

DOI: 10.5846/stxb202101050035

刘娇,郎学东,苏建荣,刘万德,刘华妍,田宇.基于 InVEST 模型的金沙江流域干热河谷区水源涵养功能评估.生态学报,2021,41(20):8099-8111.
Liu J, Lang X D, Su J R, Liu W D, Liu H Y, Tian Y. Evaluation of water conservation function in the dry-hot valley area of Jinsha River Basin based on InVEST model. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(20): 8099-8111.

基于 InVEST 模型的金沙江流域干热河谷区水源涵养功能评估

刘 娇¹, 郎学东^{1,2}, 苏建荣^{1,2,*}, 刘万德^{1,2}, 刘华妍³, 田 宇⁴

1 中国林业科学研究院资源昆虫研究所, 昆明 650224

2 国家林业和草原局云南普洱森林生态系统国家定位观测研究站, 普洱 665000

3 中国林业科学研究院森林生态环境与保护研究所国家林业和草原局森林生态环境重点实验室, 北京 100091

4 中节能生态产品发展研究中心有限公司, 北京 100082

摘要:以金沙江流域干热河谷区 1990 年、2000 年、2010 年和 2019 年 4 期 Landsat 遥感影像为基础数据,通过目视解译和最大似然相结合的方法进行土地利用类型分类,定量分析金沙江流域干热河谷区土地利用类型的时间变化与空间转移过程;采用 InVEST 模型,结合气象、土壤和地形等数据评估了 1990—2019 年金沙江流域干热河谷区及不同土地利用类型的产水功能和水源涵养功能。结果表明:1) 1990—2019 年金沙江流域干热河谷区土地利用类型以草地、乔木林地和耕地为主;近 30 年来,灌木林地、建设用地、交通运输用地和水域的面积不断增加,建设用地面积增幅最大;草地、乔木林地、耕地和裸地面积均减少。2) 1990—2019 年,建设用地、灌木林地、交通运输用地和水域面积的增加来源于草地、耕地和乔木林地。3) 金沙江流域干热河谷区多年平均产水量为 $26.09 \times 10^8 \text{ m}^3$,水源涵养量为 $7.26 \times 10^8 \text{ m}^3$,产水量的变化与分布直接影响着区域的水源涵养量;平均水源涵养能力 68.74 mm,呈现上升—下降—上升的波动变化趋势。4) 1990—2019 年不同土地利用类型的水源涵养量变化明显,不同地类平均水源涵养量的大小依次为耕地>草地>建设用地>乔木林地>交通运输用地>灌木林地>裸地>水域。

关键词:土地利用;水源涵养量;InVEST 模型;金沙江流域干热河谷区

Evaluation of water conservation function in the dry-hot valley area of Jinsha River Basin based on InVEST model

LIU Jiao¹, LANG Xuedong^{1,2}, SU Jianrong^{1,2,*}, LIU Wande^{1,2}, LIU Huayan³, TIAN Yu⁴

1 Research Institute of Resource Insects, Chinese Academy of Forestry, Kunming 650224, China

2 Pu'er Forest Ecosystem Research Station, National Forestry and Grassland Administration of China, Pu'er 665000, China

3 Research Institute of Forest Ecology, Environment and Protection, Chinese Academy of Forestry, Key Laboratory of Forest Ecology and Environment of National Forestry and Grassland Administration, Beijing 100091, China

4 China Energy Conservation Ecological Product Development Research Center Company Limited, Beijing 100082, China

Abstract: Using Landsat remote sensing images in 1990, 2000, 2010 and 2019, land use types in the dry-hot valley area of Jinsha River Basin are classified by combining visual interpretation with maximum likelihood, and the spatiotemporal change and transfer process of land use types in the dry-hot valley area of Jinsha River Basin are also studied. The InVEST model combining meteorological, soil and topographic data are used to evaluate the water-producing and water-conserving function of different land use types in the dry-hot valley area of Jinsha River Basin from 1990 to 2019. The main conclusions

基金项目:中央级公益性科研院所基本科研业务费专项资金(CAFYBB2019ZD001);国家林业和草原局野生植物保护管理项目(2020070309);国家林业和草原局林业科学技术推广项目(2019[49]号)

收稿日期:2021-01-05; 采用日期:2021-08-02

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: jianrongsu@vip.sina.com

are as follows: (1) from 1990 to 2019, grassland, forestland and cultivated land were the main types of land use in the dry-hot valley area of Jinsha River Basin. In the past 30 years, the area of shrubland, construction land, transportation land and water area has been increasing continuously and the area of grassland, forestland, cultivated land and bareland has been decreased. (2) The area increase in construction land, shrubland, transportation land and water area came from grassland, farmland and forestland from 1990 to 2019. (3) In the dry-hot valley area of Jinsha River Basin, the annual average water yield was $26.09 \times 10^8 \text{ m}^3$, the water conservation amount was $7.26 \times 10^8 \text{ m}^3$, and the average water conservation capacity was 68.74 mm showing a fluctuation of up-down-up. (4) From 1990 to 2019, the water conservation amount of different land use types changed significantly, and the average water conservation amount of different land types was from large to small: farmland>grassland>construction land>forestland>transportation land>shrubland>bareland>water area.

Key Words: land use; water yield; InVEST model; the dry-hot valley area of Jinsha River Basin

金沙江干热河谷区是我国西南地区中无论是气候类型还是植被类型都比较接近于热带“稀树草原 (Savanna)”环境的一类特殊干热地区^[1-2],也是长江上游生态环境最脆弱、水土流失最严重的区域之一^[3-4]。因其气候干热、土壤含水严重亏缺^[5]、土壤侵蚀严重^[4]和植被恢复困难^[6-9]等生态环境问题一直是研究的热点。又因金沙江干热河谷区地处长江经济带的上游,经济发展和生态环境保护的战略地位也十分重要。《长江经济带生态环境保护规划》^[10]也明确要求,要加强长江流域水源涵养区的生态保护力度,从源头上防止水土流失和生态破坏,重点加强金沙江中下游区域水源涵养、水土流失治理与植被恢复,提升生态系统服务水平。多年来,对金沙江干热河谷植被恢复和造林技术连续开展了大量研究,但至今尚未形成一个行之有效的配套技术,常常出现“种树不见树,造林不见林”的现象,主要原因之一是干热河谷区严重缺水^[11-12]。解决这一问题的关键必须依赖于对干热河谷区水源涵养功能的准确评估,从根本上掌握此区水源涵养能力的量化指标及其时空变化规律。虽然围绕金沙江干热河谷的生态修复与水土保持技术^[13-14]、气候和植被的关系^[15]、岩性对干热河谷土壤水分和植被类型的影响^[16]、不同植被类型的林分截流和持水能力^[17]等研究取得了丰硕的研究成果,但针对金沙江干热河谷区的水源供给的量化研究及其时空变化,目前尚不清楚。针对以上问题,应用 InVEST 模型产水模块定量评估金沙江干热河谷区的水源涵养功能不失为一个有效的方法。

InVEST 模型产水模块基于水量平衡原理,通过降水、地表蒸发、植物蒸腾、土壤深度和根系深度等参数计算产水量。与传统的土壤蓄水能力法、林冠截留剩余量法、水量平衡法、综合蓄水能力法、年径流量法、降水储存量法和地下径流增长法等相比,模型具有空间数据量化、可视化、参数易获取、易于计算,具有情景模拟功能和在较大的尺度上有效等优点。近 10 年来,有关 InVEST 模型在国内外应用已较为成熟,主要围绕研究区域产水量和水源涵养量及时空变化(如:英国^[18]、美国^[19]、尼泊尔^[20]、伊朗^[21]和中国的长江上游^[22]、北京市山区^[23]、白羊淀^[24]、三江源区^[25]、都江堰^[26]、陕北黄土高原^[27]、河南淅川^[28]、三江源国家公园^[29]、秦岭^[30]等)、价值评估(如太湖流域^[31]和岷江上游^[32])、未来情景预测(如广东杨溪河流域^[33]和闽三角城市群^[34]未来土地利用变化分析)、不同模型之间比较研究(如福建省森林生态系统水源涵养服务评估^[35])、模型验证与完善(如北美洲^[36]和浙江杭州临安水涛庄水库集水区案例^[37])等方面展开相关工作,为金沙江流域干热河谷区的产水功能提供了借鉴基础与评估方法,并推进定量评估金沙江流域干热河谷区的水源涵养功能。

本研究在参考上述国内外使用 InVEST 模型对水源涵养功能研究文献的基础上,基于 1990—2019 年土地利用变化与转移特征,结合气象、土壤和地形等数据,应用 InVEST 模型定量评估金沙江流域干热河谷区水源涵养能力,以期能为金沙江流域干热河谷区植被修复、水资源管理等提供数据支撑,为长江经济带的建设提供生态服务。

1 研究区概况

金沙江流域干热河谷区主要分布在金沙江干流的中下游,地理位置介于 $100^{\circ}13'31.89''$ — $104^{\circ}02'6.12''\text{E}$,

25°17′6.12″—28°33′12.48″N 之间,行政上主要分属于四川省的攀枝花市、会理县、会东县、宁南县、金阳县、雷波县和云南省的永胜县、华坪县、宾川县、永仁县、元谋县、东川区、巧家县、永善县等县市区管辖,区域面积约 $1.06 \times 10^6 \text{ km}^2$ (图 1)。干热河谷区一般海拔 700—1500 m^[1],河谷东段深陷乌蒙山脉之间,西段深陷云岭山脉,两侧有中山、高山,总体上属于高原上的高山峡谷地貌。该区气候又干又热,年均温一般 >20℃,年蒸发量通常大于年降水量的 3—6 倍,≥10℃ 年积温 >7000℃^[1]。以此区内元谋气象站(1120 m)连续 24 年观测的气象指标为例:年均温 21.8℃,≥10℃ 年积温 7996.1℃,年均降水量 634 mm,干季降水量为 50.2 mm,年均蒸发量 3847.8 mm,年干燥度 3.0—5.0,属亚热带性的干热河谷气候,与世界典型萨王纳气候指标比较接近^[1]。此区土壤类型以褐红土为主,分布的主要植被类型有干热灌丛、干热性稀树灌木草丛、河流(湖泊)水生植被、人工林和旱地植被,非植被覆盖主要是城乡居民居住地和道路^[2];植物种类以山合欢 *Albizia kalkora* (Roxb.) Prain、余甘子 *Phyllanthus emblica* L.、车桑子 *Dodonaea viscosa* (L.) Jacq.、疏序黄荆 *Vitex negundo* L. f. *laxipaniculata* Pei、黄茅 *Heteropogon contortus* (L.) Beauv. 等为主,分布有国家级保护植物攀枝花苏铁 *Cycas panzhihuaensis* L. Zhou et S. Y. Yang、红椿 *Toona ciliata* Roem.、金铁锁 *Psammosilene tunicoides* W. C. Wu et C. Y. Wu 等。由于巨型水电站建设、薪材砍伐、放牧和火烧等长期不合理开发利用,加之立地植被恢复困难,该区植被覆盖率低、水土流失严重、生态环境不断恶化^[3]。

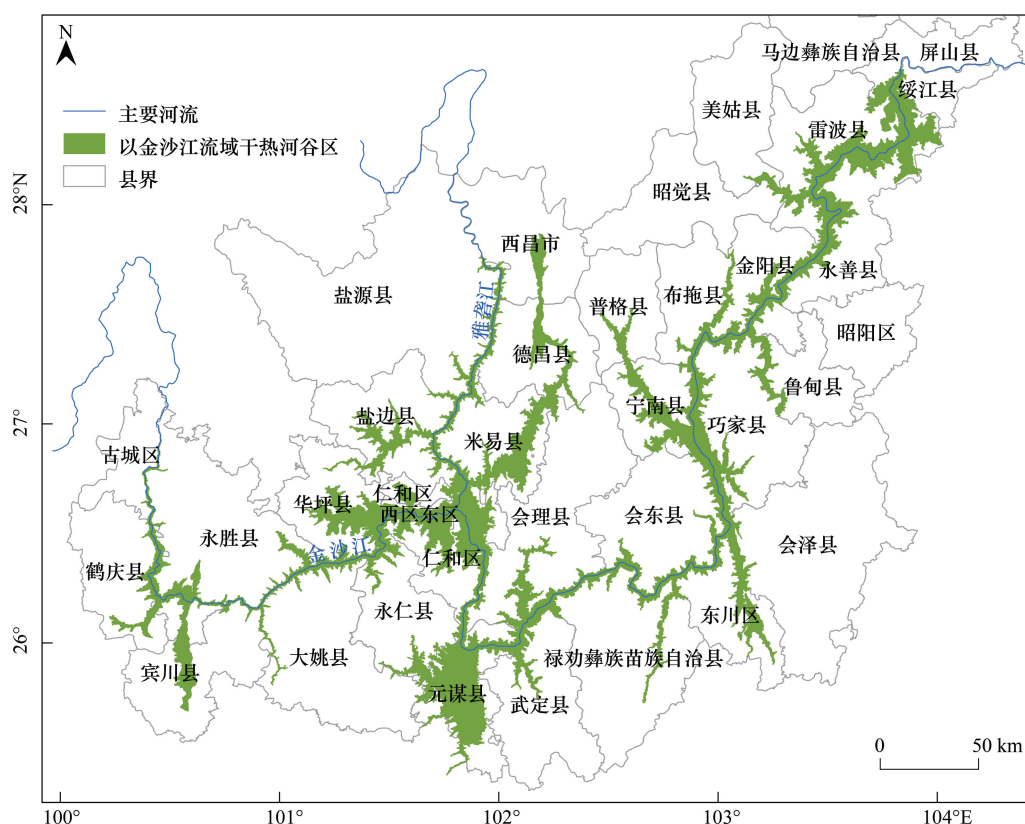


图 1 金沙江流域干热河谷区地理位置

Fig.1 The geographical location of the dry-hot valley area of Jinsha River basin

2 材料与方法

2.1 数据来源与处理

(1) 金沙江流域干热河谷区范围。依据相关文献,结合本研究的前期野外调查资料,主要使用 DEM 数据(空间分辨率为 90 m)提取金沙江流域干热河谷区的范围。DEM 数据和下述相关遥感影像数据均来源于地

理空间数据云(www.gscloud.cn)。

(2) 土地利用类型的分类与检验。使用 1990 年、2000 年、2010 年和 2019 年的遥感影像,在 ArcGIS 与 ENVI 软件中,对影像进行几何校正、影像融合和影像裁剪等预处理,采用目视解译法与监督分类法相结合的方法提取土地利用类型。依据《土地利用现状分类》标准(GB/T 21010—2017)将土地利用类型划分为乔木林地、灌木林地、草地、耕地、建设用地、交通运输用地、裸地和水域 8 类。通过 Google Earth 获取 2.38 m 的高清卫片和野外实际考察数据,利用混淆矩阵对分类精度进行评价,经多次重新选取训练样本,最终 Kappa 系数大于 0.83,精度满足研究需求。

(3) 气象数据。研究区及其周边共计 75 个气象站点 1990—2019 年逐日的气象数据下载自中国气象数据网(<http://data.cma.cn/>),包括不同时期的降水、温度、湿度、气压和风速等数据。运用 ArcGIS 软件的 Kriging 插值法对站点数据进行空间插值。

(4) 土壤数据。土壤数据来源于比例尺为 1:1000000 的世界土壤数据库(<http://www.iiasa.ac.at/Research/LUC/External-World-soil-database/HTML/>),包括土壤质地、土壤厚度、土壤类型与有机物含量等,栅格数据经定义投影、创建属性表和裁剪等步骤,利用公式(7)计算得植物可利用水数据(图 2 和图 3)。

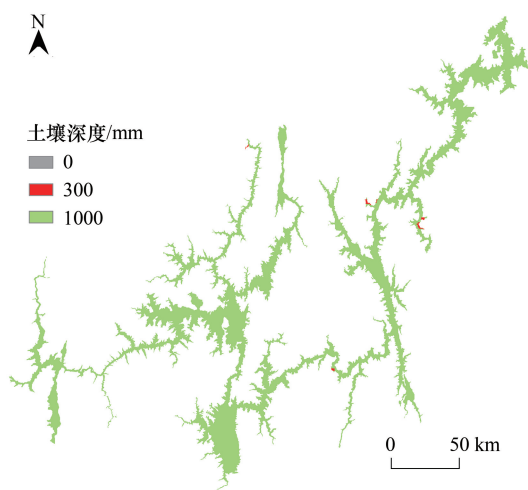


图 2 研究区土壤深度

Fig.2 Soil depth in the study area

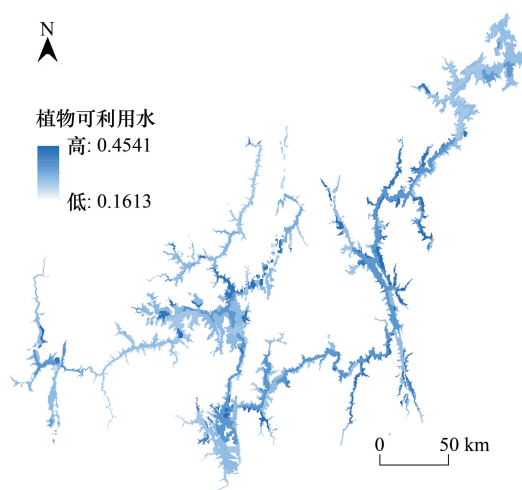


图 3 研究区植物可利用水

Fig.3 Water available for plants in the study area

(5) 根系深度数据。自然植被类型的根系深度数据参考 Schenk 等^[38]对 Savanna 植被的研究(相似的气候条件尤其是降水量和植被类型);农业植被的根系深度参考文献^[26]。

2.2 土地利用类型转移矩阵

土地利用类型转移矩阵源于系统分析学,是分析研究系统的状态与转移量的定量过程,包括转出面积与转入面积^[39-40]。可以用土地利用转移面积或者转移概率来表示^[41]。其计算公式为:

$$T_1 = \begin{bmatrix} S_{11} & S_{12} & \cdots & S_{1n} \\ S_{21} & S_{22} & \cdots & S_{2n} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ S_{n1} & S_{n2} & \cdots & S_{nn} \end{bmatrix} \text{ 或 } T_2 = \begin{bmatrix} P_{11} & P_{12} & \cdots & P_{1n} \\ P_{21} & P_{22} & \cdots & P_{2n} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ P_{n1} & P_{n2} & \cdots & P_{nn} \end{bmatrix} \quad (1)$$

式中, T_1 , T_2 为研究时段内的土地利用转移矩阵的两种表示方式,其中 T_2 又称为 MARKOV 转移概率矩阵; S_{ij} 是研究时段内由地类 i 转移为地类 j 的面积; P_{ij} 是土地利用类型由研究初期的地类 i 转移为研究末期的地类 j 的概率; n 是土地利用类型的数量。

2.3 InVEST 模型水源涵养模块

2.3.1 产水量评估模型

产水量是通过估算每个栅格单元降水量减去实际蒸散发后的水量^[42],计算公式如下:

$$Y_x = \left(1 - \frac{AET_x}{P_x}\right) \times P_x \quad (2)$$

式中, $Y_{(x)}$ 表示栅格单元 x 的年产水量; $AET_{(x)}$ 表示栅格单元 x 的年实际蒸散量; $P_{(x)}$ 表示栅格单元 x 的年降水量。

土地利用/覆被类型的植被蒸散发 $\frac{AET_x}{P_x}$,采用 Budyko 水热耦合平衡假设公式计算^[43-44]:

$$\frac{AET_x}{P_x} = \frac{1 + \omega_x R_{(x,j)}}{1 + \omega_x R_{(x,j)} + 1/R_{(x,j)}} \quad (3)$$

式中, $R_{(x)}$ 为栅格单元 x 的无量纲干燥指数; $\omega_{(x)}$ 为自然气候条件下表示土壤性质的一个无量纲非物理参数,定义了与潜在蒸散量相关的曲线形状,由(4)—(5)式计算^[21]:

$$R_x = \frac{K_c \times ET_{0x}}{P_x} \quad (4)$$

$$\omega_x = Z \frac{AWC_x}{P_x} \quad (5)$$

式中, K_c 表征作物蒸散的作物系数; $ET_{0(x)}$ 栅格单元 x 的参考蒸散量; Z 为经验参数,又称“季节常数”,能够代表区域降水分布及其他水文地质,特征取值范围 1—30; $AWC_{(x)}$ 为植被含水量(mm),计算公式为^[30]:

$$AWC_x = \min(\text{soil_depth}, \text{root_depth}) \times \text{PAWC} \quad (6)$$

式中, Soil_depth 为土壤深度; root_depth 为根系深度; PAWC 为植物可利用水,基于土壤质地和土壤有机质建立的非线性拟合模型,取值范围 0—1,采用周文佐^[45]提出的公式计算:

$$\text{PAWC} = 54.509 - 0.132 \times \text{Sand\%} - 0.003 \times (\text{Sand\%})^2 - 0.055 \times \text{Silt\%} - 0.006 \times (\text{Silt\%})^2 - 0.738 \times \text{Clay\%} + 0.007 \times (\text{Clay\%})^2 - 2.688 \times \text{OM\%} + 0.501 \times (\text{OM\%})^2 \quad (7)$$

式中, Sand\% 为土壤砂粒含量; Silt\% 为土壤粉粒含量; Clay\% 为土壤黏粒含量; OM\% 为土壤有机质含量。

2.3.2 水源涵养量估算

在 InVEST 模型中计算得到产水量的基础上,结合研究区地形指数、地表流速系数^[26]和土壤饱和导水率计算栅格尺度的水源涵养量^[23]。计算公式如下:

$$\text{Retention} = \min\left(1, \frac{249}{\text{velocity}}\right) \times \min\left(1, \frac{0.9 \times TI}{3}\right) \times \min\left(1, \frac{K_s}{300}\right) \times Y_x \quad (8)$$

式中, Retention 为单位面积水源涵养量(mm); velocity 为流速系数; TI 为地形指数,由(9)式计算; K_s 为土壤饱和导水率(mm/d),根据土壤的粘粒、粉粒和砂粒含量计算得到:

$$TI = \lg \frac{\text{Drainagearea}}{\text{soil_depth} \times \text{percent_slope}} \quad (9)$$

式中, Drainagearea 为集水区栅格数量; percent_slope 为百分比坡度; soil_depth 为土壤深度(mm)。

3 结果与分析

3.1 土地利用变化分析

1990—2019 年金沙江流域干热河谷区土地利用类型面积变化(图 4),河谷土地利用以草地、乔木林地和

耕地为主,平均面积比例为 78.45%,其次是建设用地、水域、交通运输用地和灌木林地分别占 8.88%,4.38%,4.13%,3.62%,而裸地面积仅占 0.54%。

经统计分析,金沙江流域干热河谷区 29 年来各土地利用类型的数量和结构均发生了不同程度的变化。灌木林地、建设用地、交通运输用地和水域的面积均增加,其中,建设用地面积增幅最大,从 $4.41 \times 10^4 \text{ hm}^2$ 增加至 $15.72 \times 10^4 \text{ hm}^2$,增幅约 256.40%;交通运输用地和水域,增幅分别为 131.75%、102.99%;灌木林地增幅最小,为 9.83%,由 1990 年的 52429.68 hm^2 增加为 2019 年的 57581.28 hm^2 。草地、乔木林地、耕地和裸地面积在减少,裸地下降幅度最大,达 82.86%;草地面积减少最大,由 $40.09 \times 10^4 \text{ hm}^2$ 减少到 $34.58 \times 10^4 \text{ hm}^2$,降幅约 23.74%;乔木林降幅为 32.27%;耕地面积减少 4993.65 hm^2 ,降幅仅为 2.07%,变化较为平缓(图 4 和表 1)。

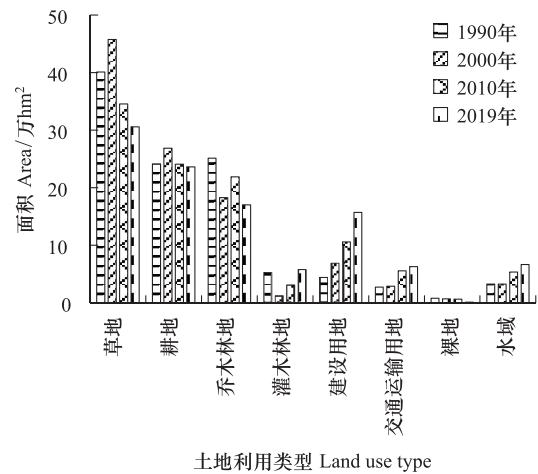


图 4 1990—2019 年土地利用类型面积变化

Fig.4 Land use type and area change from 1990 to 2019

表 1 1990—2019 年土地利用面积百分比

Table 1 Land use area percentage from 1990 to 2019

土地利用类型 Land use type	占比 Proportion/%			
	1990	2000	2010	2019
草地 Grassland	37.89	43.23	32.68	28.90
耕地 Cultivated land	22.81	25.37	22.79	22.34
乔木林地 Forest land	23.74	17.28	20.68	16.08
灌木林地 Shrub land	4.96	1.14	2.95	5.44
建设用地 Construction land	4.17	6.49	9.99	14.85
交通运输用地 Transportation land	2.57	2.73	5.27	5.97
裸地 Bare land	0.76	0.67	0.59	0.13
水域 Waters	3.10	3.09	5.05	6.29

3.2 土地利用类型转移变化

从 1990—2019 年金沙江流域干热河谷区土地利用类型转移矩阵(表 2)和转移空间分布(图 5 和图 6)可知,草转出面积 257191.20 hm^2 ,转入面积 162012.96 hm^2 ,转出面积是转入面积的 1.59 倍,表明草地面积在减少,主要原因是人类长期过度放牧以及耕地和建设用地面积不断增加占用大量草地。耕地主要转出为草地 75119.40 hm^2 ,占转出总面积的 43.12%,转出为建设用地 36856.62 hm^2 ,比重为 21.16%,转出面积为 174199.41 hm^2 ,转入面积为 169205.76 hm^2 ,转出面积是转入的 1.03 倍,耕地面积减少。由此可见,草地与耕地存在相互转移。伴随人口增加,对森林的砍伐乱伐、开垦耕地和人工造林等,使乔木林地面积缩小、林分结构失衡^[46],其转出为草地、耕地和建设用地面积占转出总面积的 86.37%。由于乔木林地转为草地和耕地的面积远小于草地、耕地自身转出的面积,所以草地和耕地面积仍然为减少状态。灌木林地转入面积是转出面积的 1.13 倍,表明灌木林地面积在增加,66.19%的灌木林地由草地转入。近年来,由于西部大开发战略、大型水电工程开发建设、旅游业发展,以及该区丰富的矿产资源和水资源开发等原因,促进了建设用地、交通运输用地和水域面积快速增加。其中,建设用地转入面积 152896.41 hm^2 ,转出面积 39827.70 hm^2 ,总量上转入是转出的 3.84 倍,其面积大幅度增加,主要来源是耕地 36856.62 hm^2 ,占转入面积的 24.11%,草地 60173.28 hm^2 ,占比 39.36%,乔木林地 47593.98 hm^2 ,占比 31.13%。交通运输用地转入面积是转出面积的 2.45 倍,主要来源草地 24642.63 hm^2 ,占转入面积的 40.63%,耕地 14020.29 hm^2 ,比重为 23.11%,其他地类转入面积所占比重均较

小。裸地面积基数小,面积不断较少,主要转为耕地和草地。水域面积大幅度增加,主要来源是耕地 12473.19 hm^2 ,占转入面积的 27.29%,草地 16178.13 hm^2 ,比重为 35.40%,乔木林地 14105.34 hm^2 ,占比 30.86%,水域转入面积 45704.25 hm^2 ,转出面积 11921.58 hm^2 ,转入面积是转出的 3.83 倍。

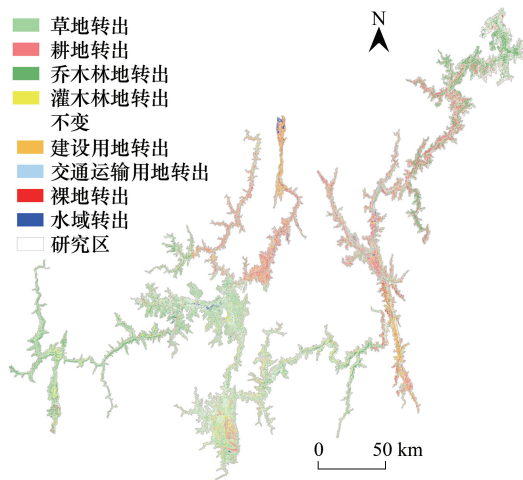


图 5 1990—2019 年土地利用转出空间分布

Fig.5 1990—2019 spatial distribution of land use transfer-out

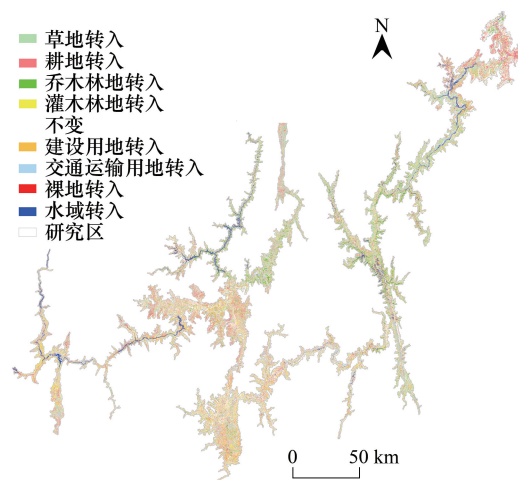


图 6 1990—2019 年土地利用转入空间分布

Fig.6 1990—2019 spatial distribution of land use transfer-in

表 2 1990—2019 年土地利用转移面积/ hm^2 与转移比重/%

Table 2 1990—2019 land use transfer area and transfer proportion

1990 年		2019 年							
		草地	耕地	灌木林地	建设用地	交通运输用地	裸地	乔木林地	水域
草地 A	A	14453.64	14557.32	2587.14	7260.84	328.86	834.30	601.83	40623.93
Grassland	B	35.58	35.83	6.37	17.87	0.81	2.05	1.48	
	C	15.81	66.19	5.32	4.93	1.55	5.81	0.39	
耕地	A	7235.73	75119.40	36856.62	14020.29	113.40	28380.78	12473.19	174199.41
Cultivated land	B	4.15	43.12	21.16	8.05	0.07	16.29	7.16	
	C	8.54	50.29	6.96	4.08	1.13	26.65	2.36	
灌木林地	A	30300.48	85086.45	60173.28	24642.63	630.18	40180.05	16178.13	257191.20
Shrub land	B	11.78	33.08	23.40	9.58	0.25	15.62	6.29	
	C	8.99	46.37	9.20	6.47	1.76	25.51	1.71	
建设用地	A	2435.67	11774.97	14911.29	7800.30	109.35	1503.36	1292.76	39827.70
Construction land	B	6.12	29.56	37.44	19.59	0.27	3.77	3.25	
	C	1.69	24.11	39.36	1.93	0.57	31.13	1.22	
交通运输用地	A	2258.28	6900.39	10485.45	2954.07	51.84	1245.78	870.75	24766.56
Transportation land	B	9.12	27.86	42.34	11.93	0.21	5.03	3.52	
	C	11.97	23.11	40.63	12.86	1.25	7.08	3.10	
裸地	A	709.56	1904.31	2844.72	867.51	759.78	733.86	182.25	8001.99
Bare land	B	8.87	23.80	35.55	10.84	9.49	9.17	2.28	
	C	24.41	8.42	46.78	8.12	3.85	7.04	1.38	
乔木林地	A	2657.61	45099.18	41331.06	47593.98	4294.62	94.77	14105.34	155176.56
Forest land	B	1.71	29.06	26.63	30.67	2.77	0.06	9.09	
	C	1.13	38.30	54.22	2.03	1.68	0.99	1.66	
水域 Waters	A	178.20	3986.82	2763.72	1863.81	1879.20	18.63	1231.20	11921.58
	B	1.49	33.44	23.18	15.63	15.76	0.16	10.33	
	C	1.32	27.29	35.40	2.83	1.91	0.40	30.86	
转入面积		45775.53	169205.76	162012.96	152896.41	60657.66	1347.03	74109.33	45704.25
Area of transfer-in									

表中行表示 1990 年的 i 种土地利用类型,列表示 2019 年的 j 种土地利用类型;A 表示 1990 年的土地利用类型转变为 2019 年的土地利用类型的面积,即原始转移矩阵 T;B 表示 1990 年 i 种土地利用类型占转出面积的百分比;C 表示 2019 年的 j 种土地利用类型占转入面积的百分比

1990—2019 年间土地利用类型转移分析表明:草地、耕地、乔木林地和裸地主要表现为转出。其中,草地、耕地、乔木林地主要转出为建设用地,草地与耕地之间存在相互转移,而建设用地的扩张主要占用草地、耕地和乔木林地,草地、耕地和乔木林地减少的去向与建设用地的新增来源呈现出吻合状态。灌木林地、交通运输用地和水域面积增加占用草地、耕地和乔木林地,使得草地和耕地不断减少。虽然遥感影像存在同物异谱、同谱异物现象,监督分类与目视解译相结合的方法精度存在一定误差,但土地利用和转移情况与区域实际土地利用与开发建设一致,可真实反映该区土地利用类型间的转移规律。土地利用类型转移定量的分析了 1990—2019 年各地类面积变化以及面积增加的来源或者减少的去向,从空间上直观反映出金沙江流域干热河谷区土地利用方式和变化机理,对今后河谷土地的合理规划、使用以及资源保护等具有一定的指导意义。

3.3 水源涵养功能评估

3.3.1 水源涵养时空变化

1990—2019 年金沙江流域干热河谷区多年平均产水量为 $26.09 \times 10^8 \text{ m}^3$, 其中, 1990—2000 年, 产水量增加了 $1.73 \times 10^8 \text{ m}^3$, 2000 年时达到最大值 $31.06 \times 10^8 \text{ m}^3$, 2000—2010 年产水量以 3.46% 的年变化速率下降至最低值 $20.31 \times 10^8 \text{ m}^3$; 2010—2019 年产水量出现增加并于 2019 年达到 $23.65 \times 10^8 \text{ m}^3$ 。1990—2019 年, 产水量呈先增后减又增的波动变化趋势, 总体为减少的变化趋势, 平均每年减少 $0.20 \times 10^8 \text{ m}^3$ (表 3)。

表 3 1990—2019 年不同土地利用类型产水量和水源涵养量/ $(\times 10^8 \text{ m}^3)$
Table 3 Water yield and Water conservation of different land use types from 1990 to 2019

地类 Land use type	产水量 Water yield/ $(\times 10^8 \text{ m}^3)$				水源涵养量 Water conservation/ $(\times 10^8 \text{ m}^3)$			
	1990	2000	2010	2019	1990	2000	2010	2019
草地 Grassland	8.44	9.80	3.94	3.66	2.30	3.15	1.09	1.02
耕地 Cultivated land	13.26	13.76	8.25	9.81	2.12	3.79	2.46	3.13
乔木林地 Forest land	2.78	1.64	0.89	1.06	1.51	0.58	0.28	0.45
灌木林地 Shrub land	0.37	0.12	0.08	0.18	0.19	0.03	0.02	0.06
建设用地 Construction land	2.63	3.86	4.45	6.40	0.21	0.93	1.36	2.05
交通运输用地 Transportation land	1.61	1.65	2.59	2.53	0.11	0.58	0.79	0.71
裸地 Bare land	0.24	0.24	0.12	0.02	0.02	0.07	0.03	0.01
水域 Waters	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
全区 Whole area	29.33	31.06	20.31	23.65	6.47	9.13	6.04	7.43

采用地形指数、流速系数和土壤饱和导水率计算得到 1990—2019 年金沙江流域干热河谷区多年平均水源涵养量为 $7.26 \times 10^8 \text{ m}^3$ 。1990—2019 年金沙江流域干热河谷区水源涵养量的变化趋势与产水量变化一致, 呈现先增后减又增的变化趋势, 1990—2010 年水源涵养量的变化较为剧烈, 2000 年上升到最大值 $9.13 \times 10^8 \text{ m}^3$, 2010 年下降到最低值 $6.04 \times 10^8 \text{ m}^3$, 产水量的变化与分布直接影响着区域的水源涵养量 (表 3), 这与宁亚洲等^[30]的研究结论一致。由于产水量在 2010—2019 年增加, 水源涵养量提高至 $7.43 \times 10^8 \text{ m}^3$; 29 年来, 水源涵养量平均每年增加 $0.03 \times 10^8 \text{ m}^3$ 。

1990—2019 年金沙江流域干热河谷区, 各年的水源涵养量在空间分布上具有一致性, 呈东北部乔木林地区较高而其它地区较低的状况, 其中东北部水源涵养量高值区增加最为明显, 是乔木林地转为耕地的结果 (图 7—图 10)。29 年来, 金沙江流域干热河谷区的水源涵养能力总体在提高, 呈现出先增后减又增的波动变化趋势, 平均水源涵养能力为 68.74 mm。其中, 1990 年平均水源涵养能力为 49.20 mm, 水源涵养能力高值介于 190—336 mm, 大部分地区水源涵养能力低于 150 mm。2000 年, 平均水源涵养能力显著提高, 为 96.32 mm, 整体介于 0—650.43 mm。2010 年相较 2000 年, 平均水源涵养能力减少了 32.24 mm, 高值区域的水源涵养能力明显下降, 大部分区域的水源涵养能力处于较低水平。2019 年, 水源涵养能力有所提高, 平均涵养能力为 65.34 mm, 相比 1990 年, 不同区域的水源涵养能力有不同程度的提高, 平均增加了 16.14 mm。1990—

2019 年,金沙江水源涵养能力在波动变化中提高(表 3),这是区域降水量、蒸散量、海拔、土壤质地、土地利用及其变化等自然因素与人类活动共同作用的结果。宁亚洲^[30]和吕乐婷^[29]等研究结果均表明降水量与实际蒸散对产水量具有显著影响,直接影响着区域的水源涵养能力。

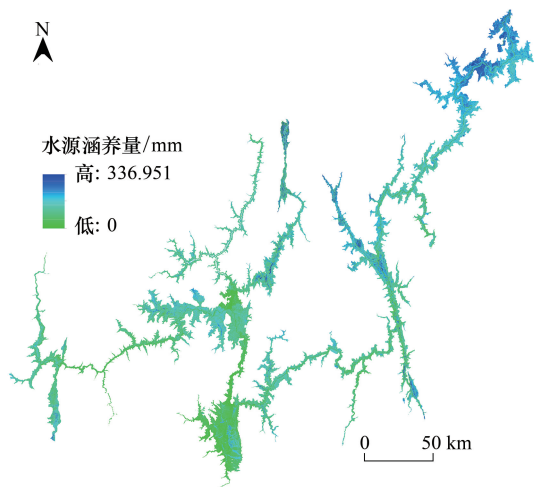


图 7 1990 年的水源涵养功能空间分布

Fig.7 Spatial distribution of water conservation of function in 1990

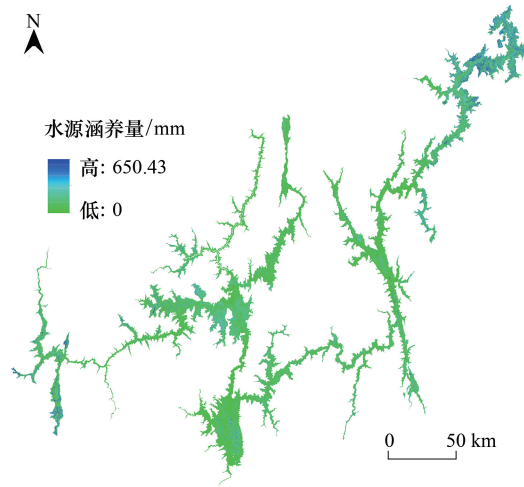


图 8 2000 年水源涵养功能空间分布

Fig.8 Spatial distribution of water conservation of function in 2000

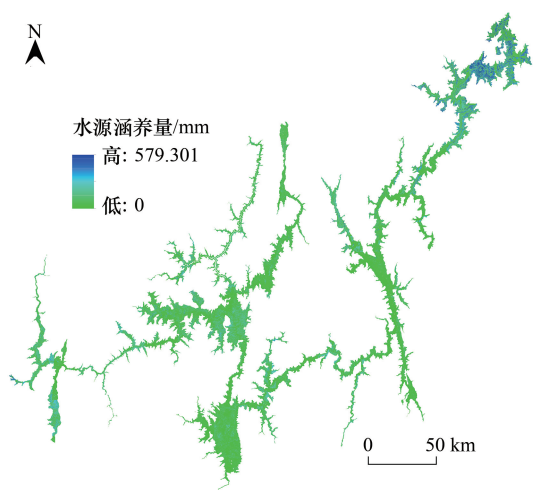


图 9 2010 年水源涵养功能空间分布

Fig.9 Spatial distribution of water conservation of function in 2010

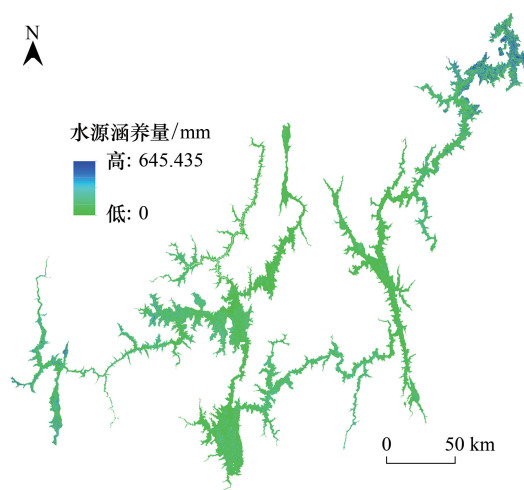


图 10 2019 年水源涵养功能空间分布

Fig.10 Spatial distribution of water conservation of function in 2019

3.1.2 不同土地利用类型的水源涵养量

1990—2019 年金沙江流域干热河谷区各土地利用类型的产水量变化(表 3)与整体产水量变化一致。由于不同土地利用类型面积差异较大,使耕地和草地的多年平均产水量较高,分别为 11.27×10^8 、 6.46×10^8 m^3 ,其次为建设用地和交通运输用地,分别为 4.34×10^8 、 2.09×10^8 m^3 ,乔木林的为 1.59×10^8 m^3 ,灌木林和裸地的产水量较少,分别为 0.19×10^8 、 0.15×10^8 m^3 ;由于金沙江流域干热河谷区的蒸发量是降水量的 3—6 倍^[1],导致水域的产水量始终为 0。

1990—2019 年,不同土地利用类型的水源涵养量变化较大(表 3),其中,草地、乔木林地、灌木林地和裸地的水源涵养能力下降,分别减少了 1.28×10^8 、 1.06×10^8 、 0.14×10^8 、 0.02×10^8 m^3 ,耕地、建设用地和交通运输

用水的水源涵养能力不断提高,分别增加了 1.02×10^8 、 1.84×10^8 、 $0.6 \times 10^8 \text{ m}^3$,受产水量的影响,水域的水源涵养量始终为 0。近 30 年来不同土地利用类型水源涵养量的变化与其面积变化趋势一致。1990—2019 年,不同地类平均水源涵养量的大小依次为耕地>草地>建设用地>乔木林地>交通运输用地>灌木林地>裸地>水域。

4 讨论

(1) 不同土地利用方式的水源涵养功能不同,土地利用类型主要通过影响下垫面,进而影响下渗量和土壤理化性质等因素,最终影响到水源供给。1990—2019 年金沙江流域干热河谷区土地利用以草地(35.68%)、乔木林地(23.33%)和耕地(19.45%)为主,占总面积的 78.45%,建设用地、水域、交通运输用地和灌木林地分别为 8.88%、4.38%、4.13%、3.62%,裸地面积仅占 0.54%。不同土地利用类型平均水源涵养量的大小依次为耕地>草地>建设用地>乔木林地>交通运输用地>灌木林地>裸地>水域。相关研究结论与何易平^[47]、夏既胜^[48]和陈启会^[49]等对小江流域、金沙江流域云南段的研究,徐建宁^[50]对小江流域评估,Jafarzadeh^[21]在伊朗伊拉姆省的研究,以及刘华研等^[51]和吕乐婷等^[29]分别研究北京地区和三江源地区的水源涵养能力结果基本相似。

(2) 对不同用地方式及其时空动态特征的分析,有助于分析金沙江干热河谷区水源涵养功能的驱动因素与转移变化。29 年间,草地、乔木林地、耕地和裸地总体呈减少趋势,裸地由于总面积较小,其变化对整个区域的影响较小而可以忽略;建设用地、交通运输用地、水域和灌木林地的面积总体呈增加趋势,但建设用地、交通运输用地和水域的面积一直增加。1990—2019 年期间,草地、耕地、乔木林地和裸地分别转出 40623.93、174199.41、155176.56、8001.99 hm^2 ,建设用地、灌木林地、交通运输用地和水域面积分别转入 152896.41、162012.96、60657.66、45704.25 hm^2 。其中,在转出的四种类型之间出现:①草地与耕地存在相互转换;②乔木林地→草地和耕地。这一变化的主要原因是,2000 年前,国家未实施退耕还林工程和天然林保护工程,出现大量毁林开荒行为,致使草地变为耕地,乔木林地变为草地和耕地。而实施退耕还林工程后出现耕地转为草地。而在转出与转入类型之间呈现:①耕地、草地和乔木林地→为建设用地;②草地和耕地→交通运输用地;③草地和耕地→水体;④草地→灌木林地。建设用地增加的主要原因是近 30 年来的城镇扩张与电站建设等的移民工程所致;交通运输用地的增加主要源于高速公路等的新建,如四川攀枝花至云南元谋县的高速公路等;水体面积增加主要源于金沙江干热河谷区鲁地拉水电站、观音岩水电站、乌东德水电站、白鹤滩水电站、溪洛渡水电站和向家坝水电站等几座世界级巨型梯级水电站的建设,总装机容量超过两个以上的三峡电站;灌木林地的增加则主要源于退耕还林工程和天然林保护工程,胡生君等^[52]对云南巧家县的研究也得到相似的结论。

(3) 金沙江流域干热河谷区多年平均产水量为 239.04 mm,多年平均水源涵养量为 $7.26 \times 10^8 \text{ m}^3$,平均水源涵养能力为 68.74 mm。平均水源涵养量与对长江上游^[22]的研究结果接近。产水量和水源涵养量都呈现出增加→减少→增加的变化趋势,产水量的变化与分布直接影响着区域的水源涵养量。1990—2019 年,金沙江流域干热河谷区水源涵养量在空间分布上具有一致性,水源涵养量高值主要集中在雷波县和永善县。与国内其它地区相比,金沙江干热河谷区的平均水源涵养能力(68.74 mm)与此区平均降水量(634 mm)的比值为 10.8%,贵州卡斯特地区^[53]约为 10.1%,都江堰^[26]为 21.7%,岷江上游^[32]为 25.8%—43.9%,福建^[35]26.5%—37.8%,甘肃黑河流域^[54]约 45%等,说明金沙江干热河谷区的平均水源涵养能力只与卡斯特地区接近,较其它地区低。

(4) 不同土地利用类型的水源涵养量变化明显,草地、乔木林地、灌木林地和裸地的水源涵养能力下降,分别减少了 1.28×10^8 、 1.06×10^8 、 0.14×10^8 、 $0.02 \times 10^8 \text{ m}^3$,耕地、建设用地和交通运输用地的水源涵养能力不断提高,分别增加了 1.02×10^8 、 1.84×10^8 、 $0.6 \times 10^8 \text{ m}^3$,受产水量的影响,水域的水源涵养量始终为 0。29 年来不同土地利用类型水源涵养量的变化与其面积变化趋势一致。

(5)产水模型基于水量平衡原理计算区域产水量,具有良好的动态评估效果,被广泛应用于大尺度生态系统服务评估^[23]、水源涵养功能评估和水土保持评价^[39]等。由于该模型未考虑地表水和地下水对结果的影响、干热河谷区范围与区县边界不相重合而无法采用行政区水资源数据对模型参数进行校正,加之生物物理系数表的数据主要参考相似气候环境和植被类型及与周边环境相似地区文献数据等原因,在一定程度上会产生评估误差,对研究结果的准确性会造成一定影响,有待今后进一步改进与完善。本研究的主要创新点在于:在宏观尺度上,利用 GIS 技术手段,初次量化和界定金沙江流域干热河谷区的范围,初次定量评估金沙江流域干热河谷区水源涵养功能。研究结果可为金沙江流域干热河谷区植被修复、水土流失治理和生态环境保护等提供一定的理论和实践参考价值。

5 结论

以金沙江流域干热河谷区 1990 年、2000 年、2010 年和 2019 年四期遥感影像为基础,分析该区近 30 年各地类的数量与变化,并采用 InVEST 模型评估 1990—2019 年金沙江流域干热河谷区及各地类的产水量与水源涵养量的时空变化特征,主要结论如下:

(1)金沙江干热河谷区不同土地利用类型平均水源涵养量的大小依次为耕地>草地>建设用地>乔木林地>交通运输用地>灌木林地>裸地>水域。因此,从水源涵养的角度出发,在保证耕地稳定的情况下,考虑水土保持林和水源涵养林时,建议植被恢复以草本为主,而不是要盲目把干热河谷区恢复成与其它地区一样的森林植被类型,应该与非洲的“稀树草原(Savanna)”植被类型一样。

(2)1990—2019 年期间,金沙江干热河谷区,草地、乔木林地、耕地和裸地总体呈减少趋势,裸地由于总面积较小,其变化对整个区域的影响较小而可以忽略;建设用地,交通运输用地,水域和灌木林地的面积总体呈增加趋势,其中,建设用地,交通运输用地,水域的面积一直增加。退耕还林工程、天然林保护工程、城镇扩张、水电工程建设、移民和道路工程新建等是形成土地利用类型变化和水源涵养量总体降低的主要原因。为了维护水源涵养功能,一方面应加强林地保护;另一方面,应控制区域开发强度,科学调控建设用地和水电建设等的扩张规模,协调经济发展和环境保护的发展关系。

(3)金沙江干热河谷区的平均水源涵养能力为 68.74 mm。与国内其它地区相比,除了与卡斯特地区^[53]接近外,都较国内其它地区低。为了改善和提高此区的水源涵养功能,从工程的角度出发,可以考虑金沙江水源从低海拔到高海拔的引水工程进行补水。此外,根据文中的水源涵养模型,地形指数中坡度越大,水源涵养量越小。用 DEM 数据提取金沙江干热河谷区的坡度可知,此区的坡度比例 0—8°、8—15°、15—25°、25—35°和 35—79°分别占 21.8%、20.7%、25.6%、20.2%和 11.8%,25°以上的地区占 32%。从工程的角度考虑,可以将大于 25°区域实施坡地改台地工程,以此来降低坡度,提升水源涵养能力。

(4)金沙江流域干热河谷区多年平均产水能力为 239.04 mm,多年平均水源涵养量为 $7.26 \times 10^8 \text{ m}^3$ 。不同土地利用类型的水源涵养量变化明显,草地、乔木林地、灌木林地和裸地的水源涵养能力下降,分别减少了 1.28×10^8 、 1.06×10^8 、 0.14×10^8 、 $0.02 \times 10^8 \text{ m}^3$,耕地、建设用地和交通运输用地的水源涵养能力不断提高,分别增加了 1.02×10^8 、 1.84×10^8 、 $0.6 \times 10^8 \text{ m}^3$,受产水量的影响,水域的水源涵养量始终为 0。29 年来不同土地利用类型水源涵养量的变化与其面积变化趋势一致。

参考文献(References):

- [1] 金振洲,欧晓昆.干热河谷植被:元江、怒江、金沙江、澜沧江.昆明:云南大学出版社,云南科技出版社,2000.
- [2] 金振洲.滇川干热河谷与干暖河谷植物区系特征.昆明:云南科技出版社,2002.
- [3] 刘芝芹,黄新会,王克勤.金沙江干热河谷不同土地利用类型土壤入渗特征及其影响因素.水土保持学报,2014,28(2):57-62.
- [4] 马雯静,高伟.金沙江干热河谷地区坡地不同水土保持措施对表层土壤水分影响研究.中国水土保持,2018,(8):41-43,68-68.
- [5] 郎南军.云南干热河谷退化生态系统植被恢复影响因子研究[D].北京:北京林业大学,2005.
- [6] 刘海,陈奇伯,王克勤,周玲.金沙江干热河谷典型区段水土流失特征.水土保持学报,2012,26(5):28-33.

- [7] 罗辉, 王克勤. 金沙江干热河谷山地植被恢复区土壤种子库和地上植被研究(英文). 生态学报, 2006, 26(8): 2432-2442.
- [8] 欧晓昆, 金振洲. 金沙江干热河谷植物区系和生态多样性的初步研究. 武汉植物学研究, 1996, (4): 318-322.
- [9] 刘洁, 李贤伟, 纪中华, 张健, 张良辉, 周义贵. 元谋干热河谷三种植被恢复模式土壤贮水及入渗特性. 生态学报, 2011, 31(8): 2331-2340.
- [10] 环境保护部, 发展改革委, 水利部. 长江经济带生态环境保护规划(环规财[2017]88号). 北京: 环境保护部办公厅, 2017: 1-55.
- [11] 费世民. 川西南山地生态脆弱区森林植被恢复机理研究[D]. 北京: 中国林业科学研究院, 2004.
- [12] 柴宗新, 范建容. 金沙江干热河谷植被恢复的思考. 山地学报, 2001, 19(4): 381-384.
- [13] 何锦峰, 杨忠, 陈国阶. 金沙江干热河谷泥岩坡地植被恢复研究. 重庆交通大学学报: 自然科学版, 2009, 28(2): 319-322.
- [14] 邵一敏, 赵洋毅, 段旭, 王克勤, 陈婷婷, 万艳萍. 金沙江干热河谷典型林草地植物根系对土壤优先流的影响. 应用生态学报, 2020, 31(3): 725-734.
- [15] 余娇娥. 基于功能性状干热河谷桉树种植对生境水分平衡的影响[D]. 昆明: 云南大学, 2019.
- [16] Xiong D H, Zhou H Y, Yang Z, Zhang X B. Slope lithologic property, soil moisture condition and revegetation in dry-hot valley of Jinsha River. Chinese Geographical Science, 2005, 15(2): 186-192.
- [17] 孟广涛, 方向京, 李贵祥, 柴勇, 和丽萍, 张正海, 李宁云. 云南金沙江流域不同植被类型水源涵养能力分析. 水土保持研究, 2007, 14(4): 160-163.
- [18] Redhead J W, Stratford C, Sharps K, Jones L, Ziv G, Clarke D, Oliver T H, Bullock J M. Empirical validation of the InVEST water yield ecosystem service model at a national scale. Science of the Total Environment, 2016, 569-570: 1418-1426.
- [19] Hamel P, Guswa A J. Uncertainty analysis of a spatially explicit annual water-balance model: case study of the Cape Fear basin, North Carolina. Hydrology and Earth System Sciences, 2015, 19(2): 839-853.
- [20] Bastola S, Seong Y J, Lee S H, Jung Y. Water yield estimation of the Bagmati basin of Nepal using GIS based InVEST model. Journal of Korea Water Resources Association, 2019, 52(9): 637-645.
- [21] Jafarzadeh AA, Mahdavi A, Shamsi SF, Yousefpour R. Annual water yield estimation for different land uses by GIS-Based InVEST model (Case Study: Mish-khas Catchment, Ilam Province, Iran). Journal of Rangeland Science, 2019, 9(1): 1-12.
- [22] 李双权, 苏德华力格, 哈斯, 马广文. 长江上游森林水源涵养功能及空间分布特征. 水土保持通报, 2011, 31(4): 62-67.
- [23] 余新晓, 周彬, 吕锡芝, 杨之歌. 基于 InVEST 模型的北京山区森林水源涵养功能评估. 林业科学, 2012, 48(10): 1-5.
- [24] 白杨, 郑华, 庄长伟, 欧阳志云, 徐卫华. 白洋淀流域生态系统服务评估及其调控. 生态学报, 2013, 33(3): 711-717.
- [25] 潘韬, 吴绍洪, 戴尔阜, 刘玉洁. 基于 InVEST 模型的三江源区生态系统水源供给服务时空变化. 应用生态学报, 2013, 24(1): 183-189.
- [26] 傅斌, 徐佩, 王玉宽, 彭怡, 任静. 都江堰市水源涵养功能空间格局. 生态学报, 2013, 33(3): 789-797.
- [27] 包玉斌, 李婷, 柳辉, 马涛, 王怀香, 刘康, 沈茜, 刘心浩. 基于 InVEST 模型的陕北黄土高原水源涵养功能时空变化. 地理研究, 2016, 35(4): 664-676.
- [28] 杨英, 王立新, 任卫华, 郑冬梅, 智长贵. 基于 InVEST 模型的河南淅川县森林资源水源涵养功能评估. 林业资源管理, 2017, (3): 51-55.
- [29] 吕乐婷, 任甜甜, 孙才志, 郑德凤, 王辉. 1980—2016 年三江源国家公园水源供给及水源涵养功能时空变化研究. 生态学报, 2020, 40(3): 993-1003.
- [30] 宁亚洲, 张福平, 冯起, 魏永芬, 丁家宝, 张元. 秦岭水源涵养功能时空变化及其影响因素. 生态学杂志, 2020, 39(9): 3080-3091.
- [31] 顾晋怡, 李一平, 杜薇. 基于 InVEST 模型的太湖流域水源涵养能力评价及其变化特征分析. 水资源保护, 2018, 34(3): 62-67, 84-84.
- [32] 刘菊, 傅斌, 张成虎, 胡治鹏, 王玉宽. 基于 InVEST 模型的岷江上游生态系统水源涵养量与价值评估. 长江流域资源与环境, 2019, 28(3): 577-585.
- [33] 刘树锋, 陈记臣, 关帅, 王会. 基于 InVEST 模型的未来土地利用变化对水源涵养功能的影响——以杨溪河流域为例. 安徽农业科学, 2020, 48(15): 67-70.
- [34] 王保盛, 陈华香, 董政, 祝薇, 邱全毅, 唐立娜. 2030 年闽三角城市群土地利用变化对生态系统水源涵养服务的影响. 生态学报, 2020, 40(2): 484-498.
- [35] 刘业轩, 石晓丽, 史文娇. 福建省森林生态系统水源涵养服务评估: InVEST 模型与 meta 分析对比. 生态学报, 2021, 41(4): 1349-1361.
- [36] Scordo F, Lavender T M, Seitz C, Perillo V L, Rusak J A, Piccolo M C, Perillo G M E. Modeling water yield: assessing the role of site and region-specific attributes in determining model performance of the InVEST seasonal water yield model. Water, 2018, 10(11): 1496.
- [37] 邱问心, 张勇, 俞佳骏, 张超, 郑超超, 余树全. InVEST 模型水源涵养模块实地应用的可行性验证. 浙江农林大学学报, 2018, 35(5): 810-817.
- [38] Schenk H J, Jackson R B. Rooting depths, lateral root spreads and below-ground/above-ground allometries of plants in water-limited ecosystems. Journal of Ecology, 2002, 90(3): 480-494.

- [39] Liu F, Qin T L, Girma A, Wang H, Weng B S, Yu Z L, Wang Z L. Dynamics of land-use and vegetation change using NDVI and transfer matrix: a case study of the Huaihe river basin. *Polish Journal of Environmental Studies*, 2019, 28(1): 213-223.
- [40] 赵益祯, 曹建农, 张晓栋, 何高波. 陕北黄土高原生态脆弱地区土地利用变化的时空分析: 以志丹县为例. *云南大学学报: 自然科学版*, 2020, 42(2): 299-307.
- [41] 王宁, 杨光, 韩雪莹, 贾光普, 刘峰, 李涛, 贾宁. 内蒙古 1990-2018 年土地利用变化及生态系统服务价值. *水土保持学报*, 2020, 34(5): 244-250.
- [42] Wu K, Gu J Y, Zhang N. Evaluation on water source conservation capacity of west Liaoh river basin based on invest model//*Proceedings of 2019 International Conference on Smart Grid and Electrical Automation*. Xiangtan: IEEE, 2019: 443-447.
- [43] 傅抱璞. 论陆面蒸发的计算. *大气科学*, 1981, (1): 23-31.
- [44] Zhang L, Hickel K, Dawes W R, Chiew F H S, Western A W, Briggs P R. A rational function approach for estimating mean annual evapotranspiration. *Water Resources Research*, 2004, 40(2): W02502.
- [45] 周文佐. 基于 GIS 的我国主要土壤类型土壤有效含水量研究[D]. 南京: 南京农业大学, 2003.
- [46] 欧朝蓉, 朱清科, 孙永玉. 人为干扰对我国西南干热河谷景观的影响. *世界林业研究*, 2016, 29(5): 65-70.
- [47] 何易平, 马泽忠, 谢洪, 钟敦伦. 长江上游地区不同土地利用方式对山地灾害的敏感性分析——以金沙江一级支流小江流域为例. *长江流域资源与环境*, 2005, 14(4): 528-533.
- [48] 夏既胜, 马文涛, 何洁. 基于 GIS 的金沙江流域(云南段)景观特征空间对比研究. *云南地理环境研究*, 2013, 25(1): 9-13.
- [49] 陈启会, 张俊, 侯雨坤, 沈明希, 陈华, 陈杰, 许崇育. 近 60 年气候与土地利用变化对金沙江径流的影响. *人民长江*, 2018, 49(23): 47-53.
- [50] 徐建宁. 基于 InVEST 模型的小江流域生态系统服务评估[D]. 兰州: 兰州交通大学, 2016.
- [51] 刘华妍, 肖文发, 李奇, 田宇, 张倩如, 朱建华. 北京市生态系统服务时空变化与权衡分析. *生态学杂志*, 2021, 40(1): 209-219.
- [52] 胡生君, 孙保平, 王同顺. 干热河谷区退耕还林生态效益价值评估——以云南巧家县为例. *干旱区资源与环境*, 2014, 28(7): 79-83.
- [53] 夏林, 安裕伦, 姜海峰, 伍显, 郝新朝. 基于 InVEST 模型的喀斯特流域水源涵养量——以贵州省内乌江流域为例. *贵州科学*, 2019, 37(1): 27-32.
- [54] 张福平, 李肖娟, 冯起, 王虎威, 魏永芬, 白皓. 基于 InVEST 模型的黑河流域上游水源涵养量. *中国沙漠*, 2018, 38(6): 1321-1329.