

# 定西市安家沟流域水土保持生态服务价值对 土地利用方式变化的响应

马海霞, 张佰林, 张文祥, 常军霞, 李旭春

(定西市水土保持科学研究所, 甘肃 定西 743000)

**摘要:** [目的] 定量评价黄河流域丘陵沟壑区的甘肃省定西市安家沟流域 2005—2020 年不同土地利用方式的生态系统服务价值情况, 分析其时空变化规律, 为优化该区土地利用结构以及土地资源的可持续利用提供科学参考。[方法] 采用机会成本法和影子工程法, 定量分析黄河流域丘陵沟壑区安家沟流域 2005—2020 年不同土地利用方式的水土保持生态系统服务价值, 利用方式包括人工草地、小麦地、沙棘地、油松地、封禁和撂荒地。[结果] ①除小麦地之外, 安家沟流域水土保持生态服务价值在 2005—2020 年呈现持续增加的态势; ②人工草地水土保持生态服务价值平均为 58.2 万元/(km<sup>2</sup>·a), 小麦地 44.9 万元/(km<sup>2</sup>·a), 沙棘地 69.9 万元/(km<sup>2</sup>·a), 油松地 67.3 万元/(km<sup>2</sup>·a), 封禁地 53.4 万元/(km<sup>2</sup>·a), 撂荒地 46.8 万元/(km<sup>2</sup>·a), 其排列顺序为: 沙棘地>油松地>人工草地>封禁>撂荒地>小麦地, 且不同土地利用方式间差异显著; ③水土保持生态服务价值年均增幅最高的是人工草地, 为 9.82%, 其次是封禁和撂荒地, 分别为 8.52% 和 6.84%, 最低的是油松林地, 为 2.12%, 而小麦地的水土保持生态服务价值随年限的变化无明显趋势。[结论] 水土保持生态服务价值贡献值较高的是沙棘地和油松林地, 分别为 21% 和 20%, 其次是人工草地, 为 17%, 最低的是小麦地, 为 13%, 封禁地和撂荒地居中, 分别为 15% 和 14%。可见, 黄河流域丘陵沟壑区治理水土流失问题的关键在于保持和提高林草地的质量。

**关键词:** 土地利用方式; 生态服务价值; 机会成本法; 影子工程; 安家沟流域; 甘肃省定西市

**文献标识码:** A

**文章编号:** 1000-288X(2023)04-0316-11

**中图分类号:** X171.1

**文献参数:** 马海霞, 张佰林, 张文祥, 等. 定西市安家沟流域水土保持生态服务价值对土地利用方式变化的响应[J]. 水土保持通报, 2023, 43(4): 316-326. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2023.04.037; Ma Haixia, Zhang Bailin, Zhang Wenxiang, et al. Response of soil and water conservation ecosystem service value to land use type at Anjiagou watershed in Dingxi City [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2023, 43(4): 316-326.

## Response of Soil and Water Conservation Ecosystem Service Value to Land Use Type at Anjiagou Watershed in Dingxi City

Ma Haixia, Zhang Bailin, Zhang Wenxiang, Chang Junxia, Li Xuchun

(Institute of Soil and Water Conservation in Dingxi, Dingxi, Gansu 743000, China)

**Abstract:** [Objective] The ecosystem service value of different land use types at Anjiagou watershed in Dingxi City, Gansu Province was quantitatively determined in hilly and gully regions of the Yellow River basin from 2005 to 2020, and the temporal and spatial variation patterns were studied in order to provide a scientific reference for optimizing land use structure and sustainable utilization of land resources in this area. [Methods] Soil and water conservation ecosystem service values were quantitatively analyzed by using the opportunity cost and the shadow engineering method in the Anjiagou watershed from 2005 to 2020. Land use types included artificial grassland, wheat fields, sea buckthorn land, Chinese pine land, closed land, and barren land. [Results] ① Ecosystem service values continuously increased from 2005 to 2020 for all land use types except for wheat fields. ② The average value of soil and water conservation ecosystem service for artificial grassland, wheat fields, sea buckthorn land, Chinese pine land, closed land, and barren land was

收稿日期: 2022-08-03

修回日期: 2022-12-08

资助项目: 定西市重点技术攻关专项“黄河流域丘陵沟壑区水土保持措施量化研究”(DX2021AZ01)

第一作者: 马海霞(1979—)女(汉族), 甘肃省定西市人, 博士研究生, 高级工程师, 主要从事水土保持与生态治理方面的研究。Email: mhx\_qhdx@163.com。

$5.82 \times 10^5$ ,  $4.49 \times 10^5$ ,  $6.99 \times 10^5$ ,  $6.73 \times 10^5$ ,  $5.34 \times 10^5$ , and  $4.68 \times 10^5$  yuan/(km<sup>2</sup> · ha) respectively. The order of the result was sea buckthorn land > Chinese pine land > artificial grassland > barren land > closed land > wheat fields. However, there were significant differences among different land use types. ③ The annual growth rate of ecosystem service value increase was greatest for artificial grassland (9.82%), followed by closed land and barren land (8.52% and 6.84%, respectively), and lowest for Chinese pine land (2.12%). However, there was no obvious trend in wheat fields with years. [Conclusion] Sea buckthorn land and Chinese pine land accounted for 21% and 20%, respectively, of the soil and water conservation ecosystem service value, followed by artificial grassland (17%). Wheat fields accounted for the least amount of ecosystem service value (13%). Closed land and barren land had intermediate values (15% and 14%, respectively). Therefore, the key to controlling soil and water loss in hilly and gully regions of the Yellow River basin is to maintain and improve the quality of forest land and grasslands.

**Keywords:** land use patterns; ecological service value; opportunity cost; shadow engineering; Anjiagou watershed; Dingxi City, Gansu Province

土地资源的开发利用改变和影响地表生态系统的结构与功能,导致生态系统服务价值(ecosystem service value, ESV)发生变化,成为直观评估该地区生态环境质量的重要指标之一,土地利用/覆被变化(land-use and land-cover change, LUCC)会显著影响区域 ESV,同时会引起生态敏感性的显著波动<sup>[1-2]</sup>,然而如何量化该指标是专家学者一直以来关注的热点问题,更是一项艰巨的任务<sup>[3]</sup>。1997年, Costanza 等<sup>[4]</sup>提出生态系统服务功能价值评估体系,并成为定量评估人们从生态系统获取的效益及协调经济发展与生态保护的一种有效方法,该评估体系也是生态系统与其过程所形成,以及所维持的人类赖以生存的自然效用<sup>[5-6]</sup>,是近年来生态学和土地科学所研究的热点和前沿领域<sup>[7]</sup>。国内主要是以谢高地<sup>[8]</sup>、欧阳志云等<sup>[9-10]</sup>的研究为基础,对不同流域<sup>[11-12]</sup>,以及不同生态系统<sup>[13-15]</sup>的服务价值进行估算,为生态环境建设提供了理论依据<sup>[16-18]</sup>。从研究方法来看,目前主要运用 ArcGIS 软件分析遥感影像,并修订了不同地区内的生态系统服务价值当量表,从时空角度分析由于面积变化而导致的不同土地利用类型生态系统服务价值的变化情况<sup>[19]</sup>;从研究的区域来看,目前主要集中在城市化发展速度较快和土地利用类型变化较大的东部发达地区<sup>[20-21]</sup>,而对于经济欠发达的中西部地区研究较少。生态环境的质量决定着生态系统服务的价值,近年来,我国中西部地区随着退耕还林还草工程的实施,农业用地发生变化,随之改变不同系统生态服务价值。且生态系统能有效保护土壤主要表现在减少表土和土壤肥力的损失量,进而降低泥沙淤积等灾害来实现其经济价值<sup>[22]</sup>。安家沟流域地处甘肃省中部,在陇中黄土丘陵沟壑区具有典型的代表性<sup>[23]</sup>,该区是我国水土流失最为严重的地区之一,多年来,通过退耕还林还草<sup>[24]</sup>及三北防护林等<sup>[25]</sup>生

态工程,缓解和治理了该区的水土流失,生态环境在一定程度上发生变化<sup>[26]</sup>。本文定量评价安家沟流域 2005—2020 年不同土地利用方式的生态系统服务价值情况,探索其时空变化规律,以期为优化研究区土地利用结构以及土地资源的可持续利用提供科学参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

安家沟流域是黄河流域祖厉河水系关川河的一条小支沟,属黄土丘陵沟壑区第 V 副区,位于甘肃省定西市(35°33′02″—35°35′29″N, 104°38′13″—104°40′25″E),海拔 1 900~2 250 m。流域面积约 8.56 km<sup>2</sup>,地形起伏较大,形成两沟、一梁、四面坡的地貌景观,是典型的黄土丘陵沟壑区。年均温约为 6.13 ℃,流域内年均降水达到 427 mm,蒸发量 1 510 mm,多以暴雨为主,降水主要集中在 7—9 月,其中,2005—2020 年降雨量最大的年份为 2019 年,其侵蚀性降雨量为 465.00 mm,年降雨量为 513.20 mm;降雨量最小的年份为 2009 年,年降雨量为 286 mm。降雨强度最高的年份为 2013 年,降雨强度最低的年份为 2008 年。≥10 ℃活动积温 2 239.1 ℃,年温差大,极端最高气温 34.3 ℃,极端最低气温 -27.1 ℃,年日照时数 2 408.6 h,无霜期 141 d,属中温带半干旱气候<sup>[27]</sup>。该研究区均位于安家沟流域中坡位,土壤主要类型为黄绵土,坡面土层厚度为 200 cm,其中人工草地(紫花苜蓿)、小麦地、沙棘地、油松地、封禁地和撂荒地土壤容重分别为 1.20, 1.30, 1.00, 1.10, 0.92 和 1.10 g/cm<sup>3</sup>。该区以豆科、菊科和禾本科等草本植物为主,并分布有少量的灌木<sup>[28]</sup>。

### 1.2 试验方法

本试验于 2005—2020 年在定西市安定区安家沟

流域径流场进行,选择该流域径流小区的 6 种土地利用方式,包括种植人工草地 (artificial grassland)、沙棘地 (seabuckthorn land)、油松地 (chinese pine land)、小麦地 (wheat fields),以及封禁地 (closure land)和撂荒地 (barren land),其中人工草地为撒播种植的紫花苜蓿,株行距为 2 cm×10 cm,种植密度为 500 万株/hm<sup>2</sup>;油松林株行距 300 cm×300 cm,农地为撒播小麦,不同土地利用方式各 4 个处理,分别为 20°,15°,10°和 5°,各处理设 3 个重复,共计 72 个 (4×3×6)小区。小区面积均为 50 m<sup>2</sup> (10 m×5 m)。

1.2.1 潜在土壤侵蚀量和减少最低耕地面积 依据李金昌等<sup>[29]</sup>的研究结果,通常将无植被土壤的潜在侵蚀量视为最大土壤侵蚀量,即将 19.2,44.7,32.0 kg/(m<sup>2</sup>·a)分别作为最低(L)、最高(H)和平均(A)潜在侵蚀模数进行估算(表 1)。依据潜在侵蚀量计算不同土地利用方式减少土壤侵蚀量的最小值(E<sub>min</sub>)和减少最低耕地面积(S<sub>min</sub>),按公式(1)–(2)计算得出。

$$E_{\min} = L \times S - (S \times E) \quad (1)$$

$$S_{\min} = \frac{E_{\min}}{\rho} / T \quad (2)$$

式中:E<sub>min</sub>为减少土壤侵蚀量的最小值(kg/a);L为最低潜在侵蚀模数[kg/(m<sup>2</sup>·a)];S为小区面积(50 m<sup>2</sup>);E为年侵蚀量[kg/(m<sup>2</sup>·a)];S<sub>min</sub>为减少最低耕地面积(m<sup>2</sup>);ρ为土壤容重(kg/m<sup>3</sup>);T为耕层厚度(50 cm)。

表 1 安家沟流域潜在土壤侵蚀量

Table 1 Potential soil erosion of Anjiagou watershed

等级	侵蚀量/ (kg·m <sup>-2</sup> ·a <sup>-1</sup> )	面积/ m <sup>2</sup>	潜在侵蚀量/ (kg·a <sup>-1</sup> )
最低(L)	19.2	50	960
最高(H)	44.7	50	2 235
平均(A)	32.0	50	1 600

1.2.2 水土保持生态服务价值计算 根据缪建群等<sup>[30-31]</sup>研究成果,对黄河流域丘陵沟壑区的水土保持生态服务价值按照水源涵养价值、净化水质价值、减少土地损失面积间接价值、减少土壤肥力损失间接价值和减少泥沙淤积间接价值 5 个指标进行评估。

(1) 减少土地损失面积间接价值。基于不同土地利用方式土壤侵蚀模数,按公式(3)计算得出。

$$V_1 = \frac{(L-M)}{T \times \rho} \times B \times 1\,000\,000 \quad (3)$$

式中:V<sub>1</sub>为减少土地损失面积间接价值[元/(km<sup>2</sup>·a)];L为潜在最低侵蚀模数[kg/(m<sup>2</sup>·a)];M为侵蚀模

数[kg/(m<sup>2</sup>·a)];B为单位面积多年年均收益(根据目前当地农产品价格调查平均为 2.38 元/m<sup>2</sup>)<sup>[32]</sup>;T为土壤耕作层厚度(m);ρ为土壤容重(kg/m<sup>3</sup>)。

(2) 水源涵养价值。基于不同土地利用方式水源涵养量来体现土壤水分涵养功能的价值,按公式(4)计算得出。由于土壤水分在市场无直接价格,本研究依据黄河流域丘陵沟壑区土壤水分涵养的主要功能与研究区淤地坝蓄水功能相类似的特点,运用影子工程法以建造同等持水量淤地坝库容成本(D)来代替水分涵养功能的价值。

$$V_2 = \frac{(Q-R)}{S \times D} / 1\,000 \times 1\,000\,000 \quad (4)$$

式中:V<sub>2</sub>为土壤水源涵养价值[元/(km<sup>2</sup>·a)];Q为侵蚀性降雨量(mm);R径流深(mm);S为小区面积(m<sup>2</sup>);D为淤地坝库容建造成本(5.71 元/m<sup>3</sup>)<sup>[33]</sup>。

(3) 净化水质价值。基于不同土地利用方式的水源涵养量数据,按公式(5)计算得出。

$$V_3 = \frac{(Q-R)}{S \times E} / 1\,000 \times 1\,000\,000 \quad (5)$$

式中:V<sub>3</sub>为净化水质价值[元/(km<sup>2</sup>·a)];Q为侵蚀性降雨量(mm);R径流深(mm);S为小区面积(m<sup>2</sup>);E为净化水质的价格(1.0 元/m<sup>3</sup>)<sup>[34]</sup>。

(4) 减少土地肥力损失面积的间接价值。基于不同土地利用方式表层土壤中有有机质(OM),全 N,全 P 和全 K 含量数据,运用机会成本法按照市场销售含有等量养分的肥料价格进行折算,以替代土壤中有有机质,全 N,全 P 和全 K 的价格,按公式(6)计算得出。

$$V_4 = (L-M) \times C_i \times D_i \times P \times 0.001 \quad (6)$$

(i 为 OM, N, P, K)

式中:V<sub>4</sub>为减少土地肥力损失面积的间接价值[元/(km<sup>2</sup>·a)];L为潜在最低侵蚀模数[kg/(m<sup>2</sup>·a)];M为侵蚀模数[kg/(m<sup>2</sup>·a)];C<sub>i</sub>为土壤中有有机质,全 N,全 P 和全 K 的含量(g/kg);D<sub>i</sub>为有机质,全 N,全 P,全 K 折算有机肥和化肥的比例分别为 9.13%,46%,18%和 50%;P<sub>i</sub>为土壤养分含量折算替代后的价格,有机肥平均价格为 513 元/t,N,P,K 类化肥的销售价格分别为 1 600,500,1 250 元/t<sup>[35]</sup>。

(5) 减少泥沙淤积间接价值。基于土壤抗蚀性的泥沙量数据,根据水库、河流、湖泊 24%淤积量,按蓄水成本计算减少泥沙淤积损失值。按公式(7)计算得出。

$$V_5 = (L-M) \times 0.24 \times 1\,000 / \rho \times D \quad (7)$$

式中: $V_5$  为减少泥沙淤积间接价值[元/( $\text{km}^2 \cdot \text{a}$ )];  $L$  为潜在最低侵蚀模数[ $\text{kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ ];  $M$  为侵蚀模数[ $\text{kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ ];  $\rho$  为土壤容重( $\text{g}/\text{cm}^3$ );  $D$  为淤地坝库容建造成本( $5.71 \text{ 元}/\text{m}^3$ )<sup>[33]</sup>。

### 1.3 数据处理与分析

用 Excel 2007 软件进行数据录入和制图。数据在处理前先进行正态分布检验,再用 IBM SPSS 19.0 进行 Duncan 多重比较,one-way ANOVA 和 Pearson 相关性分析。所有数据结果以平均值±标准误表示。

## 2 结果与分析

### 2.1 不同土地利用方式水源涵养生态服务价值估算

不同土地利用方式水源涵养量结果详见表 2。由表 2 可见,不同土地利用方式水源涵养量除小麦地

之外,均随观测年的延续呈现不同程度的增加趋势。2005—2020 年降雨量最大的年份为 2019 年,其侵蚀性降雨量为 465.00 mm,年降雨量为 513.20 mm;降雨量最小的年份为 2009 年,年降雨量为 286.00 mm。降雨强度最高的年份为 2013 年, $I_{30}$  为 17.81 mm/h, $I_{10}$  为 20.10 mm/h, $I_{\text{AVG}}$  为 8.61 mm/h;降雨强度最低的年份为 2008 年, $I_{30}$  为 0.14 mm/h, $I_{10}$  为 0.19 mm/h, $I_{\text{AVG}}$  为 0.03 mm/h。2005 年降雨历时最长(16 186 min),2016 年降雨历时最短(1 409 min)。原因是一方面同样的降雨量,降雨历时越长,降雨强度越小,越有利于降雨入渗,水源涵养量增大;另一方面,随着观测年限的递增,植被地上和地下部分生物量均增大,对降雨产生的径流大幅度延缓,有利于入渗,水源涵养量亦增大。

表 2 安家沟流域不同土地利用方式水源涵养量

Table 2 Water conservation by different land use patterns at Anjiagou watershed

年份	水源涵养量/( $\text{mm} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ )					
	人工草地	小麦地	沙棘地	油松地	封禁	撂荒地
2005	0.56±1.22	4.98±1.21	0.35±0.00	0.33±0.01	0.71±0.00	0.87±0.40
2007	1.24±0.93	3.87±0.92	0.80±0.01	0.71±0.02	1.70±0.01	1.09±0.14
2008	1.50±0.91	3.70±0.88	0.87±0.01	0.85±0.03	1.72±0.02	1.21±0.31
2009	2.04±0.36	1.49±0.36	1.21±0.00	0.85±0.01	2.43±0.01	1.35±0.26
2011	2.12±0.53	2.12±0.53	1.36±0.00	1.22±0.00	2.71±0.00	1.60±0.12
2012	2.16±0.85	3.46±0.85	1.88±0.00	1.27±0.00	3.58±0.00	1.66±0.47
2013	3.12±0.72	3.13±0.73	1.98±0.08	1.78±0.01	3.96±0.02	1.76±0.54
2014	3.44±0.50	1.74±0.36	2.14±0.05	1.98±0.07	4.20±0.02	1.98±0.21
2015	3.67±0.37	1.02±0.28	2.19±0.05	2.12±0.10	4.30±0.02	1.99±0.90
2016	3.79±0.15	0.56±0.15	2.25±0.02	2.13±0.02	4.46±0.01	2.20±0.99
2017	3.90±0.89	3.66±0.89	2.40±0.00	2.15±0.00	4.79±0.02	2.79±0.41
2018	4.15±0.92	3.73±0.90	2.51±0.05	2.23±0.02	5.19±0.03	2.88±0.75
2019	4.57±1.15	4.43±1.12	2.66±0.00	2.35±0.04	5.28±0.01	3.17±0.74
2020	5.00±1.05	4.09±1.02	2.87±0.04	2.57±0.04	5.73±0.01	3.24±0.80

注:数据结果以平均值±标准误表示。下同。

不同土地利用方式水源涵养生态服务价值估算结果详见表 3。由表 3 可见,不同土地利用方式水源涵养生态服务价值除小麦地之外,均随观测年的延续呈现不同程度的增加趋势,到 2020 年,封禁地水源涵养生态服务价值达到 37.3 万元/( $\text{km}^2 \cdot \text{a}$ ),年均增幅为 46.2%;其次是人工草地 28.5 万元/( $\text{km}^2 \cdot \text{a}$ ),年均增幅最大,为 52.6%;最低的是小麦地,为 6.2 万元/( $\text{km}^2 \cdot \text{a}$ )。2005—2020 年平均水源涵养生态服务价值封禁地最高,为 19.9 万元/( $\text{km}^2 \cdot \text{a}$ ),其次是人工草地,为 17.0 万元/( $\text{km}^2 \cdot \text{a}$ ),最小的是小麦地,为 8.9 万元/( $\text{km}^2 \cdot \text{a}$ ),排列顺序为:封禁>人工草地>撂荒地>沙棘>油松>小麦,最高的比最小的高出了 1.24 倍,且小麦地、沙棘地和油松地水源涵养生态服务价值之

间无显著差异( $p>0.05$ ),其余均差异显著( $p<0.05$ )。

### 2.2 不同土地利用方式净化水质价值估算

依据不同土地利用方式水源涵养量(表 1)估算其生态服务价值估算结果(表 4)。从表 4 可见,不同土地利用方式净化水质生态服务价值除小麦地和油松地之外,均随观测年的延续呈现不同程度的增加趋势。到 2020 年,封禁地净化水质生态服务价值最大,为 5.70 万元/( $\text{km}^2 \cdot \text{a}$ ),年均增长 47.6%;其次是人工草地,为 5.20 万元/( $\text{km}^2 \cdot \text{a}$ ),年均增幅 166.7%;最低的是小麦地,为 1.30 万元/( $\text{km}^2 \cdot \text{a}$ )。2005—2020 年平均净化水质生态服务价值封禁地最高,为 3.90 万元/( $\text{km}^2 \cdot \text{a}$ ),其次是人工草地,为 2.60 万元/( $\text{km}^2 \cdot \text{a}$ ),最小的是小麦地,为 0.70 万元/( $\text{km}^2 \cdot \text{a}$ )。



排列顺序为:封禁>人工草地>撂荒地>沙棘>油松地、沙棘地、油松地和撂荒地间净化水质价值无显著差异( $p>0.05$ ),其余均有差异显著性( $p<0.05$ )。

表 3 安家沟流域不同土地利用方式水源涵养生态服务价值

Table 3 Ecological service value of water conservation by different land use patterns at Anjiagou watershed

年份	水源涵养生态服务价值/(万元·km <sup>-2</sup> ·a <sup>-1</sup> )					
	人工草地	小麦地	沙棘地	油松地	封禁地	撂荒地
2005	3.2±0.81 <sup>b</sup>	2.4±0.89 <sup>d</sup>	2.0±0.00 <sup>e</sup>	1.8±0.00 <sup>e</sup>	4.7±0.82 <sup>a</sup>	2.70±0.82 <sup>c</sup>
2007	7.1±0.62 <sup>b</sup>	8.5±0.61 <sup>a</sup>	2.8±0.01 <sup>de</sup>	2.7±0.01 <sup>e</sup>	5.4±0.27 <sup>c</sup>	3.00±0.65 <sup>d</sup>
2008	8.6±0.61 <sup>b</sup>	7.2±0.61 <sup>c</sup>	4.5±0.01 <sup>e</sup>	2.1±0.01 <sup>f</sup>	9.4±0.21 <sup>a</sup>	4.90±0.52 <sup>d</sup>
2009	11.6±0.58 <sup>b</sup>	8.5±0.32 <sup>c</sup>	4.9±0.02 <sup>e</sup>	4.8±0.02 <sup>e</sup>	13.8±0.17 <sup>a</sup>	5.90±0.35 <sup>d</sup>
2011	12.1±0.15 <sup>b</sup>	2.1±0.12 <sup>d</sup>	6.9±0.02 <sup>e</sup>	6.9±0.00 <sup>e</sup>	15.8±0.27 <sup>a</sup>	6.30±0.33 <sup>c</sup>
2012	17.8±0.23 <sup>b</sup>	9.7±0.18 <sup>d</sup>	7.8±0.01 <sup>e</sup>	11.3±0.00 <sup>c</sup>	19.6±0.22 <sup>a</sup>	6.90±0.65 <sup>e</sup>
2013	17.8±0.17 <sup>b</sup>	7.9±0.22 <sup>d</sup>	10.7±0.00 <sup>c</sup>	11.1±0.01 <sup>c</sup>	20.4±0.25 <sup>a</sup>	11.10±0.44 <sup>c</sup>
2014	20.6±0.12 <sup>b</sup>	9.9±0.11 <sup>e</sup>	12.2±0.00 <sup>d</sup>	11.8±0.02 <sup>d</sup>	23.7±0.22 <sup>a</sup>	13.10±0.34 <sup>c</sup>
2015	20.9±0.15 <sup>b</sup>	5.8±0.15 <sup>e</sup>	12.5±0.00 <sup>d</sup>	12.5±0.01 <sup>d</sup>	24.0±0.15 <sup>a</sup>	16.90±0.2 <sup>c</sup>
2016	21.2±0.36 <sup>b</sup>	3.1±0.15 <sup>e</sup>	12.9±0.00 <sup>d</sup>	12.8±0.00 <sup>d</sup>	24.8±0.27 <sup>a</sup>	17.70±0.29 <sup>c</sup>
2017	21.4±0.43 <sup>b</sup>	4.1±0.55 <sup>e</sup>	13.2±0.01 <sup>d</sup>	12.1±0.02 <sup>d</sup>	24.9±0.57 <sup>a</sup>	18.60±0.61 <sup>c</sup>
2018	21.9±0.52 <sup>b</sup>	5.4±0.51 <sup>e</sup>	13.5±0.02 <sup>d</sup>	12.3±0.00 <sup>d</sup>	25.5±0.33 <sup>a</sup>	19.10±0.22 <sup>c</sup>
2019	26.1±0.78 <sup>b</sup>	10.3±0.55 <sup>f</sup>	15.2±0.00 <sup>d</sup>	13.4±0.01 <sup>c</sup>	29.6±0.15 <sup>a</sup>	20.60±0.51 <sup>c</sup>
2020	28.5±0.21 <sup>b</sup>	6.2±0.44 <sup>f</sup>	16.4±0.00 <sup>d</sup>	13.6±0.02 <sup>c</sup>	37.3±0.27 <sup>a</sup>	21.60±0.65 <sup>c</sup>
年均增幅	52.6%	—	48.0%	43.7%	46.2%	46.7%
平均值	17.00±1.98 <sup>ba</sup>	8.90±0.074 <sup>c</sup>	9.60±1.27	9.20±1.21 <sup>c</sup>	19.90±2.47 <sup>a</sup>	12.00±1.8 <sup>cb</sup>

注:同一行不同小写字母表示不同土地利用方式水源涵养生态服务价值间差异显著( $p<0.05$ )。

表 4 安家沟流域不同土地利用方式净化水质价值

Table 4 Ecological service value of purified water quality by different land use patterns at Anjiagou watershed

年份	净化水质价值/(万元·km <sup>-2</sup> ·a <sup>-1</sup> )					
	人工草地	小麦地	沙棘地	油松地	封禁地	撂荒地
2005	0.20±0.14 <sup>d</sup>	0.20±0.14 <sup>d</sup>	0.40±0.00 <sup>b</sup>	0.30±0.00 <sup>c</sup>	0.70±0.00 <sup>a</sup>	0.30±0.16 <sup>c</sup>
2007	0.60±0.11 <sup>e</sup>	0.90±0.11 <sup>b</sup>	0.80±0.04 <sup>e</sup>	0.70±0.00 <sup>d</sup>	1.70±0.00 <sup>a</sup>	0.40±0.13 <sup>f</sup>
2008	0.80±0.11 <sup>c</sup>	0.70±0.12 <sup>d</sup>	0.90±0.03 <sup>b</sup>	0.90±0.00 <sup>b</sup>	2.80±0.04 <sup>a</sup>	0.50±0.14 <sup>c</sup>
2009	1.20±0.14 <sup>c</sup>	0.50±0.14 <sup>e</sup>	2.00±0.04 <sup>b</sup>	1.20±0.00 <sup>c</sup>	3.60±0.04 <sup>a</sup>	0.70±0.14 <sup>d</sup>
2011	1.20±0.12 <sup>c</sup>	0.20±0.14 <sup>e</sup>	2.20±0.04 <sup>b</sup>	1.30±0.01 <sup>c</sup>	4.00±0.02 <sup>a</sup>	0.70±0.12 <sup>d</sup>
2012	2.10±0.14 <sup>b</sup>	0.50±0.14 <sup>e</sup>	2.40±0.00 <sup>b</sup>	1.70±0.02 <sup>c</sup>	4.20±0.00 <sup>a</sup>	0.80±0.14 <sup>d</sup>
2013	3.10±0.14 <sup>b</sup>	1.10±0.14 <sup>d</sup>	2.40±0.00 <sup>c</sup>	1.80±0.04 <sup>d</sup>	4.30±0.00 <sup>a</sup>	2.30±0.15 <sup>c</sup>
2014	3.30±0.13 <sup>b</sup>	1.00±0.11 <sup>d</sup>	2.40±0.00 <sup>c</sup>	2.10±0.01 <sup>c</sup>	4.70±0.00 <sup>a</sup>	2.00±0.04 <sup>c</sup>
2015	3.50±0.04 <sup>b</sup>	1.00±0.03 <sup>e</sup>	2.40±0.00 <sup>c</sup>	2.20±0.00 <sup>d</sup>	4.70±0.00 <sup>a</sup>	2.20±0.14 <sup>cd</sup>
2016	3.50±0.04 <sup>b</sup>	0.60±0.14 <sup>f</sup>	2.20±0.04 <sup>e</sup>	2.40±0.02 <sup>d</sup>	4.70±0.01 <sup>a</sup>	2.50±0.12 <sup>c</sup>
2017	3.70±0.12 <sup>b</sup>	0.70±0.14 <sup>f</sup>	2.30±0.02 <sup>e</sup>	2.60±0.04 <sup>d</sup>	4.70±0.00 <sup>a</sup>	3.50±0.16 <sup>c</sup>
2018	3.80±0.14 <sup>b</sup>	1.20±0.14 <sup>f</sup>	2.20±0.01 <sup>e</sup>	2.70±0.00 <sup>d</sup>	4.70±0.02 <sup>a</sup>	3.50±0.14 <sup>c</sup>
2019	4.60±0.13 <sup>b</sup>	0.40±0.14 <sup>e</sup>	3.50±0.04 <sup>c</sup>	2.80±0.00 <sup>d</sup>	5.20±0.03 <sup>a</sup>	3.50±0.14 <sup>c</sup>
2020	5.20±0.14 <sup>b</sup>	1.30±0.11 <sup>e</sup>	3.80±0.02 <sup>c</sup>	2.90±0.00 <sup>d</sup>	5.70±0.01 <sup>a</sup>	3.80±0.15 <sup>c</sup>
年均增幅	166.7%	—	56.7%	57.7%	47.6%	77.7%
平均值	2.60±0.42 <sup>b</sup>	0.70±0.08 <sup>c</sup>	2.10±0.25 <sup>b</sup>	1.70±0.22 <sup>b</sup>	3.90±0.37 <sup>a</sup>	1.90±0.35 <sup>b</sup>

注:同行不同小写字母表示不同土地利用方式净化水质生态服务价值间差异显著( $p<0.05$ )。

### 2.3 不同土地利用方式减少土壤损失间接价值估算

不同土地利用方式减少的最低耕地面积见表 5。由表 5 可见,2005—2020 年,除小麦地外,其他土地利用方式减少最低耕地面积均增大,且沙棘地减少最低耕地面积最大,其次为油松地,封禁地最小。依据表 5 估算出不同土地利用方式减少土壤损失间接价值(表 6)。由表 6 可见,2005—2020 年除小麦地外,其他

土地利用方式减少土壤损失间接价值均呈现增大的趋势,2020 年,种植沙棘和油松的土地减少土壤损失的价值最高,达 39.98 万元/(km<sup>2</sup>·a),年均增长率分别为 6.87%和 7.20%;人工草地从 2005 年的 15.99 万元/(km<sup>2</sup>·a)增加到 2020 年的 28.55 万元/(km<sup>2</sup>·a),年均增长率为 5.23%;小麦地减少土壤损失间接价值随年限的变化不明显;封禁地随年限的变化而缓慢

增大,从 2005 年的 8.27 万元/(km<sup>2</sup>·a) 增加到 2020 年的 18.42 万元/(km<sup>2</sup>·a),年均增长率为 8.13%;撂荒 4 a 后的减少土壤损失间接价值达到稳定值,约为 17 万元/(km<sup>2</sup>·a),接近封禁模式,年均增长率最大,为 25.20%。总之,2005—2020 年不同土地利用方式减少土壤损失间接价值的平均值油松地最

高,为 34.53 万元/(km<sup>2</sup>·a),其次是沙棘地,为 34.41 万元/(km<sup>2</sup>·a),最低的是小麦地,为 14.93 万元/(km<sup>2</sup>·a),排列顺序为:沙棘>油松>人工草地>封禁>撂荒>小麦地,且最高值为最低值的 1.22 倍,其中沙棘地和油松地,小麦地、封禁地和撂荒地间无差异显著性( $p>0.05$ ),其余均差异显著( $p<0.05$ )。

表 5 安家沟流域减少最低耕地面积

Table 5 Reducing minimum area of arable land at Anjiagou watershed

年份	减少最低耕地面积/m <sup>2</sup>					
	人工草地	小麦地	沙棘地	油松地	封禁	撂荒地
2005	11.76	11.72	16.67	16.66	4.79	7.15
2007	11.77	12.00	16.74	16.46	4.74	6.96
2008	11.84	11.98	16.74	16.64	4.79	7.18
2009	11.84	11.98	16.76	16.65	4.77	7.19
2011	11.84	11.78	16.76	16.72	4.78	7.17
2012	11.88	11.79	16.77	16.66	4.79	7.19
2013	11.91	11.72	16.78	16.75	4.79	7.20
2014	11.93	11.90	16.78	16.77	4.80	7.20
2015	11.93	11.80	16.79	16.70	4.79	7.19
2016	11.95	11.71	16.79	16.71	4.79	7.19
2017	11.98	11.89	16.79	16.72	4.80	7.19
2018	11.99	11.87	16.80	16.80	4.80	7.20
2019	11.99	11.73	16.80	16.79	4.80	7.20
2020	12.00	11.95	16.80	16.78	4.80	7.20

表 6 安家沟流域不同土地利用方式减少土壤损失间接价值

万元/(km<sup>2</sup>·a)

Table 6 Indirect value of reduce cultivated land loss by different land use patterns at Anjiagou watershed

年份	人工草地	小麦地	沙棘地	油松地	封禁	撂荒地
2005	15.99±1.11 <sup>b</sup>	12.9±1.14 <sup>c</sup>	19.67±1.27 <sup>a</sup>	19.18±1.55 <sup>a</sup>	8.27±1.05 <sup>d</sup>	3.57±1.18 <sup>e</sup>
2007	18.02±1.09 <sup>b</sup>	12.6±1.21 <sup>c</sup>	20.83±1.77 <sup>a</sup>	20.60±1.65 <sup>a</sup>	8.54±1.03 <sup>d</sup>	7.02±1.15 <sup>e</sup>
2008	20.18±1.47 <sup>b</sup>	15.5±1.12 <sup>c</sup>	25.85±1.82 <sup>a</sup>	25.64±1.51 <sup>a</sup>	9.38±1.04 <sup>e</sup>	10.06±1.18 <sup>d</sup>
2009	23.19±1.12 <sup>b</sup>	14.5±1.11 <sup>d</sup>	29.88±1.85 <sup>a</sup>	29.64±1.46 <sup>a</sup>	9.40±1.15 <sup>e</sup>	17.09±1.11 <sup>e</sup>
2011	23.19±1.14 <sup>b</sup>	13.0±1.23 <sup>d</sup>	33.89±1.88 <sup>a</sup>	33.65±1.48 <sup>a</sup>	10.41±1.15 <sup>e</sup>	17.11±1.12 <sup>e</sup>
2012	25.28±1.23 <sup>b</sup>	13.1±1.14 <sup>d</sup>	34.92±1.76 <sup>a</sup>	35.74±1.52 <sup>a</sup>	11.41±1.18 <sup>e</sup>	17.11±1.05 <sup>e</sup>
2013	25.34±1.25 <sup>b</sup>	15.9±1.11 <sup>d</sup>	36.93±1.77 <sup>a</sup>	39.77±1.67 <sup>a</sup>	11.41±1.15 <sup>e</sup>	17.11±1.07 <sup>e</sup>
2014	26.39±1.41 <sup>b</sup>	14.3±1.09 <sup>d</sup>	39.95±1.79 <sup>a</sup>	39.78±1.54 <sup>a</sup>	11.41±1.07 <sup>e</sup>	17.11±1.10 <sup>e</sup>
2015	26.40±1.21 <sup>b</sup>	14.1±1.05 <sup>d</sup>	39.95±1.80 <sup>a</sup>	39.79±1.52 <sup>a</sup>	13.41±1.06 <sup>e</sup>	17.12±1.05 <sup>e</sup>
2016	28.44±1.17 <sup>b</sup>	14.9±1.04 <sup>d</sup>	39.96±1.65 <sup>a</sup>	39.87±1.34 <sup>a</sup>	16.41±1.14 <sup>d</sup>	17.13±1.12 <sup>e</sup>
2017	28.52±1.13 <sup>b</sup>	13.3±1.14 <sup>e</sup>	39.96±1.76 <sup>a</sup>	39.92±1.85 <sup>a</sup>	14.41±1.11 <sup>d</sup>	17.13±1.12 <sup>e</sup>
2018	28.53±1.07 <sup>b</sup>	15.2±1.16 <sup>d</sup>	39.98±1.55 <sup>a</sup>	39.94±1.56 <sup>a</sup>	17.42±1.12 <sup>c</sup>	17.13±1.13 <sup>e</sup>
2019	28.54±1.09 <sup>b</sup>	15.9±1.21 <sup>d</sup>	39.98±1.68 <sup>a</sup>	39.96±1.32 <sup>a</sup>	17.42±1.08 <sup>c</sup>	17.13±1.15 <sup>e</sup>
2020	28.55±1.11 <sup>b</sup>	13.4±1.24 <sup>e</sup>	39.98±1.68 <sup>a</sup>	39.98±1.35 <sup>a</sup>	18.42±1.05 <sup>c</sup>	17.13±1.15 <sup>d</sup>
年均增幅	5.23%	—	6.87%	7.20%	8.13%	25.2%
平均值	24.76±1.11 <sup>b</sup>	14.9±0.31 <sup>c</sup>	34.54±1.99 <sup>a</sup>	34.41±2.05 <sup>a</sup>	12.69±1.95 <sup>c</sup>	18.19±1.21 <sup>e</sup>

注:同一行不同小写字母表示不同土地利用方式减少土壤损失生态服务价值间差异显著( $p<0.05$ )。

## 2.4 不同土地利用方式减少土壤肥力损失间接价值估算

2005—2020 年不同土地利用方式土壤肥力含量均不同程度的增加(表 7),依据表 7 计算出减少的土壤肥力损失量(表 8),该变化趋势相等于土壤肥力,且

封禁地最大,小麦地最小。结合表 7—8 计算出不同土地利用方式减少土壤肥力损失的间接价值(图 1)。由图 1 可见,封禁减少土壤有机质损失间接价值最大,到 2020 年达到 0.05 万元/(km<sup>2</sup>·a),其次为沙棘,到 2020 年为 0.04 万元/(km<sup>2</sup>·a),小麦地最小,

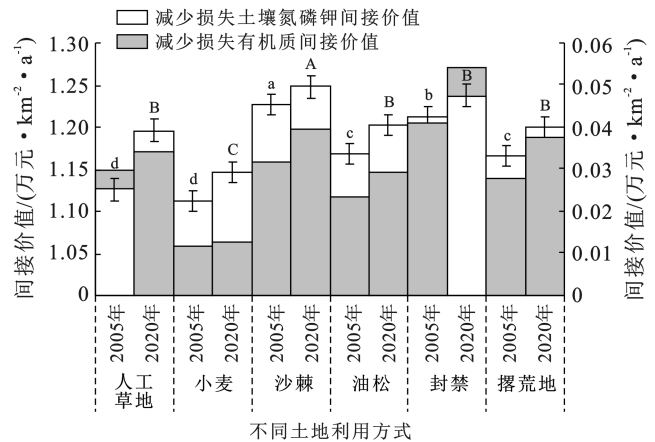
为 0.01 万元/(km<sup>2</sup>·a),其排列顺序为:封禁>沙棘>撂荒地>人工草地>油松>小麦地,且在不同土地利用方式间均存在显著差异( $p<0.05$ )。从图 1 中可见,减少土壤 NPK 损失间接价值最大的为沙棘地,到 2020 年达到 1.35 万元/(km<sup>2</sup>·a),其次为封禁,到 2020 年为 1.25 万元/(km<sup>2</sup>·a),小麦地最小,为 1.13 万元/(km<sup>2</sup>·a)。2005 年的排列顺序为:沙棘>封禁>油松>人工草地>小麦>撂荒地。2020 年的排列顺序为:沙棘>封禁>油松>人工草地>撂荒地>小麦,2005 年,人工草地、小麦地和撂荒地,沙棘地和油松地间均无显著差异( $p>0.05$ ),其余具有差异显著性( $p<0.05$ ),2020 年,除小麦地以外,其他土地利用方式减少土壤 NPK 损失间接价值均无差异显著性( $p>0.05$ )。

表 7 安家沟流域不同土地利用方式土壤肥力含量

年份	地类	有机质	全 N	全 P	全 K
2005	人工草地	31.00	18.20	12.30	205.00
	小麦	12.00	8.20	13.10	213.00
	沙棘	32.00	19.80	15.00	216.00
	油松	24.00	10.50	14.80	215.00
	封禁	42.00	20.10	12.30	216.00
	撂荒地	28.00	16.30	12.00	210.00
2020	人工草地	35.00	25.00	15.00	207.00
	小麦	13.00	10.00	14.00	214.00
	沙棘	40.00	25.00	15.00	215.00
	油松	30.00	16.00	13.00	217.00
	封禁	55.00	23.00	14.00	216.00
	撂荒地	38.00	19.00	13.00	213.00

表 8 安家沟流域不同土地利用方式减少的土壤肥力损失量

年份	地类	减少土壤有机质损失量	减少土壤全 N 损失量	减少土壤全 P 损失量	减少土壤全 K 损失量
2005	人工草地	29.07	17.07	11.53	192.23
	小麦	11.17	7.64	12.20	198.33
	沙棘	30.70	19.00	14.39	207.25
	油松	22.90	10.02	14.12	205.11
	封禁	40.17	19.22	11.76	206.57
	撂荒地	26.87	15.64	11.51	201.50
2020	人工草地	33.25	23.75	14.25	196.65
	小麦	12.29	9.45	13.23	202.23
	沙棘	38.39	23.99	14.40	206.35
	油松	28.76	15.34	12.46	207.99
	封禁	52.77	22.07	13.43	207.25
	撂荒地	36.48	18.24	12.48	204.46



注:不同小写字母表示 2005 年不同利用方式减少土壤养分损失间接价值差异显著( $p<0.05$ )。不同大写字母表示 2020 年不同利用方式减少土壤养分损失间接价值差异显著( $p<0.05$ )。

图 1 安家沟流域不同土地利用方式减少土壤养分损失间接价值

Fig.1 Indirect value of reduce soil nutrients loss by different land use patterns at Anjiagou watershed

## 2.5 不同土地利用方式减少泥沙淤积间接价值估算

根据水库、河流、湖泊 24%淤积量,按蓄水成本计算损失值。研究表明,在我国建造容量为 1 m<sup>3</sup> 的水库的费用为 5.71 元<sup>[33]</sup>,得出不同土地使用方式每年减少沉积物的经济价值(表 9)。从表 9 可知,不同土地利用方式减少泥沙淤积生态服务价值除小麦地之外,2005—2020 年均呈现不同程度的增加趋势。其中,撂荒地减少泥沙淤积生态服务价值最大,到 2020 年达到 5 万元/(km<sup>2</sup>·a),其次是封禁地,为 19.34 万元/(km<sup>2</sup>·a),最低为小麦地,为 10.55 万元/(km<sup>2</sup>·a),且不同年份段油松地和撂荒地之间存在显著差异( $p<0.05$ ),其余均无差异显著性( $p>0.05$ )。年均增幅最高的是撂荒地,为 5.30%,最低的是封禁地,为 1.54%。总之,减少泥沙淤积生态服务价值平均值的排列顺序为:沙棘>封禁>油松>撂荒地>人工草地>小麦,且最高是最低的 1.92 倍,其中油松地和撂荒地,沙棘地、油松地和封禁地间减少泥沙淤积价值无显著差异( $p>0.05$ ),其余均有差异显著性( $p<0.05$ )。

## 2.6 不同土地利用方式水土保持生态服务价值影响因素分析

结合表 3—4,表 6,表 9 以及图 1 计算出水土保持生态服务平均价值(表 10)。从表 10 可见,人工草地水土保持生态服务平均价值为 58.20 万元/(km<sup>2</sup>·a),小麦地 44.90 万元/(km<sup>2</sup>·a),沙棘地 69.98 万元/(km<sup>2</sup>·a),油松地 67.33 万元/(km<sup>2</sup>·a),封禁地 53.44 万元/(km<sup>2</sup>·a)及撂荒地 46.79 万元/(km<sup>2</sup>·a)。2005—2020 年水土保持生态服务价值年均增幅最高的

是人工草地,为9.82%,其次是封禁和撂荒地,分别为8.52%和6.84%,增幅最低的是油松林地,为2.12%,而小麦地的水土保持生态服务价值随年限的变化无明显趋势,仅随降雨量和降雨强度的变化而变化的趋势较明显。总之,水土保持生态服务平均价值的排列

顺序为:沙棘地>油松地>人工草地>封禁>撂荒地>小麦地,且最高是最低的1.55倍,其中撂荒地、封禁地和小麦地,封禁地和人工草地,人工草地和油松地以及沙棘地和油松地间无显著差异( $p>0.05$ ),其余均存在差异显著性( $p<0.05$ )。

表 9 安家沟流域不同土地利用方式减少泥沙淤积间接价值

Table 9 Indirect value of reducing sedimentation by different land use patterns at Anjiagou watershed

年份	减少泥沙淤积间接价值/(万元·km <sup>-2</sup> ·a <sup>-1</sup> )					
	人工草地	小麦地	沙棘地	油松地	封禁	撂荒地
2005	12.22±1.23 <sup>c</sup>	8.32±1.58 <sup>c</sup>	14.58±1.52 <sup>b</sup>	13.03±1.32 <sup>bc</sup>	15.70±1.41 <sup>a</sup>	11.06±1.32 <sup>d</sup>
2007	12.22±1.21 <sup>b</sup>	10.30±1.41 <sup>c</sup>	16.51±1.42 <sup>a</sup>	13.15±1.22 <sup>b</sup>	15.73±1.52 <sup>a</sup>	13.36±1.02 <sup>b</sup>
2008	12.22±1.02 <sup>c</sup>	8.34±1.41 <sup>d</sup>	17.58±1.55 <sup>a</sup>	13.39±1.52 <sup>c</sup>	15.70±1.13 <sup>b</sup>	13.46 <sup>b</sup> ±1.02 <sup>c</sup>
2009	13.45±0.95 <sup>b</sup>	10.56±1.52 <sup>d</sup>	17.45±1.33 <sup>a</sup>	13.01±1.11 <sup>c</sup>	18.01±1.23 <sup>a</sup>	13.58±0.84 <sup>b</sup>
2011	13.29±0.58 <sup>c</sup>	10.33±1.40 <sup>d</sup>	17.40±1.45 <sup>a</sup>	15.93±1.52 <sup>b</sup>	18.14±1.31 <sup>a</sup>	15.55±0.78 <sup>b</sup>
2012	13.29±1.02 <sup>c</sup>	8.33±1.42 <sup>d</sup>	18.42±1.32 <sup>a</sup>	15.03±1.21 <sup>b</sup>	18.79±1.28 <sup>a</sup>	15.67±1.12 <sup>b</sup>
2013	13.22±1.20 <sup>c</sup>	7.29±1.43 <sup>d</sup>	18.46±1.33 <sup>a</sup>	15.72±1.12 <sup>b</sup>	18.97±1.23 <sup>a</sup>	15.36±0.91 <sup>b</sup>
2014	14.33±1.12 <sup>b</sup>	9.19±1.23 <sup>c</sup>	18.51±1.30 <sup>a</sup>	18.63±1.41 <sup>a</sup>	18.90±1.31 <sup>a</sup>	15.63±1.32 <sup>b</sup>
2015	14.48±1.15 <sup>b</sup>	8.26±1.25 <sup>c</sup>	19.55±1.23 <sup>a</sup>	18.75±1.13 <sup>a</sup>	19.00±1.12 <sup>a</sup>	15.89±0.76 <sup>b</sup>
2016	14.44±1.05 <sup>b</sup>	10.19±1.28 <sup>c</sup>	19.50±1.42 <sup>a</sup>	18.89±1.21 <sup>a</sup>	19.01±1.15 <sup>a</sup>	15.89±1.32 <sup>b</sup>
2017	14.50±1.43 <sup>b</sup>	10.29±1.41 <sup>c</sup>	19.23±1.21 <sup>a</sup>	18.90±1.13 <sup>a</sup>	19.01±1.13 <sup>a</sup>	15.91±1.12 <sup>b</sup>
2018	14.50±1.31 <sup>b</sup>	11.29±1.31 <sup>c</sup>	19.51±1.28 <sup>a</sup>	18.88±1.25 <sup>a</sup>	19.08±1.18 <sup>a</sup>	19.88±1.33 <sup>a</sup>
2019	14.58±1.22 <sup>b</sup>	9.38±1.36 <sup>b</sup>	19.48±1.32 <sup>a</sup>	19.89±1.38 <sup>a</sup>	19.18±1.20 <sup>a</sup>	19.90±1.22 <sup>a</sup>
2020	15.91±1.15 <sup>b</sup>	10.55±1.38 <sup>c</sup>	19.44±1.41 <sup>a</sup>	19.01±1.43 <sup>a</sup>	19.34±1.21 <sup>aa</sup>	19.85±1.32 <sup>a</sup>
年均增幅	2.01%	—	2.22%	3.06%	1.54%	5.30%
平均值	13.76±0.29 <sup>c</sup>	9.47±0.32 <sup>d</sup>	18.25±0.39 <sup>a</sup>	16.58±0.71 <sup>ba</sup>	18.18±0.37 <sup>a</sup>	15.78±0.70 <sup>b</sup>

注:同一行不同小写字母表示不同土地利用方式减少泥沙淤积生态服务价值之间差异显著( $p<0.05$ )。

表 10 安家沟流域不同土地利用方式水土保持生态服务价值

Table 10 Ecological service value of soil and water conservation by different land use patterns at Anjiagou watershed

年份	水土保持生态服务价值/(万元·km <sup>-2</sup> ·a <sup>-1</sup> )					
	人工草地	小麦地	沙棘地	油松地	封禁	撂荒地
2005	31.61	38.80	56.65	56.91	32.37	30.63
2007	37.94	47.59	59.94	57.65	34.17	33.78
2008	41.80	44.14	62.83	57.23	39.28	35.92
2009	49.44	47.48	64.23	58.35	47.71	37.27
2011	49.78	40.66	66.39	63.68	49.75	39.66
2012	58.47	46.59	68.54	68.07	53.80	40.48
2013	59.46	44.38	71.49	68.39	54.38	45.87
2014	64.62	48.33	73.06	71.51	58.71	47.84
2015	65.28	43.36	74.40	71.74	59.11	52.11
2016	67.58	42.22	74.56	71.86	59.92	53.22
2017	68.12	43.52	74.69	73.02	59.52	55.14
2018	68.73	46.40	75.19	73.32	60.30	59.61 <sup>f</sup>
2019	73.82	48.59	78.16	75.85	65.40	61.43
2020	78.16	46.60	79.62	74.99	73.76	62.08
年均增幅	9.82%	—	2.70%	2.12%	8.52%	6.84%
平均值	58.20±3.75 <sup>bc</sup>	44.90±0.79 <sup>a</sup>	69.98±1.87 <sup>d</sup>	67.33±1.89 <sup>cd</sup>	53.44±3.15 <sup>ab</sup>	46.79±3.25 <sup>a</sup>

注:同一行不同小写字母表示不同土地利用方式水土保持生态服务价值差异显著( $p<0.05$ )。

进一步相关分析得出(表 11),不同土地利用方式的水土保持生态服务价值与降雨历时呈正相关关系,

但相关性不显著;降雨量与服务价值呈正相关关系,且与人工草地服务价值间达到极显著正相关,相关系



数为 0.932,与沙棘地服务价值间呈显著相关,相关系数为 0.732;不同土地利用方式的水土保持生态服务价值与平均雨强和最大 30 min 雨强( $I_{30}$ )间呈负相关,且小麦地和撂荒地与其达到极显著水平,相关系

数分别为 -0.968 和 -0.976;不同土地利用方式水土保持生态服务价值与雨后土壤含水量、植被盖度和平均高度均呈显著或极显著正相关关系( $p < 0.05$ ,  $p < 0.01$ ),与其余影响因素间均呈负相关关系。

表 11 安家沟流域影响不同土地利用方式生态服务价值相关分析

Table 11 Correlation analysis of ecological service value affecting different land use patterns at Anjiagou watershed

影响因素	人工草地	沙棘地	油松地	小麦地	封禁	撂荒地
降雨历时/min	0.361	0.258	0.423	0.407	0.600	0.130
降雨量/mm	0.932**	0.732*	0.196	0.437	0.618	0.458
平均雨强/(mm·h <sup>-1</sup> )	-0.240	-0.321	-0.236	-0.134	-0.724*	-0.205
$I_{30}$ /(mm·h <sup>-1</sup> )	-0.555	-0.555	-0.141	-0.968**	-0.070	-0.976**
径流深/mm	-0.359	-0.359	-0.089	-0.590	-0.662	-0.283
径流系数	-0.752	-0.752*	-0.028	-0.113	-0.903**	-0.341
含沙量/(g·L <sup>-1</sup> )	-0.279	-0.154	-0.047	-0.955**	-0.021	-0.922**
土壤流失量/(t·hm <sup>-2</sup> )	-0.138	-0.038	-0.122	-0.819*	-0.203	-0.849**
雨前土壤含水量/%	-0.239	-0.119	-0.877**	-0.907**	-0.165	-0.287
雨后土壤含水量/%	0.993**	0.893*	0.552	0.281	0.517	0.801*
植被盖度/%	0.954**	0.923**	—	—	0.942**	0.936**
平均高度/m	0.754*	0.671*	—	—	0.875*	0.617*
坡度/(°)	-0.642	-0.517	-0.159	-0.933*	-0.690	-0.999**

注: \*\* 表示不同土地利用方式与影响因素间极显著相关( $p < 0.01$ ), \* 表示不同土地利用方式与影响因素间显著相关( $p < 0.05$ )。

### 3 讨论

本研究得出不同土地利用方式水源涵养生态服务价值除小麦地之外,均随观测年的延续呈现不同程度的增加趋势,到 2020 年,封禁地水源涵养生态服务价值达到 19.9 万元/(km<sup>2</sup>·a),低于全球单位面积水源涵养服务价值 126 万元/(km<sup>2</sup>·a)<sup>[36]</sup> 的 84.1%,其次是人工草地 17.0 万元/(km<sup>2</sup>·a),低于全球单位面积水源涵养服务价值 126 万元/(km<sup>2</sup>·a) 的 86.5%,最低的是小麦地,为 6.20 万元/(km<sup>2</sup>·a),低于全球单位面积水源涵养服务价值 126 万元/(km<sup>2</sup>·a) 的 95.1%,年均增幅均较高,在 50% 左右,远远高于全球水源涵养服务价值年均增长率为 1.05%<sup>[36]</sup>,看见黄土丘陵沟壑区的近几年的水源涵养能力在快速提高,但其产生的价值仍然远低于全球水平,因此,在今后的土地资源利用方面应向更有利于生态环境长期有效发展的方向进展。自 1997 年 Costanza 等对全球 17 种生态系统服务价值进行估算,得出全球生态系统每年提供服务的水源涵养服务价值约 1.12×10<sup>12</sup> 美元,到 2011 年达到 1.19×10<sup>13</sup> 美元<sup>[37]</sup>,增幅达 67.8%。不同土地利用方式水土保持生态服务价值除小麦地之外,从 2005—2020 年呈现持续增加的态势,随着植被的生长,茎叶延缓了降雨产生的径流,入渗增加,水源涵养量增大。小麦地种植前深耕及中耕除草,土壤

长期处于疏松状态,是造成严重水土流失的主要原因。本研究中,人工草地水土保持生态服务平均价值为 58.20 万元/(km<sup>2</sup>·a);小麦地 44.90 万元/(km<sup>2</sup>·a),沙棘地 69.98 万元/(km<sup>2</sup>·a),油松地 67.33 万元/(km<sup>2</sup>·a),封禁地 53.44 万元/(km<sup>2</sup>·a) 及撂荒地 46.79 万元/(km<sup>2</sup>·a),分别占总价值的 17%,13%,21%,20%,15% 和 14%,说明耕地转为林地时将有效增加生态服务价值,其次是转为人工草地,该研究结果与张瑜<sup>[38]</sup> 研究结果基本一致。这是因为退耕还林还草的土壤,其水力特性和入渗能力均优于农地,其中草地和灌丛地的土壤特性优于林地和农地,更有利于水分入渗,撂荒时间越长,根系强化土壤的正向作用越明显,降低水土流失的效果将越显著<sup>[39]</sup>。

有研究得出,中国草地生态系统服务价值总值为 8.70×10<sup>7</sup> 万元/a,单位面积为 1.64×10<sup>5</sup> 万元/(km<sup>2</sup>·a)<sup>[8]</sup>,且不同草地类型间差异较大,如沼泽地生态系统服务价值最高,是 1 910 元/(km<sup>2</sup>·a),其次是热灌木草,36.48 元/(km<sup>2</sup>·a)<sup>[40]</sup>,其中高寒草甸的生态系统服务价值为 12.74 元/(km<sup>2</sup>·a)。中国中南地区和华东地区单位面积涵养水源的价值最高,分别是 340.05 和 303.34 万元/(km<sup>2</sup>·a),西北地区最低,是 88.05 万元/(km<sup>2</sup>·a)<sup>[41]</sup>。另有研究得出,高寒草甸围栏封育水源涵养生态服务价值为 1 334 万元/(km<sup>2</sup>·a),净化水质价值 234 万元/(km<sup>2</sup>·a),减少

土地损失面积的间接价值 15 万元/(km<sup>2</sup>·a),减少土壤肥力损失的间接价值 3 715 万元/(km<sup>2</sup>·a),减少泥沙淤积间接价值 85 万元/(km<sup>2</sup>·a)<sup>[42]</sup>,分别为本研究的 66.7,60,1.36,1 000 和 4.7 倍。虽然林地面积的增加将促使生态服务价值的上升,但同时也导致了耕地面积受到了挤压,生态环境的平衡性被冲击,反而不利于生态环境的可持续发展,从而形成了生态服务价值的空间异质性<sup>[43]</sup>。因此,在今后的土地利用结构改变中应当在提高生态服务价值的基础上,充分考虑土地类型的和谐,减缓生态环境受到的冲击。总之,退耕还林还草在很大程度上影响黄土丘陵沟壑区土地利用的数量和结构的同时,提高了农业用地的水土保持生态服务价值。

## 4 结论

(1) 在 2005—2020 年黄河流域丘陵沟壑区水源涵养生态服务价值除小麦地之外,均随观测年的延续呈现不同程度的增加趋势,但远低于全球单位面积水源涵养服务价值 90%左右。

(2) 在 2005—2020 年黄河流域丘陵沟壑区水土保持生态服务价值呈现持续增加的态势,人工草地水土保持生态服务价值平均为 58.2 万元/(km<sup>2</sup>·a),小麦地 44.9 万元/(km<sup>2</sup>·a),沙棘地 69.9 万元/(km<sup>2</sup>·a),油松地 67.3 万元/(km<sup>2</sup>·a),封禁地 53.4 万元/(km<sup>2</sup>·a)及撂荒地 46.8 万元/(km<sup>2</sup>·a),排列顺序为:沙棘地>油松地>人工草地>封禁>撂荒地>小麦地。

(3) 水土保持生态服务价值年均增幅最高的是人工草地,为 9.82%,其次是封禁和撂荒地,分别为 8.52%和 6.84%,增幅最低的是油松林地,为 2.12%,而小麦地的水土保持生态服务价值随年限的变化无明显趋势。

(4) 水土保持生态服务价值贡献值较高的是沙棘地和油松林地,分别为 21%和 20%,其次是人工草地,为 17%,最低的是小麦地,为 13%,封禁地和撂荒地居中,分别为 15%和 14%,可见,黄河流域丘陵沟壑区治理水土流失问题的关键在于保持和提高林草地的质量。

### [ 参 考 文 献 ]

[1] 吴彬,李岳霖,赵青瑛,等.广西北部湾滨海湿地生态系统服务价值评价及其影响因素研究[J].生态经济,2020,36(9):151-157.

[2] 刘耕源,杨青,黄俊勇.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[J].中国环境管理,2020,12(3):90-97.

[3] Groot R, Brander L, Ploeg S, et al. Global estimates of

the value of ecosystems and their services in monetary units [J]. *Ecosystem Services*, 2012,1(1):50-61.

[4] Costanza R, D'Agrger R, De Groat R, et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital [J]. *Natural*, 1997,387(15):253-260.

[5] Daily G C. *Natures Services: Societal Dependence on Natural Eco-systems* [M]. Washington D C: Island Press, 1997:329-344.

[6] 单娜娜,赖波,马雪琴,等.吉尔吉斯共和国生态系统服务功能对土地利用变化的响应[J].新疆农业科学,2013,50(1):181-188.

[7] 李文华,欧阳志云,赵景柱.生态系统服务功能研究[M].北京:气象出版社,2002.

[8] 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.

[9] 欧阳志云,王效科,苗鸿,等.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.

[10] 欧阳志云,朱春全,杨广斌,等.生态系统生产总值核算:概念、核算方法与案例研究[J].生态学报,2013,33(21):7647-6761.

[11] 赖敏,吴绍洪,戴尔阜,等.三江源区生态系统服务间使用价值评估[J].自然资源学报,2013,28(1):38-50.

[12] 赵进.流域生态价值评估及其生态补偿模式研究[D].江苏南京:南京林业大学,2009.

[13] 谢高地,鲁春霞,成升魁.全球生态系统服务价值评估研究进展[J].资源科学,2001,23(6):5-9.

[14] 赵同谦,欧阳志云,郑华,等.中国森林生态系统服务功能及其价值评价[J].自然资源学报,2004,19(4):480-491.

[15] 刘慧明,高吉喜,刘晓,等.国家重点生态功能区 2010—2015 年生态系统服务价值变化评估[J].生态学报,2020,40(6):1-12.

[16] 吴秀芹,蒙古军.塔里木河下游土地利用/覆盖变化环境效应[J].干旱区研究,2004,21(1):39-42.

[17] 黄湘,陈亚宁,马建新.西北干旱区典型流域生态系统服务价值变化[J].自然资源学报,2011,26(8):1365-1369.

[18] 黄志霖,傅伯杰,陈利顶.黄土丘陵区不同坡度、土地利用类型与降水变化的水土流失分异[J].中国水土保持科学,2005,3(4):11-18.

[19] 魏慧,赵文武,张骁,等.基于土地利用变化的区域生态系统服务价值评价:以山东省德州市为例[J].生态学报,2017,37(11):3830-3839.

[20] 张天海,田野,徐舒,等.滨海城市土地利用格局演变及对生态系统服务价值的影响[J].生态学报,2018,38(21):7572-7578.

[21] Du Xuejun, Huang Zhonghua. Ecological and environmental effects of land use change in rapid urbanization: the case of Hangzhou, China [J]. *Ecological Indicators*,

- 2017,81:243-251.
- [22] 闵庆文,刘寿东,杨霞.内蒙古典型草原生态系统服务功能价值评估研究[J].草地学报,2004,12(3):165-169.
- [23] 张瑞君,邸利,黄海霞,等.定西市安家沟小流域生态经济系统健康定量评价[J].甘肃农业大学学报,2009,44(1):132-137.
- [24] 许炳心.黄土高原生态环境建设的若干问题与研究需求[J].水土保持研究,2000,7(2):10-13.
- [25] Duan H, Yan C, Tsunekawa A, et al. Assessing vegetation dynamics in the Three-North Shelter Forestregion of China using AVHRR NDVI data [J]. Environmental Earth Sciences, 2011,64(4):1011-1020.
- [26] Liu Jianguo, Li Shuxin, Ou Zhiyun, et al. Ecological and socioeconomic effects of China, spolicies for ecosystem services [J]. Proceeding of the National Academy of Sciences, 2008,105(28):9477-9482.
- [27] 朱建佳,彭晓伟,刘耀亮,等.基于 InVEST 模型的太行山区土壤侵蚀与土壤保持[J].河北科技师范学院学报,2021,35(1):58-66.
- [28] 陈瑾,张佰林,王琨.安家沟流域地面监测数据质量及合理性评价[J].中国水土保持,2018(9):61-62.
- [29] 李金昌,姜文来,靳乐山,等.生态价值论[M].重庆:重庆大学出版社,1999.
- [30] 缪建群,杨文亭,杨滨娟,等.崇义客家梯田区生态系统服务功能及价值评估[J].自然资源学报,2016,31(11):1817-1831.
- [31] 缪建群,王志强,杨文亭,等.崇义客家梯田生态系统服务功能[J].应用生态学报,2017,28(5):1642-1652.
- [32] 许爱霞,吴军.定西市农村土地资源利用现状调查研究[J].农经管理,2019(16):52-54.
- [33] 侯元兆.森林环境价值核算[M].北京:中国科学技术出版社,2002.
- [34] 林家淮,欧书丹,刘良源.东江源区森林涵养水源、固碳制氧价值估算[J].江西科学,2009,27(2):247-250.
- [35] 周国逸,闫俊华.生态公益林补偿理论与实践[M].北京:气象出版社,2000,198-226.
- [36] 高月明,吴文俊,蒋洪强,等.基于全球陆地生态系统的水源涵养服务价值时空变化分析[J].环境科学研究,2021,34(11):2696-2705.
- [37] Costanza R, De-groot R, Sutton P, et al. Changes in the global value of ecosystem services [J]. Global Environmental Change, 2014,26:152-158.
- [38] 张瑜,赵晓丽,左丽君,等.黄土高原生态系统服务价值动态评估与分析[J].水土保持研究,2018,25(3):170-176.
- [39] Yu Miaozi, Zhang Lulu, Xu Xuexuan, et al. Impact of land use changes on soil hydraulic properties of calcareous regosols on the Loess Plateau, NW China[J]. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 2015,178:486-498.
- [40] 谢高地,张钰铨,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.
- [41] 李志沛,张宇清,朱清科,等.中国平原林业工程涵养水源生态服务功能价值估算[J].水土保持研究,2012,19(3):242-244.
- [42] 马海霞.不同利用方式和坡位变化对高寒草甸保水固土的影响[D].甘肃 兰州:甘肃农业大学,2021,75-79.
- [43] 杨青,刘耕源.湿地生态系统服务价值能值评估:以珠江三角洲城市群为例[J].环境科学学报,2018,38(11):4527-4538.

(上接第 228 页)

- [25] 史瑶.基于 MSPA 和 MCR 模型的资兴市生态网络构建研究[D].湖南 长沙:中南林业科技大学,2019.
- [26] 许峰,尹海伟,孔繁花,等.基于 MSPA 与最小路径方法的巴中西部新城生态网络构建[J].生态学报,2015,35(19):6425-6434.
- [27] Forman R T, Baudry J. Hedgerowsand hedgerow networksin landscape ecology [J]. Environmental Management, 1984,8(6):495-510.
- [28] 蒋大林,曹晓峰,匡鸿海,等.生态保护红线及其划定关键问题浅析[J].资源科学,2015,37(9):1755-1764.
- [29] 吕东,王云才,彭震伟.基于适宜性评价的快速城市化地区生态网络格局规划:以吉林长白朝鲜族自治县为例[J].风景园林,2013(2):54-59.
- [30] 黄锰,蔡新冬,李光皓,等.山·水·林·城—伊春市中心城新区南区城市设计[J].城市规划,2009,33(11):93-96.