

# 矿产资源开发利用的环境效应： 空间格局和演化趋势

高 菁 李永盛\*

**摘要:**本文基于我国31个省份的面板数据,采用时序因子方法测算出综合环境污染指数,通过探索性空间数据分析(ESDA)方法,从时间和空间视角呈现各区域环境效应的空间格局和演化趋势,进一步运用空间杜宾模型,探讨影响矿产资源开发利用环境效应的因素及作用机制。研究发现,矿产资源开发的环境效应在时间上表现出“N”型演化趋势;在空间上具有显著的区域性差异,京津冀和西南地区还呈现较强的空间集聚特征。矿产资源开发利用对地区环境的负面影响主要源于能源类和非金属类矿产,金属类则影响较弱,表现出显著的时间和空间滞后特征;矿产资源开发不仅对本地区环境质量有显著作用,还通过负外部性对邻近地区产生不利影响。一方面亟需利用技术创新,提高矿产资源综合利用效率,发展绿色矿业。另一方面,加大矿区环境治理和支持力度,加强跨区域生态治理合作。

**关键词:**矿产资源开发利用;环境效应;ESDA;空间杜宾模型

## 一、引言

我国已成为世界上最大的矿产资源开发利用国家之一,且正处于工业化中后期和新型城镇化发展阶段,对建设用地、能源和矿产资源的需求在较长一段时期内将保持高位运行。矿产资源开采在一定时间内会对局部生态环境产生或大或小的扰动,这种扰动涉及大气、土地、土壤、地下水、地形景观等。既可能毁坏矿区原有的生态环境,损坏其原有的状态及构成,导致环境质量下降,生态系统被扰乱;也会造成水资源污染、土地退化、土壤侵蚀加剧、生物多样性丧失、全球变暖和极端天气频发等众多问题。矿产资源开发利用在支撑我国经济社会快速

---

\*高菁,中国地质大学(武汉)资源学院,邮政编码:430074,电子信箱:gaowei\_2015@cug.edu.cn;李永盛,上海财经大学财经研究所,邮政编码:200433,电子信箱:eternal@163.sufe.edu.cn。

本文系环保部长江经济带战略环境评价重点专题项目“长江经济带矿产资源开发生态环境影响研究及对策”(2110107)的阶段性成果。感谢匿名审稿人宝贵意见,文责自负。

发展的同时,也导致各地区出现不同程度的资源耗竭、环境污染、生态破坏与区域发展衰退等问题。

随着中国经济发展方式的转变,为促进矿业健康可持续发展,需要加强绿色矿山建设和发展绿色矿业。绿色矿山建设必须要走绿色开采的道路,实现开采科学化、经营规范化、矿山环境生态化,提高矿产资源的综合利用效率。遵循“绿水青山就是金山银山”的思路,各地区应因地制宜,积极寻求矿业开发与生态保护的平衡点。2010年《关于贯彻落实全国矿产资源规划,推进绿色矿业,建设绿色矿山工作的指导意见》和2017年《关于加快建设绿色矿山的实施意见》等系列政策的出台,对形成符合生态文明建设要求的矿业发展新模式和新格局奠定了坚实基础。十九大报告提出,到2020年,坚决打好污染防治攻坚战;到2035年,生态环境根本好转,基本实现美丽中国目标。如何降低矿产资源开发利用过程中对环境造成影响的程度,全面高效利用资源及提高生态环境质量,促进矿产资源开发利用与经济社会持续健康发展,是我国当下亟需攻克的关键性课题。

国内外学者从不同视角对矿产资源开发利用的环境效应展开了研究。Grossman和Krueger(1991)提出了“环境库兹涅茨曲线”理论,认为当一个国家经济发展水平较低的时候,环境污染的程度较轻,随着人均收入的增加,环境污染由低趋高,环境恶化程度随经济的增长而加剧;当经济发展达到一定水平后,随着人均收入的进一步增加,环境污染又由高趋低,其环境污染的程度逐渐减缓,环境质量逐渐得到改善,总体上呈现倒“U”型曲线。Boulding(1966)通过对资源利用和环境污染等问题的研究,提出了“经济—社会—自然”协调发展模式的原型。Stephen(1994)首次对矿产资源开发利用的环境效应内涵作出了解释,并建立了矿产资源开发利用的环境效应理论分析的基本框架。Kang(1994)通过构建环境效应因子权值定量化模型对矿产资源开发利用的环境效应进行了定量化分析。Griffiths(1998)运用综合—模糊分析法,在各因素相互作用不明确的前提下对环境效应影响进行预测,通过构造时间和空间模糊相似的矩阵对环境效应在时间和空间上的积累作出比较和定量评价。Simone(2000)、Ananth和Chikkatur(2008)等重点对锡矿和煤矿的开发所导致的环境污染进行了分析。Singh(1999)、Pagiola等(2005)、Aigbedion(2007)、Capatin(2008)分别利用澳大利亚、拉丁美洲、尼日利亚、罗马等国家矿产资源开发利用过程中造成环境污染的历史数据,系统分析了矿产资源开发利用的环境效应问题,包括对生态环境造成水土流失、区域沙漠化、地下水污染、土地下沉、空气污染以及辐射危害等影响。

随着我国环境污染问题日趋加重,人们环保意识逐步提升,对矿产资源开发利用带来的环境问题的研究不断深入。闫军印和丁超(2008)在总结我国经济发展中矿产资源消耗和环境污染状况的基础上,分析了区域矿产资源开发利用的系统运行过程,探讨了区域矿产资源对周围生态环境影响的作用方式和途径。张贤平(2011)从土地、水体、大气、固体废渣、地质

灾害等方面,阐述了矿产资源开发利用对生态环境的严重影响。杨丹辉和李鹏飞(2014)运用“环境优先策略分析法”,在对稀有矿产资源进行界定的基础上,对稀有矿产全寿命周期的环境作出了评估。董海京和曾广权(1995)、李雪梅和闫海龙(2012)、吴洪杰等(2013)分别以澜沧江、塔河、北江流域地区为研究区域,探讨了矿产资源开发利用带来的环境效应。赵淑芹和刘倩(2014)、都沁军和王兆刚(2015)采用DEA方法对河北省各地级市矿产资源开发利用效率进行了分析。陈军和成金华(2015)采用面板数据模型探究了我国矿产资源开发利用的环境影响,并从省域层面提出管理政策。

综合来看,由于矿产资源开发利用环境效应问题的复杂性,目前尚未形成系统的理论模型和计量分析方法。已有的研究侧重于定性分析,多针对单一矿种或单一区域,缺乏对总体和区域间差异性的宏观把握;方法上多以传统计量分析为主,而环境问题在空间上具有较强相互依赖关系,空间分析方法无疑是量化矿产资源开发的环境效应不可或缺的工具。本研究的边际贡献主要有:(1)在研究对象上,强调从空间视角考察不同类型矿产资源开发利用带来的环境效应,并将研究区域细分为八个经济区,从时间和空间维度重点分析区域之间的演化特征和空间格局,能更直观地反映我国矿产资源开发利用带来的总体环境效应和区域间的差异性。(2)在方法上拓展了陈军和成金华(2015)的研究,采用空间杜宾面板数据模型,并对总效应进行分解,更加深入地探究异质性矿产资源开发利用对生态环境影响的差异,以及邻近区域在空间上的相互作用机制。本文以下部分结构安排为:第二部分为模型设定与变量说明,第三部分为实证分析,第四部分为主要结论与政策启示。

## 二、实证策略

### (一)基本模型设定

矿产资源开发利用带来的环境污染受到许多因素的影响,不同区域的污染状况由于地区发展的差异表现出较强的异质性,但是由于矿产资源开发污染的自身特点使得污染在很多区域产生了空间外溢。由于区域间经济活动与信息交流的日趋频繁,空间相关效应已逐渐成为区域分析中不可或缺的重要影响因素,而空间面板数据模型为我们厘清区域之间的相互作用提供了帮助。为了深入探究我国矿产资源开发利用环境效应的时空演化特征,本文主要运用因子分析方法测算出全国及分省市环境污染指数,结合GIS工具,从时间和空间两个维度来反映我国矿产资源开发利用环境污染效应的时空格局和特征,采用空间面板数据模型分析矿产资源开发利用环境污染的空间效应机制。

为了确定我国31个省份(不含香港、澳门和台湾地区)的矿产资源开发利用综合污染指数是否适用于空间计量分析方法,需要检验是否存在空间效应,采用Moran统计量进行检验,其计算公式如下:

$$I(d) = \frac{\sum_i \sum_{j \neq i}^n W_{ij} (x_i - \bar{x})}{S^2 \sum_i \sum_{j \neq i}^n W_{ij}} \quad (1)$$

其中,  $\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i$ ;  $I$  为 Moran 指数;  $x_i$  是区域  $i$  的观测值(综合环境污染指数);  $n$  为样本数;  $W_{ij}$  为空间权重矩阵, 衡量地理单元在空间上存在相互邻接关系程度, 主要采用邻近和距离参数来表示, 通过将 GIS 地理信息数据中相关属性值与区域地理单元关联起来进行对比。这里采用一阶邻近 ROOK 空间权重, 如果区域  $i$  和区域  $j$  有共同的边界或顶点, 则空间权重  $W_{ij}=1$ , 如果没有, 则  $W_{ij}=0$ 。考虑建立空间数据计量模型进行分析, 初步构建如下形式的空间面板模型:

$$EPI_{it} = \_cons + \alpha_1 IMR_{it} + \alpha_2 control_{it} + \rho_1 W^* EPI_{it} + \rho_2 W^* IMR_{it} + \rho_3 W^* control_{it} + \varepsilon_{it} \quad (2)$$

空间杜宾模型既考虑了解释变量的空间滞后因子和被解释变量的空间滞后因子对被解释变量的作用, 也能够反映不同冲击因素所产生的溢出效应(Lesage & Pace, 2008)。借鉴陈军和成金华(2015)、邵帅等(2016)等的方法, 考虑采用如下形式的空间杜宾模型:

$$EPI_{it} = \_cons + \beta_1 IMR\_energy_{it} + \beta_2 IMR\_metal_{it} + \beta_3 IMR\_nonmetal_{it} + \beta_4 rgdp_{it} + \beta_5 fdi_{it} + \beta_6 en\_invest_{it} + \beta_7 e\_consum_{it} + \rho_1 W^* EPI_{it} + \rho_2 W^* IMR\_energy_{it} + \rho_3 W^* IMR\_metal_{it} + \rho_4 W^* IMR\_nonmetal_{it} + \mu_i + v_t + \varepsilon_{it} \quad (3)$$

上式中,  $EPI_{it}$  为  $i$  地区  $t$  年的环境污染指数  $IMR_{it}$  表示矿产资源开发利用强度,  $IMR\_energy_{it}$  为  $i$  地区  $t$  年的能源类矿产资源的开采强度;  $IMR\_metal_{it}$  为  $i$  地区  $t$  年的金属类矿产资源的开采强度;  $IMR\_nonmetal_{it}$  为  $i$  地区  $t$  年的非金属类矿产资源的开采强度。 $W$  为一阶空间邻近 Queen 权值矩阵,  $W^* EPI_{it}$  表示环境污染的空间滞后, 反映邻近地区之间的相互作用; 由于主要分析不同类型矿产资源开发利用过程中对环境产生的影响, 故模型中仅考察核心解释变量的空间滞后项。采用地区收入水平  $rgdp_{it}$ 、对外开放水平  $fdi_{it}$ 、环境治理水平  $en\_invest_{it}$  和能耗强度  $e\_consum_{it}$  等作为控制变量, 综合反映地区特征的环境效应。 $\mu_i$  为空间固定效应,  $v_t$  为时间固定效应,  $\varepsilon_{it}$  为随机扰动项。

## (二) 变量指标选取

根据以上的模型设定, 被解释变量反映矿产资源开发利用对工业环境的污染情况, 采用的指标为环境污染指数; 解释变量反映矿产资源的开采情况, 分别从能源类、金属类和非金属类矿产资源三个方面加以考察; 控制变量反映影响地区环境状况的特征变量, 主要从地区收入水平、对外开放水平、污染治理水平和能源消耗强度等方面加以考察。

(1) 环境污染指数 ( $EPI$ )。由于矿产资源开发利用过程中对生态环境所产生的污染为综

合污染,综合污染是指多种污染对某个介质的污染,一般为土壤、水、大气、生物、光、辐射等。本文的环境污染指数涵盖大气、水和固体污染物排放三个方面,是一个综合性指标评价结果,能最大限度地反映环境污染整体水平,弥补了单个或几个独立环境污染指标进行实证分析的不足。由于工业污染还伴随光污染、噪声和辐射污染等类型,而这类的基础数据难以获取,因此并未囊括,使得 *EPI* 比实际偏小,也没有考虑边界污染和污染物流动等因素的影响,但这对整体工业生产活动产生的污染物来说,比重较小,而大气、水和固体污染物的综合水平基本能反映工业污染的情况。借鉴许和连和邓玉萍(2012)、陈军和成金华(2015)的方法,主要从工业行业生产活动层面,根据不同类型工业污染物排放量来构建环境污染指数,综合反映矿产资源开发利用过程中带来的环境效应。我国大气中主要的污染物有二氧化硫、烟尘和粉尘,因此在大气污染程度的衡量上本文选取工业二氧化硫和工业烟尘排放量来衡量大气污染程度;在水体的污染中,化学需氧量是对水体中各种污染物的综合反映,选取化学需氧量作为对水体污染的衡量;土壤污染中,各地污染物的种类存在差异,本文以工业固体废弃物排放量和工业危险固体废物产生量作为对土壤污染程度的衡量。本研究将根据这五种污染物的排放量数据,采用综合因子分析法测算环境污染指数(*EPI*),具体步骤如下:

首先,数据进行标准化和适用性检验:采用“Z分数法”,对原始指标数据进行标准化处理,得到标准化矩阵 *X*,变量的均值为0,方差为1,消除指标单位和量纲的影响;借助 Bartlett 检验和 KMO 检验方法检验是否适合进行因子分析。

其次,计算因子载荷矩阵:采用主成分分析法,计算样本相关系数矩阵 *R*,求出 *R* 的特征根和对应标准正交化特征向量,根据前 *m* 个特征根和对应特征向量来估计因子载荷矩阵(因子数应小于原始变量个数),公共因子的方差贡献是因子在模型中所有负载的平方和;进而得到每个公共因子的方差贡献率,当提出的公共因子累积方差贡献率达到或超过 85%,则可以保留绝大部分信息,用来代替原来的变量进行分析。

第三,旋转并解释因子:采用最大方差旋转法,使得每个变量仅在一个公共因子有较高的负载,降低因子的综合性,按照负载绝对值的大小,使得解释公共因子具有实际含义。

第四,计算各公共因子得分:采用汤姆逊回归法,得到因子得分系数矩阵。

最后,以提取的各公共因子的方差贡献率占公共因子的总方差贡献率的比重作为权重,将各公共因子得分进行加权汇总,得到各省份的环境污染指数得分。

(2)矿产资源开发利用强度(*IMR*)。本文考察的时期是中国快速推进工业化、城市化的重要阶段,也是经济高速增长、矿产品市场发育兴盛和需求旺盛的关键时期。这段时期,强劲的基础设施建设和要素市场扩张,促进矿产品生产水平的提高,使用领域广泛、市场需求旺盛的铁矿石、煤炭和水泥这三大类矿产品,成为支撑经济发展的基本生产资料,其产量很大程度上反映金属、能源与非金属矿产资源开发利用总体情况。借鉴陈军和成金华(2015)的做法,

本研究以原煤产量(单位:万吨)衡量能源类矿产资源开采强度( $IMR\_energy$ ),铁矿石原产量(单位:万吨)衡量金属类矿产资源开采强度( $IMR\_metal$ ),水泥产量(单位:万吨)衡量非金属类矿产资源开采强度( $IMR\_nonmetal$ ),均取其自然对数形式并引入模型。

(3)地区收入水平( $rgdp$ )。经济水平的高低既会影响地方政府对矿产资源开发利用的政策取向,也会影响公众对环境保护和清洁产品的需求。借鉴屈小娥(2012)的做法,对人均GDP(单位:元)取自然对数,以衡量地区收入水平并引入模型。

(4)对外开放水平( $fdi$ )。地方政府为发展经济吸引外商直接投资进入,会给予土地、用电、污染治理等诸多优惠宽松条件,从而影响当地环境质量。借鉴屈小娥(2012)的做法,对外商直接投资(单位:万美元)取自然对数,以衡量对外开放水平并引入模型。

(5)污染治理水平( $en\_invest$ )。对工业污染治理的投入力度,反映了政府对环境治理的努力程度(陈军、成金华,2015)。对工业污染治理投资完成额(单位:万元)取自然对数,以衡量污染治理水平并引入模型。

(6)能耗强度( $e\_consum$ )。能源消费水平和节能降耗状况会影响环境污染水平,提升能源利用效率,可以降低污染水平。以单位GDP能耗(吨标准煤/万元)衡量能耗强度。

上述各变量的描述性统计如表1:

表1 变量描述性统计

变量	样本容量	均值	标准差	最小值	最大值
$EPI$	465	0.024	0.750	-1.285	2.224
$IMR\_energy$	465	8.017	1.986	0.262	11.577
$IMR\_metal$	465	6.633	1.783	0.000	10.966
$IMR\_nonmetal$	465	7.989	1.163	3.904	9.873
$rgdp$	465	9.975	0.773	8.006	11.590
$fdi$	465	11.930	1.920	4.605	15.090
$en\_invest$	465	11.350	1.426	4.605	14.164
$e\_consum$	465	1.282	0.726	0.000	4.500

### (三)数据来源说明

本文以中国31个省份((因数据缺乏,不含香港、澳门和台湾地区))为研究对象。五种污染物排放量和工业污染治理完成投资的数据来源于2001-2004年的《中国环境年鉴》和2005-2015年《中国环境统计年鉴》,原煤产量和水泥产量数据来源于2001-2015年的《中国工业经济统计年鉴》,铁矿石原产量数据来源于2001-2012年的《中国钢铁工业年鉴》和2013-2015年的《钢铁产业发展报告》,人均GDP、外商直接投资和单位GDP能耗数据来源于2001-2015年的《中国统计年鉴》。

### 三、实证结果与分析

#### (一)我国环境污染指数演化趋势分析

根据上述综合因子分析方法,利用五种污染物的总体排放量数据,测算2000–2014年我国的环境污染指数。经测算,KMO为0.552,且通过Bartlett检验,该数据适合做因子分析,采用主成分分析法,得到单个因子和总体累计方差贡献率,发现前两个主成分的因子贡献率分别为70.254%和23.598%,累方差贡献率达到了93.852%,基本保留了原有指标的信息,满足85%的要求;得到旋转后的载荷矩阵后,进一步根据因子得分系数矩阵,得到提取的因子得分,并将第一、第二主成分方差贡献率作为权数,进行加权汇总得到2000–2014年我国的环境污染指数。通过绘制时间序列图(图1),直接观察数据点的相对位置的变化,分析总体环境污染状况演化趋势。

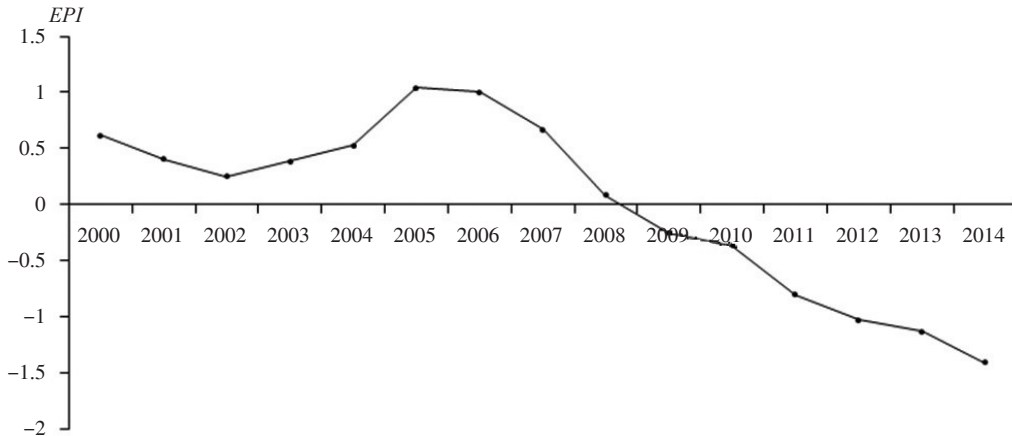


图1 2000–2014年全国环境污染指数趋势图

由图1总体可以看出,我国EPI数值2000年到2002年逐年下降,2003年至2005年逐年增长,2005达到峰值1.0423,2006之后呈现逐年下降的趋势,到2014年达到最低值-1.406。当前,我国正处于重化工业阶段,2000年以来,国家又持续实施扩大内需的积极财政政策,因此,2000–2006年,我国基础设施、房地产、汽车、化工、电子通讯等产业的投资迅速增长,由此导致对矿产资源的需求迅速扩大,从而对环境的污染也在增加。近十年来相继出台了一系列矿产清洁利用的相关政策和法规,2007年出台《节约能源法》《水污染防治法》,2009年出台《矿山地质环境保护规定》《保护性开采的特定矿种勘察开采管理办法》等。2007年之后,EPI数值均呈下降趋势,总体来看我国的矿产资源清洁利用已初见成效。我国“十一五”后期经济发展模式发生转变,钢铁、水泥、电解铝、煤炭等行业发展过快,出现低质量、低效益、低就业、高能耗和污染高排放的增长模式。近年来由于国家宏观政策的调控,我国洁净煤技术发展迅

速,矿产资源开采选冶过程中一些重要技术得到发展,矿产资源对环境破坏得到一定的控制。

采用相同的方法得到各地区2000–2014年的环境污染指数。从横向上来看,各省市间矿产资源开发利用的 *EPI* 存在较大差异。将全国31个省份划分为八大区域来分析(表2),八大区域综合污染指数均值中,黄河中游地区最高,西北地区最低。具体分析如下:

表2 分区域环境污染指数描述性统计

区域	均值	最小值	最大值	省份数量
京津冀鲁地区(M1)	0.034	-1.239	2.024	4
黄河中游地区(M2)	0.633	-0.261	2.224	4
东北地区(M3)	-0.021	-0.599	0.828	3
长江三角洲地区(M4)	-0.094	-1.022	0.987	4
南部沿海地区(M5)	-0.068	-1.285	1.440	4
长江中游地区(M6)	0.153	-0.540	0.894	3
西南地区(M7)	0.196	-0.757	1.673	4
西北地区(M8)	-0.640	-1.285	1.207	5
全国(M0)	0.000	-1.285	2.224	31

资料来源:作者测算整理得到。

长江三角洲地区(上海、江苏、浙江、安徽),其 *EPI* 均值为-0.094,环境状况整体良好,最大值为2004年的江苏,最小值为2013年的上海,得益于其发达的经济水平,环境治理投资力度较大,区域整体环境情况得到改善, *EPI* 呈现出逐年下降的趋势。

京津冀鲁地区(北京、天津、河北、山东), *EPI* 均值为0.034,最大值为2014年的山东,最小值为2013年的北京,区域整体环境污染状况呈现U型变化,污染指数在2010年前逐渐下降,其后又反弹逐渐上升,污染治理急需加强。

珠三角在内的南部沿海地区(福建、广东、海南、广西), *EPI* 均值为-0.068,整体环境良好,最大值为2004年的广西,最小值为2013年的海南,区域整体环境状况良好,波动较小,污染指数缓慢下降。

长江中游地区(湖北、湖南、江西)是以钢铁和有色冶金为主的原材料基地,其 *EPI* 均值为0.153,最大值为2004年湖南,最小值为2001年的江西,整体环境状况呈倒“U”型变化,污染指数在2008年之前不断上升,其后逐渐下降,环境状况得到一定改善。

东北地区(辽宁、吉林、黑龙江)是我国重型装备和设备制造业基地,也是能源原材料制造业基地,其 *EPI* 均值为-0.021,最大值为2012年的辽宁,最小值为2003年的吉林,污染指数不断上升,说明其环境状况呈现逐渐恶化趋势,加大环境治理力度刻不容缓。

西南地区(云南、贵州、四川、重庆)以重庆为中心的重化工业和以成都为中心的轻纺工业两大组团,其 *EPI* 均值为0.196,最大值为2003年的四川,最小值为2014年的贵州, *EPI* 逐渐



下降,该地区矿产资源丰富,矿产开发活动较活跃,带来的污染较严重。随着国家限制矿产资源的开发利用,以及长江流域生态治理工作的推进,污染状况逐步得到改善。

西北地区(甘肃、青海、宁夏、西藏、新疆)是重要的能源战略接替基地,其 *EPI* 均值为-0.64,环境状况相对较好,最大值为2012年的新疆,最小值为2009年的西藏,整体污染指数逐渐上升,该地区海拔较高,地下蕴含丰富矿产资源,随着开发力度的加大,环境状况遭到较大破坏。

黄河中游地区(陕西、山西、河南、内蒙古)是我国最大的煤炭开采和深加工、天然气和水电开发、钢铁工业和有色金属工业基地,其 *EPI* 均值为0.633,整体环境较差,最大值为2005年的山西,最小值为2004年陕西, *EPI* 先上升后下降的倒“U”型趋势,在2005年之前环境污染持续恶化。随着环境保护的重视和污染治理投入加大,环境逐渐得到改善。

## (二)矿产资源开发利用环境效应的空间特征分析

为了更进一步探究我国矿产资源开发利用环境污染效应的空间格局和演化特征,从全局和局域自相关两个方面展开分析。

### 1.全局空间自相关分析

Moran's *I*度量了整个研究地区中相邻区域之间空间相关的情况,利用因子分析计算得到的全国31个省份2000-2014年 *EPI* 数值,运用探索性空间数据分析(ESDA)方法,得到矿产资源开发利用对环境影响的总体空间演化特征,如表3。

表3 我国环境污染指数的全局 Moran's *I* 值(2000-2014)

时间	Moran's <i>I</i> 值	时间	Moran's <i>I</i> 值	时间	Moran's <i>I</i> 值
2000	0.198**	2005	0.193**	2010	0.137**
2001	0.112*	2006	0.206***	2011	0.071
2002	0.172**	2007	0.187**	2012	0.026
2003	0.117*	2008	0.216***	2013	0.040
2004	0.136*	2009	0.172**	2014	0.062

注:\*\*\*、\*\*、\*分别表示0.01、0.05和0.1的显著性水平。

矿产资源开发利用的环境效应呈现显著的区域集聚特征。环境污染指数的 Moran's *I* 值均大于0,且在0.02646~0.21556之间波动变化,2000年至2010年环境污染的空间效应显著,说明这11年我国矿产资源与环境效应在空间上呈正相关分布特征。在显著性检验通过的情况下,从时间序列的角度来看, *EPI* 的 Moran's *I* 值呈现倒“U”字型,说明矿产资源开发对环境污染地区在空间上显著集聚,这种集聚形态表现为先加强后减弱的趋势。从数值变化可以发现,2008-2012年期间,环境污染的空间自相关性在逐步减弱,且在2011年呈现较大的下降趋势;这说明矿产资源开发在一定程度上具有空间差异,矿区所在中心地区对环境污染的辐射能力也在逐步向邻近空间逐步扩散。但自2011年起, *EPI* 的 Moran's *I* 值开始较大幅度下降,

可能的原因是由于矿产开发清洁技术的进步,提高了不同区域的污染治理能力,从而引起了环境污染在空间上的相关性减弱。

## 2.局域空间自相关分析

我国矿产资源开发利用的EPI在总体上呈现高度的空间正相关,环境污染集聚效应明显,主要是矿区较多的地区。在全局空间自相关分析的基础上,通过局部自相关更加具体反映每个地区综合环境污染在局部空间上的相关性,为了更直观地反映出我国矿产开发利用的环境效应在局部空间的差异和变化,这里采用Moran散点图,用以揭示局部层面各邻近地理单元的空间相互作用关系。Moran散点图描述了变量与其空间滞后向量的相关关系,反映了空间单元观察值之间关联和差异程度,共由四个象限组成,即为高高(HH)型、高低(HL)型、低高(LH)型、低低(LL)型,分别代表某省份与其邻域省份的环境污染的关系。采用GeoDa软件工具,得到2000-2014年EPI指数的Moran散点图,见图2<sup>①</sup>。

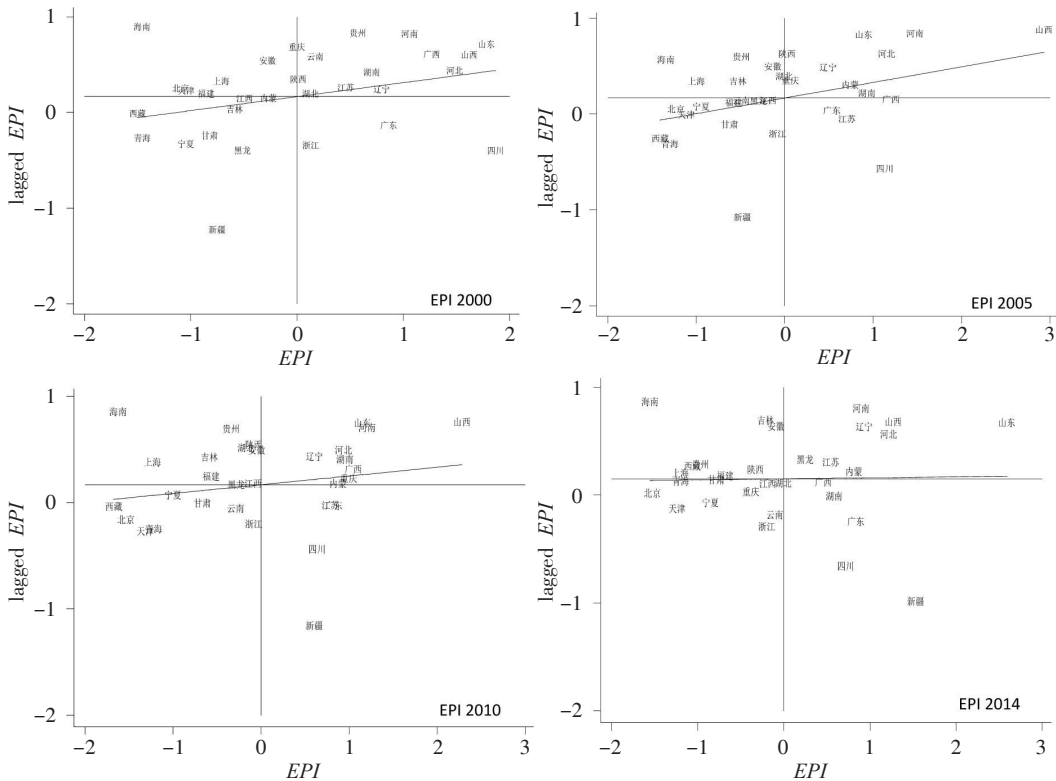


图2 2000-2014年EPI指数的Moran散点图

总体来看,2000-2014年期间,我国矿产资源开发利用的环境效应呈现高高集聚的形态,

①限于篇幅,这里仅展示2000年、2005年、2010年和2014年EPI指数的Moran散点图,如有需要请向作者索取。

这种集聚形态十分稳定,近年来,由于矿产资源开发的饱和,呈现下降趋势。通过 Moran 散点图分析,发现2000–2014年我国矿产资源开发环境污染的绝大多数地区落在一、二象限内,呈现较强的空间自相关。其中落入第一象限的地区数量平均有11个,占全国省域的35.5%,即为HH地区,说明该地区与邻域地区的矿产开发的环境污染值均高(存在较强的空间正相关,为环境污染重点地区)。第二象限的地区数量平均有10个,占全国省域的32.3%,即为LH地区,说明该地区的环境污染值低,而邻域的环境污染值高(存在较强的空间负相关,异质性突出);第三象限地区数量平均有7个,占全国省域的22.6%,即为LL地区,该地区自身的环境污染值和邻域的环境污染值均低(存在较强的空间正相关,为盲点区)。第四象限地区数量平均有3个,占全国省域的9.76%,属于HL地区,该地区自身环境污染数值高,而邻域的环境污染数值低(存在较强的空间负相关,异质性突出)。

从31个省份2000–2014年的EPI空间分布来看,EPI较高的地区基本集中在东中部,这与我国东中部地区矿产品生产活动集中有关。在矿产资源分布集中的地区环境污染极化作用显著,集聚效应明显,开发利用过程中产生的污染物随着空气、地下水等介质扩散到其他周边地区,因而对该地区的环境污染防治更加需要强化;同时也可以看到,其他地区的环境污染程度相对较低,污染辐射能力较弱,各地区呈现不同差异性。

### (三)我国矿产资源开发利用的环境效应分析

#### 1.空间相关性和模型选择检验

根据上述测量方法和公式(1),计算得出模型的Moran's I值显著性水平较高,说明模型数据存在较强的空间自相关,地理空间要素对环境具有影响作用,可以考虑建立空间面板模型进行分析。据Elhorst(2010)构建的LM和Robust LM统计量,进行LM检验,见表4。

表4 模型选择诊断结果

统计量	系数	统计量	系数
空间滞后LM检验	2.0284	空间滞后Wald检验	12.358***
空间滞后的稳健性LM检验	37.801***	空间滞后LR检验	12.198***
空间误差LM检验	55.577***	空间误差Wald检验	11.614***
空间误差的稳健性LM检验	91.35***	空间误差LR检验	11.458***

注:\*\*\*、\*\*、\*分别表示0.01、0.05和0.1的显著性水平。

表4中,LM检验与稳健性LM检验结果显示,空间滞后的LM检验(LM test no spatial lag)没有通过10%的显著性水平,空间误差的LM检验(LM test no spatial error)则非常显著,表明空间误差模型(SEM)成立,是可适用模型。与此同时,空间滞后的稳健性LM检验(robust LM test no spatial lag)和空间误差的稳健性LM检验(robust LM test no spatial error)都非常显著,也即空间滞后模型(SLM)的有效性和SEM是一样的。进一步构建Wald统计量和LR统计量进行检验。在1%水平上空间滞后的Wald检验(Wald\_spatial\_lag)和空间误差的Wald检验

(Wald\_spatial\_error)均较显著,且空间滞后的LR检验(LR\_spatial\_lag)和空间误差的LR检验(LR\_spatial\_error)均通过显著性检验,也即可以考虑选择SLM或SEM模型,这与LM统计量的检验结果指向可能不一致。Elhorst(2010)指出若LM统计量和Wald或LR统计量指向的模型不一致,则应选择空间杜宾模型(SDM),因为SDM是SLM和SEM的一般形式,则应选择SDM。

经Hausman检验,统计值为5.1031,P值为0.6474大于5%的显著性水平临界值,接受原假设,也即接受固定效应的系数与随机效应的系数无差别的假设,应选择固定效应。因此,通过以上的检验,我们最终选择了附固定效应的空间杜宾模型来进行空间异质性分析。

## 2.环境效应的检验结果及作用机制分析

根据式(2)空间杜宾模型的设定,并且在固定效应的基础上,构建了空间固定效应、时间固定效应和时空双固定效应模型,进一步对矿产开发的环境污染空间效应作用机制进行深入剖析,采用最大似然估计法(MLE),估计结果见表5。其中第(1)、(2)列分别为非空间面板模型的OLS估计结果和附随机效应的SDM估计结果,在这里仅作为参照对比。(3)、(4)、(5)列分别代表附空间固定效应的SDM估计结果、附时间固定效应的SDM估计结果和附时间和空间双向固定效应的SDM估计结果。拟合优度的统计量R<sup>2</sup>可以看到时空混合固定效应模型的拟合度最高,且其Log-likelihood值也是最小,说明在控制了空间和时间固定效应条件下,SDM模型的解释效果最好,矿产资源开发利用的环境污染确实存在区域差异性和阶段性特征,因此,后续主要以时空双向固定效应的SDM模型为基础展开分析。

表5 模型估计结果

	(1) OLS	(2) 随机效应	(3) 空间固定效应	(4) 时间固定效应	(5) 时间-空间固定效应
_cons	-2.603***	-1.174***			
IMR_energy	0.019*	0.093**	0.105***	0.022*	0.124***
IMR_metal	0.016***	-0.027*	-0.033**	0.015	0.028*
IMR_nonmetal	0.321	0.119***	0.008	0.358***	0.023**
rgdp	-0.294***	-0.228***	-0.109***	-0.166***	-0.21***
fdi	0.098***	0.086**	0.073**	0.069***	0.077***
en_invest	0.106**	0.073**	0.063	0.098*	0.071*
e_consum	0.289***	0.094***	0.101***	0.289***	0.121***
W*EPI( $\rho$ )		0.157***	0.170***	0.064**	0.182***
W*IMR_energy		0.001**	-0.018***	0.02***	0.026***
W*IMR_metal		-0.059	-0.052	0.014*	0.057**
W*IMR_nonmetal		0.095**	0.276*	0.287*	0.31*
R <sup>2</sup>	0.62	0.55	0.46	0.61	0.65
Log-likelihood		-88.24	-10.99	-254.94	-299.02
N	465	465	465	465	465

注:\*\*\*、\*\*、\*分别表示0.01、0.05和0.1的显著性水平。

从时间和空间两个层面考虑,矿产资源的开发会不同程度地拉高环境污染指数(*EPI*),使本地生态环境遭到破坏。这其中能源类矿产开发对环境的破坏力最严重,金属和非金属类的影响次之,分别为12.4%、2.8%和2.3%。环境污染的外溢具有明显的区域特征(赵玉等,2015),从地区间的相互影响来看,环境污染指数(*EPI*)自身的空间滞后因子 $W * EPI$ 均非常显著,且弹性系数为0.182,说明邻近地区的环境污染状况会对本地区的环境水平产生影响,治理污染是一个系统的工程,既要制定长期目标逐年降低污染指标,也要加大绿化覆盖率的投资力度,推动生态治理区域一体化,徐飞(2017)采用Copula联合分布函数方法,认为地区间污染排放空间关联应成为跨区域治污资源配置决策的依据。从矿产资源开发活动的空间相互作用来看,邻近地区的矿产资源开采也会对本地区环境产生影响。其中能源类和金属类的空间效应比较接近,分别为0.026和0.057,而非金属类为0.31。虽然煤炭的使用会产生严重的空气污染,但煤炭和金属矿的开采大多是在地底下,开采过程中产生的污染没那么严重,对邻近地区的影响也有限;而水泥生产既会通过爆破对山体造成破坏,也会在工业生产过程产生严重的烟尘等污染,对邻近地区的影响程度相对更高。所以,矿产资源开采过程中应该注重能源和金属类产生的固体污染物的管控,非金属类的大气污染治理;而矿产资源利用过程中应更加注重对能源类产生的空气污染的治理,金属类和非金属类的固体废物的管控。

地区收入水平的提高有助于缓解环境污染问题,人均GDP每提高1个百分点,*EPI*会下降21%。经济增长和环境污染之间存在倒“U”型曲线关系,也即环境库兹涅茨假说,而我国各省份环境库兹涅茨曲线拐点相继出现(宋马林和王舒鸿,2011;严雅雪,2017)。这一方面得益于地区经济水平越高,政府越有财力支撑工业污染治理,也会更愿意引入高技术低污染的企业,采用清洁能源和节能环保设备进行绿色生产,带来*EPI*的直接降低;另一方面,收入水平越高的地区,人们的环保意识也会越强,会倒逼政府和企业采用环保标准更高的技术和设备,更加注重生产生活中的环境保护,也会间接降低*EPI*。相反,经济欠发达地区,尤其是矿产资源富集区,更有激励和冲动去加强矿产资源的开采,以期带来直接经济效益,这种粗放式的发展模式会对地区生态环境带来严重破坏,产生“资源诅咒”问题(邵帅等,2013)。

外资的引入不利于环境状况的改善,*fdi*每增加1%,*EPI*上升7.7个百分点。规模持续扩大的外商直接投资在推动我国经济增长的同时,也给我国生态环境带来一定的负面影响,呈现出明显的东高西低的梯度特征(沙文兵、石涛,2006)。不同来源地的*FDI*对区域环境污染的影响程度存在显著的差异,东亚、欧美等发达国家的外资对环境污染的改善不明显。整体上来说“污染天堂”假说在中国并不成立(许和连、邓玉萍,2012),但沿海地区具有不明显的“污染天堂”效应。

污染治理强度的提高对环境的改善效果不太理想,工业污染治理投资与*EPI*的弹性为

0.071,且显著性较低,这与我们预期的不一致。一种解释是,这是一种政府安排的用于工业污染治理的固定经费,是一种可以预期的治理投入,也是一种“先污染后治理”的事后行为。一方面会产生逆向选择问题,污染总是会有政府买单,企业就会只顾开采、生产活动,而不注重节能环保,而且地区间也会产生“搭便车”现象;另一方面这种污染治理措施具有时间上的滞后性和被动性,加之很多小企业特别是一些小矿山黑煤窑等会为了逃避监管和节省经营成本,根本不考虑环境保护问题,无形中会削弱治理的效果。

高能耗带来的环境污染更严重,能耗强度每提高1%,EPI上升12.1%。高能耗所带来的资源消耗和环境污染问题严重,第二产业结构越重,能源消耗量越大,污染物排放量越大。我国工业能耗占全国总能耗的70%以上,而美国的工业能耗占全国总能耗的比重不到20%。工业生产的主要污染物为化学需氧量和二氧化硫排放量,我国工业的化学吸氧量约占总量的40%,二氧化硫排放量约占总量的85%。钢铁、有色金属、化工、建材、机械、造纸、纺织、印染、食品加工等高污染高耗能行业,节能和综合利用相对较低,对环境的影响较大,必须加强能源节约和环境保护,加快淘汰落后产能,严控“两高”行业过快增长。

### 3.环境效应的分解结果及讨论

若将滞后因子纳入模型中,解释变量的估计系数对被解释变量的说明作用存在局限性,基于此,Lesage和Pace(2008)通过总效应、间接效应和直接效应分析来解决这一问题。

$$(I_n - \rho W)y = X\beta + WX\theta + i_n\alpha + \varepsilon, \quad y = \sum_{r=1}^k M_r(W)x_r + D(W)i_n\alpha + D(W)\varepsilon \quad (4)$$

$$y_i = \sum_{r=1}^k [M_r(W)_{i1}x_{1r} + \dots + M_r(W)_{in}x_{nr}] + D(W)_{i1}\alpha + D(W)_i\varepsilon \quad (5)$$

根据式(3)和式(4)模型设定,讨论不同类型矿产资源的空间效应,估计结果见表6。

表6 总效应分解结果

EPI	直接效应	间接效应	总效应
IMR_energy	0.125***	0.026**	0.151***
IMR_metal	0.035*	-0.007	0.028*
IMR_nonmetal	0.03**	0.006*	0.036**

注:\*\*\*、\*\*、\*分别表示0.01、0.05和0.1的显著性水平。

综合从总效应来看,矿产资源的开发对本地区的环境表现出不同程度的影响,能源类矿产资源的影响程度和显著性更强,且这种影响更大程度源于其开发利用的直接效应,能源类矿产开发利用的环境效应分别是金属和非金属的约5倍和4倍。从间接效应上来看,能源型和非金属型矿产开发通过其它因素作用渠道,对本地区环境污染的影响是有极为显著的恶化加剧作用,而金属类矿产开发对本地区环境的影响在逐渐下降,但不显著。一定程度上得益

于规模生产和设备技术改进。另外,金属类矿产的开采主要在地下进行,运输过程也大多是密封,生产过程的技术和设备要求较严格,且金属污染的时滞周期较长,对环境的影响不太显著。从直接效应上来看,能源型、金属性和非金属型矿产开发对本地环境污染均有显著的影响,表现出一定的时间和空间滞后性。

#### 四、结论与政策建议

本研究通过从时间和空间两个维度,探究我国矿产资源开发利用环境效应的时空演化特征和作用机制,得出以下结论:

(1)总体来看,资源开发利用的效率低下是造成生态破坏和环境污染的主要原因。矿产资源开发利用所带来的环境污染问题,在时间序列上,呈现出“N”型演化趋势特征,即初期我国粗放型经济发展模式下,由于缺少完善的监管体制,在利益的驱动下,矿产资源开发泛滥,资源利用效率低下,对环境产生严重影响。随着国家和地方对环境问题的不断重视,生态保护意识的提升,以及矿产开发技术的突飞猛进,矿产资源开发的效率得到较大提升,因此近些年来,矿产资源开发带来的环境污染问题得到了逐步的改善。

(2)从空间视角来看,矿产开发带来的环境污染呈现出显著的空间差异性和空间集聚特征。东南地区由于矿产资源较少,而且近些年基本上已经停止进行大规模的矿产资源开发,因此由于矿产资源开发对环境造成的污染正在逐渐减弱,已经不再显著,而东中部地区由于矿产资源丰富且集中,特别是河南、山西和山东,矿产开发带来的环境污染问题越来越显著,成为制约区域经济发展的瓶颈。而京津冀地区环境污染程度不断加剧,呈现区域空间集聚态势,并且给周边邻近地区的环境造成较大影响,产生负的外部性。矿产资源开发利用对地区环境的影响主要源于能源类和非金属类矿产的开发,金属类则影响较弱,表现出显著的时间和空间滞后特征。能源类矿产开发的效应是非金属类的4倍,是金属类的5倍。矿产开发不仅对本地区有显著作用,对邻近地区也会产生不利影响。必须重点关注能源矿产的开发利用方式,应注重环境保护的区域一体化。

本文的研究结论证实了矿产资源开发利用对环境具有负面影响,但不同类型矿产资源的影响存在差异,环境污染存在区域相关性,这一结论对于我国矿产资源开发利用与生态环境跨区域治理的政策制定具有重要的现实指导意义。

(1)促进区域行业统筹协调,优化矿产资源开发利用布局与结构。根据矿产资源自然赋存状况、地质条件和矿产资源规划,加强对“小、散、乱”矿山的资源整合,以优并劣,扶优扶强,区域联片整装开发,提高矿山企业规模化、集约化水平,推动区域环境和生态治理一体化;提高天然气等非煤能源矿业在能源结构中的比例,提高能源利用效率,降低二氧化碳排放和局部空气污染,减少因固体废弃物对土地的占用和破坏。

(2)加大对研发和技术创新的投入力度。创新资源节约集约和循环利用的产业发展新模式和矿业经济增长的新途径,加快绿色环保技术工艺装备升级换代,提高矿产资源开发利用综合效率,加大矿山生态环境综合治理力度,大力推进矿区土地节约集约利用和耕地保护,引导形成有效的矿业投资,激发矿山企业绿色发展的内生动力,推动我国矿业持续健康发展。

(3)探索矿业转型升级、绿色发展的新模式和新路径。新时代矿业发展必须践行绿色发展理念,分行业、分地区地加快各级绿色矿山建设步伐,推动绿色矿业发展示范区建设,建立绿色矿山建设标准体系,构建有利于绿色矿山发展的长效机制;因地制宜地设立矿业环保政策,促进矿业供求关系再平衡,提高矿业的准入门槛,倒逼矿业企业转变发展理念,进行自主创新,主动对接国际矿业环保标准,推动绿色矿业经济的发展,实现社会、经济和环境效益的协调发展。

## 参考文献:

- [1] 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.
- [2] 董海京,曾广权.澜沧江流域矿产资源开发的环境影响分析[J]. 环境科学导刊,1995,(3):23-26.
- [3] 都沁军,王兆刚.基于广义DEA方法的矿产资源开发利用效率研究[J]. 科技和产业,2015,15(4):71-74.
- [4] 李雪梅,闫海龙.矿产资源产业发展及其经济环境效应[J]. 资源与产业,2012,14(4):108-114.
- [5] 屈小娥.1990-2009年中国省际环境污染综合评价[J]. 中国人口·资源与环境,2012,22(5):158-163.
- [6] 沙文兵,石涛.外商直接投资的环境效应——基于中国省级面板数据的实证分析[J]. 世界经济研究,2006,(06):76-81.
- [7] 邵帅,范美婷,杨莉莉.资源产业依赖如何影响经济发展效率?——有条件资源诅咒假说的检验及解释[J]. 管理世界,2013,(02):32-63.
- [8] 邵帅,李欣,曹建华,杨莉莉.中国雾霾污染治理的经济政策选择——基于空间溢出效应的视角[J]. 经济研究,2016,51(09):73-88.
- [9] 宋马林,王舒鸿.环境库兹涅茨曲线的中国“拐点”:基于分省数据的实证分析[J]. 管理世界,2011,(10):168-169.
- [10] 吴洪杰,袁素芬,郭璐璐.北江流域矿产资源开发的环境经济分析[J]. 中国环保产业,2013,(5):63-66.
- [11] 徐飞.空间关联视域下跨区域治污资源配置研究[J]. 环境经济研究,2017,(1):31-41.
- [12] 许和连,邓玉萍.外商直接投资导致了中国的环境污染吗?——基于中国省际面板数据的空间计量研究[J]. 管理世界,2012,(02):30-43.
- [13] 闫军印,丁超.我国矿产资源开发利用的环境影响分析及对策研究[J]. 石家庄经济学院学报,2008,(5):28-35.
- [14] 严雅雪.碳排放与雾霾污染的协同关系分析[J]. 环境经济研究,2017,(2):52-62.
- [15] 杨丹辉,李鹏飞.稀有矿产资源开发利用的环境影响[J]. 中国人口·资源与环境,2014,24:230-234.
- [16] 杨红,付淳宇,杨春亮. FDI与中国环境污染关系的经济分析[J]. 环境保护,2014,42(19):54-56.
- [17] 张贤平.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.
- [18] 赵淑芹,刘倩.基于DEA的矿产资源开发利用生态效率评价[J]. 中国矿业,2014,23(1):54-57.
- [19] 赵玉,徐鸿,邹晓明.环境污染与治理的空间效应研究[J]. 干旱区资源与环境,2015,29(07):170-175.



- [20] 郑强,冉光和,邓睿,谷继建. 中国FDI环境效应的再检验[J]. 中国人口·资源与环境, 2017, 27(04): 78–86.
- [21] Aigbedion, I. Environmental Effect of Mineral Exploitation in Nigeria[J]. International Journal of Physical Sciences, 2007, (2): 33–38.
- [22] Ananth, P. and A. S. Chikkatur. Sustainable Development of the Indian Coal Sector[J]. Energy, 2008, 12: 14.
- [23] Boulding, K. E. The Economics of the Coming Spaceship Earth[J]. Environmental Quality in A Grouting, 1966, 58(4): 947–957.
- [24] Capatina, L. The Study of the Air Pollution by a Surface Mining Exploitation from Romania[J]. Journal of the University of Chemical Technology and Metallurgy, 2008, 43: 245–250.
- [25] Elhorst, J. P. Applied Spatial Econometrics: Raising the Bar[J]. Spatial Economic Analysis, Taylor & Francis Journals, 2010, 5(1): 9–28.
- [26] Griffiths, H. Cumulative Effects Assessment Prepared for Alberta Environmental Protection by Macleod Institute for Environmental Analysis[R]. 1998.
- [27] Grossman, G. and A. Krueger. Environmental Impacts of a North American Free Trade Agreement[R]. 1991.
- [28] Kang, S. Pair Wise Aggregated Hierarchical Analysis of Ratio-scale Preferences[J]. Decision Sciences, 1994, 25: 607–624.
- [29] Lesage, J. P. and R. K. Pace. Spatial Econometric Modeling of Origin–Destination Flows[J]. Journal of Regional Science, 2008, 48(5): 941–967.
- [30] Pagiola, S., A. Arcenas and G. Platais. Can Payments for Environmental Services Help Reduce Poverty? An Exploration of the Issues and the Evidence to Date from Latin America[J]. World Development, 2005, 33: 237–253.
- [31] Simone, J. The Simple Analytics of the Environmental Kuznets Curve[J]. Journal of Public Economics, 2000, 80: 269–286.
- [32] Singh, R. Environmental Catastrophes in the Mining Industry in Australia and the Development of Current Management Practices[J]. Journal of Mines, Metals and Fuels, 1999, 47: 339–343.
- [33] Stephen, K. Mineral Resources, Economics and the Environment[M]. USA: Lehigh University Press, 1994.

## Environmental Effects for the Exploitation and Utilization of Mineral Resources: Spatial Pattern and Evolutionary Trend

Gao Wei<sup>a</sup> and Li Yongsheng<sup>b</sup>

(a: Faculty of Earth Resources, China University of Geosciences;

b: Institute of Finance and Economics, Shanghai University of Finance and Economics)

**Abstract:** Based on the panel datas of 31 provinces in China, the paper calculate the comprehensive index of environmental pollution using factor analysis method, and present the spatial pattern and evolution trend of the regional environmental effect from the view of temporal and spatial through the method of exploratory spatial data analysis (ES-DA). furthermore, we have explored the impact factors and mechanism of environmental effect by using the Spatial

Durbin Model. The study indicates that the environmental effects of mineral resources exploitation is supposed to be an "N" type evolution trend in time, and present significant regional differences in spatial, Beijing-Tianjin-Hebei and Southwest China also manifest strong spatial agglomeration. The negative effects of the mineral resources exploitation and utilization on the regional environment is mainly due to the energy and non-metallic minerals, and metal effect is weaker with significant lagging characteristics of space-time; The exploitation of mineral resources not only has a significant negative effect on the environmental quality, but also bring adversely effects on the adjacent area by the negative externality. On the one hand, it is urgent to use technological innovation to improve the comprehensive utilization efficiency of mineral resources, and develop green mining industry. On the other hand, increase the support of environmental governance and restoration in mining area, and strengthen the inter-region ecological governance cooperation.

**Keywords:** Exploitation and Utilization of Mineral Resources; Environmental Effects; ESDA; Spatial Durbin Model

**JEL Classification:** F205, X502

(责任编辑:卢玲)

---

(上接第75页)

Therefore, this article selects the Ministry of Environmental Protection name notification to examine the mechanism of "name notification- environmental regulation- economic growth". The results showed that: Name notification strengthened the relationship between environmental regulation and economic growth which is inverted U type; The name notification significantly affected the adjustment of the local industrial structure; There is regional heterogeneity in the economic growth effect of the name notification; The environmental regulation of the notified area has a significant inverted U relationship to the lagging economic growth. Therefore, this paper proposes to further strengthen the vertical supervision of the Ministry of Environmental Protection. We should strengthen vertical supervision measures such as environmental supervision, interview, direct law enforcement and so on, to make up for the defects of the formal system of dual leadership of local environmental protection institutions. At the same time, it is necessary to optimize the functions and powers of local environmental protection institutions. Local environmental protection work should be arranged by the Ministry of Environmental Protection. And also establish the promotion channel for local environmental protection personnel.

**Keywords:** Environmental Regulation; Government Governance; Economic Growth; Name Notification

**JEL Classification:** P28, Q44, Q56

(责任编辑:朱静静)