度和最大斑块指数增加,而湿地聚合度指数也呈增加的趋势。此外,40年来其湿

表1 1975—2015年三大典型绿洲湿地面积与其占绿洲面积比例

Table 1 Areas and proportions of the three typical oasis wetlands, 1975-2015

年份	塔河干流上游		黑河中游		石羊河中下游	
	绿洲湿地面积/hm ²	占绿洲面积比例/%	绿洲湿地面积/hm ²	占绿洲面积比例/%	绿洲湿地面积/hm ²	占绿洲面积比例/%
1975	60762.42	6.56	11481.93	1.09	12960.81	0.63
1990	61717.32	6.67	10229.76	0.97	14270.31	0.70
1995	65627.28	7.08	5501.43	0.52	5476.41	0.27
2000	43252.83	4.67	4803.84	0.45	4214.70	0.21
2005	45927.63	4.96	7243.92	0.69	3224.97	0.16
2015	59182.02	6.39	7345.71	0.69	2489.85	0.12

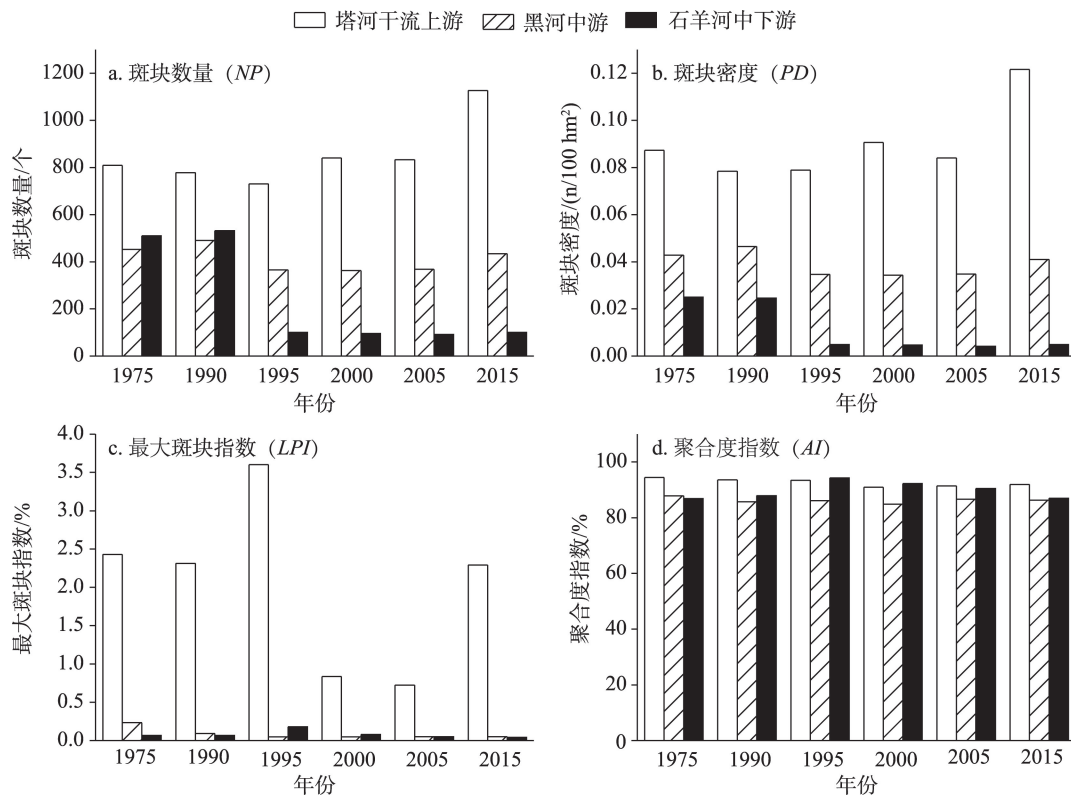


图3 1975—2015年三大典型绿洲湿地景观指数变化

Figure 3 Landscape index changes of oasis wetlands (a. Number of patches (NP); b. Patch density (PD); c. Maximum patch index (LPI); d. Aggregation index (AI), 1975-2015

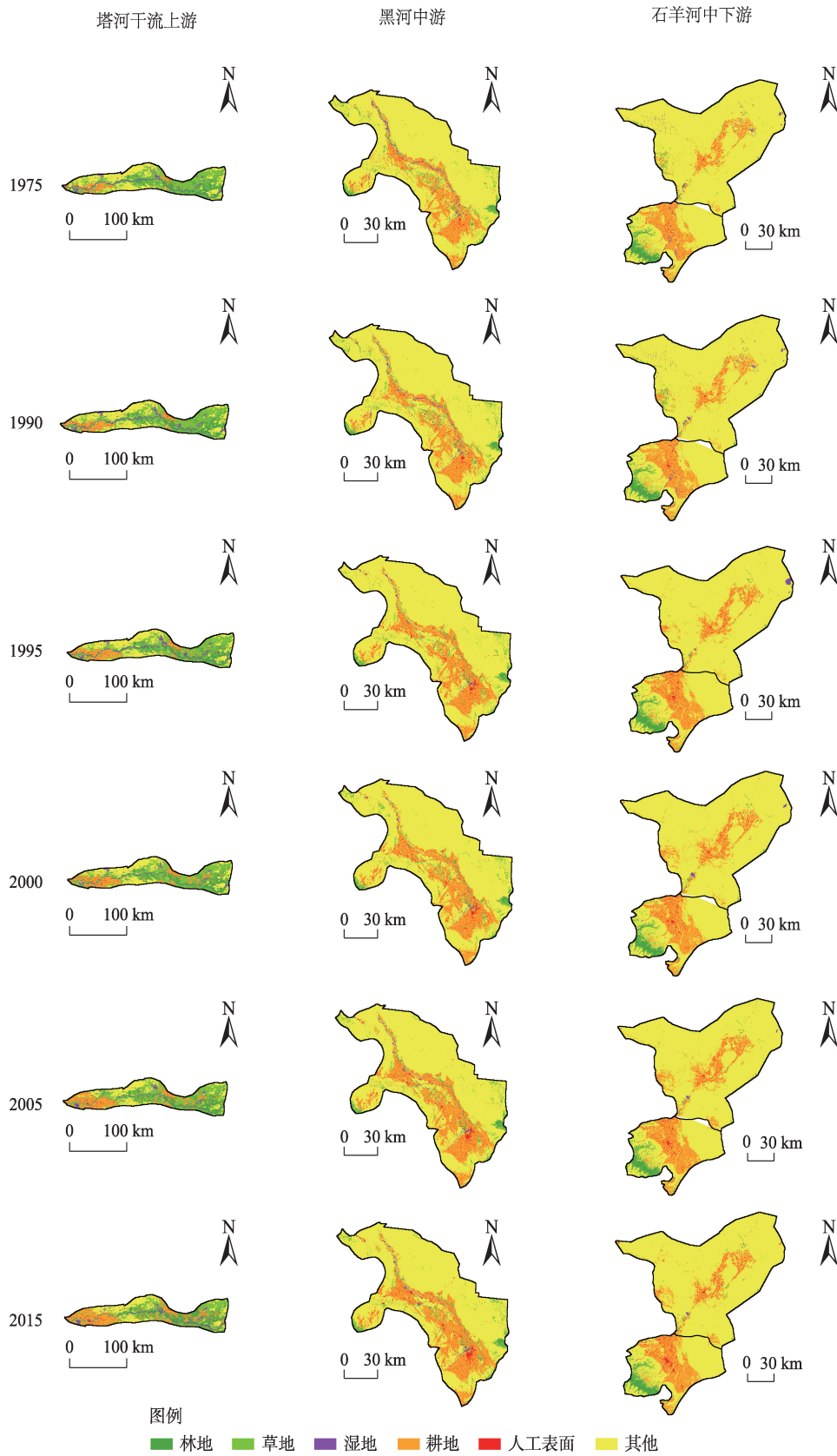


图4 1975—2015年三大典型绿洲的土地利用/覆被变化

Figure 4 Land use/cover changes in the three typical oases, 1975-2015

地的 *AI* 与面积变化趋势相似,但 *AI* 数值整体较高,说明塔河干流上游绿洲湿地破坏程度相对较小。

黑河中游湿地 1975—2000 年面积大幅下降,减少了 58.16%,主要表征为农田扩张(表 1,图 4)。在此时段内,湿地的 *NP*、*PD*、*LPI* 和 *AI* 分别降低 19.87%、19.86%、79.36% 和 3.41%,表明黑河绿洲湿地受人为干扰活动影响退化严重(图 3)。在 2000 年开始实施了流域分水政策后,尽管存在灌溉农田的扩张现象,但持续丰水以及湿地保护政策的实施促使黑河中游地下水位在 2005—2013 年出现一定回升,地下水系统向着地下水盆地生态恢复的方向发展^[37]。2000—2015 年黑河中游湿地增加 52.9%,主要来自于农田和未利用地的转入;同时期内,湿地 *NP* 和 *PD* 均逐年增加,*LPI* 较为稳定,这是由于人工湿地的建立增大了湿地的景观破碎度。此外,与塔河干流上游相似,近 40 年黑河中游绿洲的农田和建筑用地逐年增加,未利用地逐年减少。总体上讲,塔河干流上游和黑河中游绿洲湿地的恢复效果较好。

石羊河中下游湿地近 40 年破坏严重,其面积逐年减少,共退化 80.8%,主要是由于农田开垦和建筑用地的增加(表 1,图 4)。1990—1995 年之间,湿地面积年下降率(12.77%)最大,同时,建筑用地年增长率(7.91%)也呈最大。此时段内,绿洲湿地斑块大量消失,*NP* 减少 81.02%,*PD* 降低 80.08%,表明湿地景观高度破碎化;同时,*LPI* 增加 167%,*AI* 增加 7.27%,说明绿洲大量边缘湿地消失(图 3)。1995 年之后,湿地面积呈持续减少态势,人工建筑面积仍然逐年增加;同期,景观类型指数 *LPI* 与 *AI* 逐年减小,表明最大湿地斑块面积逐渐减小,湿地景观破碎度逐年增大。石羊河绿洲耕地面积在 1975—2005 年间增加了 36.68%,一方面是由于甘肃省实施“兴西济东”农业整体发展战略,以确保和强化河西地区商品粮种植基地的建设与发展;另一方面,绿洲人口迅速增长以及农作物价格的连年上涨,激发了绿洲开荒高潮^[38]。该时期农田的迅速扩张对湿地退化具有较大影响。然而,2005 年以来,随着《石羊河流域水资源管理条例》《石羊河流域重点治理规划》等一系列生态保护规划与工程的出台,以及外出务工潮、生态移民等因素驱动下使得许多耕地荒

废,绿洲农田 2005—2015 年期间减少了 15.94%;同时期,民勤绿洲还实施了调水工程。虽然这些原因使得石羊河绿洲湿地在局部得到一定幅度的恢复与增加,但是由于绿洲人口密度大、长期地下水超采以及人工建筑面积过多等问题的存在,2005—2015 年石羊河中下游湿地总体上继续减少 22.79%,说明其湿地恢复工作有待进一步加强。

全国不同区域湿地对保护工程响应存在差异^[23,39,40]。郑姚闽等^[23]对全国国家级湿地保护区进行保护成效评价,研究发现绝大部分国家级自然保护区保护成效较差,主要包括长江湿地区、滨海湿地区和西南诸河湿地区等区域,人为干扰是降低湿地保护成效的主要因素。何兴元等^[39]基于遥感解译图像对三江平原湿地保护工程成效进行了评估,结果表明湿地保护工程对三江平原湿地起到了一定的保护作用,但湿地面积仍在减少,主要湿地生态系统服务能力在降低。邵全琴等^[40]研究表明,三江源自然保护区生态保护与建设工程成效显著,对该地区产生了重要作用。本文中,塔河干流上游和黑河中游湿地保护工程成效较好的原因可能是人口密度相对较小,人为对湿地的破坏力度较小,而石羊河中下游绿洲湿地恢复工作相对较差,主要是其高人口密度与强人为干扰导致的。

3.2 绿洲湿地生态系统服务价值的变化

湿地在蓄洪防旱、污染降解、调节局地气候和生物多样性维护等方面起着不可替代的作用,为人类带来巨大的经济效益和社会福祉,是全球生态服务价值最高的生态系统^[41]。在干旱区绿洲,人类干扰活动引起的湿地减少与退化,改变了生态系统内部的水分循环、能量交换、以及土壤侵蚀等生态过程,进而影响了湿地生态系统服务,最终体现在生态系统服务价值变化上,使得人类的福祉受到损失;相反,人类对湿地的合理保护与恢复工作能够提升湿地的生态服务价值,从而实现绿洲可持续发展和人类福利改善的双赢局面^[42,43]。

本文绿洲湿地的水文调节服务价值最高,且远大于其他服务功能,其次为净化环境服务价值,另外,生物多样性维持、水资源供给、气候调节和美学景观等服务价值也较高(表 2)。可见,绿洲湿地服务总价值主要来源于其调节服务(占比 74%~80%),

表2 三大典型绿洲湿地单位面积生态系统服务价值

Table 2 Ecosystem service value of the three typical oasis wetlands per unit area

一级服务类型	二级服务类型	塔河干流上游 $ESV/(元/hm^2)$	黑河中游 $ESV/(元/hm^2)$	石羊河中下游 $ESV/(元/hm^2)$
供给服务	食物生产	776.21	895.01	488.33
	原料生产	317.42	347.18	153.62
	水资源供给	1842.98	3190.43	1621.07
调节服务	气体调节	1122.98	1219.78	522.77
	气候调节	2792.77	3106.18	1477.96
	净化环境	5401.49	6224.84	3390.08
支持服务	水文调节	22211.71	38618.88	19898.22
	土壤保持	873.94	1362.77	791.69
	维持养分循环	104.03	112.74	47.80
	生物多样性	4139.80	4440.76	1790.32
文化服务	美学景观	2774.10	3010.88	1285.65
	合计	42357.41	62529.45	31467.51

而供给服务(7%~8%)、支持服务(8%~12%)和文化服务价值(4%~7%)占比较小。本文中不同绿洲单位面积湿地生态系统服务总价值具有差异性,表现为:黑河中游>塔河干流上游>石羊河中下游,主要是由于黑河中游绿洲区恩格尔系数相对较低,其社会支付意愿与能力相对较高,而石羊河中下游绿洲恩格尔系数相对较高,社会支付能力较低。

基于校正后的生态系统服务价值系数,结合土地利用/覆被变化特征,估算了本文绿洲湿地1975—2015年生态系统服务价值(ESV)的变化(图5)。研究表明:塔河干流上游湿地1995—2000年总 ESV 损失9.48亿元,降幅34.1%,年均减少1.9亿元;其中,调节、支持、文化和供给服务价值在该时段分别减少7.05亿、1.15亿、0.62亿和0.66亿元。黑河中

游湿地1975—2000年总 ESV 损失相对较少,共减少4.18亿元,降幅58.22%,年均降低0.17亿元;其调节、支持、文化和供给服务价值该阶段分别降低3.29亿、0.4亿、0.21亿和0.3亿元。2000年之前塔河干流上游和黑河中游湿地 ESV 的减少主要是由于人口和城镇的迅速扩张引起湿地的无序垦殖与放牧,使得具有较高生态效益的湿地面积迅速减少,且主要转化成低效益的农田与建筑用地,反映了人类活动强度的增加对绿洲湿地生态环境的威胁,进而严重破坏了湿地生态系统服务功能,导致绿洲湿地 ESV 大幅损失。2000—2015年,在湿地保护工程实施作用下,塔河干流上游和黑河中游湿地总 ESV 分别增加6.75亿和1.59亿元,增幅分别为36.84%和53%,年均分别增加0.45亿和0.11亿元,揭示了这两大绿

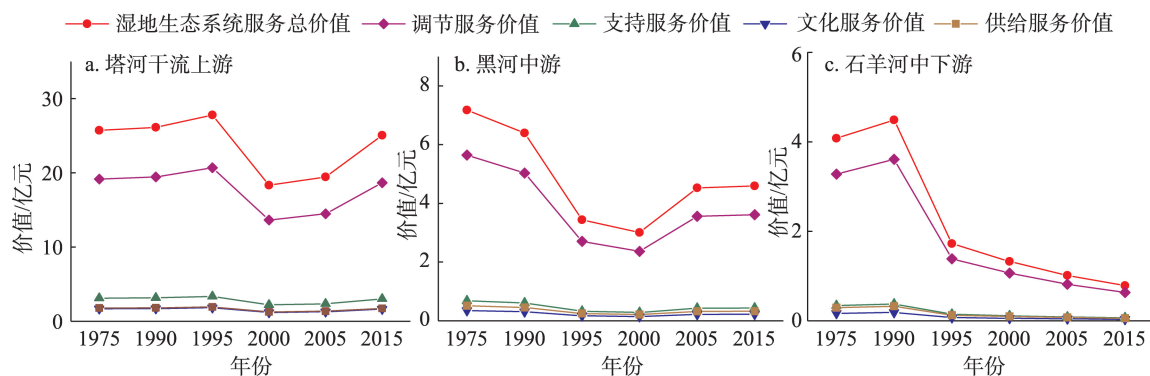


图5 1975—2015年三大典型绿洲湿地生态系统服务价值变化

Figure 5 Changes of ecosystem service value of oasis wetlands (a. Upstream of the main stream of the Tarim River; b. Middle reaches of the Heihe River; c. Middle and lower reaches of the Shiyang River), 1975-2015

洲湿地的保护与恢复工作均取得较好的成效。2000年之后塔河干流上游湿地总 *ESV* 的增加主要来源于林地和草地 *ESV* 的转入,这可能是由于人工湿地的大量修建使得部分林地和草地退化为湿地;而黑河中游湿地总 *ESV* 的增加主要来自于农田和未利用地 *ESV* 的转入,表明退耕还湿地和湿地生态环境治理工程有助于湿地服务功能的改善,从而提高了绿洲湿地的总服务价值。然而,石羊河中下游绿洲湿地总 *ESV* 从1990年开始持续降低,至2015年共损失3.71亿元,降幅82.63%,年均减少0.15亿元,主要是由于高人口密度与灌溉农田过度开采地下水使得绿洲生态系统超载,引起湿地严重退化,损失了大量生态效益,其恢复工作有待进一步加

强。此外,本文典型绿洲近40年的气候均向暖湿化方向发展(图2),这会使土壤水分增加,促进湿地植被生长,能够扩大湿地面积并增强湿地服务功能与价值。但是人为对绿洲湿地的干扰活动强于气候变化带来的影响,因此,绿洲应继续采取积极的湿地保护措施从而增加湿地生态系统服务价值。

ESV 的评估结果是生态管理规划与决策的重要依据,其变化可以间接反映现行生态管理举措的效益^[35]。在塔河干流上游,湿地(4%~9%)是除人工建筑外绿洲占比最小的土地利用/覆被类型。同时,湿地是黑河中游绿洲(0.4%~1.1%)、石羊河中下游绿洲(0.1%~0.7%)占比最小的土地利用/覆被类型(图6)。但是,由于单位面积绿洲湿地 *ESV* 显著高于其

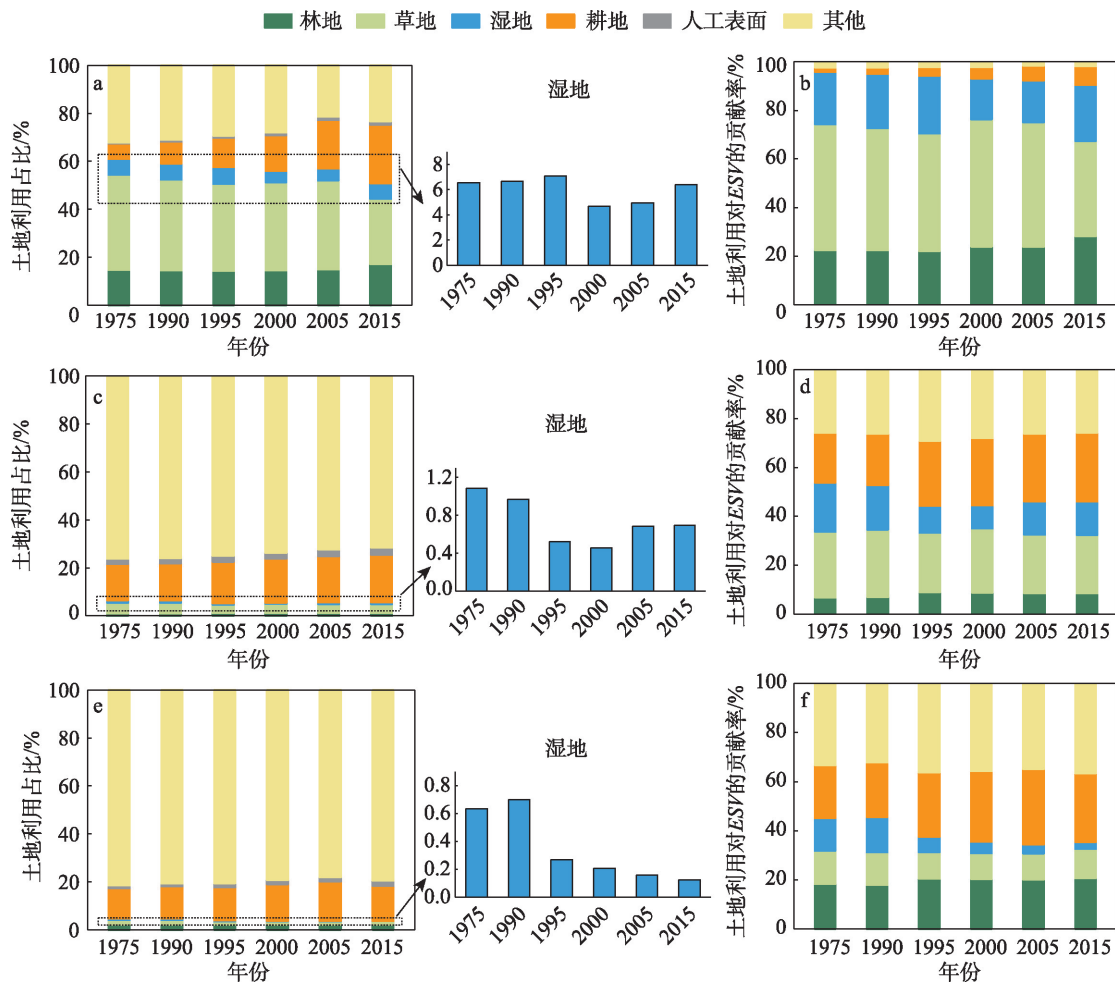


图6 1975—2015年三大典型绿洲土地利用/覆被变化及其对生态系统服务价值(*ESV*)贡献率的变化 (a.塔河干流上游;b.塔河干流上游;c.黑河中游;d.黑河中游;e.石羊河中下游;f.石羊河中下游)

Figure 6 Land use/cover change and changes of its contribution rates to ecosystem service value (*ESV*) in oases (a, b. Upstream of the main stream of the Tarim River; c, d. Middle reaches of the Heihe River; e, f. Middle and lower reaches of the Shiyang River), 1975-2015

2020年10月

他土地利用/覆被类型,因此湿地对各绿洲总 *ESV* 变化的贡献率均较大,对塔河干流上游、黑河中游和石羊河中下游的贡献率分别为 17%~24%、9%~20% 和 3%~14%,表明绿洲湿地保护工程取得了一定进展,现行湿地保护措施具有较高的可行性。所以,在湿地保护背景下,湿地对绿洲 *ESV* 的影响程度将进一步提高。

本文采用效益转移法评估了典型绿洲湿地 *ESV* 的变化。该方法所需数据量较小,方法简洁易于操作,因此决策者在评估较大空间尺度 *ESV* 时经常使用该方法^[38,42]。为减小谢高地等^[16]提出的适用于不同陆地生态系统的单位面积生态系统服务价值当量表应用于较小尺度时的误差,本文运用 NDVI、降水与土壤保持等参数对当量表进行了校正,但该方法仍具有一定局限性,即所用当量表仅评估了正向生态系统服务的价值,忽略了负向生态系统服务的价值,这可能造成绿洲 *ESV* 评估结果的偏差,因此,将负向生态系统服务纳入 *ESV* 核算框架是下一步研究重点。

4 结论与展望

4.1 结论

本文利用遥感解译数据和生态系统服务价值修正系数,对 2000 年湿地保护政策实施前后近 40 年三大典型绿洲湿地空间格局及其生态系统服务价值变化进行了评估。得到如下结论:

(1)近 40 年三大绿洲湿地的面积和宏观结构都发生了明显的变化。塔河干流上游 1975—1995 年湿地面积变化较为平稳,但 1995—2000 年湿地萎缩 34.09%,并存在一定程度景观破碎化现象。2000 年之后湿地保护政策实施下,其湿地面积增加了 36.8%,主要来自于林地和草地的转化。黑河中游湿地 1975—2000 年面积大幅下降 58.16%,景观破碎严重,主要表征为农田扩张,反映了黑河绿洲湿地受人为干扰活动影响退化严重。但是,2000—2015 年黑河中游湿地增加 52.9%,主要来自于农田和未利用地的转入,该时期内人工湿地的建立增大了湿地的景观破碎度。总体上讲,塔河干流上游和黑河中游绿洲湿地的恢复效果较好。石羊河中下游湿地近 40 年破坏严重,其面积逐年减少,共退化

80.8%,景观破碎度逐年增大,其湿地恢复工作有待进一步加强。

(2)本文绿洲湿地服务总价值主要来源于其调节服务,而供给服务、支持服务和文化服务价值占比较小。塔河干流上游和黑河中游 1995—2000 年湿地总 *ESV* 分别损失 9.48 亿元和 4.18 亿元,但 2000—2015 年分别增加 6.75 亿元和 1.59 亿元,揭示了这两大绿洲湿地的保护与恢复工作均取得较好的生态效益。石羊河中下游绿洲湿地总 *ESV* 从 1990 年开始持续降低,至 2015 年共减少 3.71 亿元,损失了大量生态效益,主要是由高人口密度与农田开垦和建筑用地的增加导致。此外,湿地虽然在绿洲占比较小,但其对各绿洲总 *ESV* 变化的贡献率较大。

4.2 展望

遥感影像可以为景观格局变化研究提供基础数据,但遥感数据本身以及影像解译过程中均存在不同程度的不确定性,导致本文揭示的绿洲湿地的时空变化规律不可避免地具有不确定性。同时,需要注意的是,本文忽略了陆地生态系统提供的负面生态系统服务,可能致使绿洲湿地生态系统服务价值评估出现偏差。因此,将正、负生态系统服务统一纳入 *ESV* 核算框架是准确全面评估 *ESV* 的下一步研究重点。此外,本文致力于三大绿洲湿地格局及其 *ESV* 的时空变化分析,缺乏西北干旱区绿洲湿地的全面宏观评价,以及对三大绿洲变化原因的定量阐明。下一步将在本文研究基础上,宏观全面评价西北干旱区绿洲湿地景观格局及其生态系统服务变化,并结合降水、气温、坡度与地下水位等自然因子和人口密度、道路密度、渠系密度与村点密度等人类活动因子,定量评估绿洲湿地变化的主要驱动力。

参考文献(References):

- [1] Jiang B, Xu X B. China needs to incorporate ecosystem services into wetland conservation policies[J]. *Ecosystem Services*, 2019, 37: 100941.
- [2] Liu B, Zhao W Z, Wen Z J, et al. Mechanisms and feedbacks for evapotranspiration-induced salt accumulation and precipitation in

- an arid wetland of China[J]. *Journal of Hydrology*, 2019, 568: 403–415.
- [3] Liu B, Zhao W Z, Wen Z J, et al. Response of water and energy exchange to the environmental variable in a desert–oasis wetland of Northwest China[J]. *Hydrological Processes*, 2014, 28(25): 6098–6112.
- [4] Liu B, Guan H D, Zhao W Z, et al. Groundwater facilitated water–use efficiency along a gradient of groundwater depth in arid northwestern China[J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2017, 233(15): 235–241.
- [5] Li L J, Li B, Liang L Q, et al. Effect of climate change and land use on stream flow in the upper and middle reaches of the Taoyer River, Northeastern China[J]. *Forestry Studies in China*, 2010, 12: 107–115.
- [6] Garris H W, Mitchell R J, Fraser L H, et al. Forecasting climate change impacts on the distribution of wetland habitat in the Midwestern United States[J]. *Global Change Biology*, 2014, 21(2): 766–776.
- [7] Fossey M, Rousseau A N. Assessing the long–term hydrological services provided by wetlands under changing climate conditions: A case study approach of a Canadian watershed[J]. *Journal of Hydrology*, 2016, 541: 1287–1302.
- [8] 王新华, 张志强. 黑河流域土地利用变化对生态系统服务价值的影响[J]. *生态环境*, 2004, (4): 608–611. [Wang X H, Zhang Z Q. Effect of land–use change on ecosystem services value in Heihe River Basin[J]. *Ecology and Environment*, 2004, 13(4): 608–611.]
- [9] Daily G C. *Nature’s Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*[M]. Washington: Island Press, 1997.
- [10] 崔丽娟, 庞丙亮, 李伟, 等. 扎龙湿地生态系统服务价值评价[J]. *生态学报*, 2016, 36(3): 828–836. [Cui L J, Pang B L, Li W, et al. Evaluation of ecosystem services in the Zhalong Wetland[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2016, 36(3): 828–836.]
- [11] 江波, 张路, 欧阳志云. 青海湖湿地生态系统服务价值评估[J]. *应用生态学报*, 2015, 26(10): 3137–3144. [Jiang B, Zhang L, Ouyang Z Y. Ecosystem services valuation of Qinghai Lake[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2015, 26(10): 3137–3144.]
- [12] Wang Y H, Dai E F, Yin L, et al. Land use/land cover change and the effects on ecosystem services in the Hengduan Mountain region, China[J]. *Ecosystem Services*, 2018, 34: 55–67.
- [13] Costanza R, Groot R D, Stephen F, et al. The values of the world’s ecosystem services and natural capital[J]. *Nature*, 1997, 387(15): 253–260.
- [14] Costanza R, Groot R D, Sutton P, et al. Changes in the global value of ecosystem services[J]. *Global Environmental Change*, 2014, 26: 152–158.
- [15] 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 G D, Lu C X, Leng Y F, et al. Ecological assets valuation of the Tibetan Plateau[J]. *Journal of Natural Resources*, 2003, 18(2): 189–196.]
- [16] 谢高地, 张彩霞, 张雷明, 等. 基于单位面积价值当量因子的生态系统服务价值化方法改进[J]. *自然资源学报*, 2015, 30(8): 1243–1254. [Xie G D, Zhang C X, Zhang L M, et al. Improvement of the evaluation method for ecosystem services based on per unit area[J]. *Journal of Natural Resources*, 2015, 30(8): 1243–1254.]
- [17] Sun C, Zhen L, Miah M G. Comparison of the ecosystem services provided by China’s Poyang Lake Wetland and Bangladesh’s Tanguar Haor Wetland[J]. *Ecosystem Services*, 2017, 26: 411–421.
- [18] Lin W P, Xu D, Guo P P, et al. Exploring variations of ecosystem service value in Hangzhou Bay Wetland, Eastern China[J]. *Ecosystem Services*, 2019, 37: 100944.
- [19] Zorrilla–Miras P, Palomo I, Gómez–Baggethun E, et al. Effects of land–use change on wetland ecosystem services: A case study in the Doñana marshes (SW Spain)[J]. *Landscape and Urban Planning*, 2014, 122: 160–174.
- [20] Everard M, Kangabam R, Tiwari M K, et al. Ecosystem service assessment of selected wetlands of Kolkata and the Indian Gangetic Delta: Multi–beneficial systems under differentiated management stress[J]. *Wetlands Ecology and Management*, 2019, 27: 405–426.
- [21] 尹小娟. 张掖国家湿地公园生态系统服务综合评估[D]. 北京: 中国科学院大学, 2016. [Yin X J. *Comprehensive Assessment of Ecosystem Services in Zhangye National Wetland Park*[D]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences, 2016.]
- [22] 李哲, 张飞, Hsiang–te Kung, 等. 1998–2014年艾比湖湿地自然保护区生态系统服务价值及其时空变异[J]. *生态学报*, 2017, 37(15): 4984–4997. [Li Z, Zhang F, Kung H, et al. Spatial and temporal ecosystem changes in the Ebinur Wetland Nature Reserve from 1998 to 2014[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2017, 37(15): 4984–4997.]
- [23] 郑姚闯, 张海英, 牛振国, 等. 中国国家级湿地自然保护区保护成效初步评估[J]. *科学通报*, 2012, 57(4): 207–230. [Zheng Y M, Zhang H Y, Niu Z G, et al. Preliminary evaluation on the effectiveness of National Wetland Nature Reserve in China[J]. *Chinese Science Bulletin*, 2012, 57(4): 207–230.]
- [24] 路春燕, 王宗明, 刘明月, 等. 松嫩平原西部湿地自然保护区保护有效性遥感分析[J]. *中国环境科学*, 2015, 35(2): 599–609. [Lu C Y, Wang Z M, Liu M Y, et al. Analysis of conservation effectiveness of wetland protected areas based on remote sensing in West Songnen Plain[J]. *China Environmental Science*, 2015, 35(2): 599–609.]
- [25] 邓铭江, 石泉. 内陆干旱区水资源管理调控模式[J]. *地球科学进*

2020年10月

- 展, 2014, 29(9): 1046–1054. [Deng M J, Shi Q. Management and regulation pattern of water resource in inland arid regions[J]. *Advances in Earth Science*, 2014, 29(9): 1046–1054.]
- [26] 王怡君, 赵军, 魏伟, 等. 近14年黑河流域甘肃段湿地遥感调查与分析[J]. *国土资源遥感*, 2017, 29(3): 111–117. [Wang Y J, Zhao J, Wei W, et al. Remote sensing investigation and analysis of wetlands in Gansu section of Heihe River Basin in recent 14 years [J]. *Remote Sensing of Land and Resources*, 2017, 29(3): 111–117.]
- [27] 庄艳丽, 赵文智. 临泽荒漠绿洲湿地植物生态系列及其物种多样性研究[J]. *湿地科学*, 2014, 12(4): 477–484. [Zhuang Y L, Zhao W Z. The ecological series and species diversity of plants in wetlands in desert oasis in Linze[J]. *Wetland Science*, 2014, 12(4): 477–484.]
- [28] 孔东升, 郭有燕, 张灏. 黑河湿地自然保护区生态功能变化的驱动力[J]. *草业科学*, 2014, 31(4): 581–589. [Kong D S, Guo Y Y, Zhang H. The driving forces of the ecosystem function change in Heihe Wetland Nature Reserve[J]. *Prataculture Science*, 2014, 31(4): 581–589.]
- [29] 张磊, 吴炳方, 李晓松, 等. 基于碳收支的中国土地覆被分类系统[J]. *生态学报*, 2014, 34(24): 7158–7166. [Zhang L, Wu B F, Li X S, et al. Classification system of China land cover for carbon budget[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34(24): 7158–7166.]
- [30] 王蓓, 赵军, 胡秀芳. 石羊河流域生态系统服务权衡与协同关系研究[J]. *生态学报*, 2018, 38(21): 7582–7595. [Wang B, Zhao J, Hu X F. Analysis on trade-offs and synergistic relationships among multiple ecosystem services in the Shiyang River Basin[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2018, 38(21): 7582–7595.]
- [31] Janssen L L F, Vanderwel F J M. Accuracy assessment of satellite derived land-cover data: A review[J]. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 1994, 60(4): 419–426.
- [32] 邬建国. 景观生态学: 格局、过程、尺度与等级[M]. 北京: 高等教育出版社, 2000. [Wu J G. *Landscape Ecology: Pattern, Process, Scale and Grade*[M]. Beijing: Higher Education Press, 2000.]
- [33] Li F, Zhang S W, Yang J C, et al. Effects of land use change on ecosystem services value in West Jilin since the reform and opening of China[J]. *Ecosystem Services*, 2018, 31: 12–20.
- [34] Fu B L, Li Y, Wang Y Q, et al. Evaluation of ecosystem service value of riparian zone using land use data from 1986 to 2012[J]. *Ecological Indicators*, 2016, 69: 873–881.
- [35] Zhao M M, He Z B. Evaluation of the effects of land cover change on ecosystem service values in the upper reaches of the Heihe River Basin, northwestern China[J]. *Sustainability*, 2018, 10(12): 1–19.
- [36] Aschonitis V G, Gaglio M, Castaldelli G, et al. Criticism on elasticity-sensitivity coefficient for assessing the robustness and sensitivity of ecosystem services values[J]. *Ecosystem Services*, 2016, 20: 66–68.
- [37] 肖生春, 肖洪浪, 米丽娜, 等. 国家黑河流域综合治理工程生态成效科学评估[J]. *中国科学院院刊*, 2017, 32(1): 45–54. [Xiao S C, Xiao H L, Mi L N, et al. Scientific assessment on ecological effects of national integrated management project in Heihe River Basin[J]. *Bulletin of Chinese Academy of Sciences*, 2017, 32(1): 45–54.]
- [38] 苏芳, 尚海洋, 张志强. 1980–2010年石羊河流域生态服务类型变化与分析[J]. *冰川冻土*, 2017, 39(4): 917–925. [Su F, Shang H Y, Zhang Z Q. Changes and analysis of ecological service types in Shiyang River Basin from 1980 to 2010[J]. *Journal of Glaciology and Geocryology*, 2017, 39(4): 917–925.]
- [39] 何兴元, 贾明明, 王宗明, 等. 基于遥感的三江平原湿地保护工程成效初步评估[J]. *中国科学院院刊*, 2017, 32(1): 3–10. [He X Y, Jia M M, Wang Z M, et al. Remote sensing based evaluation of effectiveness of Wetland Protection Project in Sanjiang Plain, China[J]. *Bulletin of Chinese Academy of Sciences*, 2017, 32(1): 3–10.]
- [40] 邵全琴, 刘纪远, 黄麟, 等. 2005–2009年三江源自然保护区生态保护和建设工程生态成效综合评估[J]. *地理研究*, 2013, 32(9): 1645–1656. [Shao Q Q, Liu J Y, Huang L, et al. Integrated assessment on the effectiveness of ecological conservation in Sanjiangyuan National Nature Reserve[J]. *Geographical Research*, 2013, 32(9): 1645–1656.]
- [41] 袁军, 吕宪国. 湿地功能评价研究进展[J]. *湿地科学*, 2004, (2): 153–160. [Yuan J, Lv X G. Progress in research of functional assessment of wetlands[J]. *Wetland Science*, 2004, (2): 153–160.]
- [42] 曹生奎, 曹广超, 陈克龙, 等. 青海湖高寒湿地生态系统服务价值动态[J]. *中国沙漠*, 2014, 34(5): 1402–1409. [Cao S K, Cao G C, Chen K L, et al. Dynamics of alpine wetland ecosystem service values in the Qinghai Lake Basin[J]. *Journal of Desert Research*, 2014, 34(5): 1402–1409.]
- [43] 郑德凤, 王燕燕, 曹永强, 等. 基于生态系统服务的生态福祉分类与时空格局: 以中国地级及以上城市为例[J]. *资源科学*, 2020, 42(6): 1110–1122. [Zheng D F, Wang Y Y, Cao Y Q, et al. Classification and spatiotemporal patterns of ecological wellbeing based on ecosystem services: Taking China's prefecture-level and above cities for example[J]. *Resources Science*, 2020, 42(6): 1110–1122.]

Changes of spatial distribution and ecosystem service value of oasis wetlands in arid areas:

Taking three typical inland river basins as examples

MENG Yangyang^{1,2}, HE Zhibin¹, LIU Bing¹, CHEN Longfei¹, LIU Bei³

(1. Linze Inland River Basin Research Station, Chinese Ecosystem Research Network, Northwest Institute of Eco-Environment and Resources, CAS, Lanzhou 730000, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. Xi'an Mineral Resources Research Center of China Geological Survey, Xi'an 710100, China)

Abstract: Wetlands play an important role in maintaining the structure, function, and hydrological cycle of oasis ecosystems in arid areas. The comprehensive monitoring and evaluation of oasis wetlands is the basis for accurately understanding the effectiveness of wetland protection policies and strengthening the restoration and protection of wetland ecological environment. Based on the multi-period remote sensing image interpretation from 1975 to 2015 and the benefit transfer method, this study quantitatively analyzed the spatial pattern and ecosystem service value change characteristics of the typical oasis wetlands in the upper reaches of the main stream of the Tarim River, the middle reaches of the Heihe River, and the middle and lower reaches of the Shiyang River in recent 40 years before and after the implementation of wetland protection policy in 2000, and put forward the corresponding management countermeasures of oasis wetlands. The study pointed out that due to people's pursuit of short-term economic benefits in oases before 2000, the area of oasis wetlands was greatly reduced, and the wetlands landscape was gradually fragmented, resulting in more loss of wetland ecological benefits. Under the implementation of wetland protection policy after 2000, the area of oasis wetlands in the upper reaches of the main stream of the Tarim River and the middle reaches of the Heihe River and their ecological benefits have basically increased, but wetland loss in the Shiyang River oasis was serious and the protection and restoration of its wetlands needed to be further strengthened. The total value of ecosystem services of wetlands was mainly from its regulating service function (accounting for 74%-81% of the total). The wetland area of oases was very small, but the contribution rate of wetlands to the change of total ecosystem service value of oases was large. Therefore, the protection and restoration of wetlands are very important to the stability of oasis ecosystem and the improvement of ecosystem service value.

Key words: oasis wetland; land use; spatial distribution; ecosystem service value; wetland protection; inland river basin