

基于 3S 的焉耆盆地生态服务价值对土地利用变化的响应

迪拉娜·尼加提^{1,2}, 海米提·依米提^{2*}, 麦麦提吐尔逊·艾则孜^{2,3}, 祖皮艳木·买买提¹

(1. 新疆大学资源与环境科学学院, 新疆乌鲁木齐 830046; 2. 新疆干旱区湖泊环境与资源重点实验室, 新疆师范大学, 新疆乌鲁木齐 830054; 3. 新疆师范大学地理科学与旅游学院, 新疆乌鲁木齐 830054)

摘要 基于 3S 技术, 采用我国陆地生态系统的服务价值测算方法, 利用 1990、2000 与 2011 年卫星遥感图, 分析了焉耆盆地土地利用变化对生态系统服务价值与结构的影响。研究结果显示: ① 焉耆盆地在 1990~2011 年间土地利用变化很明显; ② 生态服务价值从 1990 年的 952 881 万元增加到 2011 年的 1 012 946 万元, 生态服务价值增加了 6.30%, 达 60 065 万元。生态服务总价值的增加主要是由水体和耕地总面积的增加而导致的; ③ 各生态服务功能对区域总生态服务价值贡献率由高到低依次为废物处理、水源涵养、气候调节、娱乐休闲、生物多样性保护、土壤形成、食物生产、气体调节和原材料。研究区生态服务价值对生态服务功能价值指数是缺乏弹性的, 研究结果是可靠的。

关键词 土地利用变化; 生态服务价值; 生态服务功能; 焉耆盆地

中图分类号 S28 **文献标识码** A **文章编号** 0517-6611(2013)10-04571-05

The Response of Ecosystem Services Value to Land Use Change in Karashahar Basin Based on 3S Technology

DILARA Nijad et al (College of Resources and Environment Science, Xinjiang University, Urumqi, Xinjiang 830046)

Abstract The effects of land use change on the ecosystem services value and structure in Yanqi Basin were analyzed based on 3S technology, applying the terrestrial ecosystem service value in China and using satellite remote-sensing images of 1990, 2000 and 2011. Results of the study showed that: ① There was obvious land use changes in Yanqi Basin during 1990-2011; ② Ecosystem services value increased from 9 528.8 M Yuan in 1990 to 10 129.5 M Yuan in 2011. Ecosystem services value increased 6.30%, up to 600.7 M Yuan. The increase of the total ecosystem services value was caused mainly by the increase of the total area of waterbody and farmland; ③ The overall rank order for each ecosystem function based on their contributions to overall value of ecosystem services was that the contribution of the waste treatment function was the highest, then the water supply, climate regulation, recreation and culture, biodiversity protection, soil formation, food production, gas regulation and raw materials. The total ecosystem services value was relatively inelastic to the value coefficients, therefore, the estimation in this study area was robust in spite of uncertainties on the value coefficients.

Key words Land use change; Ecosystem services value; Ecosystem services function; Yanqi Basin

生态服务价值(ecosystem services value)研究是当今生态系统可持续性研究的热点之一。生态系统服务是指通过生态系统的过程、结构和功能直接或间接得到的生命支持产品和服务^[1-2]。近年来,随着气候变暖、土地退化、生物多样性下降等全球性生态环境问题的加剧,对于生态系统的服务价值与服务功能的研究越来越受到重视^[3]。2005 年 4 月联合国发布的《千年生态系统评估报告》指出,全球自然资源提供的 2/3 以上的各类服务呈下降趋势,科学家必须要找到合理的途径和科学的方法来计量经济发展的环境成本^[4]。

土地利用/覆被(LUCC)变化是全球环境变化的重要部分和主要影响因素,是人类社会经济活动与自然生态环境之间联系最为紧密的部分^[5-7]。土地利用变化能改变生态系统的结构、过程和功能,进而影响生态系统服务^[8]。我国对生态系统服务功能价值的研究很多,但是对于干旱区绿洲生态服务价值方面的研究较少^[2]。绿洲是干旱区人类活动最敏感的环境系统,其主要问题的本质是由于生态系统服务功能受到破坏与退化的后果^[8]。目前,对干旱区绿洲生态系统服务价值在土地利用方面的应用研究较多关注绿洲土地利用变化对生态系统服务总价值的影响,对绿洲土地利用变化如

何影响生态系统服务总价值结构变化的研究较少^[2]。

近年来,随着人类活动的增加,焉耆盆地生态系统向更加简化和脆弱的方向演化,主要表现在湖泊、湿地的萎缩、河流湿地与沼泽湿地的严重退化^[9]。这一系列变化威胁了绿洲稳定性与绿洲社会经济的可持续发展。该研究以焉耆盆地为研究区,在研究土地利用/覆被变化的基础上,分析不同时段生态服务总价值、结构的变化,以反映焉耆盆地土地利用/覆被变化产生的生态效应。该研究对保护干旱区内陆河流域绿洲生态安全与稳定性具有重要意义。

1 研究区概况

焉耆盆地位于新疆巴音郭楞蒙古自治州境内,为南天山山脉之间的中生代断陷盆地,是一个典型的绿洲-荒漠交错地区。焉耆盆地地势西高东低、北高南低,总体表现为四周向盆地倾斜的地貌形态,海拔高程 1 050~2 000 m,最低处为我国最大的内陆淡水湖——博斯腾湖。焉耆盆地在气候上属暖温带大陆性干旱气候,热量与光照丰富,多年平均气温 8.6℃,年降水量 50~80 mm,年蒸发能力 2 000~2 450 mm^[10]。在行政上,焉耆盆地包括巴音郭楞蒙古自治州的焉耆、和静、和硕与博湖四县平原部分。研究区地处 85°50'~87°50' E, 41°40'~42°20' N, 总面积为 723 100 hm²(图 1)。焉耆盆地土壤类型多为棕漠土、草甸土、沼泽土、灌耕土、潮土、盐土、风化土等。天然植被以红柳(*Tamarix ramosissima*)、骆驼刺(*Alhagi sparsifolia*)、罗布麻(*Apocynum venetum*)、甘草(*Glycyrrhiza uralensis*)、麻黄(*Ephedra przewalskii* Stapf)以及芦苇(*Phragmites communis*)等荒漠植被为主。

基金项目 国家自然科学基金重点项新疆联合基金项目(U1138302);国家自然科学基金项目(41171036,41201032)。

作者简介 迪拉娜·尼加提(1986-),女,维吾尔族,新疆乌鲁木齐人,硕士研究生,研究方向:干旱区水资源与生态环境, E-mail: dilara324@sina.com。*通讯作者,教授,博士,博士生导师,从事自然地理研究, E-mail: oasiseco@yahoo.com.cn。

收稿日期 2013-03-12

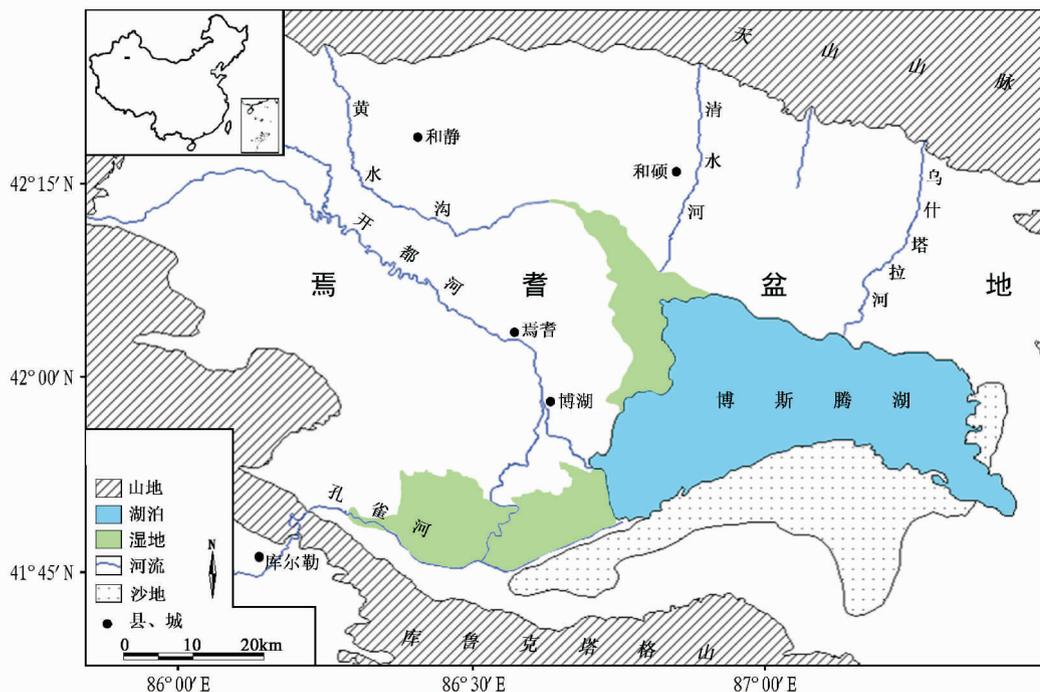


图1 焉耆盆地位置示意图

2 数据来源与研究方法

2.1 数据获取 该研究区所用的土地利用变化数据是以焉耆盆地 1990、2000 与 2011 年 Landsat 影像图作为基本信息源。首先,利用焉耆盆地 1:10 000 地形图对 2011 年的遥感图像进行几何校正,接着以 2011 年的图像为基准,校正 1990 和 2000 年的图像,使该三景影像具有同样的地图投影方式,RMS 校正误差均在 0.5 个像元以内。根据研究区的特点,将

研究区土地利用类型划分水体(包括湖泊、水库、河流、渠道)、湿地(经常积水或渍水,生长湿生植物的土地)、盐碱地、草地、未利用地(包括沙地和戈壁)和耕地等 6 类。应用野外调查采样点的数据与研究区地形图和土壤图,在 ENVI 4.3 软件下对遥感影像分类结果进行精度检验后得知,3 个时期的总精确度和 Kappa 指数等均 > 0.856,其分类结果符合精度要求(图 2)。

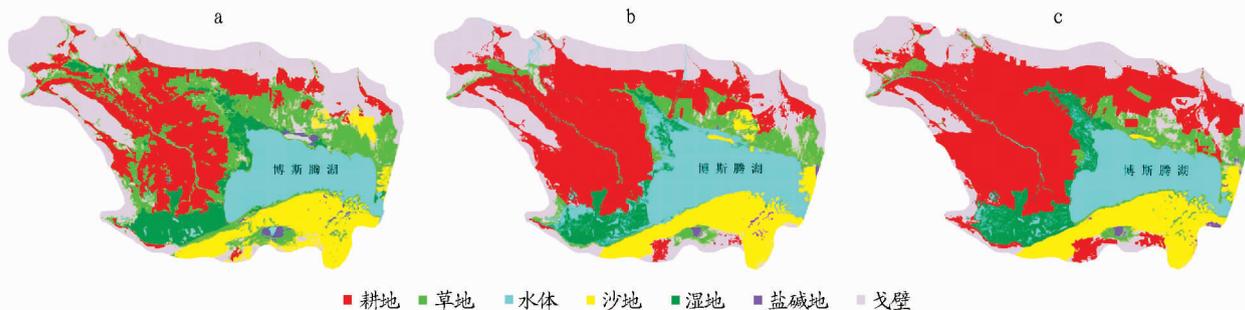


图2 焉耆盆地 1990(a)、2000(b)与 2011(c)年土地利用

2.2 生态系统服务价值评估 众多学者已关注并开展了不同尺度以及单个生态系统和生态系统单项服务的价值评估研究。1997 年 Costanza 等的研究成果使生态系统服务价值评估的原理与方法从科学意义上得以明确^[1]。谢高地等根据我国的实际情况,参考 Costanza 等的研究成果,得到了我国陆地生态系统单位面积生态服务价值^[11]。该研究采用的生态系统服务价值与功能计算式:

$$ESV_k = \sum_j A_k \times VC_{kj} \quad (1)$$

$$ESV_f = \sum_k A_k \times VC_{kf} \quad (2)$$

$$ESV = \sum_k \sum_f A_k \times VC_{kf} \quad (3)$$

式中, ESV_k 、 ESV_f 和 ESV 分别代表 k 种土地利用类型的生态

系统服务价值, f 种生态服务功能价值与区域总生态服务价值; A_k 表示 k 种土地利用类型的分布面积(hm^2); VC_{kj} 为 k 种土地利用类型 f 种生态服务功能的生态服务功能价值指数 [$\text{元}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$]^[2,12]。焉耆盆地生态系统单位面积服务的价值如表 1 所示。

2.3 敏感性分析方法 相关研究借用敏感性指数(Coefficient of Sensitivity, CS)以确定生态服务价值随时间变化对价值指数变化的依赖程度^[13-14]。笔者以此来检验我国陆地生态系统单位面积生态服务价值系数是否适合该研究区,将各类土地利用类型的价值指数分别调整 50% 来衡量总生态系统服务价值的变化。如果 $CS > 1$,表明生态服务价值相对于

表 1 焉耆盆地生态系统单位面积生态服务价值

元/(hm²·a)

| 土地利用类型 | 气体调节 | 气候调节 | 水源涵养 | 土壤形成 | 废物处理 | 生物多样性保护 | 食物生产 | 原材料 | 娱乐休闲 | 合计 |
|--------|---------|----------|----------|---------|----------|---------|-------|------|---------|----------|
| 水体 | 0 | 445.3 | 19 749.1 | 9.7 | 17 619.3 | 2 410.6 | 96.8 | 9.7 | 4 201.5 | 44 542.0 |
| 湿地 | 1 742.6 | 16 554.4 | 15 005.4 | 1 655.4 | 17 599.9 | 2 420.2 | 290.4 | 67.8 | 5 372.9 | 60 709.1 |
| 未利用地 | 0 | 0 | 26.5 | 17.7 | 8.8 | 300.8 | 8.8 | 0.0 | 8.8 | 371.4 |
| 盐碱地 | 15.0 | 0 | 255.0 | 1.1 | 360.6 | 21.0 | 78.2 | 7.0 | 99.0 | 836.9 |
| 草地 | 774.5 | 871.3 | 774.5 | 1 887.8 | 1 268.2 | 1 055.2 | 290.4 | 48.4 | 38.7 | 7 009.0 |
| 耕地 | 484.0 | 861.6 | 580.9 | 1 413.4 | 1 587.7 | 687.3 | 968.1 | 96.8 | 9.7 | 6 689.5 |

CS 是富有弹性的;如果 $CS < 1$,生态服务价值则被认为是缺乏弹性的,比值越大,表明生态服务功能价值指数的准确性越关键。敏感性指数计算公式如下:

$$CS = \frac{(ESV_j - ESV_i)/ESV_i}{(VC_{jk} - VC_{ik})/VC_{ik}} \quad (4)$$

式中, ESV 代表总生态服务价值量; VC 代表价值系数, i 和 j 分别表示初始的生态系统服务价值和生态服务功能价值指数调整后的价值; k 代表土地利用类型; CS 代表敏感度^[15]。

3 结果与分析

3.1 土地利用变化过程分析 对比 1990、2000 与 2011 年 3 期的影像解译数据结果可知(表 2),1990~2011 年间,焉耆

盆地土地利用变化明显。1990~2000 年间土地利用变化趋势:耕地和水体面积增加,湿地、未利用地、盐碱地和植被面积减少。2000~2011 年间土地利用变化趋势:耕地、盐碱地、湿地面积增加,其他土地利用类型面积减少。1990~2011 年间,耕地面积不断增加,为 132 461.71 hm²,年变化率最大,为 4.05%;水体面积增加了 6 775.11 hm²,年变化率为 0.34%;未利用地、盐碱地、植被、湿地面积分别减少了 55 924.51、3 052.17、80 234.79、25.38 hm²,年变化率分别为 0.93%、2.56%、3.03%、0.001%;总的来说,1990~2011 年间耕地面积呈增加的趋势,相反,植被、湿地和未利用地面积呈减少的趋势,水体面积呈增加趋势,而盐碱地面积却是减少的趋势。

表 2 焉耆盆地 1990~2011 年间土地利用变化

| 土地利用类型 | 1990 年 | | 2000 年 | | 2001 年 | | 1990~2000 年 | 2000~2011 年 | 1990~2011 年 |
|--------|---------------------|--------|---------------------|--------|---------------------|--------|---------------------|---------------------|---------------------|
| | 面积//hm ² | 比例//% | 面积//hm ² | 比例//% | 面积//hm ² | 比例//% | 面积//hm ² | 面积//hm ² | 面积//hm ² |
| 水体 | 95 862.06 | 13.25 | 132 636.96 | 25.20 | 102 637.17 | 18.20 | 36 774.90 | -29 999.79 | 6 775.11 |
| 湿地 | 53 069.76 | 7.33 | 37 015.47 | 7.00 | 53 044.38 | 9.40 | -16 054.29 | 16 028.91 | -25.38 |
| 未利用地 | 287 225.30 | 39.69 | 270 963.88 | 13.90 | 231 300.79 | 12.90 | -16 261.42 | -39 663.09 | -55 924.51 |
| 盐碱地 | 5 687.01 | 0.79 | 2 558.43 | 0.60 | 2 634.84 | 0.50 | -3 128.58 | 76.41 | -3 052.17 |
| 植被 | 126 213.90 | 17.44 | 56 474.19 | 10.70 | 45 979.11 | 8.00 | -69 739.71 | -10 495.08 | -80 234.79 |
| 耕地 | 155 622.80 | 21.50 | 224 031.87 | 42.60 | 288 084.51 | 51.00 | 68 409.07 | 64 052.64 | 132 461.71 |
| 合计 | 723 680.80 | 100.00 | 723 680.80 | 100.00 | 723 680.80 | 100.00 | 0 | 0 | 0 |

由表 2 可知,1990~2000 年间,焉耆盆地耕地面积有增加的趋势,而湿地面积有减少的趋势。近 30 年来焉耆盆地人口的增加导致大面积的围湖造田,致使湿地面积逐年减少而耕地面积增加^[16]。1999 年后,受焉耆盆地小气候的负面影响,开都河入湖水量增加,湖水位迅速上升,水域面积变大。2000~2011 年间,政府采取有效措施,在保护绿洲生态环境的前提下开垦农田,使部分湿地面积得到有效的还原,但气候变化的影响和水利工程的不断建造使得后几年湖水位有了下降的趋势,绿洲天然植被面积也随着开垦而减少^[17]。

3.2 生态服务价值的动态变化 运用公式(1)~(3)计算了焉耆盆地生态服务价值与功能(表 3、4)。由表 3 可知,焉耆盆地生态服务价值从 1990 年的 952 881 万元增加到了 2000 年的 1 015 236 万元,到 2011 年减少到 1 012 946 万元,生态服务价值增加了 6.30%,达 60 065 万元。总的来说,该区域生态服务价值是增加的趋势。1990~2000 年间焉耆盆地植被、耕地和盐碱地生态服务价值均有较大变动(变化率均 >40.0%),其中植被生态服务价值的变化最大,变化率高达 -55.26%,其次为盐碱地,变化率高达 55.01%,耕地变化率

高达 43.96%。此外,水体和湿地的变化率分别为 38.36%、30.10%,未利用地生态服务价值的变化率为 5.66%。2000~2011 年间植被、湿地、耕地和水体的生态服务价值变动较大(变化率均 >20.00%)。其中,植被生态服务价值的变化最大,变化率高达 57.20%,其次为湿地,变化率为 43.3%,耕地生态服务价值变化率为 28.60%。盐碱地生态服务价值的变化最小,变化率为 3.00%。总的来说,在 1990~2011 年间,耕地生态服务价值变动最大,其变化率高达 85.12%,湿地生态服务价值的变化最小,变化率为 0.01%。研究区内水体、植被与耕地合计生态服务价值约占研究区总生态服务价值的 80.00% 以上,表明这些土地类型在研究区生态服务中处于重要的地位。研究区生态系统服务价值的增加主要是由水体与耕地面积的增加而引起的。由于耕地与水域生态服务功能价值指数也远大于其他土地利用类型,其面积的增加导致生态系统服务总价值增加。其中水域面积 21 年间净增加 6 775.11 hm²,生态服务价值增加了 30 177 万元,对研究区生态服务价值增加的影响最大;耕地面积 21 年间净增加 132 461.71 hm²,生态服务价值增加了 88 610 万元,对生态服务总价值的增加有一定的贡献。

表3 焉耆盆地 1990、2000 与 2011 年生态服务价值

万元

| 年份 | 水体 | 湿地 | 未利用地 | 盐碱地 | 植被 | 耕地 | 合计 | |
|-----------|---------|----------|---------|--------|-----------|------------|-----------|--------|
| 1990 | 426 989 | 322 182 | 10 668 | 475.90 | 88 463.30 | 104 104 | 952 881 | |
| 2000 | 590 792 | 224 718 | 10 064 | 214.12 | 39 582.80 | 149 866 | 1 015 236 | |
| 2011 | 457 166 | 322 028 | 8 591 | 220.50 | 32 226.80 | 192 714 | 1 012 946 | |
| 1990~2000 | 变化值//万元 | 163 803 | -97 464 | -604 | -261.78 | -48 880.50 | 45 762 | 62 355 |
| | 变化率//% | 38.36 | -30.25 | -5.66 | -55.01 | -55.26 | 43.96 | 6.54 |
| 2000~2011 | 变化值//万元 | -133 626 | 97310 | -1 473 | 6.39 | 22 644 | 42 848 | -830 |
| | 变化率//% | -22.60 | 43.30 | -14.64 | 3.00 | 57.20 | 28.60 | -0.08 |
| 1990~2011 | 变化值//万元 | 30 177 | -154 | -2077 | -255.4 | -56 236.5 | 88 610 | 60 065 |
| | 变化率//% | 7.07 | 0.01 | -19.47 | -47.30 | -53.67 | 85.12 | 6.30 |

表4 焉耆盆地 1990、2000 与 2011 年生态服务功能

| 生态服务功能 | 1990 年 | | | 2000 年 | | | 2011 年 | | | 综合等级 | 趋势 |
|---------|------------------------------|---------|----|------------------------------|---------|----|------------------------------|---------|----|------|----|
| | ESV_f $\times 10^4$ 元/a | 比例 % | 等级 | ESV_f $\times 10^4$ 元/a | 比例 % | 等级 | ESV_f $\times 10^4$ 元/a | 比例 % | 等级 | | |
| 气体调节 | 26 563.9 | 2.78 | 7 | 21 671.2 | 2.13 | 8 | 26 751.8 | 2.64 | 8 | 8 | ↓ |
| 气候调节 | 116 528.0 | 12.23 | 3 | 91 406.4 | 9.01 | 3 | 121 210.0 | 11.97 | 3 | 3 | ↓ |
| 水源涵养 | 288 674.0 | 30.30 | 2 | 335 660.0 | 33.06 | 2 | 303 270.0 | 29.94 | 2 | 2 | ↓ |
| 土壤形成 | 55 209.6 | 5.79 | 6 | 49 061.9 | 4.83 | 6 | 58 688.0 | 5.79 | 6 | 6 | - |
| 废物处理 | 303 477.0 | 31.85 | 1 | 341 906.0 | 33.68 | 1 | 326 066.0 | 32.19 | 1 | 1 | ↑ |
| 生物多样性保护 | 68 618.2 | 7.20 | 5 | 70 444.8 | 6.94 | 5 | 69 194.3 | 6.83 | 5 | 5 | ↓ |
| 食物生产 | 21 497.4 | 2.26 | 8 | 25 945.8 | 2.56 | 7 | 31 982.7 | 3.16 | 7 | 7 | ↑ |
| 原材料 | 2 574.1 | 0.27 | 9 | 2 823.4 | 0.28 | 9 | 3 472.2 | 0.34 | 9 | 9 | ↑ |
| 娱乐休闲 | 69 738.8 | 7.32 | 4 | 76 315.1 | 7.51 | 4 | 72 310.2 | 7.14 | 4 | 4 | ↓ |
| 合计 | 952 881.0 | 100.00 | - | 1 015 236.0 | 100.00 | - | 1 012 946.0 | 100.00 | - | - | - |

表4中各生态服务功能估算价值(ESV_f)对研究区总生态服务价值的贡献率进行了排序,并获得了各生态服务功能对总生态服务价值贡献的变化状况。其中“↑”表示贡献增大,“↓”表示贡献减少,“-”表示贡献不变。可见,各生态服务功能对区域总生态服务价值贡献率由高到低依次为废物处理、水源涵养、气候调节、娱乐休闲、生物多样性保护、土壤形成、食物生产、气体调节和原材料。废物处理与水源涵养为研究区内生态服务价值结构中所占比例最大的2个生态服务功能类型。气候调节、气体调节、娱乐休闲、水源涵养与生物多样性保护服务功能价值比例减少,废物处理、原材料与食物生产服务功能价值比例增加。由于研究区内湖水水位变化幅度较明显^[18],这一变化对于绿洲小气候和生态环境也有较大的影响,因此气候调节、气体调节和水源涵养服务功能价值比例下降最多。

3.3 敏感性分析 利用公式(4),把生态系统价值系数分别上下调整50%,计算了焉耆盆地1990、2000与2011年的生态系统服务价值敏感性指数(表5)。可见,水体、植被和耕地敏感性指数呈增长趋势,湿地、荒漠和盐碱地敏感性系数呈减小趋势,这表明水体、植被和耕地的生态系统价值系数变化会对研究区生态系统总价值产生放大作用;湿地,荒漠和盐碱地的生态系统价值系数变化对研究区生态系统总价值产生缩小作用。总的来说,不同年份不同土地利用类型生态服务价值对生态服务功能价值指数的敏感性指数的变动小,均 <1 ,表明研究区内生态服务价值对生态服务功能是缺乏弹性的,研究结果是可信的。我国陆地生态系统单位面积生态服务价值系数适合研究区土地利用变化对区域生态服务价值的影响。

表5 不同土地利用类型生态服务价值敏感性指数变化

| 价值系数 | 1990 年 | | 2000 年 | | 2011 年 | |
|--------------------|--------------|------|--------------|------|--------------|------|
| | 生态服务价值变化率//% | CS | 生态服务价值变化率//% | CS | 生态服务价值变化率//% | CS |
| 水域 $VC \pm 50\%$ | 22.40 | 0.45 | 29.30 | 0.59 | 22.70 | 0.46 |
| 湿地 $VC \pm 50\%$ | 16.91 | 0.34 | 11.40 | 0.23 | 16.00 | 0.32 |
| 未利用地 $VC \pm 50\%$ | 0.56 | 0.01 | 0.13 | 0.01 | 0.13 | 0.01 |
| 盐碱地 $VC \pm 50\%$ | 0.03 | 0.01 | 0.01 | 0.01 | 0.01 | 0.01 |
| 植被 $VC \pm 50\%$ | 4.64 | 0.09 | 2.00 | 0.40 | 1.60 | 0.03 |
| 耕地 $VC \pm 50\%$ | 5.46 | 0.11 | 7.43 | 0.15 | 9.60 | 0.19 |

4 结论

(1)焉耆盆地1990~2011年间土地利用变化的趋势为

耕地和水体面积增大,植被、湿地、未利用地与盐碱地面积减少,说明焉耆盆地在这一段时间里人类活动增强并且明显受

到气候变化的影响。植被面积变化的绝对量最大,盐碱地面积变化的绝对量最小。

(2) 焉耆盆地在 1990、2000 与 2011 年生态系统服务价值分别为 952 881、1 015 236 与 1 012 946 万元,生态服务价值增加 6.30%,达 60 065 万元。研究区内水体、植被与耕地合计生态服务价值约占研究区总生态服务价值的 80.00% 以上。耕地生态服务价值变动最大,其变化率高达 85.12%,湿地生态服务价值的变化最小,变化率为 0.01%。

(3) 研究区各生态服务功能对区域总生态服务价值贡献率由高到低依次为废物处理、水源涵养、气候调节、娱乐休闲、生物多样性保护、土壤形成、食物生产、气体调节和原材料。废物处理与水源涵养为研究区内生态服务价值结构中所占比例最大的 2 个生态服务功能类型。气候调节、气体调节、娱乐休闲、水源涵养与生物多样性保护服务功能价值比例减少;废物处理、原材料与食物生产服务功能价值比例增加。研究区不同年份不同土地利用类型生态服务价值对生态服务功能价值指数的敏感性指数的变动小,均 < 1,表明研究区内生态服务价值对生态服务功能是缺乏弹性的,研究结果是可信的。我国陆地生态系统单位面积生态服务价值系数适合研究区土地利用变化对区域生态服务价值的影响。

(4) 焉耆盆地土地利用变化使生态系统服务功能发生改变,生态系统服务价值受到影响,最终导致整个生态系统失去原有的平衡。因此,对于焉耆盆地而言,虽然生态服务总价值趋势是增加的,但是近几年来湖水水位的不断减少引起该区域生态系统有不同程度的退化,因此区域发展规划必须把湖泊、湿地生态环境保护放在重要位置。要实现该区域经济、社会和环境可持续发展的目标,就必须维持生态系统服务功能的完整性和稳定性。因此,有步骤地实施湖泊、湿地维护工程,加强湖泊、湿地与植被保护,有规划性地开垦,提高土地利用水平,恢复和调节绿洲生态系统服务功能的有效途径是保护绿洲稳定性与绿洲生态安全,实现可持续发展的重要举措。

参考文献

[1] COSTANZA R, D'ARCE R, DE GROOT R, et al. The value of the world's e-

cosystem services and natural capital[J]. *Nature*, 1997, 387: 253 - 259.

- [2] 麦麦提吐尔逊·艾则孜, 海米提·依米提, 迪拉娜·尼加提, 等. 昆仑山北麓克里雅绿洲生态服务价值对土地利用变化的响应[J]. *地理科学*, 2012, 32(9): 1148 - 1154.
- [3] 刘庆, 李伟, 陆兆华. 基于遥感与 GIS 的黄河三角洲绿色空间生态服务价值评估[J]. *生态环境学报*, 2010, 19(8): 1838 - 1843.
- [4] 赵军, 杨凯. 生态系统服务价值评估研究进展[J]. *生态学报*, 2007, 27(1): 347 - 356.
- [5] 张华, 武晶, 孙才志, 等. 辽宁省湿地生态系统服务功能价值测评[J]. *资源科学*, 2008, 30(2): 267 - 273.
- [6] 马倩, 孙虎, 咎梅. 新疆艾比湖生态脆弱区生态服务价值对土地利用变化的响应[J]. *地域研究与开发*, 2011, 30(4): 112 - 116.
- [7] 李偲, 韩桂红, 海米提·依米提, 等. 土地利用变化对喀纳斯自然保护区生态系统服务价值的影响[J]. *地域研究与开发*, 2010, 30(3): 123 - 127.
- [8] MAMATTURSUN E, HAMID Y, ANWAR M, et al. Oasis land-use change and its effects on the oasis eco-environment in Keriya Oasis, China[J]. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology*, 2010, 17(3): 244 - 252.
- [9] 王永献, 吴彬, 杨鹏年, 等. 焉耆盆地绿洲灌区生态安全下的地下水埋深合理界定[J]. *资源科学*, 2011, 33(3): 422 - 430.
- [10] 张俊, 周成虎, 李建新. 新疆焉耆盆地绿洲景观的空间格局及其变化[J]. *地理研究*, 2006, 25(2): 350 - 359.
- [11] 谢高地, 鲁春霞, 冷允法, 等. 青藏高原生态资产的价值评估[J]. *自然资源学报*, 2003, 18(2): 189 - 195.
- [12] 王娟, 崔保山, 卢远, 等. 生态系统服务价值在土地利用规划中的应用[J]. *水土保持学报*, 2006, 20(1): 160 - 180.
- [13] LI R Q, DONG M, CUI J Y, et al. Quantification of the impact of land-use changes on ecosystem services: a case study in Pingbian County, China[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2007, 128: 503 - 510.
- [14] 粟晓玲, 康绍忠, 佟玲. 内陆河流域生态系统服务价值的动态估算方法与应用——以甘肃河西走廊石羊河流域为例[J]. *生态学报*, 2006, 26(6): 2011 - 2019.
- [15] LI T H, LI W K, QIAN Z H. Variations in ecosystem service value in response to land-use changes in Shenzhen[J]. *Ecological Economics*, 2010, 69: 1427 - 1435.
- [16] 张俊, 周成虎, 李建新. 新疆焉耆盆地近 40 年土地利用与土地覆被演化[J]. *资源科学*, 2004, 26(6): 30 - 37.
- [17] 尹业彪, 李霞, 郭玉川, 等. 焉耆盆地 44a 来景观格局变化分析[J]. *新疆农业科学*, 2010, 47(7): 1450 - 1455.
- [18] 王润, 孙占东, 高前兆. 2002 年前后博斯腾湖水位变化及其对中亚气候变化的响应[J]. *冰川冻土*, 2006, 26(3): 324 - 329.
- [19] 邓倩婷, 胡月明, 张俊平, 等. 土地利用变化及生态系统服务价值测算与分析[J]. *安徽农业科学*, 2011, 39(12): 7317 - 7318, 7324.
- [20] FENG L. Valuation of Ecosystem Services: Research Progress and Prospects[J]. *Asian Agricultural Research*, 2012, 4(10): 75 - 79.
- [21] 吴云景, 吴立潮, 郑瑜, 等. 信宜市土地利用变化对生态服务价值的影响[J]. *湖南农业科学*, 2011(9): 56 - 60.

(上接第 4543 页)

- [2] 李洪亮, 陈玉成. 污水生物处理中重金属的毒理学研究进展[J]. *微量元素与健康研究*, 2006, 23(1): 49 - 52.
- [3] CHUA H. Effect of trace chromium on organic absorption capacity and organic removal inactivated sludge[J]. *Science of Total Environment*, 1998, 214(1/3): 239 - 245.
- [4] 蒋成爱, 吴启堂, 吴顺辉. 活性污泥吸附重金属的研究进展[J]. *土壤与环境*, 2001, 4(4): 331 - 334.
- [5] POOLE R K, GADD G M. *Metals; Microbe interaction* [M]. Oxford: IRL Press, 1989.
- [6] CHANG S Y, HUANG C, LIU Y C. Effects of Cd and Cu on a biofilm system[J]. *Environ Eng*, 1986, 112: 94 - 104.
- [7] DILCK F, GOKEAY C F, YETIS U. Effects of Cu on a chemostat containing activated sludge[J]. *Environ Technol*, 1991, 12: 1007 - 1016.
- [8] 国家环保局水和废水监测分析方法编委会. *水和废水监测分析方法* [S]. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [9] 奚旦立, 孙裕生, 刘秀英. *环境监测* [M]. 3 版. 北京: 高等教育出版社,

2004.

- [10] 朱旭芳. *现代微生物学实验技术* [M]. 杭州: 浙江大学出版社, 2011: 287 - 290.
- [11] 陈泽堂. *水污染控制工程实验化学* [M]. 北京: 化学工业出版社, 2009: 67 - 69.
- [12] NICOLAU A, MARTINS J, MOTA M. Effect of copper in the protistan community of activated sludge[J]. *Chemosphere*, 2005, 58(5): 605 - 614.
- [13] STASINAKIS A S, THOMAIDIS N S, MAMAIS D. Effect of chromium (VI) addition on the activated sludge[J]. *Water Research*, 2003, 37(9): 2140 - 2148.
- [14] 谢冰. 重金属对活性污泥微生物的影响[J]. *环境保护*, 2004(2): 13 - 16.
- [15] ONG S A, LIM P E, SENG C E. Effects of Cu (II) and Cd (II) on the performance of sequencing batch reactor treatment system[J]. *Process Biochemistry*, 2005, 40(1): 453 - 460.
- [16] 霍培书, 管越强, 周可新, 等. 重金属离子对活性污泥处理污水的影响[J]. *环境工程学报*, 2010, 4(10): 2173 - 2178.