

doi: 10.7621/cjarrp.1005-9121.20200325

· 农业生态 ·

干旱区内陆河流域未利用地开发生态风险评价及预测^{*}

——以开都河流域为例

高 玥¹, 刘新平^{1, 2*}, 原伟鹏³

(1. 新疆农业大学管理学院, 乌鲁木齐 830052; 2. 新疆农业大学土地科学研究所, 乌鲁木齐 830052;
3. 新疆大学经济与管理学院, 乌鲁木齐 830046)

摘要 [目的] 探析开都河流域在未利用地开发过程中生态风险指数的变化特征, 为西北干旱区内陆河流域土地利用结构调整与生态保护修复协调发展提供建议。[方法] 文章采用PSR模型构建基于14个指标框架的流域未利用地开发生态风险评价指标体系; 通过测度综合生态风险指数法进行时空视角的特征变化与格局划分评价; 并运用灰色预测模型前瞻性模糊预测该区域未来4年的生态风险变化态势。[结果] 2009—2016年开都河流域未利用地开发生态风险整体呈波动上升趋势, 生态风险程度由较低下降至低生态风险水平, 随后上升至一般程度。这是因为土地开发利用对生态环境造成压力, 但在政府相应生态保护政策的出台落实下又逐步缓解, 生态系统结构和功能好转明显, 抵御风险能力得以提升。预测结果显示2017—2020年开都河流域生态风险将由一般生态风险程度上升至较高程度, 因此需要采取适当的管理措施来消减生态风险发生的可能性。[结论] 开都河流域作为沙漠中典型的绿洲生态系统, 生态环境较为脆弱, 通过未利用地的差别化开发、鼓励零星分散的开发模式以及细分不同地类开发的生态补偿设置等方式路径, 以期缓解降低干旱区内陆河流域未利用地开发带来的生态风险。

关键词 生态风险评价 PSR 模型 灰色预测模型 未利用地开发 开都河流域

中图分类号:F323 **文献标识码:**A **文章编号:**1005-9121[2020]03203-09

0 引言

近年来, 随着人口的快速增长和城市化、工业化进程的推进, 一方面, 城市建设用地扩张不断占用城乡边缘的农用地和未利用地, 另一方面, 为单纯追求耕地总量平衡, 对连片未利用地的开发利用过于频繁, 农用地开垦大量具有生态功能的未利用地, 加快区域生态环境的“劣变”。基于此, 国土部发布《关于改进管理方式切实落实耕地占补平衡的通知》(国土资规〔2017〕13号)文件, 明确要始终坚持绿色发展理念, 促进耕地数量、质量和生态三位一体保护, 转变补充耕地方式, 将过去补充耕地以未利用地调整为以土地整治建设高标准农田为主, 严格控制成片未利用地开发, 切实保护生态环境。

目前, 我国学者对未利用地开发的研究主要集中在适宜性评价和潜力分析^[1], 未利用地开发需要特别注意完善生态环境评价, 严防开发后的生态风险, 有效预防无序、病态、危害环境的未利用地开发行为, 实现土地开发过程中在保证环境效益的基础上社会经济效益最大化。生态风险预测以生态风险评价为基础, 综合环境学、生态学和地理学等多学科知识为理论基础, 采用数学模型、概率论等方法定量分析、

收稿日期: 2018-09-20

作者简介: 高玥(1994—), 女, 新疆乌鲁木齐人, 硕士。研究方向: 土地利用与管理

*通讯作者: 刘新平(1959—), 男, 重庆人, 博士、教授。研究方向: 土地利用与政策研究。Email: 1499276213@qq.com

*资助项目: 国家自然科学基金项目“塔里木河流域未利用地转型的生态风险及其调控研究”(71663051); 新疆农业大学研究生科研创新项目“干旱区内陆河流域未利用地开发生态风险预测——以开都河流域为例”(XJAUGRI2017-039)

评价和预测研究区污染物或人类活动对一个种群、生态系统及整个区域的不利影响及影响程度^[2]，并提出相应的调控措施。中国学者对生态风险评价的理论与方法进行深入探讨，形成了初步的研究框架，近年来，针对不同区域^[3-5]、不同评价目的^[6-7]，选择相关指标、模型和方法^[8-9]开展评价。在生态风险预测方面，广泛应用数学模型、空间模拟等方法^[10]。

地处新疆腹地的塔里木河流域是西北干旱区内陆河流域的代表区域，具有抗干扰能力弱、生态脆弱的特点，存在中上游人工绿洲扩张、下游天然绿洲减小的土地利用问题，这种利用类型转换导致生物多样性趋向简单，土壤盐渍化加剧。文章选取塔里木河下游源流——开都河流域作为研究区域，通过构建流域未利用地开发生态风险指标体系，采用熵权法确定指标权重、综合生态风险指数法计算生态风险值、划分生态风险程度并进行时空评价，预测该区域未来4年生态风险值，为南疆欠发达地区经济社会高速发展过程中未利用地开发的生态风险评价及预测方面提供研究思路和方法。

1 研究区概况及数据来源

1.1 研究区概况

开都河流域（ $82^{\circ}28' \text{E} \sim 88^{\circ}20' \text{E}$, $41^{\circ}23' \text{N} \sim 43^{\circ}31' \text{N}$ ）地处巴音郭楞蒙古自治州境内，发源于中天山及大、小尤尔都斯盆地，向南流入博斯腾湖，与孔雀河组成塔里木河下游源流。行政区域包括焉耆回族自治县、和静县、和硕县和博湖县（图1），东西长170km，南北宽80km，流域面积1.8827万km²。作为焉耆盆地上最大的河流，开都河流域年径流量33.4亿m³；远离海洋，为干旱大陆性气候，具有南北疆过渡性气候特征，年均气温8~8.6℃，绝对最高气温39℃；流域多年平均降水量75.0~47.3mm，集中于6—8月；多年平均蒸发量1887~2777mm，夏季炎热，冬季寒冷少雪；全年以晴天为主，日照时间长，太阳辐射能量多，昼夜温差大，适宜种植棉花及瓜果^[11]。经过几十年的发展，开都河流域的社会经济条件已经发生显著变化，2016年人口规模达到43.20万人，人口密度为8.04人/km²，地区生产总值为1974.50亿元。

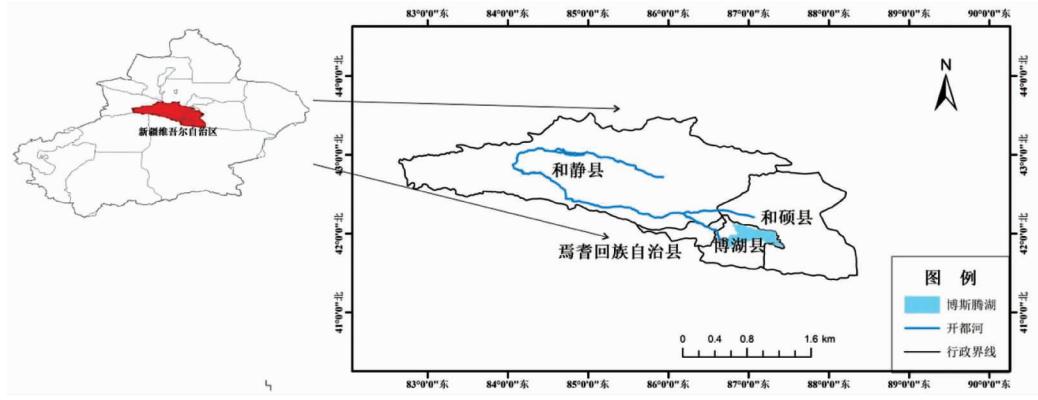


图1 研究区位置及所辖行政区划

1.2 数据来源

研究涉及数据源包括土地利用数据和社会经济环境数据。其中，土地利用数据来自2009—2016年土地利用变更数据；结合开都河流域土地利用的具体情况，将其土地利用类型分为耕地、草地、林地、建设用地、水域以及未利用土地6类（未利用地现状分析时，将水域计入未利用地）。社会经济数据来源于2010—2017年巴音郭楞蒙古族自治州统计年鉴；水资源数据来源于2010—2017年巴音郭楞蒙古族自治州环境状况公报。

1.3 未利用地现状

该文所述的未利用地指未直接提供社会经济服务的土地。结合开都河流域自身特点，其未利用地包括荒草地、盐碱地、沼泽地、沙地、裸地、水域6类。截止2016年底，裸地、荒草地面积占未利用地面积

比例较大,分别为48.78%和36.50%;盐碱地、沼泽地、沙地和水域分别占1.09%、3.60%、1.84%和8.19%。通过对2009年和2016年流域内各行政区未利用地面积变化情况的统计与整理得到表1。

表1 2009年和2016年开都河流域未利用地面积空间分布及变化

hm²

| 县区 | 2009 | | 2016 | | 增减 (hm ²) |
|-------|---------------------------|--------|---------------------------|--------|-----------------------|
| | 未利用地面积 (hm ²) | 比例 (%) | 未利用地面积 (hm ²) | 比例 (%) | |
| 开都河流域 | 2 803 157.40 | 52.16 | 2 796 391.62 | 52.03 | -6 765.78 |
| 焉耆县 | 164 951.40 | 67.90 | 163 928.40 | 67.48 | -1 023.00 |
| 和静县 | 1 213 782.40 | 34.70 | 1 210 923.10 | 34.62 | -2 859.30 |
| 和硕县 | 1 114 835.63 | 87.51 | 1 112 475.28 | 87.32 | -2 360.35 |
| 博湖县 | 309 587.97 | 86.16 | 309 064.84 | 86.02 | -523.13 |

数据来源:统计数据

可以看出,开都河流域未利用地整体呈减少趋势,其中和静县、和硕县未利用地减少面积较多,分别为2 859.30hm²、2 360.35hm²。和静县以裸地面积减少为主,主要因为城镇建设占用;和硕县主要减少的未利用地类型为荒草地,这是因为近年来加大对荒草地的保护,使部分荒草地修复为草地,发展畜牧业的同时增加了牧草地放牧面积。

表2 2009—2016年开都河流域土地利用现状变更

hm²

| 土地利用类型 | 耕地 | 林地 | 草地 | 建设用地 | 水域 | 未利用地 | 合计 |
|---------|----------|-------|------|----------|------|-------|----------|
| 耕地 | 79.72 | 3.48 | 0.90 | 441.02 | 0.46 | 24.84 | 550.42 |
| 林地 | 62.69 | 0.54 | 0.00 | 291.53 | 1.53 | 33.19 | 389.48 |
| 草地 | 18.18 | 0.91 | 0.00 | 223.27 | 0.00 | 0.00 | 242.36 |
| 建设用地 | 26.91 | 1.42 | 0.00 | 18.64 | 0.16 | 13.81 | 60.94 |
| 水域 | 0.42 | 0.00 | 0.00 | 44.89 | 0.00 | 0.00 | 45.31 |
| 未利用地 | 1 896.29 | 72.33 | 5.98 | 4 133.81 | 0.18 | 6.48 | 6 115.07 |
| 2016年合计 | 2 084.21 | 78.68 | 6.88 | 5 153.16 | 2.33 | 78.32 | 7 403.58 |

数据来源:统计数据

从2009—2016年开都河流域土地利用现状变更表2可以看出,开都河流域未利用地开发主要方向为建设用地和耕地,其中以裸地转化为建设用地和沼泽地、荒草地等具有生态功能的未利用地转化为耕地为主^[12]。耕地的增加很大程度上是以破坏生态环境、降低生态脆弱性为代价的,该区域在生产生活过程中,不顾水资源限制,消耗大量具有生态功能的沼泽地、荒草地资源转型为农用地,大大破坏了生态环境的平衡。

2 研究方法

2.1 生态风险评价指标体系

PSR模型由加拿大统计学家David J. Rapport和Tony Friend提出^[13],后由国际经济合作与发展组织和联合国环境规划署共同发展的用来评估生态的模型。该模型从经济、社会和生态等方面考虑影响因子,将压力、状态、响应指标综合起来体现多方面因素综合作用的结果,可以较全面地反映出问题,由于其广泛的适用性而被许多学科专业引用。

2.2 综合生态风险指数评价法

流域生态系统是一个社会—经济—自然复合的生态系统,系统内部变化较为复杂,难以用精确的尺度来描述,故引入综合生态风险指数评价的方法。该文建立了流域未利用地开发综合生态风险指数(ERI),认为生态风险是压力、状态、响应综合作用,在传统评价模型的基础上,结合熵值法和空间向量的方法进行评价。

2.3 生态风险预测模型

灰色预测基于灰色系统理论，运用灰色模型对灰色系统进行定量预测，即对在一定范围内变化的、与时间有关的灰色过程进行预测^[14]。根据该研究的特征，采取灰色系统预测的数列预测法，是对某一指标的发展变化情况所作的具体预测。首先是把原始数列进行累加生成具有指数规律的新数列，利用该数列建立灰色一阶微分方程并求解，将结果累减还原即为灰色预测值，从而对未来进行预测。

3 流域未利用地开发生态风险评价

3.1 评价指标体系的构建及权重确定

流域生态风险评价是一个复杂的系统性问题，由于研究区域和目的不同，目前还没有统一的评价指标体系。该研究基于 PSR 模型，遵循科学性、可操作性和区域性的原则，从未利用地开发生态风险压力、状态、响应 3 个方面选择评价指标，构建流域未利用地开发生态风险评价指标体系。参考近年来相关文献^[15-16]，初步筛选出 26 个评价指标，结合研究区的实际情况以及相关专家的多轮打分、筛选等过程得到最具典型代表的 14 个评价指标（表 3）。

表 3 流域未利用地开发生态风险指标体系及权重构成

| 目标层 | 准则层 | 指标层及计算公式 | 权重 (A) |
|----------------|--------|---|--------|
| 流域未利用地开发生态风险评价 | 压力 (P) | 人口密度 (人/km ²) = 区域总人口/区域土地面积 | 0.27 |
| | | 人均生产总值 (人/元) = 区域 GDP 总量/区域总人口 | 0.20 |
| | | 土地利用程度指数 = (耕地面积比例 × 3 + 林地面积比例 × 2 + 草地面积比例 × 2 + 建设用地面积比例 × 4 + 水域面积比例 × 2 + 未利用地面积比例 × 1) × 100 | 0.22 |
| | | 新增建设用地 (hm ²) = 未利用地变更为建设用地部分 | 0.17 |
| | | 补充耕地面积 (hm ²) = 未利用地变更为耕地部分 | 0.13 |
| | 状态 (S) | 土地利用多样性指数 = - $\sum_{i=1}^N P_i \ln P_i$ (式中, i 为土地利用类型; P 为各地类面积比重) | 0.26 |
| | | 未利用地面积比例 = 未利用地面积/区域总面积 × 100% | 0.28 |
| | | 水网密度指数 = (84.3704 × 河流长度/区域面积 + 591.7909 × 水域面积/区域面积 + 86.3870 × 水资源量/区域面积) / 3 | 0.21 |
| | | 经济密度 (元/km ²) = 区域 GDP 总量/区域土地面积 | 0.25 |
| | 响应 (R) | 生物丰度 = 400.62 × (0.35 × 林地面积 + 0.21 × 草地面积 + 0.28 × 水域面积 + 0.11 × 耕地面积 + 0.04 × 建设用地面积 + 0.01 × 未利用地面积) / 区域总面积 | 0.22 |
| | | 生态系统服务价值 = 耕地面积 × 12 950 + 林地面积 × 46098 + 草地面积 × 19 130 + 建设用地面积 × 0 + 水域面积 × 74 341 + 未利用地面积 × 2 279 | 0.20 |
| | | 开发干扰指数 = 1 520.3364 × (0.4 × 城镇建设用地面积 + 0.4 × 其他建设用地面积 + 0.1 × 农村居民点面积 + 0.1 × 耕地面积) | 0.20 |
| | | 水资源承载力 = 0.2 √ 区域总人口 × 地区生产总值/区域水资源总量 | 0.16 |
| | | 土地生产力 (kg/hm ²) = 粮食总产量/粮食播种面积 | 0.22 |

流域未利用地开发生态风险压力指标用以表征造成不可持续的人类土地利用活动方式。不合理的未利用地开发方式会导致生态环境恶化，土地利用方式是生态风险压力源之一^[17]。根据开都河流域未利用地开发情况，结合区域经济社会状况和具体的土地利用条件，确定流域未利用地开发生态压力指标有 5 类：人口密度、人均生产总值、土地利用程度、新增建设用地面积和补充耕地面积，其中增建设用地面积和补充耕地面积指未利用地变更部分。

流域未利用地开发生态风险状态指标反映研究区未利用地开发过程中的受压力影响其结构、功能的好坏。结合流域具体情况及前人研究成果，选取土地利用结构多样性、未利用地面积比例、水网密度指数和经济密度作为状态指标。其中土地利用结构多样性反映土地类型的多少，未利用地面积比例、水网密度指数体现研究区特征，经济密度反映区域土地面积上的生产总值。

流域未利用地开发生态风险响应指标描述生态要素抵御不合理未利用地开发风险的能力，包括自然生

态和经济实力等方面。基于土地利用开发视角,反映流域生态环境的功能性要素,通过数据分析和论证,以生物丰度、生态系统服务价值、开发干扰指数、土地生产力和水资源承载力为生态风险响应指标。

3.2 生态风险指数综合评价

首先,该文选择熵权法确定权重(A)^[18]。熵是系统无序程度的度量,用以度量数据所提供的有效信息量,其效用值越高,对其评价的重要性越大。运用 min-max 标准化法^[19]将各指标值统一量纲和方向后计算权重,计算结果见表3,其中5个P指标中权重较高的为人口密度、人均生产总值和土地利用程度;4个S指标中未利用地面积比例较为重要,达到0.28;生物丰度、土地生产力为5个R指标中权重较高的指标。

其次,基于空间向量的原理,该文建立了流域未利用地开发综合生态风险指数(EIR),是由 P 、 S 、 R 在三维空间上的综合作用,其中生态风险压力指数为:

$$P = \sum_{i=1}^n A_{pi} \cdot P_i \quad (1)$$

生态风险状态指数为:

$$S = \sum_{i=1}^n A_{si} \cdot S_i \quad (2)$$

生态风险响应指数为:

$$R = \sum_{i=1}^n A_{ri} \cdot R_i \quad (3)$$

其在三维空间的表示为 $\overrightarrow{OP} = P \cdot A_p$ 、 $\overrightarrow{OS} = S \cdot A_s$ 、 $\overrightarrow{OR} = R \cdot A_r$,如图2。

该文研究认为开都河流域的 $A_p = A_s = A_r = 1$,均占综合生态风险的1/3,因此,

$$ERI = \overrightarrow{OM} = \sqrt{|\overrightarrow{OP}|^2 + |\overrightarrow{OS}|^2 + |\overrightarrow{OR}|^2} = \frac{1}{3} \sqrt{P^2 + S^2 + R^2} \quad (4)$$

利用空间向量的方法避免了线性计算中的信息丢失,更能够体现模型的物理意义,明显表现各指标分量的变化情况^[20]。

风险评级标准的制定是生态风险评价模型的基础和前提。根据研究区域生态风险指数评价结果以及预测结果,将流域未利用地开发生态风险程度划分为5个等级:当 ERI 小于0.3时,低于生态阈限值,生态结构功能完整,生态环境具有较强的自我恢复能力,为低生态风险程度;当 ERI 处于(0.30~0.35]区间时,生态结构功能较为完整,生态系统可修复一般干扰,为较低生态风险程度;当 ERI 处于(0.35~0.40]区间时,生态结构基本完整、功能有所退化,受到外界干扰不易恢复,为一般生态风险程度;当 ERI 处于(0.40~0.45]区间时,生态结构变化较大、功能严重退化,受到外界干扰恢复困难,为较高生态风险程度;当 ERI 大于0.45时,生态结构严重破坏、功能丧失,生态重建较为困难,为高生态风险程度。

3.3 流域未利用地开发生态风险时空分析

3.3.1 生态风险时序变动分析

根据已知各因素指标值及权重,通过式(1)至(4)分别计算2009—2016年流域未利用地开发生态风险压力、状态和响应值,以及综合生态风险指数见图3。

由图3可以看出,开都河流域未利用地开发生态风险整体呈平缓波动上升趋势,生态风险程度由较低下降至低生态风险程度,随后上升至一般程度。在一定程度上说明,研究区域生态环境在人类活动的影响下受到破坏。2011—2013年开都河流域处于较低生态风险程度,自2000年对塔河流域下游实施的间歇性生态输水工程,在2010年水面达到350km²,2011年输水量达到历史最高8.52亿m³,生态恢复能力增强

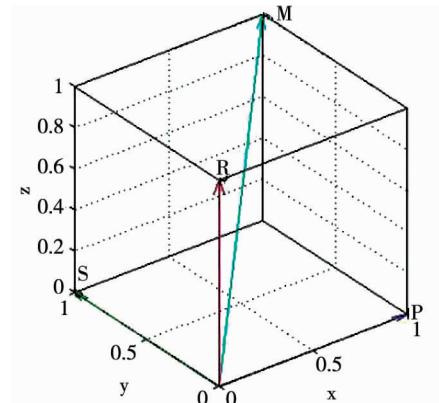


图2 综合生态风险指数的空间向量法

是输水效益的显现；2014—2016 年生态风险值处于增长阶段，是因为随着国家对新疆扶贫政策的落实，城市化率保持较快增长，土地利用变化对生态健康的影响较为显著。

从流域未利用地开发生态风险压力角度分析，呈“降—升”的变化趋势，2009—2013 年压力值迅速下降，原因是人口密度的小幅减少使生态压力增速放缓，以及近年来建设用地增减挂钩、耕地占补平衡等政策的实施，控制了建设用地的扩张速度、追求耕地质量的提高而不过分要求数量，土地开发趋于良性发展，使土地利用方式向经济效益更高的类型转变，都相对缓解了生态风险压力；随后扶贫政策推动各县发展导致土地利用结构发生变化，生态用地大量转化为城市建设用地，为发展社会经济对水资源和土地资源的过度利用造成生态压力，2013—2016 年生态压力逐步增长。

从流域未利用地开发生态风险状态角度来看，整体呈现上升的态势，说明生态系统发生潜在风险可能性大，生态结构分散、生态系统服务功能下降。这是因为近年来，开都河流域建设用地不断扩张及耕地复垦使得土地利用结构的调整，各土地利用类型比例发生变化，未利用地面积减少；2012 年后单位土地上的生产总值增速放缓，生态经济功能得到有效恢复，同时流域生态服务功能对消纳环境污染起到一定作用，生态状态趋于稳定。

从生态风险响应方面分析，总体呈“升—降”的趋势，2009—2011 年生态响应处于上升阶段，说明生态系统对于风险的响应灵敏，区域总体生态环境较脆弱、不稳定，不合理土地利用极易给生态环境带来较大的风险，表现在生态系统服务价值的下降和开发干扰指数的逐年递增；2011 年后生态响应值不断下降，是因为当地政府为保持生态服务功能采取了一些改善环境的措施，使得生物丰度、水资源承载力和土地生产能力不断增长，生态系统的抵抗功能得以正常发挥。

3.3.2 生态风险空间格局态势

根据式（1）至（4）计算得到 2009—2016 年开都河流域各行政区生态风险值（图 4）。

2011—2013 年开都河流域处于较低生态风险程度，随后上升至一般生态风险程度，2014—2016 年生态风险值处于增长阶段，但 2016 年比 2015 年增长了 0.006 4，生态风险增长趋于稳定。其中，焉耆县生态风险值整体呈缓慢上升，一直处于较低生态风险程度，2011—2012 年小幅度下降，是因为新增耕地及建设用地面积较小，对生态造成的影响在可自我恢复范围内；而和硕县生态风险值上升幅度较大，尤其在 2012 至 2015 年增长了 39.88%，由于 2013—2015 年人口密度急速增长超出生态承载力，使得生态系统无法持续健康发展；和静县和博湖县生态风险整体呈下降趋势，其中和静县由于土地利用结构多样性和经济密度的增加使得生态风险在 2014 年上升至较低生态风险程度，随后又有所下降；博湖县生态风险值变化幅度较大、呈现较大的波谷，为 2013 年的 0.226 1，较高的水资源承载力和土地生产能力使得 2013 年的生态风险下降至最低点，处于低生态风险程度。

开都河流域内的焉耆、和静、和硕和博湖县的农业和经济发展对于河流以及湖泊的破坏相对较小。当

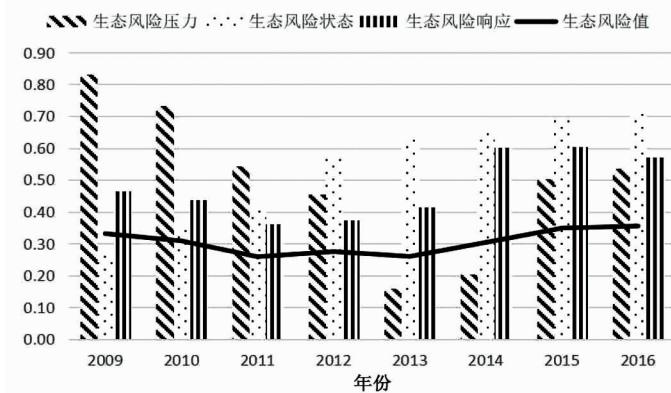


图 3 2009—2016 年开都河流域未利用地开发生态风险评价

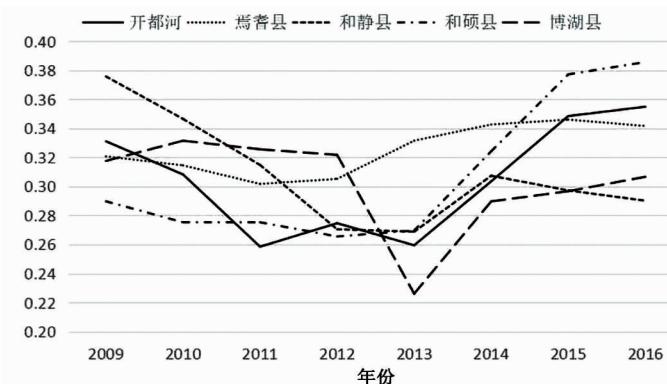


图 4 2009—2016 年开都河流域各县生态风险态势

地水域养殖业并不发达,居民很少食用水产品,水域的保护比较到位;经济发展主要依赖畜牧养殖业,自由放牧的养殖模式导致草场退化,荒草地急剧减少,这一现象在和静县及和硕县表现得尤为明显;因流域内水资源较为充沛,种植业发展稳定,无撂荒和耕地排管设施不配套的现象,在不危害生态健康的情况下保证较高的利用效益;焉耆县、博湖县在未利用地开发利用以及生态维护方面都有较高的投入和比较得力的保护措施,大量的植树造林以及沙漠化治理的工程缓解了流域内土地沙漠化的情况,尤其是百万胡杨林计划对于防风固沙和地下水的贮存作用非常显著,有效地控制了对未利用地的过度开发和生态环境的恶化,也有助于流域内生态环境的恢复。

4 生态风险预测

4.1 灰色预测模型

该文采用灰色 GM (1, 1) 模型对 2016—2020 年开都河流域生态风险进行预测,将 $X_t^{(0)} (i)$ 定义为原始数据序列, $X_t^{(1)} (i)$ 为一次累加生成数据序列,则 GM (1, 1) 的一阶线性常系数微分方程公式为:

$$\frac{dx^{(1)}}{dt} + ax^{(1)} = u \quad (5)$$

GM (1, 1) 模型标准解为:

$$x^{(1)} = (x^{(0)} - \frac{a}{u}) e^{-at} + \frac{a}{u} \quad (6)$$

式 (6) 中, a , u 为未知的参数; t 为时间。

为了提高 GM (1, 1) 模型预测结果的科学性,该次研究利用残差检验法对预测结果进行精度检验。其表达式为:

$$\varepsilon(k) = \frac{x^{(0)}(k) - \hat{x}^{(0)}(k)}{x^{(0)}(k)} \quad k=1, 2, \dots, n \quad (7)$$

式 (7) 中, $\varepsilon(k)$ 为预测数据残差;如果对所有的 $|\varepsilon(k)| < 0.1$, 则认为到达较高的要求;否则,若对所有的 $|\varepsilon(k)| < 0.2$, 则认为达到一般要求^[13]。

4.2 结果与分析

根据 2009—2016 年开都河流域未利用地开发生态风险情况,借助 GTMS3.0 数据处理系统软件对 2017—2020 年生态风险进行灰色系统预测(表 3、图 5),并对模型进行精度检验,检验结果 $|\varepsilon(k)| < 0.1$,认为该模型达到较高的要求。

预测结果表明,2017—2020 年开都河流域整体生态风险值呈缓慢上升趋势,由一般生态风险程度上升至较高生态风险程度。如果按此情况发展,开都河流域生态风险虽逐步加重,但在可以控制和改善的范围内。其中,焉耆县生态风险状态呈上升趋势,但一直处于一般生态风险程度;和硕县生态风险变化显著,由较高生态风险程度上升至高生态风险程度,如不加以改善,生态恶化情况将难以控制;和静县和博湖县生态风险值呈下降趋势,未来 4 年将处于低生态风险程度,生态情况较为乐观。

表 3 2017—2020 年开都河流域各县生态风险预测

| 行政区 | 2017 | 2018 | 2019 | 2020 |
|-----|---------|---------|---------|---------|
| 开都河 | 0.357 5 | 0.373 6 | 0.390 4 | 0.408 0 |
| 焉耆县 | 0.356 8 | 0.365 0 | 0.373 4 | 0.381 9 |
| 和静县 | 0.275 1 | 0.269 4 | 0.263 9 | 0.258 4 |
| 和硕县 | 0.408 6 | 0.438 9 | 0.471 5 | 0.506 6 |
| 博湖县 | 0.275 6 | 0.270 0 | 0.264 5 | 0.259 1 |

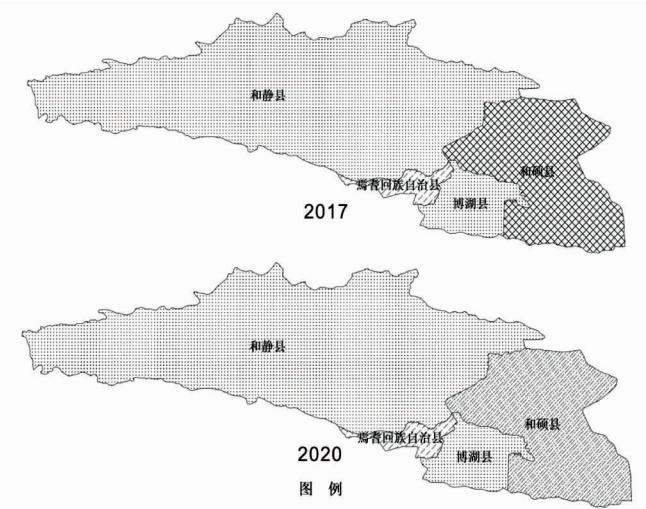


图 5 2017 年和 2020 年开都河流域各县生态风险程度空间分布

5 结论与建议

5.1 结论

开都河流域为沙漠中的绿洲生态系统，生态较为脆弱，生态风险对其绿色可持续发展有着十分重要的影响。从评价结果来看，2009—2016年开都河流域未利用地开发生态风险整体呈平缓波动上升趋势，生态风险程度由较低下降至低生态风险程度，随后上升至一般程度。在一定程度上说明，研究区域生态环境在人类活动的影响下受到破坏，而在生态维护的政策支持下未利用地开发对生态环境的压力有所减少，生态系统结构和功能好转明显，生态系统抵御风险能力在改善环境的措施下得以增长。2017—2020年开都河流域整体生态风险值呈缓慢上升趋势，由一般生态风险程度上升至较高生态风险程度，说明对未利用地的开发趋于有序，对生态环境造成的危害在可控制范围内。其中，焉耆县和和硕县生态风险逐步恶化，和硕县尤为严重，如不加以改善，生态恶化情况将难以控制；和静县和博湖县生态风险值小幅下降，生态情况较为乐观。

考虑到研究对象的特殊性和部分指标数据获取的局限性，该文选取了14个指标进行评价，在今后研究中需要对评价指标的选取做出进一步探讨；生态风险预测是一个综合性的展望研究，应避免研究的片面化、单一化，可利用多种或综合性方法进行预测，对预测结果进行比较分析，提高结果与实际情况的拟合程度。

5.2 建议

生态风险评价的目的是为区域生态风险管理提供量化的决策依据和理论支持。预测结果显示开都河流域的生态风险有缓慢增长的趋势，且由于风险存在不确定性，因而需要采取适当的管理措施来减小生态风险发生的可能性。针对开都河流域的具体情况，提出以下未利用地开发管理措施。

(1) 差别化开发未利用地。在对未利用地进行开发利用时，需要充分考虑地形地貌、水资源状况等情况，了解未利用地的类型、适宜开发的方向以及对生态健康的影响，编制未利用地开发专项规划，开展未利用地开发利用功能分区，划定农用地、建设用地占用未利用地备用区。

(2) 鼓励零星小块未利用地的开发利用。可将分布在村边、耕地旁、池塘和水井旁边的小面积地块与周边耕地连片开发，这些地块具有宜开发，灌溉便利的特点，便于耕种。不仅提高了土地利用率，而且还能以较少的投入产生更好的经济和生态效益。

(3) 对不同未利用地地类开发设置不同程度的生态补偿。未利用地应以保护生态健康为重，增加植被覆盖面积，降低水土流失。其中荒草地、沼泽地、水面等具有较强生态价值的未利用地，应重点保护，以期达到平衡生态、促进生态可持续发展的要求；在未利用地指标分配上也应充分考虑所开发的土地转为农业生产、非农建设或生态保护的不同方向^[21]。

参考文献

- [1] 曾庆敏, 刘新平. 天山北坡经济带宜耕未利用地开发潜力分区及评价——以新疆阜康市为例. 中国生态农业学报, 2016, 24 (6): 819–828.
- [2] 阳文锐, 王如松, 黄锦楼, 等. 生态风险评价及研究进展. 应用生态学报, 2007 (8): 1869–1876.
- [3] Rosa D L, Martinico F. Assessment of hazards and risk for landscape protection planning in Sicily. Journal of Environmental Management, 2013, 127 (S1): 155–167.
- [4] 宋丽丽, 白中科. 煤炭资源型城市生态风险评价及预测——以鄂尔多斯市为例. 资源与产业, 2017, 19 (5): 15–22.
- [5] 许妍, 高俊峰, 郭建科. 太湖流域生态风险评价. 生态学报, 2013, 33 (9): 2896–2906.
- [6] 赵源, 黄成敏. 县级土地利用总体规划生态风险评价. 中国人口·资源与环境, 2015, 25 (S1): 42–49.
- [7] 张学斌, 石培基, 罗君, 等. 基于景观格局的干旱内陆河流域生态风险分析——以石羊河流域为例. 自然资源学报, 2014, 29 (3): 410–419.
- [8] 岳东霞, 曾建军, 邹明亮, 等. 基于PSR和熵权物元可拓模型的甘南高原生态环境风险评价研究. 生态经济, 2017, 33 (7): 175–180.

- [9] 刘晓, 苏维词, 王铮, 等. 基于 RRM 模型的三峡库区重庆开县消落区土地利用生态风险评价. 环境科学学报, 2012, 32 (1): 248–256.
- [10] 程珍珍, 张永福, 范小晶, 等. 基于 GIS 干旱区绿洲县域土地利用生态风险分析及动态预测. 安徽农业科学, 2018, 46 (3): 44–48, 52.
- [11] 魏光辉. 基于遥感的新疆开孔河流域土地利用及覆被变化特征研究. 浙江水利水电学院学报, 2016, 28 (4): 48–57.
- [12] 许琳莉. 基于生态安全的未利用地转型研究. 乌鲁木齐: 新疆农业大学, 2015.
- [13] Tong C. Review of environmental indicator research. Research of Environmentalalences, 2000, 13 (4): 53–55.
- [14] 刘心一. 黔东南山地生态农业发展评价及预测研究. 中国农业资源与区划, 2018, 39 (4): 181–187, 205.
- [15] 陈晶晶, 李天宏. 基于 PSR 模型和投影寻踪法的荆州市景观生态风险评价. 北京大学学报(自然科学版), 2017, 53 (4): 731–740.
- [16] 陈慧, 付光辉, 刘友兆, 等. 南京市土地资源安全 SD 法评价研究. 资源科学, 2017, 39 (5): 846–859.
- [17] 周启刚, 张晓媛, 杨霏, 等. 基于 PSR 模型的三峡库区重庆段土地利用生态风险评价. 水土保持研究, 2013, 20 (5): 187–192.
- [18] 刘大海, 官伟, 邢文秀, 等. 基于 AHP–熵权法的海岛海岸带脆弱性评价指标权重综合确定方法. 海洋环境科学, 2015, 34 (3): 462–467.
- [19] 胡志仁, 龚建周, 李天翔, 等. 珠江三角洲城市群生态安全评价及态势分析. 生态环境学报, 2018, 27 (2): 304–312.
- [20] 杨沛, 李天宏, 毛小苓. 基于 PESR 模型的深圳河流域生态风险分析. 北京大学学报(自然科学版), 2011, 47 (4): 727–734.
- [21] 苏杨, 苏燕, 慕博. 黄河流域生态补偿标准研究——以宁夏隆德县为例. 中国农业资源与区划, 2017, 38 (8): 39–42, 72.

ECOLOGICAL RISK ASSESSMENT AND PREDICTION OF UNUSED LAND DEVELOPMENT IN INLAND RIVER BASIN OF ARID AREA^{*}

—A CASE STUDY IN KAIDU RIVER BASIN

Gao Yue¹, Liu Xinpingle^{1,2*}, Yuan Weipeng³

(1. School of Management, Xinjiang Agricultural University, Urumqi, Xinjiang 830052, China;
2. Institute of Land Science, Xinjiang Agricultural University, Urumqi, Xinjiang 830052, China;
3. School of Economy and Management, Xinjiang University, Urumqi, Xinjiang 830046, China)

Abstract This paper is intended to analyze the change characteristics of ecological risk index in the process of unused land development in Kaidu River Basin, so as to provide suggestions for the coordinated development of land use structure adjustment and ecological protection and restoration in the inland river basin of northwest arid area. On the basis of the PSR model, an ecological risk assessment index system for unused land development had been established, which included 14 indicators. The comprehensive ecological risk index method was adopted to evaluate the change of characteristics and the division of patterns from the perspective of time and space. At the same time, Grey Forecasting Model was used to predict the trend of ecological risks in the region over the next 4 years. The results showed that there were rising ecological risks with fluctuations of unused land development from 2009 to 2016. The ecological risk level firstly decreased to a lower ecological risk level, and then went up to a general level. The likely cause was that the pressure of ecosystem was generated due to land development. However, with the implementation of ecological conservation policies, those issues were gradually relieving. The forecast results showed that the level of ecological risk had increased from the general level to a higher level during last three years. Therefore, appropriate management measures should be taken to reduce the possibility of ecological risks. The Kaidu River Basin, as a typical oasis ecosystem in desert, has a fragile ecological environment, which is not suitable for large-scale development. It is expected to mitigate the ecological risks during the development of unused land by the means of the differential development of unused land, encouraging scattered development models, and subdivision of ecological compensation settings for different land types development.

Keywords ecological risk assessment; PSR mode; Grey Forecasting Mode; unused land development; Kaidu River Basin