

引用格式: 马丽, 田华征, 康蕾. 黄河流域矿产资源开发的生态环境影响与空间管控路径[J]. 资源科学, 2020, 42(1): 137-149.
[Ma L, Tian H Z, Kang L. Eco-environmental impact and spatial control of mineral resources exploitation in the Yellow River Basin [J]. Resources Science, 2020, 42(1): 137-149.] DOI: 10.18402/resci.2020.01.14

黄河流域矿产资源开发的生态环境影响与空间管控路径

马丽^{1,2}, 田华征¹, 康蕾¹

(1. 中国科学院地理科学与资源研究所, 区域可持续发展分析与模拟重点实验室, 北京 100101;

2. 中国科学院大学资源与环境学院, 北京 100049)

摘要:黄河流域作为中国的“能源流域”, 合理有序开发矿产资源、统筹协调矿产资源开发与生态环境保护之间的关系, 对于黄河流域能矿经济可持续发展和生态保护具有重要现实意义。本文以黄河流域为研究区, 综合运用多指标综合评价法、胁迫耦合分析法和GIS空间分析等方法技术, 从生态本底的脆弱程度、对重要生态功能区的空间胁迫性以及重要生态环境因子的胁迫程度等多个层面, 分析了区域矿产资源开发对生态环境的胁迫特征及空间分布, 将黄河流域46个矿区城市划分为本底胁迫、生态功能胁迫、开发胁迫、本底+开发胁迫、开发+生态功能胁迫、本底+生态功能胁迫、全面胁迫和无胁迫8种不同类型区, 并从生态环境保护的角度提出黄河流域矿产资源开发地区的管控路径: ①空间管控: 严格限制大规模高强度工业化城镇化开发, 尤其是控制矿区的开发边界; ②强度管控: 针对于生态本底脆弱的地区, 强度和总体开发规模的管控要兼而并举; ③开发方式管控: 注重能矿产业的结构调整与升级, 在空间上要注重集中建设, 宜矿则矿、宜工则工、宜聚则聚。

关键词: 矿产资源开发; 生态环境影响; 胁迫; 空间管控; 黄河流域

DOI: 10.18402/resci.2020.01.14

1 引言

黄河流域在中国生态安全和社会经济发展中具有重要的全局性和战略性地位^[1]。首先, 黄河流域是连接青藏高原、黄土高原、华北平原的生态廊道, 拥有三江源、祁连山等多个国家公园和国家重点生态功能区; 同时, 黄河流域又被称为“能源流域”^[2], 煤炭、石油、天然气和有色金属资源丰富, 是中国重要的能源、化工、原材料和工业基地^[3,4]。矿产资源的大规模开发利用活动在有力支撑流域工业化和城镇化快速发展的同时, 也给区域生态环境带来巨大的压力。随着国家推进西部大开发、促进中部崛起等发展战略的实施, 近年来黄河流域工业发展保持快速增长, 能源、原材料工业发展更为

迅速^[5]。特别是随着能源基地建设、西气东输、西电东送等重大战略工程的建设, 黄河流域还将在全国的能源和原材料供应方面持续彰显出重要的战略地位。矿产资源开发利用是一把“双刃剑”, 其在促进经济增长的同时, 也会导致区域不同程度地出现资源耗竭、环境污染、生态破坏与区域发展衰退等问题^[6]。当前, 黄河流域生态保护和高质量发展已上升为重大国家战略, 新形势对黄河流域治理开发提出了新要求, 厘清黄河流域矿产资源开发的生态环境影响, 在保障生态环境不受到严重破坏的前提下, 合理有序开发矿产资源, 对于黄河流域矿产资源可持续发展和生态保护具有重要现实意义。

随着资源枯竭、生态破坏等问题已经对社会经

收稿日期: 2019-12-04; 修订日期: 2019-12-23

基金项目: 中国科学院先导专项(XDA19040403); 生态环境部2019年环境影响评价管理项目(2110107)。

作者简介: 马丽, 女, 山西祁县人, 博士, 副研究员, 研究方向为能源、产业地理与区域发展。E-mail: mali@igsrr.ac.cn

通讯作者: 康蕾, 女, 山西大同人, 博士, 助理研究员, 研究方向为人地关系与区域可持续发展。E-mail: kanglei@igsrr.ac.cn

济可持续发展造成制约,对于矿产资源开发的生态环境影响及治理研究得以广泛开展。不同类型矿产的开采活动,以及在矿产资源开发的勘察、采选等不同阶段,均会不同程度地引发资源损毁、环境污染、地质灾害等一系列生态环境问题^[7]。与此同时,由于不同地区在地理条件、矿产资源开发规模及强度上存在差异,矿产资源开发过程对生态环境的破坏程度也不同^[8]。不少学者围绕特定区域,从资源禀赋和开发现状入手,分析了矿产资源开发对相应区域的生态环境影响,并从不同角度提出优化区域矿产资源开发的对策建议。例如,调整流域矿产资源开发与利用的空间布局、落实主体功能区制度、建立健全矿产资源勘查开发环境影响评价制度、构建矿产资源开发空间治理体系、根据地区实际情况采取差异化的策略、推动矿业城市资源产业转型等^[9-11]。在揭示了矿产资源开发对生态环境的影响之后,相应的治理措施成为学界和政府普遍关注的焦点。以往对于矿产资源开发地区的生态环境治理研究多是集中于剖析管理中存在的问题,揭示矿产资源开发对生态环境的负面影响,并提出对策建议^[12-15];且多从终端入手,从环境管理、土地管理、生态补偿、生态修复、技术改进等角度来探讨矿区生态环境的治理^[16],如重视以科技进步和创新改进矿山开采技术和工艺,减少污染物排放或无污染排放;或通过市场机制提高矿山的生态环境恢复治理工作,如矿山环境恢复治理的产业政策和矿山环境地质损害补偿机制等^[17-21],多是基于“事后”管理层面的矿产资源开发活动的生态环境保护与治理手段分析,很少从空间的角度突出治理措施的针对性和差异性。

随着中国生态环境治理理念的进步,对生态环境的终端治理逐步向源头管控转变。尤其是随着生态红线、多规合一的积极推进,从空间层面优化矿产资源的开发利用成为更有效的管控途径。矿产资源的生态空间管控就是在国家生态文明建设的理念下,推进矿区生态环境管理的精细化和精准化。通过分析矿产资源对生态安全格局、生态红线的胁迫性,从保护生态红线的角度提出矿产资源开发的边界以及分类治理的重要途径,由此来实现源头保护制度和推进生态修复及生态补偿机制。

本文以黄河流域73个地市以及其中的46个矿区城市为研究对象,综合运用多指标综合评价法、胁迫耦合分析法和GIS空间分析等方法技术,从本底胁迫、功能胁迫、开发胁迫等多个层面,通过分析矿产资源开发对生态本底脆弱性、生态安全格局以及重要生态环境因子的胁迫影响,识别区域内矿产资源开发对生态环境的主要胁迫区与胁迫类型,着重从空间视角揭示黄河流域矿产资源开发对生态环境的影响,进而从生态环境优先的角度对这些矿区城市进行管控分类,并针对性地提出管控途径及建议,以期为黄河流域矿产资源的合理开发利用和生态环境可持续发展、促进流域高质量发展提供科学的决策依据。

2 研究方法 with 数据

2.1 研究方法

2.1.1 本底生态脆弱性综合评价

在综合国内外已有生态脆弱评价研究成果基础上,以GIS技术为依托,基于全国高程数据、综合文献调研和计算数据、栅格数据、遥感数据以及观测数据构建生态环境脆弱性评价模型,从地形特征、自然资源利用强度、生态背景和地质环境4个维度,选取10个二级指标构建了生态环境脆弱性评价指标体系,并根据不同指标的重要性给每个单项指标赋予了权重^[22](表1)。

将各项指标数据进行空间化,根据已有相关研究和黄河流域生态环境实际状况,将各指标按照良好、较好、脆弱、较高脆弱和高脆弱等5个等级按照不平衡法分别赋值为0.5、0.3、0.1、-0.3、-0.5,具体等级赋值标准见表2。在生态脆弱度大类指标指数基础上,采用加权综合法计算黄河流域73个地市生态脆弱度综合值。

2.1.2 生态服务功能重要性空间识别

生态服务功能重要性的空间识别主要采用功能区域叠加的方法。“十二五”时期,中国实施主体功能区划,将国土空间划分为优化开发、重点开发、限制开发和禁止开发4类主体功能区。其中,限制开发区是指资源环境承载能力较弱、大规模集聚经济和人口条件不够好,并关系到全国或较大区域范围生态安全的区域。未来这些地区将加强生态修复和环境保护,引导超载人口逐步有序转移,逐步

2020年1月

表1 生态环境脆弱性指标体系

Table 1 Evaluation index system of ecological vulnerability

一级指标	权重	二级指标	权重	指标说明及数据来源
地形特征	0.2	坡度	0.5	1:100万DEM生成
		海拔高度DEM	0.5	1:100万DEM
自然资源利用强度	0.3	生态生产力	0.3	县级单元生态用地比重数据
		水资源承载胁迫指数	0.3	区域水资源可持续利用强度/降水径流量
		土地利用强度	0.4	土地利用数据空间化
生态背景	0.4	干燥指数	0.3	区域降水量与蒸发量的比值
		水土流失敏感度	0.3	综合降水、土壤质地、地形和植被数据
		地表自然植被覆盖度	0.4	全国自然植被类型空间数据库
地质环境	0.1	地质灾害严重度	0.5	中国科学院1:500万地质灾害类型图
		滑坡严重度	0.5	中国科学院地质灾害数据库

表2 生态环境脆弱性划分标准

Table 2 Criteria for the classification of ecological vulnerability

生态环境脆弱类型	良好	较好	脆弱	较高脆弱	高脆弱
隶属度值	0.5	0.3	0.1	-0.3	-0.5
坡度	(0,5]	(5,8]	(8,15]	(15,25]	(25,+∞)
海拔	(0,200]	(200,500]	(500,1000]	(1000,3500]	(3500,+∞)
生态生产力	高等	中等	中低等	低等	极低等
水资源承载胁迫指数	较高/丰水	较高—中等/丰水—多水	较高—中等/过渡	中等/少水/干涸	较低/少水—干涸
土地利用强度	宜林土地类/宜牧土地类	宜林宜牧土地类	宜农宜林土地类/宜农宜牧土地类	宜农宜林宜牧土地类	宜农耕地类/荒地
干燥指数	(-∞,0.5]	(0.5,1]	(1,2]	(2,10]	(10,+∞)
水土流失敏感度	敏感等级1	敏感等级2	敏感等级3	敏感等级4	敏感等级5
地表自然植被覆盖率	森林	灌丛+草原	农田	荒漠草原和高山草甸	无植被
地质灾害多样性	无	弱或不发育期	一种灾害为主,中等强度	一种灾害中等强度,且多种灾害	一种灾害强烈强度或多种灾害
滑坡严重度	不发育	稀疏	偶发	中等	密集

成为全国或区域性的重要生态功能区。2008年,环境保护部和中国科学院共同发布了《全国生态功能区划》,在生态现状调查、生态敏感性与生态服务功能评价的基础上,将全国划分为生态调节、产品提供与人居保障功能3类生态一级区。比较限制开发区与生态调节功能区的空间区域,二者大部分重叠,但在部分区域的空间范围上有所差异。以最大空间范围保护为原则,将两类区域进行空间叠加,综合得到黄河流域生态服务功能重要性空间格局。

2.1.3 矿产资源开发的生态环境胁迫评估

除却生态环境要素外,矿产资源的开发和加工必然通过大气污染、水污染物排放、土地的空间占用对生态环境产生胁迫。在比较已有关于资源开发生态环境胁迫评估方法的基础上,本文主要通过

比较和分析矿产资源开发规模(地方采矿业产值)与生态环境指标变化的同步性,分析矿产资源开发规模与生态环境恶化的空间耦合性,从而确定矿产资源开发对生态环境的高胁迫区域。其中各地市的采矿工业产值主要以唯一可获取的能够覆盖黄河流域所有地市的2013年产值为基准,生态环境因子则取2005—2013年工业废水排放量、工业SO₂产生量、工业烟(粉)尘产生量以及2000—2010年生态初级生产力的变化量为代表,将采矿工业产值较高且生态环境质量呈现恶化的地市评定为高度胁迫地区。

2.1.4 矿产资源生态环境管控类型区划分

采取综合叠加的方法,将各个矿区的生态本底条件(生态脆弱性)、地区的生态重要性(是否在重

要生态功能区范围之内)、矿产开发对地区生态环境的胁迫程度相叠加,以矿产资源的开发要尽可能不损害国家生态安全格局、尽可能降低资源开发对生态环境胁迫为原则,将黄河流域的矿产资源开发区域划分为不同的管控空间类型。

2.2 研究区界定与数据来源

2.2.1 研究区界定

黄河发源于青藏高原巴颜喀拉山北麓,流经青海、四川、甘肃、宁夏、内蒙古、山西、陕西、河南、山东等9省区。本文参考已有研究,按照“以自然流域为基础支撑、考虑地域研究单元的完整性以及地区经济与黄河的直接关联性”的原则^[23,24],依据黄河与地区经济发展的关系,将黄河流经省份的73个市域(地级市、州、盟)划入黄河流域。进一步以《全国矿产资源规划2016—2020》中的国家规划矿区为重点,提取出黄河流域范围内所有的国家规划矿区,并将其所在的地市作为矿产资源开发区域予以标定,一共涉及46个地级市(图1)。以这些矿区城市为代表,分析黄河流域矿产资源开发对生态环境的胁迫特征。

2.2.2 数据来源

黄河流域所包含矿区的位置,矿产种类等数据

来源于“中华人民共和国自然资源部”2016年11月15日发布的《全国矿产资源规划(2016—2020年)》;流域生态环境脆弱性评价用到的坡度、海拔、中国100万植被类型空间分布数据、中国2000—2010年NPP数据、中国2015年降水量空间插值数据、中国2015年平均气温空间插值数据、中国2015年陆地生态系统类型空间分布数据等数据均来源于“中国科学院资源环境科学数据中心”(http://www.resdc.cn);黄河流域所包含的重点生态功能区识别涉及到的数据包括2008年环境保护部和中国科学院共同发布的《全国生态功能区划》和2011年由国务院印发的《全国主体功能区规划》;矿产资源开发对环境因子胁迫评价涉及到的2005年和2013年地市级采矿工业产值来自华商工业数据库,工业废水排放量、工业SO₂产生量、工业烟(粉)尘产生量等环境污染数据来自于中国城市统计年鉴。

3 结果与分析

3.1 黄河流域矿产资源开发的生态环境胁迫分析

3.1.1 矿产资源开发对生态环境的本底胁迫

基于加权综合法计算得到的生态脆弱度综合值 F_i ,参照国内外已有的生态脆弱性评价研究的评价标准^[25-27],并综合考虑黄河流域具体特征,将73个

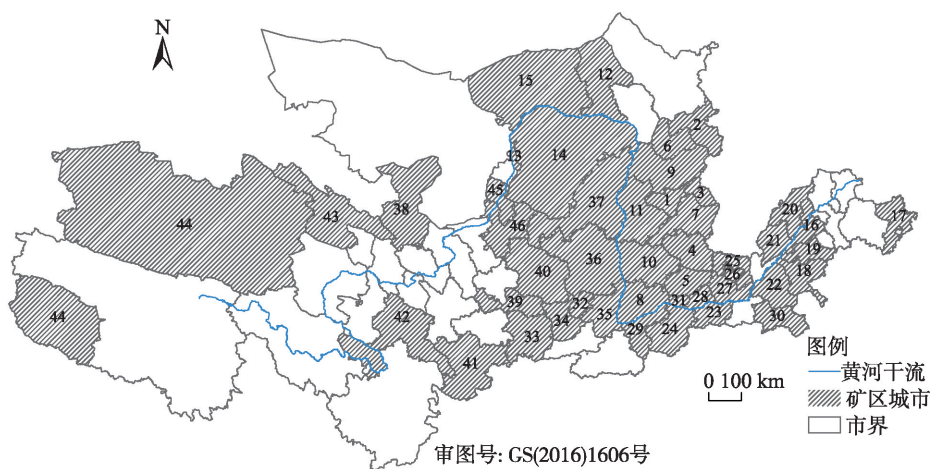


图1 研究区范围示意

Figure 1 Scope of the Yellow River Basin

注:1.太原市2.大同市3.阳泉市4.长治市5.晋城市6.朔州市7.晋中市8.运城市9.忻州市10.临汾市11.吕梁市12.包头市13.乌海市14.鄂尔多斯市15.巴彦淖尔市16.济南市17.青岛市18.济宁市19.泰安市20.德州市21.聊城市22.菏泽市23.郑州市24.洛阳市25.安阳市26.鹤壁市27.新乡市28.焦作市29.三门峡市30.商丘市31.济源市32.铜川市33.宝鸡市34.咸阳市35.渭南市36.延安市37.榆林市38.武威市39.平凉市40.庆阳市41.陇南市42.甘南藏族自治州43.海北藏族自治州44.海西蒙古族藏族自治州45.银川市46.吴忠市

2020年1月

地市生态脆弱度划分为高度脆弱、较高脆弱、较脆弱、略脆弱及不脆弱5个等级,仅保留 F_i 的2位小数所对应的分级范围为 $F_i \leq -0.19$ 、 $-0.19 < F_i \leq -0.1$ 、 $-0.1 < F_i \leq 0.05$ 、 $0.05 < F_i \leq 0.16$ 、 $F_i > 0.16$ 。从评价结果来看(图2),黄河流域大部分地市表现出较脆弱、较高脆弱及高度脆弱的生态本底特征,包括山西、甘肃、青海、宁夏全部,内蒙古、陕西大部分,以及四川、河南少部分地市;山东、河南大部分以及内蒙古、陕西极少数地市处于生态环境略脆弱等级;此外,地处黄河流域东南部的山东、河南、四川少数城市生态环境尚未表现出脆弱性特征。

对黄河流域矿区城市与生态脆弱性进行空间耦合,发现46个矿区城市当中,仅有3个矿区城市的生态环境本底不脆弱,主要为山东聊城,河南焦作和济源,其余矿区城市均处于不同程度的生态环境脆弱区(表3)。其中,山西绝大部分矿区城市、青海的海西,宁夏的吴忠,陕西的宝鸡、榆林,以及甘肃的武威、甘南州处于较高或高度脆弱状态;山西的大同和朔州、内蒙古中部、陕西关中地区、河南西部、甘肃西部部分地市,以及青海、宁夏个别地市处于较脆弱状态。山东、河南大部分矿区城市,以及内蒙古巴彦淖尔处于生态环境略脆弱状态。总体上看,山西、陕西、内蒙古、宁夏、甘肃这些省份矿产

资源开发与生态环境本底的冲突较显著,对生态环境本底的胁迫程度较高。

结合上述省份的矿产资源种类及实际开发情况来看,蒙西、山西、陕西交界的“三西”地区以及甘肃、宁夏等地,是中国煤炭基地的主产区,煤炭矿区分布较多,且多以露天开采为主,将进一步破坏地表植被的覆盖,加剧地区水资源的蒸发和地表的水土流失;此外煤矿开发的疏干水还将对地表水造成污染,加剧该地区的水资源胁迫性。根据煤炭发展规划,2010—2020年,晋、陕、蒙地区的煤炭产量约占全国总产量的60%,重点集中在鄂尔多斯、晋北、榆林这3.3万 km^2 的范围内,而这个地区又正是中国水土流失最严重的地区。全国水土流失面积356万 km^2 ,年流失量约50亿t,而仅晋、陕、蒙地区的年流失量就为16亿t,占到全国总量的1/3^[28]。此外,山西、甘肃、内蒙古多地市还分布有铀矿、镍铜钴矿、铅锌矿、铝土、金矿等多个金属矿区,如山西交口—汾西铝土矿区,甘肃陇南的大桥金矿和厂坝—向阳山铅锌矿,鄂尔多斯的大营、纳岭沟、皂火壕铀矿区等,这些金属矿区所处的区域降水较少,地表植被稀疏,矿产资源开发导致的地表土层破坏容易导致水土流失、沙尘暴等生态环境灾害,对生态本底造成显著胁迫。

3.1.2 矿产资源开发对生态环境的功能胁迫

通过对矿区城市区位与黄河流域重要生态功能区范围的空间叠加分析发现,黄河流域46个矿区城市当中,有14个城市处于全国重要生态服务功能区(图3)。其中山西省的忻州、吕梁、临汾3市部分

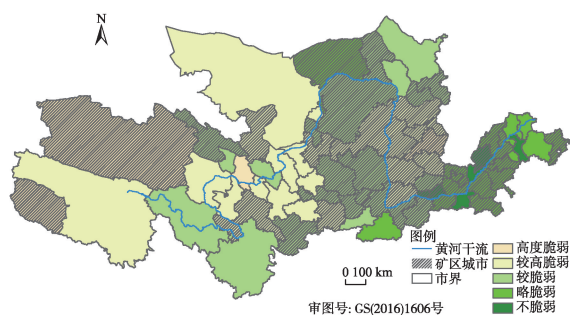


图2 黄河流域矿产资源开发区生态脆弱性空间分布

Figure 2 Spatial distribution of ecological vulnerability in mineral resources exploitation zone of the Yellow River Basin

表3 不同生态脆弱性等级分区的矿区城市数量

Table 3 The number of mining cities in regions with different ecological vulnerability

等级	高度脆弱	较高脆弱	较脆弱	略脆弱	不脆弱
个数	2	12	16	13	3
比例/%	4.35	26.09	34.78	28.26	6.52

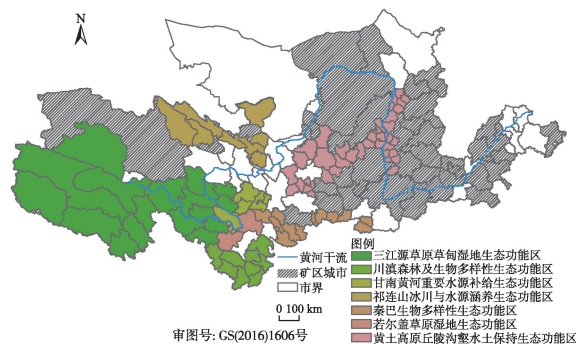


图3 黄河流域矿区城市与重要生态功能区的空间叠加示意

Figure 3 Spatial overlay of mining cities and important ecological function areas in the Yellow River Basin

矿产资源开发区地处黄土高原丘陵沟壑水土保持生态功能区;陕西省宝鸡市部分矿区地处秦巴生物多样性生态功能区,延安、榆林的部分矿区处于黄土高原丘陵沟壑水土保持生态功能区;甘肃武威、陇南、平凉、庆阳、甘南藏族自治州等多地有较多矿区地处国家多个重点生态服务功能区,包括祁连山冰川与水源涵养生态功能区、秦巴生物多样性生态功能区、黄土高原丘陵沟壑水土保持生态功能区以及甘南黄河重要水源补给生态功能区;青海海北州、海西州有部分矿区地处祁连山冰川与水源涵养生态功能区和三江源草原草甸湿地生态功能区;宁夏吴忠市少数矿区地处黄土高原丘陵沟壑水土保持生态功能区。这些重点生态服务功能区多具有水源涵养、土壤保持、防风固沙、生物多样性保护等功能,对于维持黄河流域的生态安全以及保障全国生态安全格局具有重要意义。而矿区能矿资源的无序开发很容易造成地区生态平衡的破坏,对生态服务功能造成较严重的胁迫。

3.1.3 矿产资源开发对重要生态环境因子的胁迫

运用 ArcGIS 软件的空间分析与制图功能对黄河流域地市单元采矿工业产值变化与典型生态环境指标变化的耦合进行可视化表达,在综合考虑整个黄河流域水环境质量、大气环境质量、生态生产力及其区域差异性的基础上,分别设置不同的阈值,将黄河流域矿产资源开发对水环境、大气环境和生态生产力的影响分为胁迫与不胁迫两大类型,如图4-6所示。

从图4黄河流域矿产资源开发对水环境胁迫的空间格局可看出,采矿工业产值增长大于100亿元且工业废水排放量增长大于1000万t的城市主要集

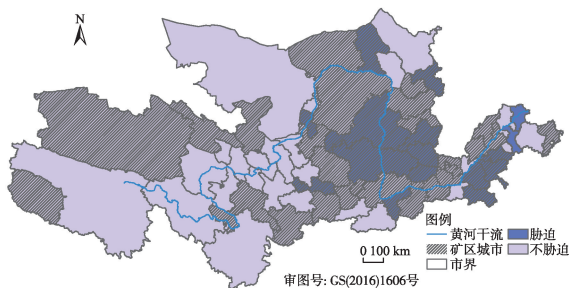


图4 黄河流域矿产资源开发对水环境胁迫的空间格局

Figure 4 Spatial pattern of stress of mineral resources exploitation on water environment in the Yellow River Basin

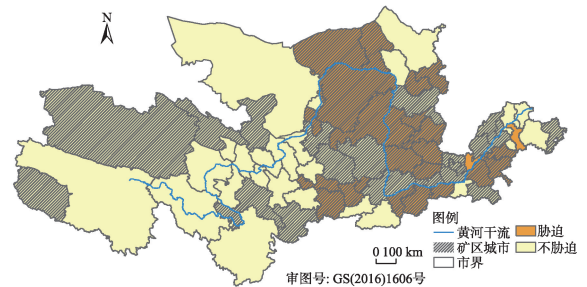


图5 黄河流域矿产资源开发对大气环境胁迫的空间格局

Figure 5 Spatial pattern of stress of mineral resources exploitation on atmospheric environment in the Yellow River Basin

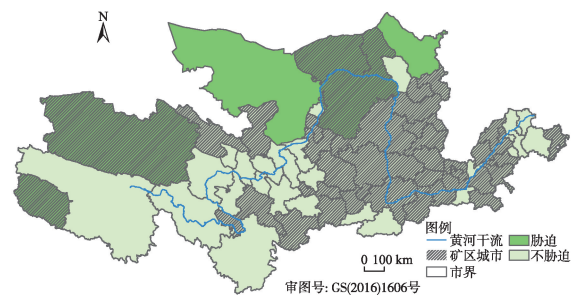


图6 黄河流域矿产资源开发对生态生产力胁迫的空间格局

Figure 6 Spatial pattern of stress of mineral resources exploitation on ecological productivity in the Yellow River Basin

中在山西地区,如大同、长治、晋城、晋中、临汾、吕梁等,以及陕西、河南、山东、内蒙古等部分矿区城市。而且,对水环境胁迫较为明显的城市中以煤炭工业城市为主。不少煤矿区矿井水矿物质含量高,很多矿井污水并未加以处理就近排放,未经处理的矿井水中含有大量的悬浮物(SS)、化学需氧量(COD)、硫化物和生化需氧量(BOD₅)等污染物,对矿区周围的水环境造成了污染。

能矿开发利用对大气环境的胁迫主要是受到区内煤炭、电力、钢铁、石化等产业发展的影响。从图5黄河流域矿产资源开发对大气环境胁迫的空间格局可看出,采矿工业产值增长大于100亿元且工业SO₂、工业烟(粉)尘产生量增长大于100万t的城市主要分布在黄河流域以东的内蒙古、山西、陕西、河南、山东等省区的矿业城市,这些地区采矿工业产值与大气污染产生量的变化基本呈现高度的同步性,采矿工业产值的增加会显著引起工业SO₂、工业烟(粉)尘等污染气体排放量的增加,且主要是受到矿产资源开发利用的选矿阶段的影响,该阶段会

2020年1月

有大量的废气、烟尘、粉尘甚至有毒有害气体排放。具体来看,黄河流域采矿工业产值增加最为显著的城市集中于晋陕蒙地区;此外,山东、河南部分矿市也是能矿开发对大气环境胁迫较重的城市。这些城市多集聚有煤炭、石化等产业,当中很多依托当地开发资源又就地发展了电力和钢铁工业,导致地区工业SO₂及工业烟(粉)尘的产生量多年来显著增加。此外,甘肃平凉、宁夏银川的大气环境胁迫程度也较高,其余矿业城市矿产资源开发尚未对大气环境产生较明显的胁迫。

从图6黄河流域矿产资源开发对生态生产力胁迫的空间格局可看出,采矿工业产值增长大于50亿元且NPP增长量小于10 gc/m²的矿区城市集中在内蒙古多个矿区城市以及甘肃武威。这些城市生态生产力多年来未表现出提升,甚至呈现较明显的下降。矿产资源在开发过程中,露天开采会直接毁坏地表土层和植被,地下开采会导致地层塌陷,从而引起土地和植被的破坏;特别是表层土壤的剥离、植被的破坏以及大量固体废物的堆积,均会直接影响生态生产力,从而对当地的原有生态系统生物造成破坏。

将矿产资源开发对水环境、大气环境、生态生产力的胁迫状况根据其单项因子的胁迫强度以及胁迫的项数进行综合,即存在2个或2个以上单项属于胁迫类型的城市定义为高度胁迫类型,有且仅有1项属于胁迫类型的城市划分到一般胁迫类型,3项均为不胁迫的城市依然归类为不胁迫类型。最终汇总出矿产资源开发对生态环境的综合胁迫程度(图7)。总体看来黄河流域半数以上矿业城市的矿产资源开发活动对生态环境都造成了不同程度的胁迫。表4反映了部分矿区城市对各环境因子的胁迫情况,及其所属的矿业城市类型。综合上述分

析可知,高胁迫区域主要集中在黄河流域中游银川—包头—呼和浩特—晋陕地区,该地区是中国煤炭资源开采和加工的“黑金三角”地区,涉及晋中、晋北、晋东南、黄陇、神东、宁东六大国家煤炭基地和煤电开发基地。煤炭开发利用过程的不同环节往往对生态环境的不同方面产生负面影响,如矿井废水未经处理外排造成污染地面水体污染,煤炭开采中形成的烟尘以及煤炭能源消耗过程中产生的废气都对大气环境产生着极大的污染,同时采煤还会降低林草生产力,对生态生产力造成负面影响。而且山西、陕西,和河南、甘肃、宁夏的部分矿区城市,地处黄土高坡,煤炭的大量开采还会造成植被破坏、加剧水土流失,因此这些地区矿产资源开发对生态环境的综合性胁迫程度也就最高。此外,黄河中下游的三门峡、菏泽、济宁、泰安和淄博作为地区的重要煤炭或建材产区,也处于高度胁迫状态。

3.2 黄河流域矿产资源开发对生态环境胁迫的类型与空间分布

将矿产资源开发对生态环境的本底胁迫、功能胁迫和开发胁迫3个方面评价结果进行空间叠置,

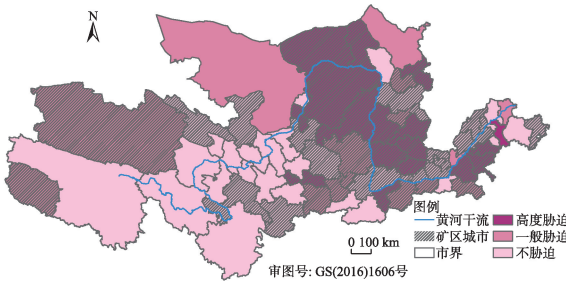


图7 黄河流域矿产资源开发对环境的综合胁迫程度空间格局

Figure 7 Spatial pattern of comprehensive stress of mineral resources exploitation on the environment in the Yellow River Basin

表4 不同类型矿区城市对重要环境因子的开发胁迫情况

Table 4 Development stress of different types of mining cities on important environmental factors

采矿业类型	水环境受胁迫城市	大气环境受胁迫城市	生态生产力受胁迫城市
非金属矿业城市	临汾(铝土)	临汾	—
煤炭工业城市	商丘、济宁、长治、泰安、菏泽、平凉、三门峡、银川、榆林、晋城、吕梁、晋中、延安、临汾、大同	鄂尔多斯、临汾、银川、济宁、晋中、长治、大同、朔州、乌海、榆林、菏泽、吕梁、太原、晋城、郑州、巴彦淖尔、平凉、泰安、三门峡、咸阳、铜川	济宁
黑色金属采选业城市	包头	包头、太原	—
有色金属采选业城市	—	宝鸡、洛阳	—

根据各地市3种胁迫的类型所属与组合,可将黄河流域46个矿区城市划分为本底胁迫、生态功能胁迫、开发胁迫、本底+开发胁迫、开发+生态功能胁迫、本底+生态功能胁迫、全面胁迫和无胁迫8种类型(图8)。

(1)本底胁迫。是指矿区所在城市生态本底条件较脆弱,本身就不适合开展较大产业开发活动的地区。同时,现行开发规模也比较小,尚未与生态本底形成叠加效应。该类型的矿区城市有1个,即以盐湖开发为主的山西运城。

(2)生态功能胁迫。该类地区主要是指位于全国重要生态服务功能区的矿业城市,矿产资源的开发会威胁到地区生态服务功能的维持;但由于地区矿产资源开发规模较小,或者生态本底脆弱性程度较低,尚未与功能胁迫形成叠加效应。该类地区包含2个矿区城市,主要为与秦巴生物多样性生态功能区重叠的甘肃陇南市,以及与祁连山冰川与水源涵养生态功能区重叠的青海海北州。

(3)开发胁迫。该类地区主要指地区既非生态环境本底较脆弱或高度脆弱地区,也非国家重点的生态功能区。但是由于地区矿产资源开发规模较大,并伴随着相关的后续产业加工等活动,导致地区生态环境呈现恶化状态,主要如环境污染物排放增长较高或生态服务指数下降等问题。该类型地市较多,有12个,多以工业基地城市为主,并呈现集聚分布态势。主要包括内蒙古的巴彦淖尔市,河南的郑州、安阳、新乡、焦作、商丘、济源等市,山东鲁西地区的德州、聊城、菏泽、济宁市。

(4)本底开发胁迫。该类地区主要是生态本底

条件脆弱,同时矿产资源的开发对地区环境要素的作用和破坏更加重了地区的生态环境脆弱性。该类地区主要以煤炭开发地区为主,尤其是露天煤炭开发地区。共有16个地市,集中在山西、陕西两省,以及甘肃、河南和宁夏的少量地区。包括山西的太原、大同、阳泉、晋城、朔州、晋中、临汾市,陕西西部的铜川、宝鸡、咸阳、渭南市,甘肃与陕西接壤的庆阳市,宁夏的银川市,河南的洛阳、三门峡等地市。

(5)开发与生态功能胁迫。该类型地区是指矿区所在地区涉及到国家重点的生态功能区,矿产资源的开发已经对地区的生态功能造成了胁迫的城市。该类型地区只有1个,即为胁迫到阴山北麓草原生态功能的乌海市。

(6)本底与生态功能胁迫。该类地区主要受到地区自然环境本底的限制,其本身生态环境较为脆弱或高度脆弱,且还是中国重点的生态服务功能区。虽然目前矿产资源开发规模较小,尚未形成三重压迫,但是其开发必然会加重地区的生态环境脆弱性,威胁到地区的生态服务功能。目前黄河流域有5个地市属于该类型,主要为位于祁连山冰川与水源涵养生态功能区的武威市,位于甘南黄河重要水源补给生态功能区的甘南州和海西州,位于黄土高原丘陵沟壑水土保持生态功能区的平凉市和吴忠市。

(7)全面胁迫。该类型地区既是生态环境本底脆弱区,同样也地处中国重要的生态功能区范围之内,同时矿产资源开发强度较高,已经严重威胁到地区的生态功能,加重了地区的生态脆弱性。该类地区有6个,其中有5个位于陕西、山西和蒙西交界的“三西”煤炭富集区,主要包括忻州市、吕梁市、鄂尔多斯市、延安市、榆林市。煤炭资源的开发通过对地表土层的破坏,加重了地区黄土高原的侵蚀。此外,还包括位于太行山生态功能区的长治市。

(8)无胁迫。该类地区主要分布在黄河流域东部和中部近东部地区,生态环境本底条件较好,且是长期以来人口产业相对密集的地区,属非生态服务功能区;同时,矿产资源开发已经跨越了初级资源开采阶段,多进入深加工发展阶段,资源开发加工对地区资源环境的胁迫程度相对降低。该类地区共有3个地级市,包括位于山东的济南市、青岛

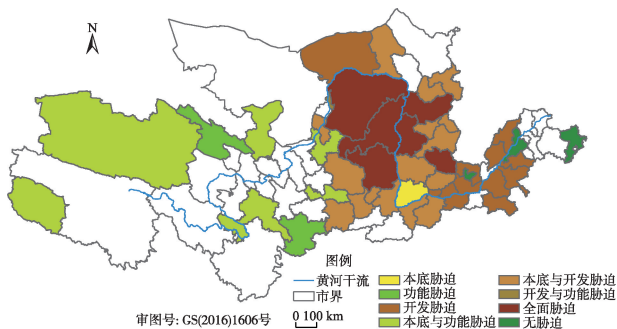


图8 黄河流域矿区城市资源开发胁迫类型空间分布

Figure 8 Spatial distribution of stress types of mineral resources exploitation on the environment in the Yellow River Basin

2020年1月

市,以及河南的鹤壁市。

3.3 黄河流域矿产资源开发区的空间管控路径分析

综合考虑各矿区城市的生态本底条件、生态服务功能重要性及其对地区重要生态环境因子的胁迫程度,以矿产资源的开发要尽可能不损害国家生态安全格局、尽可能降低资源开发对生态环境胁迫为原则,将从空间管控、强度管控、开发方式管控三方面对黄河流域矿产资源开发地区46个矿区城市的管控路径进行分析,其中一级管控类型分区如图9所示,二级管控类型分区如图10所示。

3.3.1 空间管控途径

该类型区主要以与国家重点生态功能区相重叠的矿区城市为主。国家重点生态功能区是指承担水源涵养、水土保持、防风固沙和生物多样性维护等重要生态功能,关系全国或较大范围区域的生态安全的功能区。因此在该类地区要严格限制大规模高强度工业化城镇化开发,尤其是严格控制矿区的开发边界,核心区要严禁采矿活动,以保持

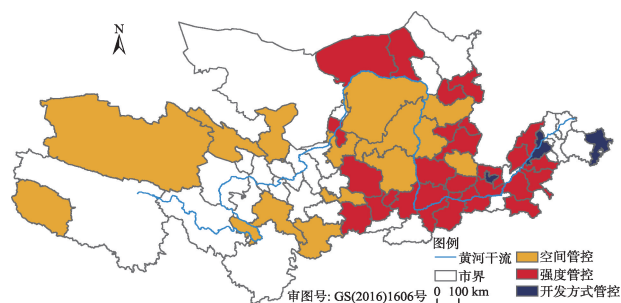


图9 黄河流域矿产资源开发区空间管控的一级类型分区

Figure 9 First-level types of spatial control of mineral resources exploitation zone in the Yellow River Basin

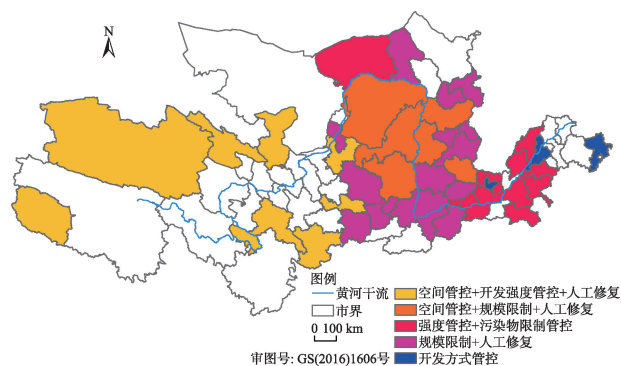


图10 黄河流域矿产资源开发区空间管控的二级类型分区

Figure 10 Second-level types of spatial control of mineral resources exploitation zone in the Yellow River Basin

并提高该地区的生态产品供给能力。该类型矿区一共涉及黄河流域14个矿区城市。

进一步地,再根据各矿区的生态本底脆弱性及开发规模对环境胁迫程度等情况进行细分。其中,对于生态本底条件显著脆弱的地区,不仅要注重空间管控,还要注重开发强度的管控,并辅之以矿山生态修复,即空间管控+强度管控+矿山生态修复型,如甘肃陇南、武威、平凉、吴忠、甘南州,青海的海北州、海西州等。而对于生态本底脆弱、开发胁迫程度相对较高的地区,也不能局限于空间管控,应在开发规模上也应有所限制,即空间管控+规模限制+矿山生态修复,避免由于矿产资源开发规模过高,导致对地区水、土的胁迫程度增加,进而威胁到地区的生态服务功能。该类矿区主要集中分布在山西、内蒙古、陕西的交界地区,包括山西的长治、忻州、吕梁,内蒙古的乌海、鄂尔多斯,以及陕西的延安、榆林。

3.3.2 强度管控途径

该类型矿区城市数量最多,达29个,它们在空间上与国家重要的生态服务功能区并不重叠,但地区生态环境本底较为脆弱,且矿产资源开发对地区水、土、大气等环境因子的胁迫程度相对较高,因此需要对地区矿产资源开发强度进行管控。其中对于生态本底稍微较好的地区,重点是注重开发的强度管控,以及重要污染物的限制管控,如内蒙古的巴彦淖尔,山东的济宁、泰安、德州、聊城、菏泽,河南的郑州、安阳、新乡、焦作、商丘、济源。而对于生态本底脆弱的地区,则不仅是强度管控,更是要管控总体开发的规模,并要求加强矿山生态修复,如山西的运城、太原、大同、阳泉、晋城、朔州、晋中、临汾等市,河南的洛阳、三门峡,陕西的铜川、宝鸡、咸阳、渭南,内蒙古的包头,甘肃的庆阳,以及宁夏的银川。

3.3.3 开发方式管控途径

该类矿区在空间上与国家重要的生态功能区没有重叠,生态本底的条件也较好,矿产资源开发对地区的水土大气的胁迫程度相对较低,且多位于东部地区或近东部地区,生态自我修复能力也比较好。对于该类矿区重点是进行开发方式的管控,注重矿业的结构调整与升级,促进矿业由采矿向加工

和技术研发升级。在空间上要注重集中建设,宜矿则矿、宜工则工、宜聚则聚,加强产业集中园区和配套环境设施建设。同时强化矿区或尾矿的生态环境修复,因地制宜探索矿区的生态修复技术、土地复垦技术等,特别是采煤塌陷地闲置资源的土地复垦技术,包括山东的济南、青岛,以及河南的鹤壁。

4 结论与建议

4.1 结论

本文以黄河流域为研究区域,以重点矿区城市为研究对象,从生态本底的脆弱程度、对重要生态功能区的空间胁迫性以及对外生态环境的胁迫程度等多个层面,识别了矿产资源开发对生态环境的胁迫特征及空间分布,并从生态环境保护的角度提出黄河流域矿产资源开发地区的管控路径。有别于以往基于“事后”管理层面矿产资源开发活动的生态环境影响与治理手段的研究,本文以从空间的角度突出治理措施的针对性和差异性为目标,通过分析矿产资源对生态安全格局、生态红线的胁迫性,从保护生态红线的角度提出矿产资源开发的边界管理以及分类治理的重要途径。以期在国家生态文明建设的理念下,推进矿区生态环境管理的精细化和精准化,实现矿产资源开发的源头保护制度和推进生态修复及生态补偿机制。研究主要得出以下结论:

(1)从矿产资源开发的生态环境胁迫特征来看,黄河流域绝大部分矿区城市均处于不同程度的生态环境脆弱区;同时,46个矿区城市当中有14个处于全国重要生态服务功能区,对生态服务功能造成较严重的胁迫。此外,半数以上矿业城市的矿产资源开发活动对重要生态环境因子造成了不同程度的胁迫,其中高胁迫区域主要集中在黄河流域中游从银川—包头—呼和浩特—晋陕这一煤炭资源开采和加工的“黑金三角”地区,以及黄河中下游部分煤炭或建材产区。

(2)从分区结果看,黄河流域46个矿区城市可划分为本底胁迫、生态功能胁迫、开发胁迫、本底+开发胁迫、开发+生态功能胁迫、本底+生态功能胁迫、全面胁迫和无胁迫8种不同的类型区。其中以开发胁迫和本底+开发胁迫类的城市数量最多,总共包含28个矿区城市,这类城市矿产资源的大规模

开发和能矿产业的发展加剧了生态环境的恶化及脆弱性演化;全面胁迫的城市也多达6个,该类型地区既是生态环境本底脆弱区,又地处中国重要的生态功能区范围之内,同时矿产资源开发强度较高,已经严重威胁到地区的生态功能。

(3)以矿产资源的开发要尽可能不损害国家生态安全格局、尽可能降低资源开发对生态环境胁迫为原则,应从空间管控、强度管控、开发方式管控3个方面对黄河流域矿产资源开发地区采取不同的管控路径。

4.2 建议

根据矿产资源开发对生态环境胁迫性评价分析的结果,针对黄河流域矿产资源开发的分区管理和开发管控提出如下建议:

(1)重点考虑矿区所在区域的生态脆弱性情况,结合当地矿产资源禀赋及其对国家安全的重要程度,确定不同矿区的主导开发方向。对位于生态脆弱性程度较低地区、且对国家能源矿产安全重要的矿区优先开发;位于生态脆弱度较高但对国家能源矿产安全至关重要的矿区实施保护性开发、而对国家能源矿产安全重要程度不高的矿区实施限制性开发;对位于生态脆弱度较低、对国家能源矿产安全重要性不高,但开采条件较好的矿区实施集聚性开发。加强稀土等保护性开采的特定矿种、产能严重过剩矿种、自然保护区内已探明的大中型以上规模矿产地的储备和保护。

(2)强化生态环境影响评估在矿产资源开发活动领域的指导地位。对位于国家和省级重点生态功能区非核心区(非纳入生态保护红线范围之内)内的能源和矿产资源基地建设,必须进行生态环境影响评估,限制或控制能源矿产资源开发活动的规模和空间范围,尽可能减少对生态空间的占用,并同步修复生态环境。新批或未批的矿山,实行严格开发边界管控。在水资源严重短缺、环境容量很小、生态十分脆弱、地震和地质灾害频发的,要严格控制能源和矿产资源的开发。

(3)分区管控,制定合理协调的矿产资源开发规划与生态保护计划。①对于在已划定保护区的情况下,对国家资源安全意义重大的战略性矿产勘探与开发,若与自然保护区存在冲突,应该向自然

2020年1月

资源部和生态环境部进行报备,必须充分开展环境评价和生态重要性评估,制定科学、合理、有效的生态环境保护与修复方案,在经过各级部门审批后才可获得采矿权或探矿权,不得擅自修改自然保护区面积和空间界线。②对于不在生态保护红线以及各类重要功能区界线之内、但资源环境承载能力相对较好的能源和矿产资源基地,其开发活动必须与城市发展规划、城市发展边界、基本农田保护边界进行统筹规划,实施集聚开发。③对于不在生态保护红线以及各类重要功能区界线之内、但资源环境承载能力相对较低的矿区,要对矿产资源开发强度与开发时序予以监控,并做好同步的生态修复工作,并且生态修复的力度要基本与破坏的幅度相匹配。相关部门和单位应在资金和技术上对于该类型地区的生态修复工作予以重视和支持。

参考文献(References):

- [1] 王镇环. 加强黄河流域生态环境治理[J]. 中国人大, 2018, (1): 47-48. [Wang Z H. Strengthen the ecological environment governance in the Yellow River Basin[J]. The People's Congress of China, 2018, (1): 47-48.]
- [2] 习近平. 在黄河流域生态保护和高质量发展座谈会上的讲话[J]. 求是, 2019, (20): 1-5. [Xi J P. Speech at the symposium on ecological protection and quality development in the Yellow River Basin[J]. Qiushi, 2019, (20): 1-5.]
- [3] 高玉玲, 张军献, 崔树彬. 流域能源化工有色金属工业与黄河水质研究[J]. 人民黄河, 2002, 24(7): 21-23. [Gao Y L, Zhang J X, Cui S B. Study on energy, chemical and nonferrous metal industry of the Yellow River Basin and the river water quality[J]. Yellow River, 2002, 24(7): 21-23.]
- [4] 金凤君. 黄河流域生态保护与高质量发展的协调推进策略[J]. 改革, 2019, (11): 33-39. [Jin F J. Coordinated promotion strategy of ecological protection and high-quality development in the Yellow River Basin[J]. Reform, 2019, (11): 33-39.]
- [5] 张会言, 杨立彬, 张新海. 黄河流域经济社会发展指标分析[J]. 人民黄河, 2013, 35(10): 11-13. [Zhang H Y, Yang L B, Zhang X H. Study on the economic and social development indicators in the Yellow River Basin[J]. Yellow River, 2013, 35(10): 11-13.]
- [6] 陈军, 成金华. 中国矿产资源开发利用的环境影响[J]. 中国人口·资源与环境, 2015, 25(3): 111-119. [Chen J, Cheng J H. Environmental impacts caused by the development and utilization of mineral resources in China[J]. China Population, Resources and Environment, 2015, 25(3): 111-119.]
- [7] 张贤平, 胡海祥. 我国矿产资源开发对生态环境的影响与防治对策[J]. 煤矿开采, 2011, 16(6): 1-5. [Zhang X P, Hu H X. Influence of mineral resource exploitation on ecological environment and prevention countermeasures[J]. Coal Mining Technology, 2011, 16(6): 1-5.]
- [8] 严丹霖, 孟楠, 杨树旺. 矿产资源开发对生态环境影响的多维分析[J]. 中国国土资源经济, 2015, 28(5): 39-42. [Yan D L, Meng N, Yang S W. Multidimensional analysis on the effects of mineral resources development on ecological environment[J]. Natural Resource Economics of China, 2015, 28(5): 39-42.]
- [9] 葛荣凤, 许开鹏, 迟妍妍, 等. 京津冀地区矿产资源开发的生态环境影响研究[J]. 中国环境管理, 2017, 9(3): 46-51. [Ge R F, Xu K P, Chi Y Y, et al. Eco-environmental impact of mineral resources exploitation in Beijing-Tianjin-Hebei Region[J]. Chinese Journal of Environmental Management, 2017, 9(3): 46-51.]
- [10] 张玉韩, 吴尚昆, 董延涛. 长江经济带矿产资源开发空间格局优化研究[J]. 长江流域资源与环境, 2019, 28(4): 839-852. [Zhang Y H, Wu S K, Dong Y T. Optimization of the spatial pattern of mineral resources development in the Yangtze River Economic Belt[J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2019, 28(4): 839-852.]
- [11] 李争, 杨俊. 华东地区矿产资源开发规模扩张的生态环境响应演化[J]. 工业技术经济, 2015, 34(10): 45-50. [Li Z, Yang J. The evolution of ecological environment response to mineral resources exploitation in East China: Take Jiangxi Province as an example [J]. Journal of Industrial Technological Economics, 2015, 34(10): 45-50.]
- [12] 高天明, 于汶加, 沈镭. 中国优势矿产资源管理政策新导向[J]. 资源科学, 2015, 37(5): 908-914. [Gao T M, Yu W J, Shen L. New guidelines for China's superiority mineral resources management policy[J]. Resources Science, 2015, 37(5): 908-914.]
- [13] 王来峰. 湖北省矿产资源经济分区及管理政策研究[D]. 武汉: 中国地质大学, 2013. [Wang L F. The Research on the Economic Division and Management Policy of Mineral Resources in Hubei Province[D]. Wuhan: China University of Geosciences, 2013.]
- [14] 杜恩社, 周红升. 矿区资源开发的环境影响及其经济损益评价: 以河南省新密市某矿区为例[J]. 资源科学, 2008, 30(3): 440-445. [Du E S, Zhou H S. Environmental impact and economic gain-loss assessment for mineral resources exploitation of a mine area in Xinmi County[J]. Resources Science, 2008, 30(3): 440-445.]
- [15] 蒋正举, 刘金平, 杨贺, 等. 基于物-场模型的采石废弃地生态环境影响评价: 以徐州市辖区为例[J]. 资源科学, 2014, 36(8): 1748-1754. [Jiang Z J, Liu J P, Yang H, et al. A quantitative model for the eco-environmental impact assessment of abandoned quarries based on substance-field modeling[J]. Resources Science, 2014, 36(8): 1748-1754.]
- [16] 朱九龙, 陶晓燕. 矿产资源开发区生态补偿理论研究综述[J]. 资源与产业, 2016, 18(2): 82-87. [Zhu J L, Tao X Y. Reviews on

- ecological compensation theory in mining zones[J]. Resources & Industries, 2016, 18(2): 82–87.]
- [17] 刘树臣, 崔荣国. 我国优势矿产资源调控政策的思考[J]. 中国国土资源经济, 2011, 24(8): 4–7. [Liu S C, Cui R G. Thoughts on preponderant mineral resources regulation and control policy in China[J]. Natural Resource Economics of China, 2011, 24(8): 4–7.]
- [18] 汪民. 以矿产资源可持续利用促进生态文明建设[J]. 中国科学院院刊, 2013, 28(2): 226–231. [Wang M. Sustainable utilization of mineral resources to promote the construction of ecological civilization[J]. Bulletin of Chinese Academy of Sciences, 2013, 28(2): 226–231.]
- [19] 范英宏, 陆兆华, 程建龙, 等. 中国煤矿区主要生态环境问题及生态重建技术[J]. 生态学报, 2003, 23(10): 2144–2152. [Fan Y H, Lu Z H, Cheng J L, et al. Major ecological and environmental problems and the ecological reconstruction technologies of the coal mining areas in China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2003, 23(10): 2144–2152.]
- [20] 彭建, 蒋一军, 吴健生, 等. 我国矿山开采的生态环境效应及土地复垦典型技术[J]. 地理科学进展, 2005, 24(2): 38–48. [Peng J, Jiang Y J, Wu J S, et al. Eco-environmental effect of mining and related land reclamation technologies in China[J]. Progress in Geography, 2005, 24(2): 38–48.]
- [21] 赵娟. 矿山环境评价与治理恢复[J]. 煤炭与化工, 2019, 42(2): 96–99. [Zhao J. Mine environmental assessment and governance restoration[J]. Coal and Chemical Industry, 2019, 42(2): 96–99.]
- [22] 马丽, 李宇, 金凤君. 我国主要煤炭基地的生态脆弱性评价与类型分析[J]. 能源环境保护, 2009, 23(4): 56–60. [Ma L, Li Y, Jin F J. Evaluation and types analysis on ecologic fragility of Chinese coal[J]. Energy Environmental Protection, 2009, 23(4): 56–60.]
- [23] 李敏纳, 蔡舒, 覃成林. 黄河流域经济空间分异态势分析[J]. 经济地理, 2011, 31(3): 379–419. [Li M N, Cai S, Qin C L. An analysis of situation of economic spatial dissimilarity in the Yellow River Valley[J]. Economic Geography, 2011, 31(3): 379–419.]
- [24] 张鹏岩, 李颜颜, 康国华, 等. 黄河流域县域经济密度测算及空间分异研究[J]. 中国人口·资源与环境, 2017, 27(8): 128–135. [Zhang P Y, Li Y Y, Kang G H, et al. A study on estimates and spatial differentiation of economic density at county level in Yellow River Basin[J]. China Population, Resources and Environment, 2017, 27(8): 128–135.]
- [25] 杨俊, 关莹莹, 李雪铭, 等. 城市边缘区生态脆弱性时空演变: 以大连市甘井子区为例[J]. 生态学报, 2018, 38(3): 778–787. [Yang J, Guan Y Y, Li X M, et al. Urban fringe area ecological vulnerability space-time evolution research: The case of Ganjingzi District, Dalian[J]. Acta Ecologica Sinica, 2018, 38(3): 778–787.]
- [26] 温晓金, 杨新军, 王子侨. 多适应目标下的山地城市社会: 生态系统脆弱性评价[J]. 地理研究, 2016, 35(2): 299–312. [Wen X J, Yang X J, Wang Z Q. Assessment on the vulnerability of social-ecological systems in a mountainous city depending on multi-targets adaption[J]. Geographical Research, 2016, 35(2): 299–312.]
- [27] 黄静, 崔胜辉, 李方一, 等. 厦门市土地利用变化下的生态敏感性[J]. 生态学报, 2011, 31(24): 7441–7449. [Huang J, Cui S H, Li F Y, et al. Ecological sensitivity of Xiamen City to land use changes[J]. Acta Ecologica Sinica, 2011, 31(24): 7441–7449.]
- [28] 煤炭网. “十一五”煤炭业能否绿起来[EB/OL]. (2006–06–29) [2019–12–04]. <http://www.coal.com.cn/News/122807.htm>. [Coal.com.cn. Can the “Eleventh Five-Year Plan” Coal Industry Go Green? [EB/OL]. (2006–06–29) [2019–12–04]. <http://www.coal.com.cn/News/122807.htm>.]

Eco-environmental impact and spatial control of mineral resources exploitation in the Yellow River Basin

MA Li^{1,2}, TIAN Huazheng¹, KANG Lei¹

(1. Key Laboratory of Regional Sustainable Development Modeling, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, CAS, Beijing 100101, China; 2. College of Resources and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: The Yellow River Basin is also known as China's energy basin. Rational and orderly exploitation of mineral resources and overall coordination of the relationship between mineral resources exploitation and ecological environment protection are of great practical significance for the sustainable development of energy and mineral resources and ecological protection in the region. Taking the Yellow River Basin as the study area, this study comprehensively analyzed the characteristics and spatial distribution of environmental stress of regional mineral resources exploitation using multi-indicator comprehensive evaluation method, stress coupling analysis method, and GIS spatial analysis from the perspectives of ecological background fragility, spatial stress to important ecological function areas, and the degree of stress to important ecological environment factors. The 46 mining cities in the Yellow River Basin were divided into eight types, including background stress areas, ecological function stress areas, development stress areas, background with development stress areas, development with ecological function stress areas, background with ecological function stress areas, comprehensive stress areas, and no stress areas. Finally, the article put forward the control path of mineral resources development areas in the Yellow River Basin in view of ecological environment protection, including: (1) Spatial management and control by strictly restricting large-scale and high-intensity industrialization and urbanization development, especially controlling the development boundary of mining areas. (2) Intensity control for areas with fragile ecological background, the intensity and the overall development scale should be controlled simultaneously. (3) Development mode control to pay attention to the structural adjustment and upgrading of energy and mining industries. It is necessary to focus on spatially concentrated development of mining in places where mining is suitable, of industry where industrial development is suitable, and of cities and towns where urban development is suitable.

Key words: mineral resources exploitation; eco-environmental impact; stress; spatial control; Yellow River Basin