

doi: 10.6046/zrzyyg.2022131

引用格式: 滑永春,陈家豪,孙小添,等. 内蒙古段黄河流域景观生态风险分析[J]. 自然资源遥感, 2023, 35(2): 220–229.
(Hua Y C, Chen J H, Sun X T, et al. Analysis of landscape ecology risk of the Yellow River basin in Inner Mongolia[J]. Remote Sensing for Natural Resources, 2023, 35(2): 220–229.)

内蒙古段黄河流域景观生态风险分析

滑永春¹, 陈家豪¹, 孙小添², 裴志永²

(1. 内蒙古农业大学林学院, 呼和浩特 010019; 2. 内蒙古农业大学能源与交通工程学院, 呼和浩特 010018)

摘要: 黄河流域内蒙古段目前的生态屏障功能出现严重的退化现象, 诊断其景观格局及生态风险对促进内蒙古黄河流域高质量发展具有重要意义。该研究采用内蒙古黄河流域 1980 年、2000 年和 2020 年的土地利用数据, 计算区域景观格局指数和生态风险指数, 分析其生态风险空间分布特征和时空演化规律。结果表明: 1980—2020 年草地为主要用地类型, 面积占 50% 以上, 耕地、草地、水域和未利用地面积分别减少 578 km², 1 911 km², 383 km² 和 255 km², 林地和建设用地面积增加了 1 055 km² 和 2 072 km², 土地转移的主要方向为草地、耕地和水域转变为建设用地和林地; 2000—2020 年综合土地利用动态度 1980—2000 年上升了 0.85 百分点; 1980—2020 年, 斑块数量除水域和未利用地减少外其余用地均增加, 景观破碎化程度除建设用地外其余用地均增加, 景观干扰度除林地上升外其余用地均减少, 景观损失度除建设用地有明显下降外其余用地无明显变化; 黄河流域的生态风险值呈下降趋势, 较低风险区和低风险区的面积增加 9 000 km², 主要集中在北部和中部地区, 高风险区和较高风险区的面积减少 1 350 km², 分散布局在东部和北部边缘。

关键词: 内蒙古段黄河流域; 土地利用; 生态景观指数; 生态风险评价

中图法分类号: TP 79 **文献标志码:** A **文章编号:** 2097-034X(2023)02-0220-10

0 引言

流域是结构复杂的地理区域, 隶属于生态、经济及社会多个系统, 具有生产、生活、生态及文化等多种功能^[1-2]。研究流域生态风险能够为流域管理和风险防控提供决策依据, 进而促进流域可持续高质量发展^[3]。

流域生态风险评价为评估由一种或多种外界因素导致可能发生或正在发生的不利生态影响的过程^[4-5], 反映了一种或多种因素对生态系统的负面影响, 可表征气候变化和人类活动对流域生态系统的威胁程度, 从而揭示生态过程的机理和发展趋势^[6]。早期生态风险评价更多的只是在理论方面探讨或针对某一单一受体和风险源^[7]。近年来更加关注生态风险的空间分布和对生态系统服务的影响, 评价规模从单个有机体扩展到流域、区域^[8-9]。

随着对土地利用和生态风险研究的深入, 从土地利用视角评估流域生态风险逐渐成为研究的主流, 主要评价方法有景观指数法和相对风险模型^[10]。景观指数法选择与生态风险相关的景观格局指数构建评价模型, 通常对研究区进行风险小区划分, 目前以基于等间距采样的格网最为常见^[11]。Paukert 等^[12]利用景观指数法构建的生态风险指数对科罗拉多河流域进行生态健康度评价; Tian 等^[13]采用景观指数法结合空间统计分析法对甬江流域生态风险时空变化特征进行了分析; 张玉娟等^[14]以景观指数法结合层次分析法对松花江流域哈尔滨段流域生态风险进行监测评价。相对风险模型是一种区域复合压力风险评价模型, 目前也广泛应用于流域生态风险的研究中^[15]。Obery 等^[16]应用相对风险模型对美国 Codorus Creek 流域进行了区域生态风险评估和模型的适用性研究; 乔蕻强等^[17]通过构建了土地利用生态风险定量评价体系, 借助相对风险

收稿日期: 2022-04-06; 修订日期: 2022-07-21

基金项目: 内蒙古自治区科技重大专项项目“黄河流域内蒙古段生态水文退化和恢复机制与绿色发展的水资源调控技术示范”(编号: 2020ZD0009)、国家自然科学基金地区科学基金项目“柳湾林应对干旱胁迫的群落结构效应及种间水分竞争共存机制”(编号: 52069018)和内蒙古农业大学高层次人才引进项目“沙化土地遥感定量提取”(编号: 170014)和“双一流”建设项目“森林植被监测评价及驱动机制的研究”(编号: 206045)共同资助。

第一作者: 滑永春(1981-), 男, 讲师, 博士, 主要从事荒漠化植被遥感研究。Email: 398721962@qq.com。

通信作者: 裴志永(1979-), 男, 教授, 博士, 主要从事灌木林资源开发与环境研究。Email: peizhiyong@imau.edu.cn。

模型对石羊河流域的生态风险进行了评价。景观指数法在不依赖大量实测数据的条件下实现对多源风险的综合表征和时空分异表达,较相对风险模型更有利于风险空间异质性的表达,更适用于流域尺度的景观生态风险评价^[18]。尽管当下对流域生态风险评价方法已经比较成熟,也有了大量的实际应用案例,但评价过程中缺乏对多生态风险状态进行分析,对生态风险的时空演化特征也缺乏研究^[19]。目前针对景观生态风险驱动力分析多从定性方面入手,缺乏定量研究^[20]。综合以上原因,本文选用景观指数法对内蒙古段黄河流域进行生态风险时空演化格局分析,并探讨其驱动因素。

由于内蒙古黄河流域自然气候条件和地表植被条件相对较差,且区域开发和不合理的治理,导致该流域的生态屏障功能出现严重的退化现象。但目前针对该流域的生态风险评估较少,因此对土地利用格局演变带来的生态风险评估十分重要的意义。本研究基于不同时期的土地利用数据,利用景观指数法对流域的生态风险进行监测评价,为流域的生态环境保护 and 土地资源合理开发提供有力依据。

1 研究区及其数据源

1.1 研究区概况

内蒙古段黄河流域地处内蒙古自治区中部,位于黄河中游中段,流域面积为 $1.52 \times 10^5 \text{ km}^2$,其中包括阿拉善盟、乌海市、鄂尔多斯市、巴彦淖尔市、包头市、呼和浩特市、乌兰察布市共 7 个盟市^[21](图 1)。内蒙古黄河流域处于黄河“几”字湾的上半部分,流经全程共 843.5 km。黄河流域内蒙古片地域辽阔,地貌类型、土地类型复杂多样,自然条件差异明显。气候类型为干旱、半干旱气候区,地貌类型包括黄土丘陵沟壑区、土石山区、风沙区、干旱草原区、平原区五大类型,生态分区主要为草原、森林、灌丛、旱作农

业区^[22]。

1.2 数据获取及预处理

1) 土地利用数据。土地利用数据为空间分辨率 1 km 的 Landsat TM/OLI 目视解译数据,是由中科院资源环境科学数据云平台 (<https://www.resdc.cn/>) 获得。预处理主要包括栅格转换、重分类及掩模裁剪等。结合全国土地资源分类系统及内蒙古黄河流域土地利用的实际情况,将景观类型划分为:水域、耕地、林地、草地、建设用地和未利用地 6 类。制作出内蒙古黄河流域 1980 年、2000 年、2020 年土地利用分布图。

2) ERA5 气象数据。本文选用的气象再分析资料为 ECMWF 公开的 ERA5 数据(<http://apps.ecmwf.int/datasets/>),时间分辨率为逐小时,空间分辨率高达 0.125° 。本文选用覆盖内蒙古黄河流域 1982—2020 年 1—12 月 0.125° 的 ECMWF - ERA5 气象模式 2 m 温度、降水数据。使用 MATLAB 对数据进行格式转换、年度合成、图像裁剪和 Albers 等面积投影转换等处理。

2 研究方法

1) 土地利用动态度。土地利用动态度可表达规定时间段区域内某种土地利用类型数量的变化情况^[23],表达式为:

$$K = \frac{U_b - U_a}{U_a} \frac{1}{T} \times 100\% \quad , \quad (1)$$

式中: K 为研究期内某一土地利用类型动态度; U_a 和 U_b 分别为研究期初和研究期末该类型土地利用的面积; T 为研究时段。当 $K = 0$ 时,只能说明区域该土地利用类型转入转出保持平衡,并不代表不存在土地利用类型的局部变化。

综合土地利用动态度可描述区域整体土地利用变化的速度,表达式为:

$$LC = \left(\sum_{i=1}^n \Delta LU_{i-j} / 2 \sum_{i=1}^n LU_i \right) \frac{1}{T} \times 100\% \quad , \quad (2)$$

式中: LC 为研究期内某一区域的综合土地利用动态度; LU_i 为统计起始时间第 i 类土地利用类型面积; ΔLU_{i-j} 为监测时段内第 i 类土地利用类型转为第 j 类土地利用类型面积的绝对值; T 为研究时段长。

2) 土地类型转化。为获取不同土地利用类型之间的相互转化过程,将不同时期土地利用类型图及主体功能区边界图进行空间叠置计算,由此得到各时期土地利用转化的空间分布和土地利用类型转

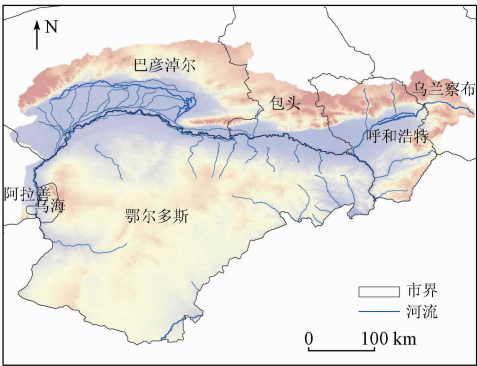


图 1 研究区位置图
Fig. 1 Location map of study area

移矩阵,计算公式为:

$$P = \begin{bmatrix} p_{11} & p_{12} & \cdots & p_{1m} \\ p_{21} & p_{22} & \cdots & p_{2m} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ p_{n1} & p_{n2} & \cdots & p_{nm} \end{bmatrix}, \quad (3)$$

式中: p 为面积; n 和 m 为转移前后的土地利用类型数; i 和 j ($i=1,2,\cdots,n; j=1,2,\cdots,m$) 分别为转移前与转移后的土地利用类型; P 为转移前的 i 地类转换成转移后的 j 地类的转移矩阵。

3)生态风险区的划分。本研究采用等间距网格采样分析法,根据所使土地类型数据内各用地类型斑块的实际大小和分散程度,将研究区划分为若干 $15\text{ km} \times 15\text{ km}$ 网格作为小区。计算各区的生态风险值并作为该区中心处生态风险值^[24]。

4)景观生态风险指数的计算。本研究采用景观生态风险指数来表示研究区受外界影响产生生态损失的相对值。计算公式^[25]为:

$$ERI_i = \sum R_i \frac{A_{ki}}{A_k}, \quad (4)$$

式中: ERI_i 为第 i 个生态风险区的风险指数; A_{ki} 为第 k 个生态风险区内第 i 种土地利用类型的面积; A_k 为第 k 个生态风险区的面积。

景观损失度指数 R_i 表示在外界影响下,生态系统内各类景观类型所承受的生态损坏程度大小,通过景观干扰度指数 E_i 及景观脆弱度指数 F_i 计算得出,具体公式^[26]为:

$$R_i = E_i F_i。 \quad (5)$$

景观干扰度指数是在自然生态系统内,外界干扰对各景观类型影响的相对大小,由景观破碎度指数 C_i 、景观分离度指数 S_i 及景观优势度指数 D_i 权重指数通过归一化处理得到,具体计算公式^[27]为:

$$E_i = aC_i + bS_i + cD_i, \quad (6)$$

式中: a, b, c 分别为 3 种指标对应的权重。根据本次研究区的情况确立权重,分别设为 0.6, 0.3, 0.1^[28-29]。

5)风险区划分。基于自然断点法^[30]统一间隔为 0.012,将风险值 ERI 划分为低生态风险区 ($ERI \leq 0.012$)、较低生态风险区 ($0.012 < ERI \leq 0.024$)、中生态风险区 ($0.024 < ERI \leq 0.036$)、较高生态风险区 ($0.036 < ERI \leq 0.048$) 及高生态风险区 ($ERI > 0.048$) 5 个等级。

3 结果与分析

3.1 土地利用变化

3.1.1 土地利用面积变化

内蒙古黄河流域 1980 年、2000 年和 2020 年的各类土地分布如图 2 所示,结合其面积统计图 3 可知,1980 年研究区各土地利用类型面积由高到低依次为草地、未利用地、耕地、林地、水域、建设用地。2000 年各类土地面积排序稍有变化,建设用地比水域多出 214 km^2 。2020 年各类土地面积排序与 2000 年保持一致。在各年份中,草地为主要用地类型,面积占比一直高达 50% 以上。从研究期间土地利用类型变化角度来看,耕地面积一直呈现下降趋势,减少了 578 km^2 。林地面积则一直呈上升趋势,增加 $1\,055\text{ km}^2$,2000—2020 年面积增长最为显著,达 968 km^2 。草地面积在一直呈下降趋势,减少了 $1\,911\text{ km}^2$,其中 2000—2020 年减少面积的占比高达 89.53%。研究期间水域面积减少了 383 km^2 ,主要发生变化的年段为 2000—2020 年。建设用地面积一直呈上升趋势,增加了 $2\,072\text{ km}^2$,2000—2020 年就增加了 $1\,822\text{ km}^2$ 。未利用地面积是先增加后减少,2020 年的面积比 1980 年减少了 225 km^2 。

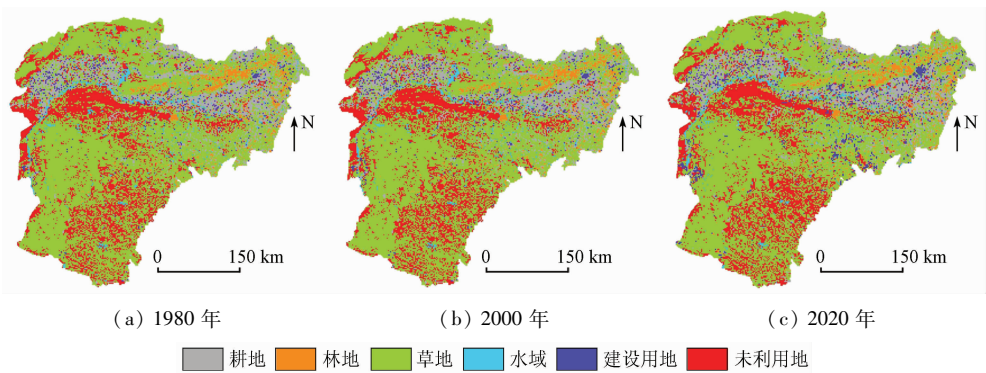


图 2 研究区各年份土地利用分布
Fig.2 Land use distribution of each year in the study area

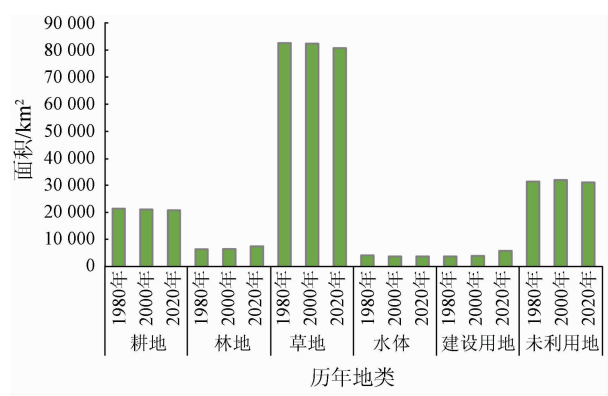


图3 历年研究区各种土地类型面积统计

Fig.3 Area statistics of various land types in the study area over the years

3.1.2 土地利用动态度分析

表1为1980—2020年,单一土地和综合土地在不同时间段的土地利用动态度。分析其各年段的数据可知,综合土地利用动态度由1980—2000年的0.09%上升到了2000—2020年的0.94%,说明土地整体利用度在不断地上升。从单一土地类型的角度分析,耕地、林地、水域、建设用地的土地利用类型动态度都有不同程度的提升,其中以建设用地的提升最为突出,为1.96百分点。草地和未利用地的土地利用类型动态度都有不同程度的下降,其中以未利用地下降了0.22百分点最为明显。

表2 研究区1980—2000年土地利用类型转移面积及比例

用地类型	耕地		林地		草地		水域		建设用地		未利用地	
	面积/km ²	比例/%	面积/km ²	比例/%	面积/km ²	比例/%	面积/km ²	比例/%	面积/km ²	比例/%	面积/km ²	比例/%
耕地	20 077	93.7	31	0.1	871	4.1	66	0.3	95	0.4	276	1.3
林地	19	0.3	6 250	97.7	113	1.8	3	0	6	0.1	6	0.1
草地	558	0.7	125	0.2	80 498	97.4	118	0.1	118	0.1	1 251	1.5
水域	225	5.4	24	0.6	192	4.6	3 473	84.0	13	0.3	206	5.0
建设用地	0	0	0	0	0	0	0	0	3 713	100	0	0
未利用地	222	0.7	54	0.2	794	2.5	89	0.3	18	0.1	30 250	96.3

表3 研究区2000—2020年土地利用类型转移面积及比例

用地类型	耕地		林地		草地		水域		建设用地		未利用地	
	面积/km ²	比例/%	面积/km ²	比例/%	面积/km ²	比例/%	面积/km ²	比例/%	面积/km ²	比例/%	面积/km ²	比例/%
耕地	10 471	49.6	925	4.4	6 066	28.7	601	2.8	1 886	8.9	1 152	5.5
林地	673	10.4	2 697	41.6	2 487	38.4	105	1.6	233	3.6	289	4.5
草地	6 298	7.6	3 007	3.6	59 820	72.5	1 306	1.6	2 169	2.6	9 868	12.0
水域	546	14.6	104	2.8	1 274	34.0	999	26.6	149	4.0	677	18.1
建设用地	1 547	39.0	177	4.5	1 145	28.9	117	3.0	763	19.3	214	5.4
未利用地	1 303	4.1	542	1.7	9 965	31.2	622	1.9	585	1.8	18 972	59.3

于建设用地,高达73.4%,转化为耕地、草地和未利用地的比例分别为14.6%、34.0%和18.1%。耕地和未利用地的转移面积分别从1980—2000年转移的1 339 km²和1 177 km²上升到了2000—2020年的

表1 研究区1980—2000年、2000—2020年
各类土地利用动态度变化

Tab.1 Dynamic degree of various types of land use in the study area from 1980 to 2000 and 2000 to 2020 (%)

土地利用类型	1980—2000年	2000—2020年
耕地	-0.07	-0.06
林地	0.07	0.75
草地	-0.01	-0.10
水域	-0.47	0.00
建设用地	0.34	2.30
未利用地	0.09	-0.13
综合土地利用	0.09	0.94

3.1.3 土地利用转移分析

表2和表3分别为1980—2000年和2000—2020年的土地利用转移矩阵。对比分析可知2000—2020年土地转移量远高于1980—2000年。草地转移的面积由1980—2020年的2 170 km²上升到2000—2020年的22 648 km²,主要转化为耕地和未利用地,比例为7.6%和12.0%。建设用地的面积在1980—2000年没有发生转移,但2000—2020年转移了3 200 km²,其转移的面积占其总面积的80.7%,主要转化为耕地和草地,转移比例高达39.0%和28.9%。水域面积在1980—2000年转移面积比例为16%,到2000—2020年发生的转换比例仅次

10 630 km²和13 017 km²,两者主要转换为草地,转移比例分别占其面积的28.7%和31.2%。林地的转移面积由1980—2000年的147 km²上升到了2000—2020年的3 787 km²,主要转化为草地和耕

地,比例为 38.4% 和 10.4%。

3.2 土地利用生态风险评价

3.2.1 景观格局指数变化

由表 4 可知,林地的斑块数量在 1980—2000 年增加了 19 个,2000—2020 年增幅大幅度上升,增加了 425 个;其景观破碎度、优势度、干扰度明显上升,景观分离度明显的下降,脆弱度和损失度未变,说明越来越多的林地斑块趋于分散,但大面积比例斑块在不断增加,尽管干扰有所增加,但生态脆弱度没有发生变化。建设用地斑块数量在 1980—2000 年增加了 47 个,2000—2020 年增加了 343 个,其景观破碎度、分离度和损失度都在下降,景观优势度和干扰度在不断上升,脆弱度未变,说明尽管 2000—2020 年建设用地在快速扩张,但大面积斑块在不断聚集,生态损失度却在下降。1980—2000 年水域斑块数量下降了 73 个,2000—2020 年下降了 10 个,

景观破碎度、脆弱度和损失度变化不大,干扰度和分离度在不断上升,优势度在不断下降,说明越来越少的水域斑块在外界干扰下分布越来越分散,大面积水域在不断地萎缩。耕地的斑块数量在 1980—2000 年增减少了 7 个,2000—2020 年增加了 21 个,景观优势度有所下降,分离度在不断上升,其他景观数据几乎无变化,说明大面积耕地斑块在不断减少,而空间分布越来越分散,但生态脆弱性变化不大。草地斑块的数量在 1980—2000 年下降了 38 个,2000—2020 年又上升了 77 个,景观干扰度有所下降,其余景观指数没有明显变化,说明草地保护在不断加强,促使草地的恢复。未利用地斑块的数量在 1980—2000 年下降了 47 个,2000—2020 年又上升了 6 个,各类景观指数除景观优势度略下降 0.0054 外,其余景观指数整体上比较稳定。

表 4 内蒙古黄河流域景观格局指数

Tab.4 Landscape pattern index table of Inner Mongolia Yellow River basin

土地利用类型	年份	面积 /km ²	斑块数 /个	景观 破碎度	景观 分离度	景观 优势度	景观 干扰度	景观 脆弱度	景观 损失度
耕地	1980 年	21 416	2 086	0.001 0	0.041 3	0.152 4	0.028 2	0.190 5	0.005 4
	2000 年	21 101	2 093	0.001 0	0.042 0	0.151 3	0.028 3	0.190 5	0.005 4
	2020 年	20 838	2 114	0.001 0	0.042 7	0.147 2	0.028 1	0.190 5	0.005 4
林地	1980 年	6 397	1 478	0.002 3	0.116 3	0.064 0	0.042 7	0.095 2	0.004 1
	2000 年	6 484	1 497	0.002 3	0.115 5	0.065 1	0.042 5	0.095 2	0.004 0
	2020 年	7 452	1 922	0.002 6	0.113 8	0.076 3	0.043 3	0.095 2	0.004 1
草地	1980 年	82 668	1 873	0.000 2	0.010 1	0.454 5	0.048 6	0.142 9	0.006 9
	2000 年	82 468	1 835	0.000 2	0.010 1	0.453 0	0.048 4	0.142 9	0.006 9
	2020 年	80 757	1 912	0.000 2	0.010 5	0.443 2	0.047 6	0.142 9	0.006 8
水域	1980 年	4 133	1 450	0.003 5	0.178 3	0.052 1	0.060 8	0.238 1	0.014 5
	2000 年	3 749	1 377	0.003 7	0.191 5	0.048 8	0.064 5	0.238 1	0.015 4
	2020 年	3 750	1 367	0.003 6	0.190 8	0.046 5	0.064 1	0.238 1	0.015 3
建设用地	1980 年	3 713	2 287	0.006 2	0.249 2	0.068 1	0.063 0	0.047 6	0.004 1
	2000 年	3 963	2 334	0.005 9	0.235 9	0.070 7	0.081 4	0.047 6	0.003 9
	2020 年	5 785	2 677	0.004 6	0.173 1	0.083 2	0.085 3	0.047 6	0.003 0
未利用地	1980 年	31 427	2 384	0.000 8	0.030 1	0.209 0	0.030 4	0.285 7	0.008 7
	2000 年	31 989	2 337	0.000 7	0.029 2	0.211 1	0.030 3	0.285 7	0.008 7
	2020 年	31 172	2 343	0.000 8	0.030 0	0.203 6	0.029 8	0.285 7	0.008 5

3.2.2 土地利用生态风险时空变化

由表 5 结合图 4 可知 1980 年低生态风险区所占比例为 46.71%,大部分低生态风险区主要集中于呼和浩特市、包头市、巴彦淖尔市、乌兰察布市及鄂尔多斯市东北部地区,这些区域的耕地和林地面积明显高于其他地区。较低生态风险区所占比例为 34.90%,主要集中在鄂尔多斯市东北部以外区域。中风险区主要集中在研究区的中部和西南部地区,占比为 13.56%。较高和高风险区的占比分别为 1.34% 和 3.49%,分散分布在阿拉善盟和流域北部边沿地区,主要土地利用类型为未利用地和耕地。2000 年与 1980 年相比,低风险区面积增加了 450 km²,

主要位于呼和浩特市和鄂尔多斯市。较低和高风险区面积没有发生变化。中风险区和高风险区面积

表 5 研究区各生态风险等级的面积及比例

Tab.5 Area and proportion of each ecological risk level in the study area

风险等级	1980 年		2000 年		2020 年	
	面积/ km ²	比例/ %	面积/ km ²	比例/ %	面积/ km ²	比例/ %
低风险区	78 300	46.71	78 750	46.98	84 150	50.20
较低风险区	58 500	34.90	58 500	34.90	61 650	36.78
中风险区	22 725	13.56	22 500	13.42	15 075	8.99
较高风险区	2 250	1.34	2 250	1.34	1 800	1.07
高风险区	5 850	3.49	5 625	3.36	4 950	2.95

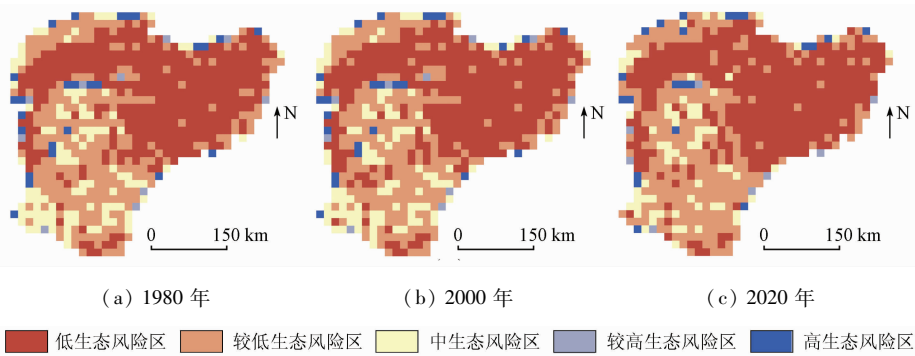


图 4 研究区 1980—2020 年生态风险等级分布

Fig. 4 Ecological risk grade distribution of the study area from 1980 to 2020

都减少了 225 km²。2020 年与 2000 年相比,生态风险等级有明显下降的趋势。低风险区面积增加了 5 400 km²,主要集中在呼和浩特市、包头市和鄂尔多斯市北部地区。较低风险区的面积增加了 3 150 km²,主要在鄂尔多斯市南部地区。中风险区、较高和高风险区分别下降了 7 425 km²,450 km²和 675 km²。

由图 4 可知,北部的高生态险区向南移动,东北部的低风险区向西南移动,较低风险区有向南部和西部扩张的趋势。结合各年份土地利用分布(图 2)分析可得,鄂尔多斯市内的低和较低风险区的增加,与市内林地和水域面积的增加有关。呼和浩特市、包头市及乌兰察布市的低风险区的增加,与黄河周围林地和建设用地增加有关。巴彦淖尔市和阿拉善地区高风险区面积的增加,与耕地、水域的减少,未利用地的增加密不可分。

3.2.3 生态风险等级转移分析

由表 6 可知,1980—2020 年的各风险区等级间转移面积和比例都很小。其中,转移比较明显的是较低风险区,转出率达 5.0%,4.2%转移到了低风险区,剩余的转移到中风险区。低风险区和中风险区分别向较低风险区转入了 2.6%和 2.0%。高风险区向中风险区转移了 3.8%。2000—2020 年各风险等级间转移面积和比例呈现大幅增加趋势,如表 7 所示,较高风险区转出率高达 70%,向较低、较高和高风险区分别转移了 30%,20%和 20%。其他等级风险区转移到低风险区和较低风险区的面积分别为 11 025 km²和 16 200 km²,转移到较高和高风险区的面积为 1 125 km²和 1 350 km²。虽然转移的方向主要是由高等级风险区转移到低等级风险区,但仍存在不少低等级向高等级转移的情况。结合图 2 和图 4 可知,高等级风险区向低等级风险区的转移主要发生在包头市、呼和浩特市、乌兰察布市和鄂尔多斯市的南部,土地利用类型转移主要为耕地和草地向建设用地和林地转移,低等级风险区向高等级风险区转移的地区主要在巴彦淖尔市、阿拉善盟和鄂尔多斯市东部边沿地区,土地转移类型主要为草地、水域向未利用地转移。

表 6 1980—2000 年各生态风险等级转移面积及比例

Tab. 6 Transfer area and proportion of each ecological risk level from 1980 to 2000

风险等级	低风险区		较低风险区		中风险区		较高风险区		高风险区	
	面积/km ²	比例/%	面积/km ²	比例/%	面积/km ²	比例/%	面积/km ²	比例/%	面积/km ²	比例/%
低风险区	76 275	97.4	2 025	2.6	0	0	0	0	0	0
较低风险区	2 475	4.2	55 575	95.0	450	0.8	0	0	0	0
中风险区	0	0	450	2.0	21 825	98.0	0	0	0	0
较高风险区	0	0	0	0	0	0	2 250	100	0	0
高风险区	0	0	0	0	225	3.8	0	0	5 625	96.2

表 7 2000—2020 年各生态风险等级转移面积及比例

Tab. 7 Transfer area and proportion of each ecological risk level from 2000 to 2020

风险等级	低风险区		较低风险区		中风险区		较高风险区		高风险区	
	面积/km ²	比例/%	面积/km ²	比例/%	面积/km ²	比例/%	面积/km ²	比例/%	面积/km ²	比例/%
低风险区	73 125	92.9	5 625	7.1	0	0	0	0	0	0
较低风险区	10 575	18.1	45 450	77.7	2 475	4.2	0	0	0	0
中风险区	450	2	9 225	41	11 700	52	225	1	900	4
较高风险区	0	0	675	30	450	20	675	30	450	20
高风险区	0	0	675	12	450	8	900	16	3 600	64

4 讨论

1)气候是生态环境形成与演变的重要推动力之一,研究气候变化对了解区域生态环境变化具有十分重要的意义^[30]。研究区处于干旱半干旱地带,干旱少雨,年平均降水量不足 400 mm,生态环境较为脆弱。Xu 等^[31]在 2020 年利用中国区域 7 个 IGS 站实测气象数据评估 ERA5 数据的精度,发现 ERA5 数据精度优于早先的 ERA - Interim 数据,ERA5 数据能够更好地满足中国区域内气候建模的需求。因此,本文利用 ERA5 气象数据统计研究区年降水量和年均气温。为了了解降水对各生态风险等级作用情况,利用图 4 计算出 1980—2020 年生态风险等级未变区域、退化区域、改善区域,并进一步统计各区的降水变化趋势。由图 5 可知,各区降水都有略微的下降趋势,其中下降最明显的是退化区,其次是未变区域,改善区域降水下降幅度最小。而本研究结论是研究区生态风险等级整体向改善方向发展,改善区域降水下降幅度较小,可以对生态风险的恶化起到一定的缓解作用,但无法解释生态环境整体向好的趋势发展。由图 6 可知,40 a 间各生态风险等级转化区年均温度都呈现上升趋势,其中上升最明显的是退化区,其次是未变化区域,最后是改善区。随着气温上升,土壤水分的蒸发和植被的蒸腾作用加强,给本就干旱的研究区植被生长带来不利的因素。综上所述,气候因子影响着区域生态环境的改变,但不是区域生态环境不断改善的主因。

土地利用/土地覆盖变化是陆地表层环境对人类活动和气候变化的具体反映,是气候变化和环境

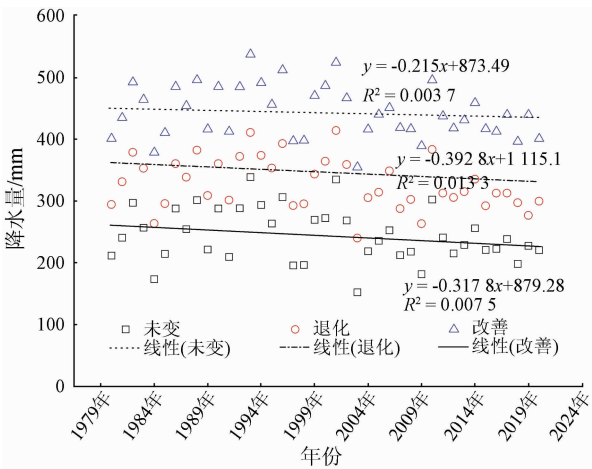


图 5 研究区 1980—2020 年各生态风险等级变化区年降水量(退化区 +100 mm,改善区 +200 mm)

Fig.5 Annual precipitation of each ecological risk grade change area in the study area from 1980 to 2020 (degraded area +100 mm, improved area +200 mm)

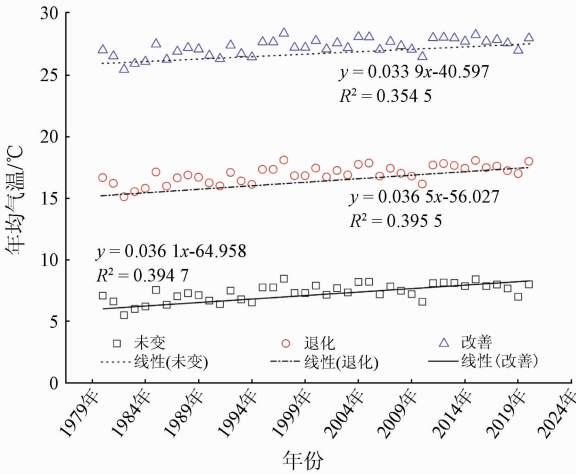


图 6 研究区 1980—2020 年各生态风险等级变化区年降水量(退化区 +10℃,改善区 +20℃)

Fig.6 Annual precipitation of each ecological risk grade change area in the study area from 1980 to 2020 (degraded area + 10℃, improved area + 20℃)

变化研究关注的主要内容^[32]。张文慧等^[30]2020 年对黄河流域土地利用变化进行研究。结果发现 1980—2018 年期间内蒙古段黄河流域耕地、林地和建设用地面积在增加,草地、水域和未利用地的面积在减少。这个结果除了耕地 2018 年增加外,其余结果与本文研究结论一致。导致耕地面积变化差异的原因是研究年份的不同(图 7)。由 2.2 节可知,土地利用变化和生态风险等级变化有着密切的关系。1980—2020 年间研究区整体低风险等级区面积在增加、高风险区在减少,主要原因在于研究期间耕地、草地和未利用地向建设用地和林地大面积的转移,景观优势度明显上升,景观破碎度、景观分离度明显下降,风险等级在不断地向低等级转化。导致各类型土地利用面积的变化主要得益于研究区 1999 年开始实施的退耕还林还草工程、天然林保护工程、水土保持综合治理工程、重点小流域以及沙棘造林等一系列工程,越来越多的未利用地被开发利用变为建设用地,土地利用率在不断提高,各种人类

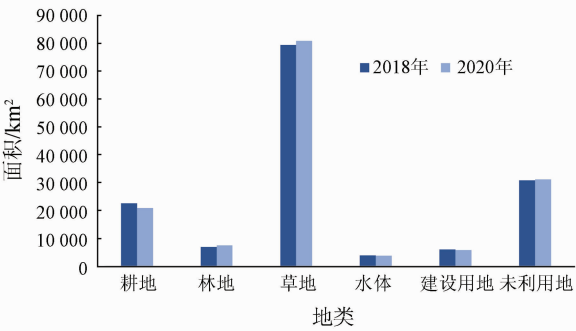


图 7 2018 年和 2020 年研究区各类型土地面积统计

Fig.7 Statistics of various types of land use area in the study area in 2018 and 2020

工程的实施是导致研究区生态环境改善的主因^[33]。

本文与2021年刘希朝等^[33]针对内蒙古段黄河流域生态风险区分布进行对比,结果发现低等级的风险区主要分布在东北部地区,高等级生态风险区分布在西南方向和东部,和本研究分布基本一致;但部分中等级风险区出现在了东北部这与本次研究中风险区主要集中在中部和西南部地区,研究结果有一定的差异。导致结果部分差异可能与风险小区的划分的大小与研究时段的不同,其划分的小区为30 km × 30 km,而本研究划分的小区为15 km × 15 km,小区大小的不同影响到景观指数计算进而影响到风险指数的计算结果;其研究时长为2000—2018年,本研究时长为1980—2020年。但总体来看两者都是低生态风险等级面积在逐渐的增加,高风险等级区域面积在不断减少,研究区生态环境得到了极大的改善。

2)本研究所用的土地利用数据空间分辨率为1 km,还存在栅格数据向矢量数据转变等操作,导致土地利用面积在统计时有一定误差,但这种误差针对本研究大的研究范围来看,基本可以表征出研究区生态环境的变化趋势。本文利用15 km × 15 km 网格尺度诊断黄河流域生态风险的时空分异特征,但合理小区划分尺度与区域整体景观指数过渡的准确性还有待进一步探讨。

5 结论

本文基于1980年、2000年和2020年3期土地利用数据,在分析土地利用和景观格局指数变化的基础上研究内蒙古黄河流域土地利用及风险区等级的变化,得出结论如下:

1)1980—2020年间研究区土地利用变化主要表现为建设用地和林地的增加及草地和耕地的减少。土地转移的方向主要为草地、耕地和水域转变为建设用地和林地。综合土地利用动态度由1980—2000年的0.09%上升到了2000—2020年的0.94%,土地综合利用度在不断地上升。

2)从景观格局指数变化角度来看,斑块数量除水域和未利用地减少外其余用地均增加,景观破碎化程度除建设用地外其余用地均增加,景观干扰度除林地上升外其余用地均减少,景观损失度除建设用地有明显下降外其余用地无明显变化。

3)从生态风险等级空间分布角度来看,低生态风险区主要集中在内蒙古黄河流域的东北部,低和较低生态风险区都出现了一定扩张的现象,低风险区有从东北向西南蔓延的趋势,但不同风险等级区

分布的主要位置没有大的变化。

4)研究区风险等级在相互转移过程中,转移方向大多是由高等级风险区向低等级风险区转移,转移量达27 225 km²,低等级风险区向高等级风险区共转移了2 475 km²,低和较低等级风险区面积增加9 000 km²,较高和高等级风险区面积减少1 350 km²,其转移方向和量主要取决于土地利用类型的变化。

参考文献 (References):

- [1] 陆大道,孙东琪. 黄河流域的综合治理与可持续发展[J]. 地理学报,2019,74(12):2431–2436.
Lu D D, Sun D Q. Development and management tasks of the Yellow River basin: A preliminary understanding and suggestion [J]. Acta Geographica Sinica, 2019, 74(12): 2431–2436.
- [2] Schmidt P, Morrison T H. Watershed management in an urban setting: Process, scale and administration [J]. Land Use Policy, 2011, 29(1): 45–52.
- [3] Wei S M, Pan J H, Liu X. Landscape ecological safety assessment and landscape pattern optimization in arid inland river basin: Take Ganzhou District as an example [J]. Human and Ecological Risk Assessment, 2020, 26(3): 782–806.
- [4] 王洁, 摆万奇, 田国行. 土地利用生态风险评价研究进展[J]. 自然资源学报, 2020, 35(3): 576–585.
Wang J, Bai W Q, Tian G H. A review on ecological risk assessment of land use [J]. Journal of Natural Resources, 2020, 35(3): 576–585.
- [5] Preuss T G, Hommen U, Alix A, et al. Mechanistic effect models for ecological risk assessment of chemicals (MEMRisk): A new SETAC–Europe Advisory Group [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2009, 16(3): 250–252.
- [6] Kanwarpreet S, Virender K. Hazard assessment of landslide disaster using information value method and analytical hierarchy process in highly tectonic Chamba region in bosom of Himalaya [J]. Journal of Mountain Science, 2018, 15(4): 808–824.
- [7] Ayre K K, Landis W G. A Bayesian approach to landscape ecological risk assessment applied to the upper Grande Ronde watershed, Oregon [J]. Human and Ecological Risk Assessment, 2012, 18(5): 946–970.
- [8] Cui L, Zhao Y, Liu J. Landscape ecological risk assessment in Qinling Mountain [J]. Geological Journal, 2018, 53: 342–351.
- [9] 黄木易, 何翔. 近20年来巢湖流域景观生态风险评估与时空演化机制[J]. 湖泊科学, 2016, 28(4): 785–793.
Huang M Y, He X. Landscape ecological risk assessment and its mechanism in Chaohu basin during the past almost 20 years [J]. Journal of Lake Sciences, 2016, 28(4): 785–793.
- [10] Andrea D M, Simone C, Maurizio M, et al. Urban–rural ecological networks for landscape planning [J]. Land Use Policy, 2016, 50: 312–327.
- [11] Xie H, Wang P, Huang H. Ecological risk assessment of land use change in the Poyang Lake Ecoeconomic Zone, China [J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2013, 10(1): 328–346.
- [12] Paukert C P, Pitts K L, Whittier J B, et al. Development and assess-

- ment of a landscape – scale ecological threat index for the Lower Colorado River basin[J]. *Ecological Indicators*, 2011, 11(2): 304 – 310.
- [13] Tian P, Li J L, Gong H B, et al. Research on land use changes and ecological risk assessment in Yongjiang River basin in Zhejiang Province, China [J]. *Sustainability*, 2019, 11(10): 1 – 20.
- [14] 张玉娟, 曲建光, 叶猛猛. 松花江流域哈尔滨段景观生态风险评价[J]. *福州大学学报(自然科学版)*, 2020, 48(3): 361 – 367.
- Zhang Y J, Qu J G, Ye M M. Landscape ecological risk assessment of Harbin section of Songhua River basin[J]. *Journal of Fuzhou University(Natural Science Edition)*, 2020, 48(3): 361 – 367.
- [15] Chen W X, Zhao H B, Li J F, et al. Land use transitions and the associated impacts on ecosystem services in the middle reaches of the Yangtze River Economic Belt in China based on the geo – informatic Tupu method[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 701: 134690.
- [16] Obery A M, Landis W G. A regional multiple stressor risk assessment of the Codorus Creek watershed the relative risk model [J]. *Human and Ecological Risk Assessment*, 2002, 8(2): 405 – 428.
- [17] 乔蕻强, 程文仕, 乔伟栋, 等. 基于相对风险模型的土地利用变化生态风险定量评价——以石羊河流域为例[J]. *中国沙漠*, 2017, 37(1): 198 – 204.
- Qiao H Q, Cheng W S, Qiao W D, et al. Evaluation of ecological risk of land use change based on the RRM model: A case in the Shiyanghe River basin [J]. *Journal of Desert Research*, 2017, 37(1): 198 – 204.
- [18] Tang L, Ma W. Assessment and management of urbanization – induced ecological risks[J]. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 2018, 25(5): 383 – 386.
- [19] 彭俊, 凌敏, 龚传康, 等. 基于土地利用变化的巢湖流域生态风险分析[J]. *洛阳理工学院学报(自然科学版)*, 2022, 32(1): 4 – 12.
- Peng J, Ling M, Gong C K, et al. Ecological risk of Chaohu Lake basin based on land use change[J]. *Journal of Luoyang Institute of Science and Technology (Natural Science Edition)*, 2022, 32(1): 4 – 12.
- [20] 孙丽蓉, 周冬梅, 岑国璋, 等. 基于地理探测器模型的疏勒河流域景观生态风险评价及驱动因素分析[J]. *干旱区地理*, 2021, 44(5): 1384 – 1395.
- Sun L R, Zhou D M, Cen G Z, et al. Landscape ecological risk assessment and driving factors of the Shule River basin based on the geographic detector model [J]. *Arid Land Geography*, 2021, 44(5): 1384 – 1395.
- [21] Yan Y, Shi S N, Hu B Q, et al. Ecological risk assessment of Guan-gxi Xijiang River basin based on landscape pattern [J]. *Ekoloji*, 2018, 27(105): 5 – 16.
- [22] 朱娴飞, 陆雨婷, 吴鹏海, 等. 近三十年长江下游升金湖不同季节湿地景观生态风险时空分析[J]. *湖泊科学*, 2020, 32(3): 813 – 825.
- Zhu X F, Lu Y T, Wu P H, et al. Spatial – temporal analysis of landscape ecological risk in different seasons during the past 30 years in Lake Shengjin wetland, lower reaches of the Yangtze River [J]. *Journal of Lake Science*, 2020, 32(3): 813 – 825.
- [23] Hua L Z, Liao J F, Chen H X, et al. Assessment of ecological risks induced by land use and land cover changes in Xiamen City, China [J]. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 2018, 25(5): 439 – 447.
- [24] 刘孟竹, 王彦芳, 裴宏伟. 基于土地利用变化的河北省坝上地区景观生态风险评价[J]. *水土保持通报*, 2020, 40(4): 303 – 311, 345.
- Liu M Z, Wang Y F, Pei H W. Landscape ecological risk assessment in Bashang area of Hebei Province based on land use change [J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2020, 40(4): 303 – 311, 345.
- [25] 娄妮, 王志杰, 何嵩涛. 基于景观格局的阿哈湖国家湿地公园景观生态风险评价[J]. *水土保持研究*, 2020, 27(1): 233 – 239.
- Lou N, Wang Z J, He S T. Assessment on ecological risk of Aha Lake National Wetland Park beased on landscape pattern [J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2020, 27(1): 233 – 239.
- [26] Zhou S Y, Chang J, Hu T H, et al. Spatiotemporal variations of land use and landscape ecological risk in a resource – based city, from rapid development to recession [J]. *Polish Journal of Environmental Studies*, 2020, 29(1): 475 – 490.
- [27] Liu Y C, Liu Y X, Li J L, et al. Evolution of landscape ecological risk at the optimal scale: A case study of the Open Coastal Wetlands in Jiangsu, China [J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2018, 15(8): 1691.
- [28] Islam M A. Contamination and ecological risk assessment of trace elements in sediments of the rivers of Sundarban mangrove forest, Bangladesh [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2017, 7(59): 1 – 11.
- [29] Wang C, Delu P. Zonin of Hangzhou Bay ecological red line using GIS – based multi – criteria decision analysis [J]. *Ocean and Coastal Management*, 2017, 139: 42 – 50.
- [30] 张文慧, 吕晓, 史洋洋, 等. 黄河流域土地利用转型图谱特征 [J]. *中国土地科学*, 2020, 34(8): 80 – 88.
- Zhang W H, Lyu X, Shi Y Y, et al. Graphic characteristics of land use transition in the Yellow River basin [J]. *China Land Science*, 2020, 34(8): 80 – 88.
- [31] Xu K, Deng X S, Xing C B. Accuracy assessment of zenith tropospheric delay calculated from ERA5 data over China [J]. *Engineering of Surveying and Mapping*, 2020, 9(6): 27 – 33.
- [32] 姚海芳, 师长兴, 顾聆逵. 气候变化和人类活动对黄河上游十大孔兑水沙过程的影响 [J]. *干旱区地理*, 2018(3): 472 – 479.
- Yao H F, Shi C X, Gu Z K. Impacts of climate change and human activities on water discharge and sediment load of ten tributaries (the ten kongduis) of the upper Yellow River [J]. *Arid Land Geography*, 2018(3): 472 – 479.
- [33] 刘希朝, 李效顺, 蒋冬梅. 基于土地利用变化的黄河流域景观格局及生态风险评估 [J]. *农业工程学报*, 2021, 37(4): 265 – 274.
- Liu X Z, Li X S, Jiang D M. Landscape pattern identification and ecological risk assessment using land – use change in the Yellow River basin [J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2021, 37(4): 265 – 274.

Analysis of landscape ecology risk of the Yellow River basin in Inner Mongolia

HUA Yongchun¹, CHEN Jiahao¹,SUN Xiaotian², PEI Zhiyong²

(1. College of Forestry, Inner Mongolia Agricultural University, Hohhot 010019, China; 2. College of Energy and Transportation Engineering, Inner Mongolia Agricultural University, Hohhot 010018, China)

Abstract: The Inner Mongolia reach of the Yellow River basin is suffering severe degradation as an ecological barrier at present. Analyzing its landscape pattern and ecological risk is of great significance for promoting the high – quality development of this reach. Based on the land use data of 1980, 2000, and 2020 of the study area, this study analyzed the spatial distribution and spatio – temporal evolution of the ecological risks by calculating the regional landscape pattern index and the ecological risk index. The results show that: ① During 1980—2020, the land in the study area was dominated by grassland, which accounted for more than 50%. In this period, the areas of cultivated land, grassland, water areas, and unused land decreased by 578 km², 1 911 km², 383 km², and 255 km², respectively. By contrast, the areas of forest land and construction land increased by 1 055 km² and 2 072 km², respectively. In terms of land use types, the land in the study area mainly shifted from grassland, cultivated land, and water areas to construction land and forest land. The comprehensive land use intensity during 2000—2020 was 0.85 percentage points higher than that during 1980—2000; ② During 1980—2020, the patch number of all types of land decreased except for water areas and unused land; the degree of landscape fragmentation of all types of land increased except for construction land; the degree of landscape disturbance of all types of land decreased except for forest land; the degree of landscape loss of all types of land did not change significantly except for construction land, for which the degree of landscape loss decreased significantly; ③ The ecological risk value of the Inner Mongolia reach of the Yellow River basin showed a downward trend during 1980—2020. Areas with fairly low and low ecological risks increased by 9 000 km² in total and were primarily concentrated in the northern and central areas in this period. In contrast, areas with high and fairly high ecological risks decreased by 1 350 km² in total and were scattered on the eastern and northern edges.

Keywords: Yellow River basin in Inner Mongolia; land use; ecological landscape index; ecological risk assessment

(责任编辑: 张 仙)