土地利用变化对艾比湖流域生态系统服务价值的影响

白泽龙[1,2,3,4]，包安明[1,3]，常 存[1]，李 琴[5]，努尔家依·热介夫[6]

(1. 中国科学院 新疆生态与地理研究所，新疆 乌鲁木齐 830011；2. 中国科学院大学，北京 100049；3. 荒漠与绿洲生态国家重点实验室，新疆 乌鲁木齐 830011；4. 新疆环境保护科学研究院，新疆 乌鲁木齐 830011；5. 济南大学，山东 济南；6. 新疆昌吉回族自治州环境监测站，新疆 昌吉 831100)

摘 要：基于遥感与 GIS 技术，运用生态系统服务价值系数分析了 1970—2009 年艾比湖流域生态系统服务价值的变化，探讨了干旱区典型内陆湖流域生态系统服务变化对土地利用/覆被变化(LUCC)的响应。结果表明，近 40 a 艾比湖流域土地利用状况变化显著，耕地和建设用地的面积增加，其他土地利用类型的面积减少；流域生态系统服务价值整体变化较小，总价值先增后减，林地、水域和草地面积的减少是总服务价值减少的主要原因，耕地面积的增加补偿了总价值的部分损失，但损失略大于收益；各项生态功能的服务价值对总生态系统服务价值贡献大小的等级基本稳定，其中，水源涵养、土壤形成保护和废物处理能力的贡献率最大；敏感性分析表明，研究区生态系统服务价值对于生态价值系数是缺乏弹性的，各土地利用类型生态系统服务价值敏感性指数都小于 1，研究结果是可信的。

关键词：艾比湖流域；土地利用变化；生态系统服务价值

文献标识码：A **文章编号**：1000-288X(2013)01-0167-07 **中图分类号**：P208，S157

Impacts of Land Use Change on Ecosystem Services Value in the Ebinur Lake Basin

BAI Ze-long[1,2,3,4], BAO An-ming[1,3], CHANG Cun[1], LI Qin[5], Nurjay·Erezhep[6]

(1. *Xinjang Institute of Ecology and Geography, Chinese Academy of Sciences, Urumqi, Xinjiang* 830011, *China*; 2. *University of the Chinese Academy of Sciences, Beijing* 100049, *China*; 3. *State Key Laboratory of Desert and Oasis Ecology, Urumqi, Xinjiang* 830011, *China*; 4. *Xinjiang Academy of Environmental Protection Sciences, Urumqi* 830011, *China*; 5. *University of Jinan, Jinan, Shandong* 250022, *China*; 6. *Environmental Monitoring Station of Changji Hui Autonomous Prefecture, Changji, Xinjiang* 831100, *China*)

Abstract: By using RS and GIS technologies, the changes of ecosystem services value in Ebinur Lake basin from 1970 to 2009 were analyzed, and the responses of ecosystem services value change to land use/cover change(LUCC) in typical arid inland lake basin were discussed based on the theory of ecosystem services value coefficient. Results showed that the land use change was significant in the basin from 1970 to 2009. The areas of cultivation land and construction land increased, but the areas of other land uses decreased. The ecosystem services value in the basin changed slightly in the period and the total ecosystem services value decreased after an initial increase, because the areas of woodland, water body and grassland decreased. The increase of cultivation land area partially offset the loss of the total value, but the loss was still greater than the gain. The contribution of each ecosystem service value to the total ecosystem services value had a less change, and the service value from water conservation, soil formation and protection together with waste treatment contributed most. Sensitivity analysis indicated that the estimated total ecosystem services value in the study area was inelastic to the services value coefficient, the sensitivity index of ecosystem services value for each land use type was less than 1 and therefore, the results are credible.

Keywords: **Ebinur lake basin; land use change; ecosystem services value**

收稿日期：2012-02-15 **修回日期**：2012-03-25

资助项目：中国科学院战略性科技先导专项“新疆地区固碳参量遥感监测”(XDA05050104)

作者简介：白泽龙(1985—)，男(汉族)，甘肃省金塔县人，硕士研究生，研究方向为资源环境遥感与地理信息系统应用。E-mail：bzl4426704@163.com。

通信作者：包安明(1967—)，男(汉族)，甘肃省平凉市人，博士研究生，研究员，研究方向为干旱区资源与环境遥感。E-mail：baoam@ms.xjb.ac.cn。

生态系统服务是指通过生态系统的结构、过程和功能直接或间接得到的生命支持产品和服务[1]。生态系统为人类提供的服务包括两大类:一是提供人们生活必需的生态系统产品,二是提供保证人类生活质量的生态功能[2]。因而生态系统服务是人类生存和发展的物质基础和基本条件,是人类拥有的关键自然资本,对其功能的评价在全球生态系统管理和可持续发展生态学研究中占有十分重要的地位[3-4]。由人类活动引起的生态系统服务价值的变化在社会经济快速发展背景下被广泛关注,特别是作为全球环境变化核心领域的土地利用/覆被变化(LUCC)通过改变生态系统的结构和功能,对生态系统维持其服务功能起决定性作用[5],将深刻影响生态系统的服务价值。因此,研究土地利用变化对区域生态系统服务价值的影响具有重要意义。

国内外众多学者对生态系统服务价值的理论、评价、估算和应用进行了大量的研究[6-9],但大多基于全球或国家等行政区域尺度,对重点流域、自然保护区等自然区域尺度的价值评估研究较少,而从土地利用角度研究生态系统服务价值还处于起步阶段[10-12],另外,对生态环境脆弱的干旱区生态系统服务价值研究相对缺乏。艾比湖流域集湿地和荒漠化过程为一体,反映了地质、水文、强气流和人类活动过程的综合作用,是准噶尔盆地生态环境变化的关键地区。随着艾比湖地区社会经济的快速发展,人类对自然的干扰不断加强,土地开发利用问题日益突出,土地利用/覆被发生着重大的变化,严重影响流域生态系统服务的提供。因此,开展艾比湖流域生态系统服务价值的动态研究,对分析由 LUCC 引起的生态与环境变化具有重要的指导作用,同时,将为流域土地资源可持续利用和生态环境保护提供决策支持,并可为估算干旱区典型内陆湖流域生态系统服务价值变化提供新的思路。本文运用遥感、GIS 等手段,通过土地利用类型的面积及其净变化和净变化速度重建了艾比湖流域 LUCC 过程,并利用生态系统服务价值、生态系统单项功能的服务价值和敏感性指数,分析了流域生态系统服务价值的变化过程和土地利用变化与生态系统服务价值的关系,以期探索干旱区内陆湖流域土地利用变化对生态系统服务价值影响的一般规律,为生态系统各种服务功能的保育与提高、生态补偿制度的建立提供科学依据。

1 研究区概况

艾比湖流域地理坐标为 43°38′—45°52′N,79°53′—85°02′E。流域地跨博尔塔拉蒙古自治州的博乐市、温泉县和精河县,塔城地区的乌苏和托里县南部,伊犁直属的奎屯市和克拉玛依的独山子区。流域面积 5.00×10^4 km^2,其中山地面积和平原区面积较大,湖泊面积较小,流域包括艾比湖沿岸的博乐、精河 2 个绿洲,地处艾比湖流域的中部偏西(包括艾比湖湖区)。夏季降水稀少,冬季异常干燥寒冷,年平均气温 6.6 ~ 7.8 ℃,多年平均降水量 116.0 ~ 169.2 mm,生态环境十分脆弱。受西风环流以及蒙古高压和西伯里亚冷空气的影响,艾比湖地区表现为典型的中温带干旱大陆气候,以干旱少雨,蒸发量大,日照充足,气候变化剧烈为特征,特别是与特殊的地形地貌相匹配,风多风大,沙尘暴和浮尘活动频繁是该地区的显著特色。艾比湖位于该流域的最低处,是典型的干旱区湖泊,具有特殊的湿地干旱生态系统。

2 研究数据与方法

2.1 土地利用动态数据获取

本研究所用 1970,1990 年和 2000 年的土地利用与土地覆被数据来源于中国科学院新疆生态与地理研究所知识创新重要方向项目"新疆近 50 a LUCC 及其生态环境效应研究(KZCX3-SW-327)"完成的新疆土地利用/覆被数据集。2009 年的土地利用与覆被数据以 2009 年 TM 遥感影像作为基础数据,对影像进行包括辐射校正、几何精校正和坐标转换等预处理,在综合考虑遥感影像数据光谱信息和纹理特征的基础上,结合干旱区特点,对土地资源分类系统进行合并处理,将研究区土地利用划分为 6 个类型,即耕地、林地、草地、水域、建设用地和未利用地。对于一些线状地物,例如部分公路、农村道路、沟渠、防护林带等,因技术处理原因无法单独分类,故分别列入上述地类之中,不再单独列出。按照上述分类系统,采用最大似然分类法对 2009 年 TM 遥感影像进行监督分类,并对其分类结果采用最常用的 Kappa 系数法进行精度检验,符合分类精度的要求。为了数据的一致性,将 1970,1990 和 2000 年 3 期的土地利用数据进行合并处理,与 2009 年数据一样,划分为 6 个类型,即耕地、林地、草地、水域、建设用地和未利用地。以这 4 期的土地利用数据为基础,进行相应的统计分析。

2.2 土地利用动态变化研究方法

某土地利用类型面积的相对变化(N_c)采用下列公式计算:

$$N_c=(U_b-U_a)/U_a\times100\%=(\Delta U_{in}-\Delta U_{out})/U_a\times100\% \quad (1)$$

式中:U_a,U_b——研究初期和末期某一土地利用类型的面积;ΔU_{out}——研究时段内该土地利用类型转变为

其他土地利用类型的面积之和;ΔU_{in}——其他土地利用类型转变为该土地利用类型的面积之和。下同。

相应的某土地利用类型净变化速度(R_s)的计算公式如下:

$$R_s=\left(\sqrt[T]{\frac{U_b}{U_a}}-1\right)\times 100\%$$
$$=\left(\sqrt[T]{\frac{U_a+(U_{in}-U_{out})}{U_a}}-1\right)\times 100\% \quad (2)$$

式中:T——研究时段。

2.3　生态系统服务价值评价方法

Costanza 等[1,13]将全球生物圈划分成 16 种生态系统和 17 种生态系统功能,并估算了它们的生态系统服务价值,但 Costanza 等[1,14]的方法是基于全球尺度,且对某些生态系统单位面积的价值估计过高或过低,如对耕地的估计过低,对湿地又偏高等。为了尽量减少在中国应用时的误差,本研究采用价值量评价法,借鉴谢高地等[14]提出的中国陆地生态系统单位面积生态服务价值表,同时根据谢高地等[14]对生态服务价值的区域修正系数(新疆为 0.58),确定艾比湖流域不同土地利用类型相对应的生态系统类型及生态价值系数(表 1),其中建设用地不考虑在内。

表 1　艾比湖流域各土地利用类型所对应的生态系统类型及其生态价值系数　　元/(hm^2 · a)

服务功能	土地利用类型				
	耕地	林地	草地	水域	未利用地
气体调节	257	1 796	411	0	0
气候调节	457	1 386	461	236	0
水源涵养	308	1 642	411	10 459	15
土壤形成与保护	749	2 002	1 001	5	10
废物处理	842	672	6 721	9 330	5
生物多样性保护	364	1 673	5 591	1 278	174
食物生产	513	51	154	51	5
原材料	51	1334	26	5	0
娱乐文化	5	657	21	2227	5
总价值	3 546	11 213	3 715	23 592	215

提取每种土地利用类型单位面积生态服务价值系数后,运用生态系统服务价值的模型[1]来分析各种土地利用/覆被类型的生态系统服务价值和单项功能的服务价值,其计算公式如下:

$$ESV=\sum(A_k\times VC_k) \quad (3)$$
$$ESV_f=\sum(A_k\times VC_{fk}) \quad (4)$$

式中:ESV——生态系统服务价值(元);A_k——研究区第 k 种土地利用类型的面积(hm^2);VC_k——第 k 种土地利用类型的单位面积生态系统服务价值系数〔元/h(m^2 · a)〕;ESV_f——生态系统第 f 项功能的服务价值(元);VC_{fk}——第 k 种土地利用类型所对应生态系统第 f 项功能的服务价值系数〔元/(hm^2 · a)〕。

2.4　敏感性分析

为了确定生态系统服务价值随时间的变化对于生态服务价值指数的依赖程度,本文参照相关研究成果[15],选取经济学中常用的弹性系数概念来计算价值指数 VC 的敏感性指数 CS,敏感性指数是指生态服务功能价值系数变动 1%引起生态系统服务价值的变化情况。文中将各类土地利用类型的价值指数 VC 分别调整 50%,以衡量生态系统服务价值对价值指数 VC 的敏感程度。如果 CS>1,表明生态系统服务价值相对于 VC 是富有弹性的;如果 CS<1,生态系统服务价值则被认为缺乏弹性。CS 值越大,表明生态服务价值指数的准确性越关键。敏感性指数的计算公式如下:

$$CS=\left|\frac{(ESV_j-ESV_i)/ESV_i}{(VC_{jk}-VC_{ik})/VC_{ik}}\right| \quad (5)$$

式中:ESV_i,ESV_j——表示初始的生态系统服务价值和生态服务价值指数调整后的生态系统价值。

3　结果与分析

3.1　土地利用变化分析

艾比湖流域土地利用/覆被结构主要体现了干旱区生态环境的特征,由于水资源的缺乏,存在大量未利用地,耕地作为人工绿洲镶嵌其中,占流域面积很小的绿洲区承载了全部的人口和粮食生产,林地和草地分布于荒漠边缘,水域和建设用地相对较少。从表 2 可以看出,整体上艾比湖流域的土地利用类型以草地和未利用地为主,在研究区总面积中占有绝对优势;建设用地所占比例最小。在整个研究时段内,耕地和建设用地的面积逐渐增加,草地面积先增加后减少,林地和水域面积先减少后增加而后又减少,未利用地面积先减少后增加。

1970—1990 年,研究区耕地、草地和建设用地面积增加,其中耕地的净变化最大;林地、水域和未利用地面积减少,其中林地的净变化最大;由于草地和其他未利用地面积在总土地面积中所占比例较大,其净变化较小。1990—2000 年,耕地、建设用地和未利用的变化趋势与 1970—1990 年的变化趋势一致,林地、草地和水域的变化趋势则相反。2000—2009 年,耕地、建设用地和未利用地的面积增加,林地、草地和水域的面积减少,但其变化趋势不是很明显,各地类面积净变化不是很大。就整个研究时段而言,耕地和建设用地的面积增加,且他们的净变化均超过 200%,增加比较明显;其他土地利用类型的面积减少,但净变化低,减少趋势不是很明显。

表 2 艾比湖流域 1970－2009 年的土地利用变化

土地利用类型		耕地	林地	草地	水域	建设用地	未利用地
1970	面积/hm²	162 753.42	389 196.42	2080234.99	240350.73	10246.68	2118666.80
	比例/%	3.25	7.78	41.59	4.81	0.20	42.36
1990	面积/hm²	377 539.48	227 171.86	2 370 529.37	196 986.49	16 476.56	1 812 745.26
	比例/%	7.55	4.54	47.40	3.94	0.33	36.24
2000	面积/hm²	418 378.36	251 102.06	2 347 853.55	225 557.61	26 257.61	1 732 299.84
	比例/%	8.37	5.02	46.94	4.51	0.53	34.64
2009	面积/hm²	502 042.50	242 899.29	1 973 847.38	219 202.07	33 289.82	2 030 167.97
	比例/%	10.04	4.86	39.47	4.38	0.67	40.59
1970—1990	面积变化/hm²	214 786.07	－162 024.56	290 294.39	－43 364.24	6 229.88	－305 921.54
	净变化/%	131.97	－41.63	13.95	－18.04	60.80	－14.44
	净变化速度/%	8.78	－5.24	1.31	－1.97	4.86	－1.55
1990—2000	面积变化/hm²	40 838.88	23 930.20	－22 675.82	28 571.12	9 781.05	－80 445.42
	净变化/%	10.82	10.53	－0.96	14.50	59.36	－4.44
	净变化速度/%	1.03	1.01	－0.10	1.36	4.77	－0.45
2000—2009	面积变化/hm²	83 664.14	－8 202.77	－374 006.17	－6 355.54	7 032.21	297 868.13
	净变化/%	20.00	－3.27	－15.93	－2.82	26.78	17.19
	净变化速度/%	1.84	－0.33	－1.72	－0.29	2.40	1.60
1970—2009	面积变化/hm²	339 289.08	－146 297.13	－106 387.61	－21 148.66	23 043.14	－88 498.83
	净变化/%	208.47	－37.59	－5.11	－8.80	224.88	－4.18
	净变化速度/%	11.92	－4.60	－0.52	－0.92	12.51	－0.43

1970 年以来，艾比湖流域建设用地净变化最大，增速最高，表明城市化进程加快且农村基本建设得到长足发展；耕地增速较高是流域内人口增加和新疆大规模垦殖的结果；林地和草地的减少主要是大量的林地和草地被开垦为耕地，说明流域的生态环境建设处于比较弱的水平。

虽然未利用地有所减少，但其面积仍占流域的 40.59%，继续改造未利用地仍然是流域生态环境治理的难题和关键。土地利用类型的相互转化是人类改造生态系统的开始，土地利用变化必然改变了生态系统的结构和功能，进而影响生态系统服务价值的动态变化。

3.2 土地利用变化对生态系统服务价值的影响

3.2.1 土地利用变化引起的生态系统单项服务价值变化 根据式(4)计算各年份生态系统单项服务价值和不同时期生态系统单项服务的价值变化，由表 3 可知，在生态系统服务总价值结构中水源涵养，土壤形成保护和废物处理比例最高，三者之和超过总价值的 50%，其中废物处理服务价值在 4 个研究时期内所占比例逐渐增大。此外，生物多样性保护服务价值在生态系统服务总价值结构中比例也很大，超过 10%。这充分说明该区域是新疆乃至全国生态安全极为重要的核心区域。根据估算的生态系统服务价值的大小，分别对 1970，1990，2000 和 2009 年每种生态系统功能对总生态系统服务价值的贡献进行排序，基于 4 期的生态系统服务价值平均值，得到每一种功能的总体等级。从整个研究时段来看，研究区每种生态系统功能的服务价值对总生态系统服务价值贡献大小的变化较小，其等级排序基本相同。根据每种功能的服务价值对总生态系统服务价值贡献的整体等级，从高到低依次为废物处理、水源涵养、土壤形成与保护、生物多样性保护、气候调节、气体调节、娱乐文化、原材料和食物生产。其中废物处理的贡献不断增加，气体调节的贡献不断减小，其他功能的贡献则处于时增时减的动态变化之中，没有持续性的增减趋势。1970—1990 年只有土壤形成与保护和食物生产呈增加趋势，食物生产增速最高，年增长率为 1.60%，主要是由食物生产价值系数最高的耕地增长所致；其他各单项服务价值呈减少趋势，主要是由提供这几项功能最高的水域和林地减少所致。1990—2000 年各单项服务价值总体呈增加趋势，其中增速最高的是水源涵养，年增长率为 0.96%，此外原材料的增速也很大。2000—2009 年各单项服务价值总体呈减小趋势，其中减速最高的是土壤形成与保护，年减少率为 1.02%。1970—2009 年整个研究时期内，只有食物生产呈增加趋势，年增长率为 0.85%，其他各单项服务价值呈减少趋势，其中原材料减速最快，年减少率为 0.80%。

表 3　艾比湖流域 1970－2009 年生态系统单项服务价值变化　　10^8元

单项服务功能		气体调节	气候调节	水源涵养	土壤形成保护	废物处理	生物多样性保护	食物生产	原材料	娱乐文化
1970	生态价值	15.95	16.29	40.90	30.06	40.51	25.51	4.47	5.82	8.45
	贡献率/%	8.49	8.67	21.76	15.99	21.55	13.57	2.38	3.10	4.50
	等 级	6	5	1	3	2	4	9	8	7
1990	生态价值	14.78	16.26	35.51	31.30	39.11	24.12	5.90	3.84	6.48
	贡献率/%	8.34	9.17	20.03	17.65	22.06	13.60	3.33	2.17	3.65
	等 级	6	5	2	3	1	4	8	9	7
2000	生态价值	15.22	16.74	38.91	31.85	42.13	24.76	6.10	4.18	7.27
	贡献率/%	8.13	8.95	20.79	17.02	22.51	13.23	3.26	2.23	3.88
	等 级	6	5	2	3	1	4	8	9	7
2009	生态价值	13.76	15.27	36.88	28.60	39.69	23.28	5.96	4.02	7.01
	贡献率/%	7.89	8.75	21.14	16.39	22.75	13.34	3.41	2.30	4.02
	等 级	6	5	2	3	1	4	8	9	7
1970—1990	价值变化	−1.17	−0.03	−5.39	1.24	−1.39	−1.39	1.43	−1.98	−1.98
	年变化率/%	−0.37	−0.01	−0.66	0.21	−0.17	−0.27	1.60	−1.70	−1.17
	等 级	5	9	4	7	8	6	2	1	3
1990—2000	价值变化	0.44	0.48	3.40	0.55	3.01	0.65	0.20	0.34	0.79
	年变化率/%	0.30	0.30	0.96	0.18	0.77	0.27	0.33	0.87	1.21
	等 级	7	6	2	9	4	8	5	3	1
2000—2009	价值变化	−1.47	−1.47	−2.03	−3.25	−2.44	−1.49	−0.14	−0.16	−0.25
	年变化率/%	−0.96	−0.88	−0.52	−1.02	−0.58	−0.60	−0.23	−0.39	−0.35
	等 级	2	3	6	1	5	4	9	7	8
1970—2009	价值变化	−2.19	−1.02	−4.02	−1.46	−0.82	−2.23	1.49	−1.81	−1.44
	年变化率/%	−0.35	−0.16	−0.25	−0.12	−0.05	−0.22	0.85	−0.80	−0.44
	等 级	4	7	5	8	9	6	1	2	3

3.2.2　**生态系统服务总价值变化**　根据式(3),计算不同土地利用类型各年份生态系统服务总价值及变化。由图 1 可以看出,生态系统服务总价值结构以草地和水域的生态价值为主体,两者在 4 个研究时期内所占生态系统服务总价值的比例均超过 70%。研究区草地、林地和水域的生态系统服务价值占总价值的比例较大,未利用地生态系统服务价值占总价值的比例最小。

草地生态系统服务价值占总价值的比例与其土地面积在总土地面积中所占的比例均为最大;水域和林地生态系统服务价值占总价值的比例远大于其土地面积在总土地面积中所占的比例;未利用地在整个研究时段内的面积比例均大于 30%,但其在生态系统服务价值中所占比例均小于 3%。造成这种格局的主要原因是研究区草地、林地、水域的生态系统服务价值系数远大于其他未利用地的价值系数。

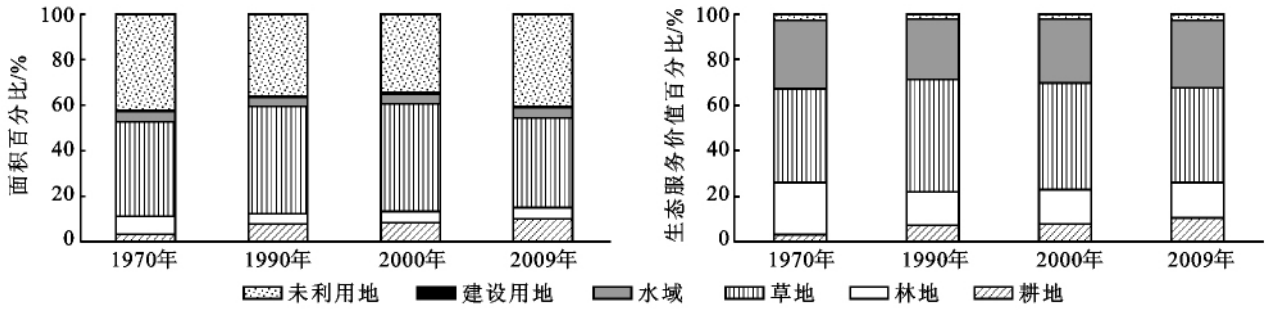


图 1　艾比湖流域各土地利用类型面积结构和生态系统服务价值结构

由表 4 可知,艾比湖流域生态服务总价值在 1970 年以来总体减少,价值由 1970 年的 1.88×10^{10} 元减少到 2009 年的 1.75×10^{10} 元,39 a 间平均减少率为 0.18%。林地的生态服务价值减幅最大,其次为水域和草地,只有耕地的生态系统服务价值增大,林地面积的减少是导致该时段生态系统服务价值损失的最

主要原因，水域次之，与此同时，耕地作为唯一的生态系统服务价值增大的地类，其面积的增加从一定程度上补偿了总生态系统服务价值的部分损失。1970—1990 年，研究区生态系统服务总价值减少，林地、水域和未利用地的生态服务价值减少，其中林地减幅最大，年减少率 2.08%；耕地和草地的生态服务价值增加，草地增幅最大，但耕地的年增加率最大；林地面积的减少是导致该时段生态系统服务价值损失的最主要原因，未利用地次之，同时，耕地和草地面积的增加从一定程度上补偿了总生态系统服务价值的部分损失。1990—2000 年，研究区生态系统服务总价值增加，草地和未利用地的生态服务价值减少，但减少幅度不是很大；其他地类的生态服务价值增加，水域增幅最大；草地和未利用地面积的减少引起该时段生态系统服务价值的损失，但耕地、林地和水域面积的大幅增加，不仅补偿了总价值的损失，而且使总生态系统服务价值增加了 9.86 亿元；与 1970—1990 年相比，此时段内生态系统服务价值的年变化率大幅降低，且与各自面积的变化趋势一致。2000—2009 年，研究区生态系统服务总价值减少，草地、水域和林地的生态服务价值减少，草地减幅最大，年减少率 1.59%；水域和林地的减少幅度不是很大；耕地和未利用地的生态服务价值增加，耕地增幅最大；草地面积的减少是引起该时段生态系统服务价值损失的最主要原因，耕地和未利用地面积的增加补偿了总生态系统服务价值的部分损失，但总生态系统服务价值还是减少了 12.7 亿元；与 1990—2000 年相比，此时段内生态系统服务价值的年变化率有所增加，但变化不大，只有耕地和草地的变化趋势相同，其他地类变化趋势相反，并且与它们各自的面积变化趋势相同。从图 2 可以看出，林地和水域的生态系统服务价值与总价值的变化趋势是一致的，它们在很大程度上了决定生态系统服务总价值及变化趋势，因此，今后在生态建设和管理中应注重对流域内林地和水域生态系统的保护。

表 4 艾比湖流域 1970－2009 年生态系统服务总价值变化 10^8 元

土地利用类型		耕地	林地	草地	水域	未利用地	总计
1970 年	生态价值	5.77	43.64	77.28	56.70	4.56	187.96
	比例/%	3.07	23.22	41.11	30.17	2.43	100.00
1990 年	生态价值	13.39	25.47	88.06	46.47	3.90	177.30
	比例/%	7.55	14.37	49.67	26.21	2.20	100.00
2000 年	生态价值	14.84	28.16	87.22	53.21	3.73	187.16
	比例/%	7.93	15.04	46.60	28.43	1.99	100.00
2009 年	生态价值	17.80	27.24	73.32	51.71	4.37	174.45
	比例/%	10.21	15.61	42.03	29.64	2.51	100.00
1970—1990 年	价值变化	7.62	－18.17	10.78	－10.23	－0.66	－10.66
	年变化率/%	6.60	－2.08	0.70	－0.90	－0.72	－0.28
1990—2000 年	价值变化	1.45	2.68	－0.84	6.74	－0.17	9.86
	年变化率/%	1.08	1.05	－0.10	1.45	－0.44	0.56
2000—2009 年	价值变化	2.97	－0.92	－13.89	－1.50	0.64	－12.70
	年变化率/%	2.00	－0.33	－1.59	－0.28	1.72	－0.68
1970—2009 年	价值变化	12.03	－16.40	－3.95	－4.99	－0.19	－13.50
	年变化率/%	5.35	－0.96	－0.13	－0.23	－0.11	－0.18

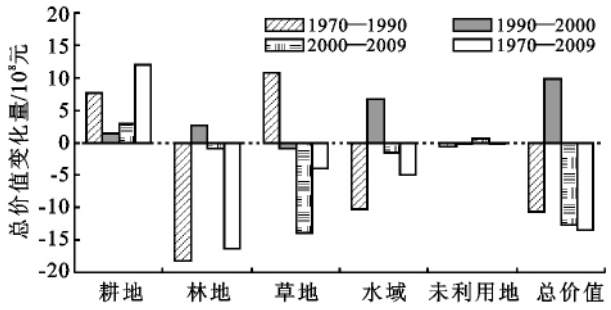


图 2 艾比湖流域各时段生态系统服务价值量变化

3.3 敏感性分析

本文将研究区各土地利用/覆被类型的价值系数分别上下调整 50% ，根据式(5)，计算价值系数调整后总生态系统服务价值变化的百分比，并估算出敏感性指数(表 5)。

由表 5 可以看出，在各种情况下，研究区所有土地利用类型生态系统服务价值系数的敏感性指数(CS)均＜1，且接近于 0，说明相对于生态系统服务价值系数来说，研究区生态系统总服务价值缺乏弹性。

不同年份之间差异很小,由高到低依次为草地、水域、林地、耕地和未利用地。草地的 CS 最高,主要原因是草地因面积优势在总生态系统服务价值中所占比例最大;水域和林地次之,主要原因是水域和林地的价值系数较大;虽然其他未利用地面积仅次于草地,但由于其价值系数较低,导致其 CS 最小(建设用地除外)。

1970—1990 年耕地和草地敏感性指数呈增长趋势,林地和水域敏感性指数呈减少趋势,这表明耕地和草地的生态系统价值系数变化会对艾比湖流域生态系统服务总价值产生了放大作用,林地和水域生态系统价值系数变化对艾比湖流域生态系统服务总价值产生了缩小的作用。未利用地的敏感性指数很小,位于 0～0.03 之间,表明未利用地生态系统价值系数变化对艾比湖流域生态系统服务总价值的变化影响不大。1990—2009 年林地和水域敏感性指数呈增长趋势,草地敏感性指数呈减少趋势,与 1970—1990 年变化趋势相反。草地的敏感性指数在这个研究时段内都是最高的,在 0.41～0.50 之间,说明草地对生态系统服务价值的贡献率最大,当草地生态系统价值系数增加 1% 时,生态系统服务价值增加 0.41%～0.50%。敏感性分析表明,即使价值系数具有不确定性,研究区生态系统服务价值的估算仍是稳健的。

表 5　调整生态系统服务价值后研究区总生态系统服务价值的变化及其敏感性指数

土地利用类型		耕地	林地	草地	水域	未利用地
1970 年	变化百分比/%	1.54	11.61	20.56	15.08	1.21
	敏感性指数	0.03	0.23	0.41	0.30	0.02
1990 年	变化百分比/%	3.78	7.18	24.83	13.11	1.10
	敏感性指数	0.08	0.14	0.50	0.26	0.02
2000 年	变化百分比/%	3.96	7.52	23.30	14.22	1.00
	敏感性指数	0.08	0.15	0.47	0.28	0.02
2009 年	变化百分比/%	5.10	7.81	21.02	14.82	1.25
	敏感性指数	0.10	0.16	0.42	0.30	0.03

4　结论

本文依据新疆艾比湖流域 1970,1990,2000,2009 年 4 期土地利用数据,分析了流域土地利用变化情况,应用谢高地等[14]提出的中国陆地生态系统单位面积生态服务价值系数,估算了土地利用变化引起的生态系统服务价值的变化,引入弹性系数概念对生态价值的敏感性指数进行了计算。

(1) 艾比湖流域 1970—2009 年土地利用变化显著,耕地和建设用地的面积增加,其他土地利用类型的面积减少,变化量最大的是耕地,其增加趋势明显,39 a 间共增加了 339 289.08 hm^2,变化速度最快的是建设用地,年增长率为 12.51%,此外,耕地的变化速度也很快,年增长率为 11.92%,其他用地类型为负增长。

(2) 艾比湖流域生态服务总价值在 1970 年以来呈现先增加后减少的趋势,到 2009 年总价值减少了 1.35×10^9 元,其中林地的生态服务价值减幅最大,其次为水域和草地,只有耕地的生态系统服务价值增大。在整个研究时段内,不同生态系统功能的服务价值对总服务价值贡献的等级基本保持不变,水源涵养、土壤形成保护和废物处理的贡献率最大。林地和水域的生态系统服务价值与总价值的变化趋势一致,它们在很大程度上了决定生态系统服务总价值及变化趋势。

(3) 敏感性指数表明,研究区生态系统服务价值对于生态价值系数是缺乏弹性的,生态系统服务价值对生态服务价值系数的敏感程度均小于 1,因此研究结果是可信的。

(4) 本文只对艾比湖流域土地利用数量和结构变化对生态系统服务价值的影响进行了探讨,但土地质量变化同样影响生态系统服务价值,同时缺乏土地利用变化对生态系统服务价值空间差异的研究。

[参 考 文 献]

[1] Costanza R, d'Arge R, de Groot R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital[J]. Nature, 1997,386:253-260.

[2] 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,2004,13(4):608-611.

[3] 谢高地,张钇锂,鲁春霞,等. 中国自然草地生态系统服务价值[J]. 自然资源学报,2001,16(1):47-53.

[4] 赵同谦,欧阳志云,王效科,等. 中国陆地地表水生态系统服务功能及其生态经济价值评价[J]. 自然资源学报,2003,18(4):443-452.

[5] Turner Ⅱ B L, Skole D L, Sanderson S, et al. Land-use and Land-cover Change[R]. Stockholm and Geneva: IGBP Report and HDP Report. 1995.

[6] 杨光梅,李文华,闵庆文. 生态系统服务价值评估研究进展:国外学者观点[J]. 生态学报,2006,26(1):205-212.

[7] Sutton P C, Constanza R. Global estimates of market and non-market values derived from nighttime satellite imagery, land cover, and ecosystem service valuation [J]. Ecological Economies, 2002,41(3):509-527.

(下转第 177 页)

1 100 m。坡度多在 20°以上,复兴镇和新屯镇出露岩石以砂页岩为主。该区是望谟县主要的经济发展区和石漠化综合治理区,209,312 省道交汇于此,交通相对便利。

(2) 功能定位。全县重要的人口和经济密集区,振兴经济,承载产业和创造就业的区域。

(3) 管制原则。适度扩大人口规模与用地规模,加强灾害综合治理,消除灾害隐患,把恢复生态、保护环境作为必须实现的约束性目标,加大生态环境保护投入,切实严格保护耕地,保护好城镇周围的绿色空间,改善人居环境。围绕县城明确各乡镇的功能定位和产业分工,增强城镇就业吸纳能力。优化交通、能源、水利、通信、环保、防灾等基础设施的布局和建设[7]。

(4) 城镇建设。县城以行政、教育、商贸、居住等功能为主,同时建设转移安置居民住房及配套设施。

3　结 论

望谟灾后重建综合治理是一项十分艰巨的工作。面对受灾面积大,受灾人口多,自然条件复杂,基础设施损毁严重的困难局面,重建任务十分繁重。灾后重建综合治理关系到灾区群众的切身利益和长远发展,必须全面贯彻落实科学发展观,坚持以人为本,尊重自然,科学规划,合理布局,政策支持,合力推进,立足望谟灾区实际,借鉴汶川、玉树和舟曲灾后恢复重建的成功经验,提高防灾减灾能力和生态环境综合治理相结合,让分区更适合灾区重建实际情况,使其功能定位、管制原则与城镇建设趋于合理。

结合分区同时还要兼顾考虑城乡建设的适宜性,规划区(9 个乡镇)均处在多山多谷、沟壑密布、坡陡谷深的地貌区,采用多因子综合评价的方法(主要评价因子包括交通可达性、用地适宜性、空间拓展性、生态安全性、环境协调性、动搬迁成本、产业发展潜力、水文水资源条件、基础设施保障等),对选址方案的各评价指标进行评定,再对各项因子按权重进行累加,得出总的评价结果为:打易、打尖、坎边、岜饶等乡镇及新屯北部地区不适宜进行规模化的城镇(集镇)建设,不适应居民追求城镇化的生产生活需求;郊纳、乐旺、油迈基本满足居民追求城镇化的生产生活需求,可适度进行规模化的城镇(集镇)建设;复兴镇、新屯镇南部,结合局部的陡坡地改造,可形成 10.0～20.00 km^2 的连片用地,完全满足贵州山区居民追求城镇化的生产生活需求,适宜适度规模化的城镇(集镇)建设,可满足望谟县城市长远发展需求。

[参 考 文 献]

[1] 丁文峰. 基于 GIS 和 BP 神经网络模型的长江中上游地区石漠化危险性评价[J]. 长江科学院院报,2009,26(2):18-22.

[2] Williams P W. Environmental change and human impact on karstter-rains:an introduction[J]. Catena, 1993,25(1):1-19.

[3] 景贵和. 土地生态评价与土地生态设计[J]. 地理学报,1986,1(41):1-7

[4] Li Bo, Zhou Zhongfa, Huang Kaicheng. Analysis of degradation ecological landscape pattern for the karst plateau on the basis of GIS technologies[C]// Plant Growth Modeling, Simulation, Visualization and Applications. Proceedings:Beijing, China. 2009:449-452.

[5] 王军广,赵志忠,赵广孺,等. 海南岛土地生态安全评价[J]. 安徽农业科学,2010,38(8):4215-4218.

[6] 李茜,任志远. 区域土地生态环境安全评价[J]. 2007,21(5):75-79.

[7] 周忠发. 喀斯特石漠化地区可持续发展对策探讨[J]. 中国人口资源与环境,2009,19(3):177-179.

(上接第 173 页)

[8] 吴建国,常学向. 荒漠生态系统健康评价的探索[J]. 中国沙漠,2005,25(4):604-611.

[9] 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.

[10] 闵捷,高魏,李晓云,等. 武汉市土地利用与生态系统服务价值的时空变化分析[J]. 水土保持学报,2006,20(4):170-174.

[11] 莫宏伟,任志远,谢红霞. 延安市城郊区土地利用动态与生态效应变化[J]. 水土保持学报,2004,18(4):130-133.

[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):160-163.

[13] Costanza R, Cumberland J, Daly H, et al. An introduction to ecological economics florida[M]. St Lucie Press, 1997:49-70.

[14] 谢高地,肖玉,甄霖,等. 我国粮食生产的生态服务价值研究[J]. 中国生态农业学报,2005,13(3):10-13.

[15] 岳书平,张树文,闫业超. 东北样带土地利用变化对生态服务价值的影响[J]. 地理学报,2007,62(8):879-886.