

# 大气环境资源指数及其实证检验

蔡银寅

(南京信息工程大学大气环境经济研究院, 南京 210044)

**摘要:** 环境是现代经济活动的重要资源投入, 污染程度体现了这种投入的社会成本。大气环境的异质性会对大气污染的实际结果产生显著影响, 使其具备资源的基本特征。根据大气污染的经济后果, 结合天气变化与大气污染的机理, 给出基本假设, 构建衡量大气环境资源多寡的指数模型, 并利用2015—2020年中国地面气象观测数据和空气质量监测数据进行实证检验。结果表明, 用简化的气温、风速两参数指数模型衡量大气环境资源量, 时间序列上与空气质量指数的负相关性非常显著, 2020年, 北京、上海、广州3个城市的空气质量指数变化, 大部分时候都是因为大气环境资源量下降导致。在大气环境资源相对匮乏的城市, 如成都、西安、郑州、沈阳等市, 空气质量指数对大气环境资源变化的反馈更敏感, 其边际反应程度是广州、长沙和上海等市的1~2倍。2015—2019年151个城市的面板数据分析显示, 大气环境资源的空间差异性也十分显著, 边际上, 大气环境资源对空气质量指数的影响大致与工业排放的50%相当。两参数大气环境资源指数模型可以从短期和长期两个维度解释气象气候与大气污染的内在联系, 对利用气象资源防治大气污染具有一定的实践意义。

**关键词:** 大气环境资源, 大气污染治理, 气象条件, 气候特征

DOI: 10.3969/j.issn.2095-1973.2023.00.003

## Atmospheric Environmental Resource Index and Empirical Test

Cai Yinyin

(Institute of Atmospheric Environmental Economics, Nanjing University of Information Science and Technology, Nanjing 210044)

**Abstract:** Environment is an important resource input for modern economic activities, and the extent of pollution manifests the social cost of this input. The heterogeneity of the atmospheric environment exhibits significant impact on the actual result of air pollution, making it bearing the basic characteristics of sub-resource. In this study, some basic assumptions and an index model of atmospheric environmental resources are given based on the economic consequences of air pollution combined with the mechanism of weather change and air pollution. Then, the applicability of AERI is empirically tested by employing the ground meteorological observation data and air quality monitoring data of China from 2015 to 2020. The results show that there is a significant negative correlation between atmospheric resources and air quality in time series by using the simplified index model with two parameters of temperature and wind speed. In 2020, most of the worsening of air quality in Beijing, Shanghai and Guangzhou can be attributed to the decrease of atmospheric environmental resources. In cities with relatively scarce atmospheric environmental resources, such as Chengdu, Xi'an, Zhengzhou, Shenyang and so on, the air quality index responses more sensitively to the change of atmospheric environmental resource, and its marginal response degree is 1~2 times that of Guangzhou, Changsha and Shanghai. Significant spatial difference of atmospheric environmental resources is also identified by a panel data analysis of 151 cities from 2015 and 2019. On the margin, the impact of atmospheric environmental resources on air quality index is roughly equal to 50% of industrial emissions. The relationship between meteorological condition and air pollution can be explained by AERI in both short-term and long-term dimensions. Therefore, AERI is of practical meaning for air pollution control by using meteorological resources.

**Keywords:** atmospheric environmental resource, air pollution control, meteorological condition, climatic characteristic

### 0 引言

大气污染不全是一个技术问题, 而更多是一个经济问题<sup>[1]</sup>。大气污染的社会成本主要体现在人类健康, 以及对动植物和资产的不可忽略的损害方面<sup>[2-3]</sup>。人在

污染空气中的暴露时间和暴露浓度是造成健康损害的两个重要变量<sup>[4-8]</sup>, 这两个变量也是衡量大气污染程度的核心指标<sup>[3]</sup>。近来的研究表明, 污染的空气不仅影响人类的健康, 也会对资产价格、劳动生产率以及人力资本造成显著的影响<sup>[9-11]</sup>。这意味着, 大气污染的研究视角, 正在从重污染天气向全时性污染扩展。

空气中污染物的浓度和持续时间主要取决于两

收稿日期: 2022年6月27日; 修回日期: 2022年9月9日  
作者: 蔡银寅(1985—), Email: yyincai@nuist.edu.cn

个因素：一是污染物排放强度；二是排放时的天气条件<sup>[12-15]</sup>。中国自2013年实施大规模减排策略以来，已在大气污染治理方面取得显著的观测性成效<sup>[16-20]</sup>。尤其在一些重大活动中使用紧急减排策略取得了突出成绩，更坚定了对减排策略的信心<sup>[21-23]</sup>。然而，2020年1—2月开始席卷全国的新冠疫情，客观上实现了最大限度的减排，但期间经历的两次重污染天气，动摇了对减排策略的信心<sup>[24-27]</sup>。事实上，无论从短期还是长期看，天气条件对空气质量的影响都不可忽略<sup>[28-35]</sup>。一场快变的天气过程对空气质量的影响往往要比紧急减排的作用大得多<sup>[36]</sup>。

现实中，短期的天气变化无疑是复杂的、系统的、难以捉摸的，但长期的气候特征却具有一定的稳定性。研究表明，气象气候特征、自然地理条件（地形地貌）对空气质量具有长期且稳定的影响<sup>[37-40]</sup>。在微观层面，城市结构、建筑格局等也会对空气质量产生长期的显著影响<sup>[38, 41-42]</sup>，空气质量与气象因子在时间序列上的相关性也十分明显<sup>[43]</sup>。

环境是现代经济活动的重要资源投入，污染程度则体现了这种投入的社会成本。大气环境的异质性会对大气污染程度产生显著影响，从而具备了资源的基本特征。目前，对大气环境异质性的描述，多集中在大气环境容量和气象与排放协同效应方面<sup>[44-48]</sup>，而对大气环境特征的资源性强调不多。因此，寻求独立衡量大气环境特征与空气质量相关联系的一般性指标，对大气环境资源进行数量统计，显得很有必要。

污染物排放是经济活动的副产品，从经济投入角度看，大气环境资源可以看作是对环保技术的成本替代。通常情况，减排的方式有两种：一是减少排放活动，减少污染物排放的绝对量；二是采用环保技术，降低污染物向大气环境的释放比例。但是，这两种方式都会带来机会成本。同时，大气污染之所以重要，原因是会对暴露其中的人、动植物和资产产生不可忽略的损失。也就是说，无论是减排的机会成本，还是污染的损失，都是人类的主观判断，而并非客观实际，但是与二者紧密相连的物理要素却是客观存在的，即空气中污染物的浓度和持续时间。大气环境能够通过自身的作用改变空气中污染物的浓度和持续时间，进而具备了资源性，而这种作用的强弱则体现了大气环境资源的多寡。本质上，大气环境资源的作用与环保技术的作用是一致的，都是在既定生产条件下降低污染程度。

## 1 基本假设

基于以上认识，结合对大气污染经济后果的理

解，对大气环境资源（AER）的量化思路提出如下假设。

1) 无限稀释假设。污染物进入开放的大气环境之后，处于不受约束扩散状态，被无限稀释。这一点与早期（19世纪中期）的污染物扩散模型相一致<sup>[12-15]</sup>，也与后来（20世纪60年代以后）的实证模型相一致<sup>[45-47]</sup>。20世纪50—70年代，也有气象学者将大气环境的扩散能力直接描述为空气资源，只是这种说法后面并未得到大范围的应用<sup>[13-15]</sup>。随着中国大气污染问题的不断凸显，气象与大气污染的协同问题再次成为研究热点，气象扩散条件成为解释重污染天气的重要外部条件。因此，大气环境资源的量化，首要考虑气象的扩散条件。对于特定的大气污染物来说，扩散过程也即稀释过程，扩散时间越长、速度越快，则污染物浓度越低。

2) 自然净化假设。大气成分长期趋于稳定，具有排异作用，最终将污染物清除出大气环境，实现自然净化。大气的自然净化作用，是大气环境成为一种资源的根本原因<sup>[38, 49]</sup>。大气自然净化作用，不断制造清洁空气，降低背景浓度，使无限稀释假定变得有意义。

3) 超近地面假设。大气污染重点关注超近地面（100 m以下）大气环境中污染物的浓度和持续时间，这是人群、动植物和资产存在的主要空间。这个假设将高空、远离人群的大气环境分割开，只截取大气污染经济后果中最核心的部分，从而限定了空气质量的空间范围。

4) 多因归一假设。地形、大气密度、逆温、云量等特殊因素对超近地面大气污染的影响通过对其气象条件的影响实现，即超近地面气象条件变化能够完全反映特殊因素的影响，无须再重复考虑空间范围内其他的条件作为宏观背景<sup>[50]</sup>。

5) 背景浓度假设。污染物进入大气环境后的无限稀释过程，不受背景浓度的约束。同时，污染物传输也只影响背景浓度，相当于改变了大气的本底浓度。由于大气环境资源的多寡主要取决于大气环境的气象特征，如风速、气温等，可以认为污染物的区域性传输，并不影响本地大气环境资源的多寡，虽然污染物传输会影响空气质量实测值，但只相当于增加了背景浓度，而不影响大气环境资源的量。也就是说，大气环境资源与背景浓度无关，与污染物的区域传输无关，与大气是否处于污染状态无关。大气环境资源只衡量大气处理污染物的潜在能力。

5个假设存在如下内在逻辑：首先，稀释作用是污

染物进入大气环境后的一个过程,这个过程是影响空气污染程度的直接因素,没有这个过程,也就没有所谓的大气污染,这是第一个假设的含义。其次,污染物最终还是需要从大气中出来,回到地面、水体或者远离近地面,从而恢复近地面大气成分的稳定性,这是第二个假设的含义。只有这样,污染物扩散的过程才会循环发生,也即第二假设是第一假设的基础。第三假设是针对大气污染的经济属性而设的,近地面大气污染的影响才是真实的,这是一个价值判断问题,没有这个价值判断,大气污染就是纯物理过程。因此,第三假设是大气污染问题从物理过程向经济影响的过渡假设。第四假设是为了解决重复考虑复杂因素的问题所做的简单归一,方便应用。第五假设则是为了区分当前大气污染与气象耦合因素研究方法中的区域输出输入模式,将复杂过程简化为背景浓度变量,方便大气环境资源指数(AERI)的量化分析。

整体而言,5个假设是从机理到应用的一个递进过程,尤其在中间加入了从物理过程到经济过程的过渡,从而实现AERI的实用性,以便融合气象学、环境学与经济学的方法,分析具体的大气污染问题,突出气象经济视角。

## 2 研究方法 with 数据来源

大气环境资源是大气活动对污染物浓度作用能力的综合反应,是一个作用潜势,不能直接观测。同时,大气环境资源也不容易直接计算。因此,构建一个衡量其大小的无量纲的指数方程,然后再通过代入气象数据对指数赋值,可以得到一种间接的解决方案。

### 2.1 大气环境资源指数

根据上述5个假设,构建大气环境资源指数(AERI)模型。

1) 不受约束的热运动。污染物进入开放性大气环境后,进行无规律的热运动,其运动速度符合麦克斯韦速度分布函数,即:

$$f(v) = 4\pi v^2 \left(\frac{m}{2\pi kT}\right)^{\frac{3}{2}} e^{-\frac{mv^2}{2kT}}, \quad (1)$$

式中, $v$ 为气体分子的运动速率(m/s), $k$ 为玻尔兹曼常数, $m$ 为分子的质量(kg), $T$ 为气体温度(K),由此可知污染物在大气中扩散的基础速率 $v_T$ (m/s)与气温的方根成正比,即 $v_T \propto \sqrt{T}$ ,气温越高,污染物热力运动的速率越大。值得注意的是,这里仅指污染物相对于大气环境的分子运动,由于污染物相对于大气来说,比例较小,所以忽略了污染物本身的动量守恒和热量守恒。

2) 动力运动。污染进入大气环境后,被大气本身胁迫做动力运动,假定动力运动速率 $v_p$ (m/s)是风速 $F$ (m/s)的函数,即 $v_p \propto \ln(F)$ ,风速越大,污染物动力运动的速率越大。

在上述2个条件下,给出大气环境资源指数(AERI)的一般公式如下:

$$AERI = \frac{[(t + 273.15) \times ADI]^3 + (t + 273.15) \times ADI \times F}{61807.50791}, \quad (2)$$

式中, $ADI = \frac{\ln(F + 1.12)}{2.5787} \times 100$ , $F$ 为风速(m/s), $t$ 为气温( $^{\circ}\text{C}$ )。当 $F \geq 12$  m/s时, $F \equiv 12$  m/s,当 $t \geq 50$   $^{\circ}\text{C}$ 时, $t \equiv 50$   $^{\circ}\text{C}$ 。

3) 降水。由于较强的降水过程往往伴随着较大的风速,而较小的降水,对于污染物的净化作用又比较有限。简单实用起见,AERI公式不再考虑降水因素。

对于AERI的含义可以有两种理解:一是理解为污染物进入大气环境后的运动速度,不同的大气特征,污染物的运动速度不同,运动速度越快,意味着大气环境资源越多;二是理解为不同大气状态下污染物单位时间内所能填充的大气空间,空间越大,意味着大气环境资源越多,污染物相当于溶质,大气空间相当于溶剂,溶质不变,溶剂越多,污染物浓度就越低。实际应用中,如果污染物排放强度不变,根据气象监测数据计算的AERI值越大,则空气中的污染物浓度就会越低、持续时间越短,也即大气污染越轻。

根据上述理解,AERI具有几个特征:第一,AERI是一个基于大气物理特性的简化指数方程,只考虑风速和气温,旨在反映本地大气环境的异质性特征对空气质量的客观影响,它不考虑污染物排放的实际情况,独立于污染物排放和空气质量的现实情况,只表征大气环境特征作为一种资源的潜力;第二,AERI值做了截尾处理,结果为0~100的实数,无量纲,只反映某时某地大气环境资源的多寡,是一个序数概念,AERI值越大,意味着相同排放强度下,大气污染程度越低;第三,宏观上,AERI值可以客观反映一个地方的大气环境资源量的多寡,以及大气环境资源的时间分布,易于计算和操作;第四,微观上,AERI值是衡量大气环境资源的基础方程,在实际应用中,可以根据经验数据赋予AERI实值,如本地AERI值在特定排放情况下对应的污染物浓度,用于指导错峰生产和污染物排放的空间调整。

### 2.2 数据选择

本研究选用以下数据,对AERI进行实证检验。

1) 气象数据:气象数据来自中国地面气象数据对

应气象站点逐小时数据，时间跨度为2015年1月1日00时—2020年12月31日23时（北京时，下同）。

2) 空气质量数据：空气质量数据来源于中国环境监测总站国家环境空气质量监测网 (<http://www.cnemc.cn/sss/>) 中的城市监测点数据 (1436个站点)，空气质量数据包括CO、SO<sub>2</sub>、PM<sub>2.5</sub>、PM<sub>10</sub>、NO<sub>2</sub>、O<sub>3</sub>这6种污染物的逐小时浓度和空气质量指数(AQI)数据，时间跨度为2015年1月1日00时—2020年12月31日23时。

3) 经济数据：各个城市经济指标和SO<sub>2</sub>排放量数据来源于2016—2020年《中国城市统计年鉴》。

### 3 大气环境资源指数的实证检验

#### 3.1 检验策略

对于AERI的检验要注意3个问题：

1) AERI是一个无量纲的指数。AERI值越大，对于固定强度的污染物排放来说，在大气中产生的污染物浓度就越低。注意，这里主要指新增的污染物排放，也就是说，污染物排在大气中产生的污染物浓度高低，与排放时的AERI值直接相关。

2) 大气环境对大气中的存量污染物也有无限稀释作用，即大气环境不断地在降低大气污染物的背景浓度。AERI值越大，污染物背景浓度降低的速度就越快，即单位时间背景浓度下降的就越多。

3) 大气中污染物的浓度，即空气质量数据，是新增污染物排放与背景浓度叠加的结果。

因此，利用空气质量数据对AERI进行检验时，其策略如下：

1) 污染物排放规律主要由生产规律、生活规律决定，假定大部分时段污染物排放强度只有较小的波动。基于这种假定，大部分时段空气质量数据与AERI值应该呈现相反的变化趋势，即AERI值升高，空气质量数据变小（污染物浓度降低），AERI值下降，空气质量数据变大（污染物浓度升高）。检验的首要任务是验证这个规律，这是AERI是否具有应用价值的关键。

2) 少数时段，污染物排放可能会出现极端情况，如秋收时节大规模焚烧秸秆（虽被禁止，但仍然存在）、集中供暖的初始阶段（初始阶段排放强度较高）、短时的沙尘天气等，这时候会出现AERI值上升与空气质量数据变大（污染物浓度升高）同向变化的情况。对于这种情况要具体分析，不能因此否定AERI的适用性。

3) 由于空气质量数据是背景浓度与新增排放浓度的叠加结果，空气中污染物浓度的积累和稀释都需要一个过程，同时污染物排放也不可能像假定的那样一直处于小幅波动，因此在回归分析中，AERI的系数是

否显著为负是第一重要的，而拟合优度则是次要的。

4) AERI是一个无量纲的实数，取值范围为0~100，在回归分析中，AERI前面系数的含义是AERI变动1个单位，引起的空气质量的变化量，代表某地空气质量对大气环境资源的敏感性。不同城市间AERI值的回归系数是可以比较的，具有实际意义。

基于以上策略，选取2020年北京、上海、广州等10个城市的气象数据、空气质量数据进行波形检验、分段统计检验和回归检验。

#### 3.2 大气环境资源指数的波形检验

根据公式(2)，使用2020年北京、上海、广州3个城市的气象数据，计算2020年1月1日—12月31日全年逐小时的AERI值，然后选取3个城市对应时段的空气质量数据画时间序列变化波形图。

图1为2020年北京市3种污染物(SO<sub>2</sub>、PM<sub>2.5</sub>和PM<sub>10</sub>)浓度、空气质量指数(AQI)和AERI值逐小时变化曲线(曲线上点的间隔为6 h)。可以看出，AERI值与3种污染物浓度和AQI呈现明显的负向变化关系，尤其在空气质量的突变点，AERI基本上都处于低值，而在空气质量较好的时段，AERI整体处于高值区。注意，2020年4—5月间，北京市出现了几次沙尘天气，因此图1中出现了AERI值较大时PM<sub>10</sub>也比较大的情况。这种情况在实际中，一般作为异常值处理，不计入大气污染范畴。可以看出，即使在沙尘天气时，AERI值与PM<sub>2.5</sub>和SO<sub>2</sub>的负相关性依然十分明显。

AERI值与空气质量的负向变化关系，在实际的空气质量预警中具有一定的应用价值。一方面，当AERI降低时，污染物浓度具有上升趋势。在污染物排放强度波动不大的情况下，根据历史数据，统计分析空气质量恶化时的AERI条件，寻找预警条件，结合气象观测计算实时的AERI数据，可以实现对空气质量的便捷预警。另一方面，结合预报数据，如果未来一段时间内，AERI值长时间处于较小的状态，则空气质量将会有恶化的风险，需要提醒采取相应的管理措施。从图1来看，在6 h尺度上，如果使用AERI值对北京市进行空气质量预测和管控，策略上是可行的。

图2给出了2020年上海市3种污染物浓度(SO<sub>2</sub>、PM<sub>2.5</sub>和PM<sub>10</sub>)、空气质量指数(AQI)和AERI值每隔6 h的变化曲线，大致情况与北京市相似。直观上，上海市空气质量与AERI值的负相关性没有北京市明显，尤其在SO<sub>2</sub>方面，同向变化的比例较高。这主要源于两个方面：一是上海市的空气湿度长年较高，二次污染物生成比例较大；二是上海市的污染物排放强度时间波动性较大，空气质量整体较好。

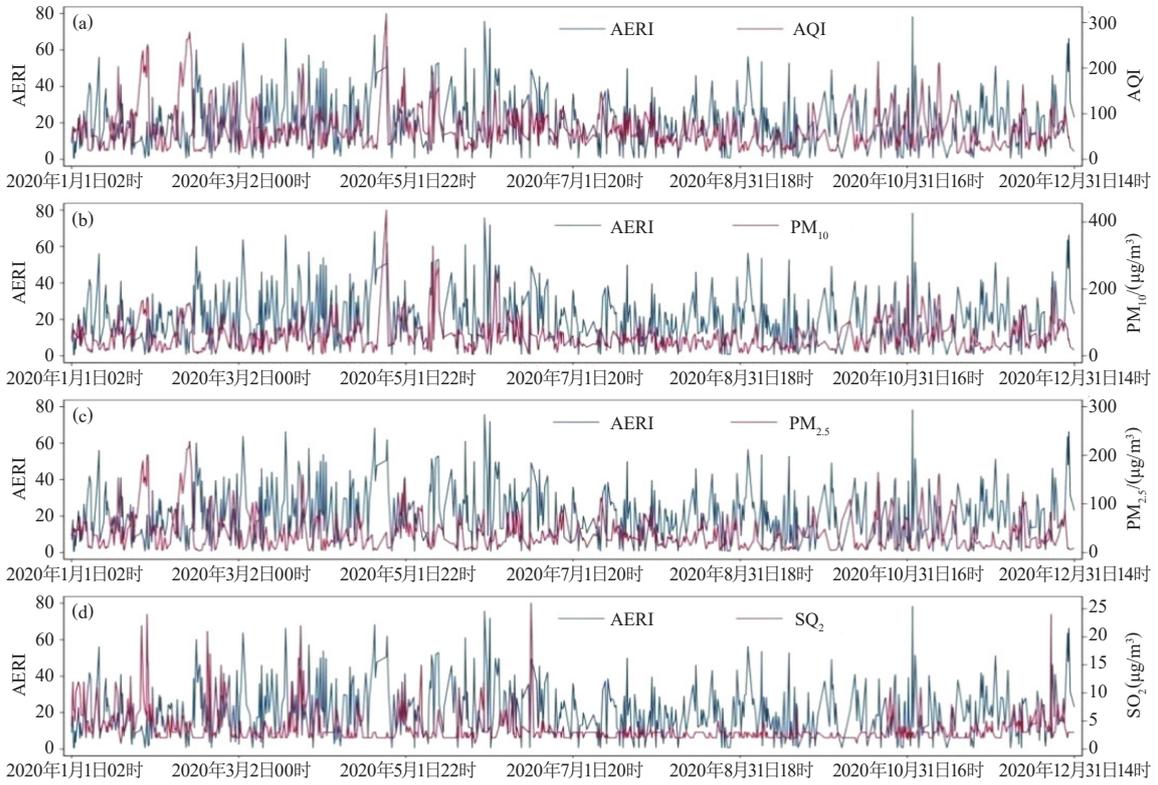


图1 2020年北京市主要空气质量指标与AERI值变化趋势  
Fig. 1 Trends of main air quality indexes and AERI in Beijing in 2020

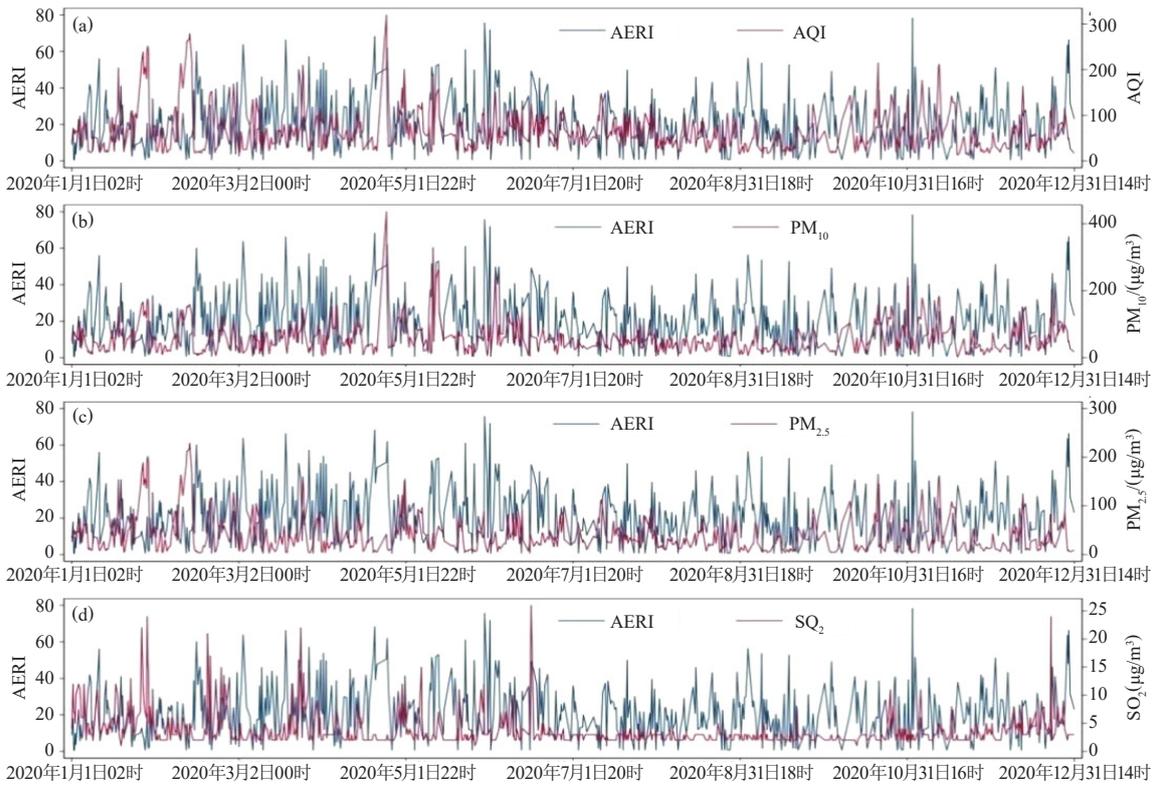


图2 2020年上海市主要空气质量指标与AERI值变化趋势  
Fig. 2 Trends of main air quality indexes and AERI in Shanghai in 2020

气象条件是影响空气质量的外在条件，由于受污染物排放强度及波动的干扰，不同城市空气质量与AERI值的变化形态并非完全一致。将变化的气象条件看作一种资源，可以从宏观和微观两个层面解释气象气候特征与大气污染结果的关系。北京市和上海市的污染物排放强度不同，气候特征也不同，但空气质量与AERI值的变化趋势却是一致的，这一点说明了AERI的可用性。

继续考察更低纬度的重要城市广州，结果如图3

所示。广州市的情况与北京市比较一致，空气质量与AERI值的变化趋势负相关性十分明显，说明当污染物排放强度和气候特征都存在较大差异时，AERI值与空气质量的变化规律并未有本质改变，AERI具有南北适用性。

从以上分析可以大致看出，假定污染物排放强度具有一定的稳定性，在时间序列上，AERI值与空气质量的相关性较高，用AERI值反映大气环境资源具有一定的意义。

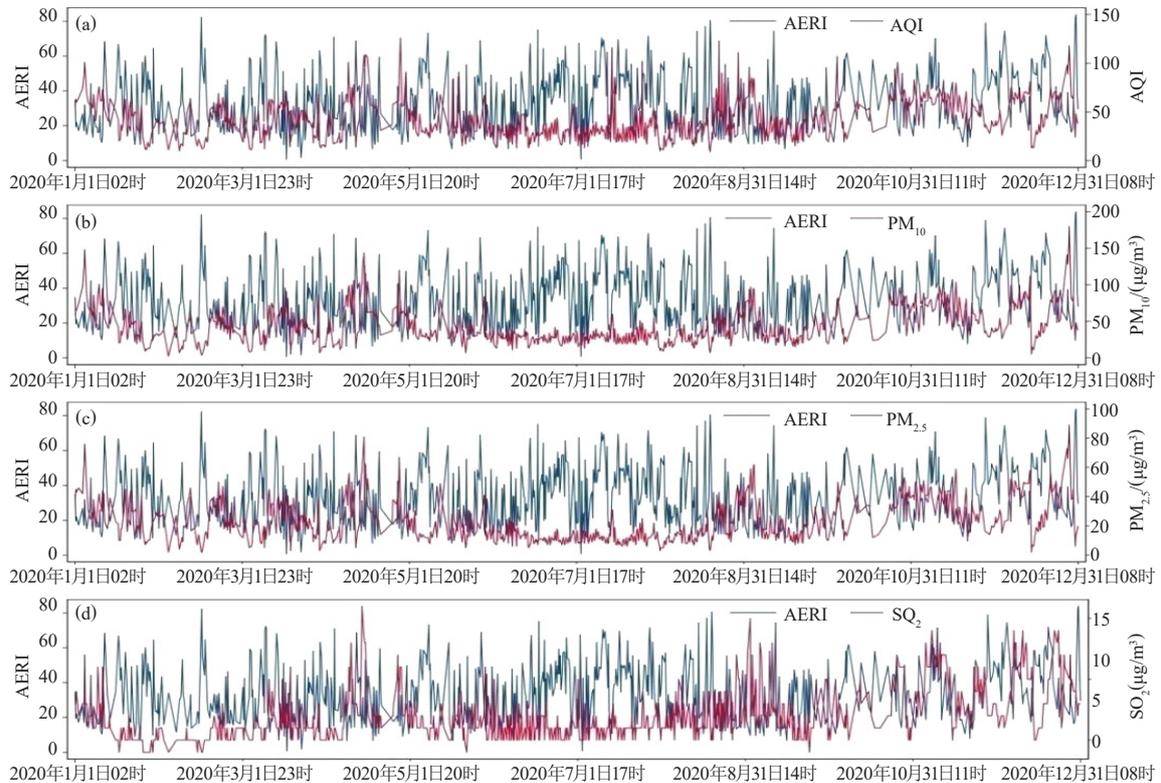


图3 2020年广州市主要空气质量指标与AERI值变化趋势  
Fig. 3 Trends of main air quality indexes and AERI in Guangzhou in 2020

### 3.3 AQI与AERI值的分段统计检验

为进一步验证这一规律，对2020年南昌、合肥、南京、武汉、西安这5个城市的AQI数据和AERI值进行分段统计分析，结果如表1所示。

根据国家环境空气质量标准(GB 3095—2012)，当 $50 \leq AQI \leq 100$ 时，空气状态为良，当 $AQI > 100$ 时，空气进入污染状态。由表1可知，首先，AQI的均值越高，对应AERI的均值越低，这个规律在5个城市都是存在的；其次，不同城市之间，AQI与AERI值在不同区间的关系有显著差别，大气环境资源相对丰富的城市，如南京、合肥2个市，AQI值变化与AERI值变化的区间关系相对平缓，而大气环境资源相对匮乏的城市，如西安、武汉2个市，AQI值变化与AERI值变

化的区间关系相对突出，大气环境资源减少是导致空气质量恶化的主要因素；再次，在不考虑排放强度的情况下，大气环境资源匮乏的城市，污染时间明显较长，如西安和武汉2个市，尤其西安比较突出。值得注意的是，随着全球气温不断升高，中国大部分地区的年平均风速也在下降，使AERI值降低，即大气环境资源量在减少<sup>[51]</sup>。对于大气环境资源本身就比较匮乏的地区来说，气候变化可能会进一步加重大气污染，成为气候变暖的又一个重要损失。表1的统计不仅反映了AERI与空气质量的关系，也反映了大气环境资源的空间分布。

### 3.4 时间序列回归检验

为更全面地分析AERI与空气质量之间的关系，

表1 2020年5个城市空气质量指数 (AQI) 与AERI值统计  
Table 1 Air Quality Index (AQI) and AERI values of five cities in 2020

城市	AQI范围	观测小时数/h	AQI均值	AERI均值
南昌	AQI≥50	2210	74.523	21.841
	AQI≥100	256	121.875	21.004
	AQI≥150	35	168.114	18.071
合肥	AQI≥50	2435	76.959	26.970
	AQI≥100	409	131.672	24.962
	AQI≥150	70	187.100	24.198
南京	AQI≥50	2315	72.767	30.936
	AQI≥100	285	129.211	30.460
	AQI≥150	62	170.242	29.327
武汉	AQI≥50	2334	77.802	18.619
	AQI≥100	400	130.903	17.063
	AQI≥150	75	182.013	14.824
西安	AQI≥50	3155	96.496	18.056
	AQI≥100	1043	149.683	17.270
	AQI≥150	379	202.512	16.178

将研究对象扩大到10个城市，使用时间序列分析模型，对10个城市2020年的AERI值和空气质量数据进行回归分析，回归模型如为：

$$A_{pt} = \beta_0 + \beta_1 \cdot AERI_t + \varepsilon_t, \quad (3)$$

式中， $A_{pt}$ 表示t时刻的空气质量各要素，为被解释变量，如SO<sub>2</sub>、PM<sub>2.5</sub>浓度和空气质量指数 (AQI)； $\beta_0$ 为常数项； $\beta_1$ 为回归系数；AERI<sub>t</sub>为t时刻的大气环境资源指数，为自变量； $\varepsilon_t$ 是随机误差项。结果如表2所示。

除上海市的SO<sub>2</sub>以外，各城市空气质量与AERI值的负相关关系均显著。注意， $\beta_1$ 为回归系数，不是相关系数，其含义是当AERI值变化1个单位时，污染物浓度的变化情况。 $\beta_1$ 的大小，在一定程度反映了空气质量与大气环境资源的反馈敏感程度。在反馈敏感程度方面，不同城市，以及同一城市不同污染物之间存在显著差别。兰州市的反馈敏感度整体与西安市接近，而武汉市低于郑州市，高于长沙市。同时，各个城市的SO<sub>2</sub>对AERI的反馈敏感程度相对较低，这主要是因为空气质量与AERI的反馈敏感程度不仅与AERI有关，同时还与污染物排放强度有关。在表2所列的城市中，SO<sub>2</sub>反馈比较敏感的城市为沈阳市和兰州市，说明这两个城市的SO<sub>2</sub>排放强度相对较大。

整体而言，在大气环境资源相对匮乏的城市，污染物浓度对AERI的反馈相对敏感，成都、西安、郑州、沈阳等市与广州、长沙和上海等市相比，相差约1~2倍。这意味着，在大气污染防治工作中，不仅要考虑污染物排放的强度问题，也应该考虑大气环境资源的问题，尤其是在大气环境资源相对匮乏的城市，污染物排放控制显得更有价值。

表2 2020年重点城市空气质量与AERI值回归结果  
Table 2 Results of air quality and AERI with regression analysis in important cities

城市	被解释变量				
	AQI	PM <sub>2.5</sub>	PM <sub>10</sub>	SO <sub>2</sub>	
北京	R系数	-0.38*** (0.05)	-0.59*** (0.04)	-0.19*** (0.04)	-0.01*** (0.00)
	常数项	71.92*** (1.19)	50.93*** (0.95)	60.71*** (1.12)	3.93*** (0.07)
	观测小时数/h	4122	4122	4122	4122
上海	R系数	-0.26*** (0.06)	-0.33** (0.05)	-0.05 (0.04)	0.01*** (0.00)
	常数项	53.39*** (0.70)	35.27*** (0.57)	41.42*** (0.55)	6.28*** (0.05)
	观测小时数/h	4066	4066	4066	4066
广州	R系数	-0.22*** (0.02)	-0.19*** (0.01)	-0.30*** (0.02)	-0.01*** (0.00)
	常数项	48.99*** (0.65)	28.73*** (0.44)	52.00*** (0.78)	7.31*** (0.07)
	观测小时数/h	4539	4539	4539	4539
成都	R系数	-0.73*** (0.05)	-0.73*** (0.04)	-1.00*** (0.05)	-0.03*** (0.00)
	常数项	75.34*** (0.96)	53.28*** (0.77)	81.31*** (1.08)	6.44*** (0.07)
	观测小时数/h	3966	3966	3966	3966
沈阳	R系数	-0.67*** (0.05)	-0.76*** (0.04)	-0.68*** (0.06)	-0.17*** (0.01)
	常数项	87.28*** (1.60)	64.21*** (1.33)	93.01*** (1.81)	23.31*** (0.44)
	观测小时数/h	4055	4055	4055	4055
西安	R系数	-0.37*** (0.07)	-0.51*** (0.06)	-0.23*** (0.07)	-0.03*** (0.01)
	常数项	89.46*** (1.47)	60.38*** (1.27)	94.76*** (1.59)	9.01*** (0.11)
	观测小时数/h	4077	4077	4077	4077
郑州	R系数	-0.46*** (0.05)	-0.64*** (0.04)	-0.35*** (0.05)	-0.03*** (0.01)
	常数项	95.92*** (1.53)	67.73*** (1.35)	96.90*** (1.56)	9.29*** (0.16)
	观测小时数/h	3863	3863	3863	3863
武汉	R系数	-0.36*** (0.03)	-0.31*** (0.02)	-0.47*** (0.03)	-0.02*** (0.00)
	常数项	66.01*** (0.79)	44.38*** (0.64)	67.68*** (0.84)	8.39*** (0.09)
	观测小时数/h	4130	4130	4130	4130
兰州	R系数	-0.21*** (0.04)	-0.48*** (0.03)	-0.40*** (0.07)	-0.21*** (0.02)
	常数项	71.18*** (0.88)	44.18*** (0.62)	88.96*** (1.49)	19.16*** (0.35)
	观测小时数/h	4046	4046	4046	4046
长沙	R系数	-0.16*** (0.03)	-0.12*** (0.02)	-0.30*** (0.02)	-0.01*** (0.00)
	常数项	65.30*** (1.16)	44.70*** (0.93)	57.39*** (0.91)	6.95*** (0.08)
	观测小时数/h	4061	4061	4061	4061

注：括号内为标准差；\*\*\*表示p<0.01，\*\*表示p<0.05，\*表示p<0.1，下同。

值得注意的是，在时间序列上，AERI值与空气质量各指标的负相关性只能说明使用AERI值衡量大气环境资源量在趋势上是合理的，并不能反映更多的信

息。因为在简单的时间序列回归中，相当于假定污染物排放强度是一个定值，并忽略其强度的绝对值。事实上，无论是排放强度的绝对值，还是排放强度的时间波动，都不能够完全忽略。

### 3.5 面板数据检验

为了进一步检验AERI的适用性，使用面板数据进行回归分析，回归方程设定如下：

$$AP_{it} = \beta_0 + \beta_1 \cdot PE_{it} + \beta_2 \cdot AERI_{it} + \delta_i + \varepsilon_{it}, \quad (4)$$

式中，AERI可以看作是和污染物排放强度一样的变量，反映的是大气环境资源的投入。 $AP_{it}$ 是样本*i*在时间*t*的空气质量指标，为被解释变量，具体如SO<sub>2</sub>、PM<sub>2.5</sub>浓度或AQI值，这里用样本城市的污染物年平均浓度来代表； $\beta_0$ 为常数项； $\beta_1$ 和 $\beta_2$ 为回归系数； $PE_{it}$ 为样本*i*在时刻*t*的污染物排放控制变量； $AERI_{it}$ 为对应时刻的大气环境资源指数，是自变量； $\varepsilon_{it}$ 为误差项； $\delta_i$ 为个体虚拟变量，当采用个体固定效应模型回归时赋值。

控制变量 $PE_{it}$ 用城市第二产业占比作为代表。一方面，第二产业占比反映了一个城市的工业化水平，而工业化水平与污染物排放具有很强的相关性，尤其与工业SO<sub>2</sub>、工业烟尘和氮氧化物的排放高度相关；另一方面，第二产业占比也反映了一个城市的工业集中水平，第二产业占比越高，意味着工业相对集中，污染物排放强度也会较高。因此，用第二产业占比代表一个城市的污染物排放强度，具有一定的合理性。

应用上述面板回归方程，可以分析3个问题：第一，大气环境资源在空间上存在较大差异时，大气环境资源对大气污染程度的影响是否同样显著；第二，大样本截面数据下，与污染物排放相比，大气环境资源投入对大气污染的实际影响有多大；第三，对于特

定的污染物，可以大致判断其对大气环境资源的消耗程度。

由于一些城市在个别年份的数据缺失，这里共选择151个样本城市2015—2019年的数据组成面板，基本涵盖了中国大陆东部地区、南部地区、西南地区、中部地区、西北地区和东北地区，能够反映空间差异性。

回归结果如表3所示，使用两种模型进行估计，通过Hausman检验发现，被解释变量除SO<sub>2</sub>外，其他均支持固定效应模型。结果表明，当考虑污染物排放强度时，AERI与空气质量各指标的负相关关系均显著。这说明，在空间上，AERI的差异性同样是影响空气质量的重要因素，AERI同样具有空间适用性。从回归结果看，无论是AERI与空气质量各指标的单项回归，即不加入控制变量（假定污染物排放强度的影响为定值），还是加入第二产业占GDP比重控制变量，AERI与空气质量各指标的负相关关系均显著。从边际反馈的敏感度看，AERI对空气质量各个指标的负向影响，大致为污染物排放强度正向影响的50%左右，这一点与现有的研究结论基本一致<sup>[16]</sup>。这一结论的含义是，对于样本城市来说，想要维持现有的空气质量，第二产业占比每增加1个单位，需要投入2个单位的大气环境资源；反过来说，如果因为气候变化等因素，这些城市的大气环境资源量减少1个单位，想要维持现有的空气质量，第二产业占比就必须减少0.5个单位，即必须控制工业排放。类似地，如果某个年度某个城市的大气环境资源增加了1个单位，保持工业排放不变的情况下，这个城市的空气质量会变好，相当于工业生产比重下降了0.5个单位。

表3 大气环境资源指数与空气质量主要变量的回归分析 (151个城市面板数据)  
Table 3 Regression analysis of AERI and major variables of air quality (panel data of 151 cities)

自变量	被解释变量 (PM <sub>2.5</sub> 、PM <sub>10</sub> 、SO <sub>2</sub> 和AQI的年平均均值)															
	PM <sub>2.5</sub>				PM <sub>10</sub>				SO <sub>2</sub>				AQI			
	RE	FE	RE	FE	RE	FE	RE	FE	RE	FE	RE	FE	RE	FE	RE	FE
第二产业占GDP比重 (SGDP)	/	/	0.50*** (0.06)	0.54*** (0.06)	/	/	0.74*** (0.09)	0.79*** (0.10)	/	/	0.38*** (0.05)	0.48*** (0.06)	/	/	0.57*** (0.07)	0.60*** (0.07)
AERI 年平均均值	-0.31*** (0.10)	-0.41*** (0.13)	-0.23** (0.10)	-0.25** (0.12)	-0.51*** (0.18)	-0.66*** (0.20)	-0.38** (0.17)	-0.42** (0.20)	-0.29*** (0.09)	-0.60*** (0.13)	-0.27*** (0.09)	-0.45*** (0.12)	-0.35*** (0.13)	-0.47*** (0.15)	-0.25** (0.12)	-0.29** (0.14)
常数项	53.32*** (2.79)	55.84*** (3.13)	29.11*** (3.78)	27.83*** (4.34)	92.88*** (4.73)	96.46*** (5.00)	56.81*** (6.42)	55.81*** (7.02)	26.21*** (2.32)	36.87*** (3.13)	8.74*** (3.27)	8.95** (4.40)	80.51*** (3.47)	83.49*** (3.69)	52.58*** (4.68)	52.49*** (5.16)
城市	No	Yes	No	Yes	No	Yes	No	Yes	No	Yes	No	Yes	No	Yes	No	Yes
年份	No	No	No	No	No	No	No	No	No	No	No	No	No	No	No	No
R <sup>2</sup>	0.02	0.02	0.13	0.13	0.02	0.02	0.11	0.11	0.04	0.04	0.12	0.12	0.02	0.02	0.11	0.11
Hausman检验	0.15		0.28		0.16		0.34		0.00		0.00		0.12		0.44	
观测值	755	755	755	755	755	755	755	755	755	755	755	755	755	755	755	755
城市数	151	151	151	151	151	151	151	151	151	151	151	151	151	151	151	151

注：RE为随机效应模型；FE为固定效应模型；括号内为标准差。

同时,为进一步确定污染物排放强度,选择具体的污染物排放量作为自变量进行回归。《中国城市统计年鉴》给出了各个城市历年的工业SO<sub>2</sub>排放量,相对准确地反映了每个城市工业SO<sub>2</sub>的年度排放强度。在空气质量各指标中,SO<sub>2</sub>的年平均浓度作为被解释变量,可以进一步检验AERI的适用性,回归结果如表4所示。

用AERI、第二产业占GDP比重、SO<sub>2</sub>年排放量作

为自变量解释SO<sub>2</sub>年平均浓度的变化,从表4可以看出,AERI的负相关性仍然显著。相对而言,SO<sub>2</sub>年平均浓度变化对AERI的反馈敏感度较高,大致与第二产业占GDP比重相当,而对SO<sub>2</sub>年排放量的反馈敏感度较低。SO<sub>2</sub>年排放量的系数较小主要源于两个因素:一是SO<sub>2</sub>的统计单位为t,量级相差较大;二是由于近10年对SO<sub>2</sub>排放的大幅度削减,SO<sub>2</sub>从超重污染水平进入

表4 AERI与SO<sub>2</sub>的回归分析结果(151城市面板数据)  
Table 4 Regression analysis of AERI and SO<sub>2</sub> (panel data of 151 cities)

自变量	被解释变量(SO <sub>2</sub> 年平均浓度)							
	Re	Fe	Re	Fe	Re	Fe	Re	Fe
SO <sub>2</sub> 年排放量/t	0.001*** (0.000)	0.001*** (0.000)	0.001*** (0.000)	0.001*** (0.000)	0.001*** (0.000)	0.001*** (0.000)	0.001*** (0.000)	0.001*** (0.000)
第二产业占GDP比重/%	0.194*** (0.046)	0.221*** (0.054)	0.198*** (0.046)	0.234*** (0.054)	0.198*** (0.046)	0.228*** (0.054)	0.196 (0.046)	0.230*** (0.054)
AERI年平均	-0.174** (0.078)	-0.243** (0.103)						
AERI年10%分位数			-0.002 (0.090)	-0.020 (0.107)				
AERI年25%分位数					-0.232*** (0.098)	-0.242** (0.102)		
AERI年50%分位数							-0.071 (0.066)	-0.066 (0.083)
城市	No	Yes	No	Yes	No	Yes	No	Yes
年份	No	No	No	No	No	No	No	No
常数项	9.40*** (2.897)	9.72*** (2.259)	4.970** (2.272)	3.300 (2.609)	8.399*** (2.430)	6.997*** (2.855)	6.669** (2.637)	4.784 (3.175)
Hausman检验	0.011		0.012		0.025		0.019	
R <sup>2</sup>	0.393	0.393	0.388	0.388	0.393	0.393	0.388	0.388
观测值	755	755	755	755	755	755	755	755
城市数	151	151	151	151	151	151	151	151

了中度和轻度污染水平,减排的边际效果减弱。

考虑到AERI的多寡在时间分布上的影响,为进一步分析SO<sub>2</sub>排放量对大气环境资源的消耗情况,表4还给出了AERI值的年10%、25%和50%分位数的回归系数。结果显示,样本城市对AERI值的年25%分位数具有显著的负相关关系,且固定效应模型的回归系数与AERI的年平均非常接近。从气候特征来看,一个城市AERI值特定分位数值越高,说明该城市AERI值的低值占比越少,对应于现实情况,即该城市的极端不利气象条件越少。面板数据回归结果显示,AERI值的年25%分位数回归系数显著说明大部分样本城市,SO<sub>2</sub>的排放强度大致在AERI值的年25%分位数处,即从平均排放强度角度考虑,全年有25%左右的时间,这些城市的SO<sub>2</sub>排放强度超过大气环境资源量,造成污染。这一点与现有的估计也比较一致,中国大部分城市的工业SO<sub>2</sub>排放仍然有较大的减排任务。

#### 4 结论

本文根据大气环境影响空气质量的内在机理,结

合大气污染的经济后果,提出量化大气环境资源的思路和基本假定,给出衡量大气环境资源多寡的两参数指数方程,初步实现了对大气环境资源的量化统计,并利用2020年北京、上海、广州等10个城市的空气质量监测数据和地面气象观测数据对大气环境资源指数的适用性进行实证检验,对2015—2019年中国151个城市的地面气象观测数据、城市空气质量监测数据、城市经济数据、城市污染物排放数据进行综合分析,得出以下主要结论。

1) 大气环境的异质性(包括天气过程、气候特征和自然地理条件)能够对空气质量产生显著影响,使其具备资源特征。经济上,可以将大气环境资源看作是对环保投入的成本替代,就像风力、水电一样,是经济活动的投入品,扩大了气象技术的应用范围<sup>[52]</sup>。

2) 从检验结果看,大气环境资源指数AERI可以作为表征大气环境资源多寡的一个变量。AERI只有气温和风速两个参数,易于计算,可以通过实际观测获取,也可以进行预报,成本较低,实用性强。一方

面，它客观反映了一个地方不同时间的大气环境特征对空气质量的影响潜力，以实测的AERI为依据，可以评估城市大气污染治理的绩效，也可以利用AERI预报数据和人工智能技术，进行污染物排放的时间调控，提高错峰生产的效率；另一方面，AERI可以用于比较不同地区、不同地形、不同年份大气环境资源的多寡，分析污染物排放影响的空间差异，为产业中长期规划提供依据。

3) 应用AERI进行的综合分析结果表明：样本城市的大气环境资源对空气质量的边际影响大致与工业排放的50%相当，SO<sub>2</sub>排放对大气环境资源的消耗大致在25%分位数水平，仍存在不小的减排压力；大气环境资源相对匮乏的城市，污染物浓度对大气环境资源变化的边际反馈更敏感，如成都、西安、郑州、沈阳等市与广州、长沙和上海等市相比，相差约1~2倍；对于大气环境资源匮乏的城市来说，减排的边际效应更强。

4) AERI还存在一些待解决的问题。首先，AERI是无量纲的指数，只能反映大气环境资源的多寡，并无量的意义；其次，AERI未考虑空气湿度的影响，在实际应用中，需要对湿度的影响进行补充评估；第三，对于特殊的天气情况，如强降雨、逆温等，AERI的反映不够全面，需要具体分析。

污染物排放是大气污染的内因，长期看来，采取更先进的技术控制排放是需要不断努力的方向，但作为一种经济选择，在合适的发展阶段，充分利用大气环境资源也是需要认真思考的问题<sup>[13]</sup>。目前对于中国来说，经过近10年的减排努力，污染物排放被大幅度压缩，继续减排的压力越来越大，这种形势下，充分利用大气环境资源进行时空调控也可以作为权宜之计，与减少排放并举。

#### 参考文献

[1] 蔡银寅, 黄有光. 大气环境资源的时空异质性及其经济含义. 环境经济研究, 2021, 6(1): 93-119.

[2] Arden Pope III. C. The fight for clean air. *Science*, 2019, 364(6440): 536.

[3] Muller N Z, Mendelsohn R, Nordhaus W. Environmental accounting for pollution in the United States economy. *The American Economic Review*, 2011, 101(5): 1649-1675.

[4] Lelieveld J, Evans J S, Fnais M, et al. The contribution of outdoor air pollution sources to premature mortality on a global scale. *Nature*, 2015, 525: 367-371.

[5] 郭新彪, 魏红英. 大气PM<sub>2.5</sub>对健康影响的研究进展. 科学通报, 2013, 58(13): 1171-1177.

[6] 路婵, 邓启红, 欧翠云, 等. 大气污染对儿童鼻炎发病率的影响. 科学通报, 2013, 58(25): 2577-2583.

[7] Zhao H Y, Geng G N, Zhang Q, et al. Inequality of household consumption and air pollution-related deaths in China. *Nature Communications*, 2019, 10: 4337.

[8] Hong C P, Zhang Q, Zhang Yang, et al. Impacts of climate change on future air quality and human health in China. *Proceedings of the*

*National Academy of Sciences*, 2019, 116(35): 17193-17200.

[9] Chay K Y, Greenstone M. Does air quality matter? Evidence from the housing market. *Journal of Political Economy*, 2005, 113(2): 376-424.

[10] Zivin J G, Neidell M. Environment, health, and human capital. *Journal of Economic Literature*, 2013, 51(3): 689-730.

[11] Zivin J G, Neidell M. Air pollution's hidden impacts. *Science*, 2018, 359(6371): 39-40.

[12] McCormick R A. Air pollution-some meteorological aspects. *Weatherwise*, 1962, 15(6): 229-263.

[13] Pack D H. Meteorology of air pollution. *Science*, 1964, 146(3648): 1119-1128.

[14] Neiburger M. Diffusion and air pollution. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 1965, 46(3): 131-134.

[15] Neiburger M. The role of meteorology in the study and control of air pollution. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 1969, 50(12): 957-965.

[16] Zhang Q, Zheng Y X, Tong D, et al. Drivers of improved PM<sub>2.5</sub> air quality in China from 2013 to 2017. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2019, 119(49): 24463-24469.

[17] 梅梅, 徐大海, 朱蓉, 等. 减排措施与气象因子对2013—2019年中国大陆地区PM<sub>2.5</sub>浓度变化的贡献. 环境科学学报, 2021, 41(7): 2519-2529.

[18] Li N, Zhang X L, Shi M J, et al. Does China's air pollution abatement policy matter? An assessment of the Beijing-Tianjin-Hebei region based on a multi-regional CGE model. *Energy Policy*, 2019, 127: 213-227.

[19] Yang W X, Yuan G H, Han J T, et al. Is China's air pollution control policy effective? Evidence from Yangtze River Delta cities. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 220: 110-133.

[20] Xu M, Qin Z F, Zhang S H. Integrated assessment of cleaning air policy in China: a case study for Beijing-Tianjin-Hebei region. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 296: 126596.

[21] 辛金元, 王跃思, 唐贵谦, 等. 2008年奥运期间北京及周边地区大气污染物消减变化. 科学通报, 2010, 55(15): 1510-1519.

[22] Ma X W, Li C D, Dong X Y, et al. Empirical analysis on the effectiveness of air quality control measures during mega events: evidence from Beijing, China. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 271: 122536.

[23] Liu Y S, Li Y H, Chen C. Pollution: build on success in China. *Nature*, 2015, 517(7533): 145.

[24] Le T H, Wang Y, Liu L, et al. Unexpected air pollution with marked emission reductions during the COVID-19 outbreak in China. *Science*, 2020, 369(6504): 702-706.

[25] Pei Z P, Han G, Ma X, et al. Response of major air pollutants to COVID-19 lockdowns in China. *Science of the Total Environment*, 2020, 743: 140879.

[26] Yang Y, Zhao L J, Xie Y J, et al. China's COVID-19 lockdown challenges the ultralow emission policy. *Atmospheric Pollution Research*, 2021, 12: 395-403.

[27] Zhao N, Wang G, Li G H, et al. Air pollution episodes during the COVID-19 outbreak in the Beijing-Tianjin-Hebei region of China: an insight into the transport pathways and source distribution. *Environmental Pollution*, 2020, 267: 115617.

[28] Wang X Y, Dickinson R E, Su L Y, et al. PM<sub>2.5</sub> pollution China and how it has been exacerbated by terrain and meteorological conditions. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 2018, 99(1): 105-119.

[29] Huang R J, Zhang Y L, Bozzetti C, et al. High secondary aerosol contribution to particulate pollution during haze events in China. *Nature*, 2014, 514(7521): 218-222.

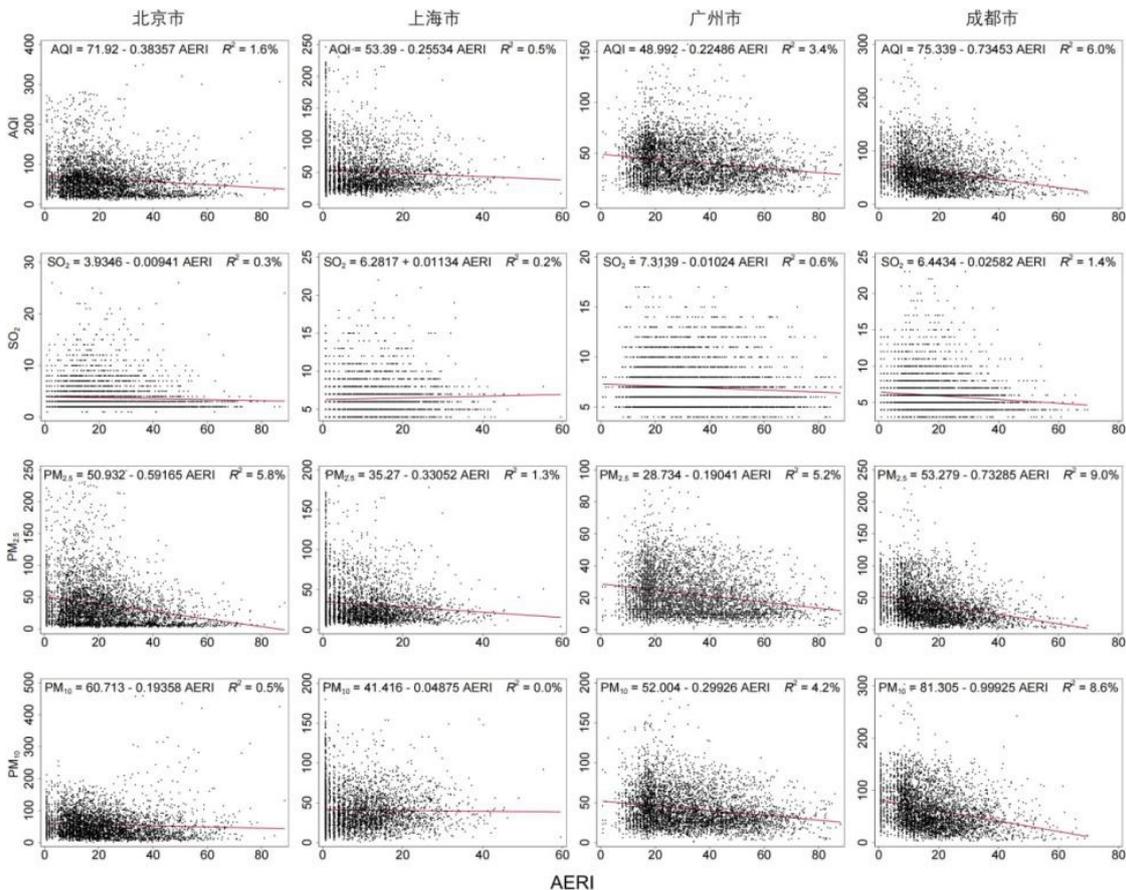
[30] 张人禾, 李强, 张若楠, 等. 2013年1月中国东部持续性强雾霾天气产生的气象条件分析. 中国科学: 地球科学, 2014, 44(1): 27-36.

[31] 梅梅, 朱蓉, 孙朝阳. 京津冀及周边“2+26”城市秋冬季大气重污染气象条件及其气候特征研究. 气候变化研究进展, 2019, 15(3): 270-281.

[32] 兰紫娟, 卢超, 李磊, 等. 基于污染气象条件分级的深圳PM<sub>2.5</sub>污染回顾评价. 环境科学学报, 2020, 40(12): 4410-4418.

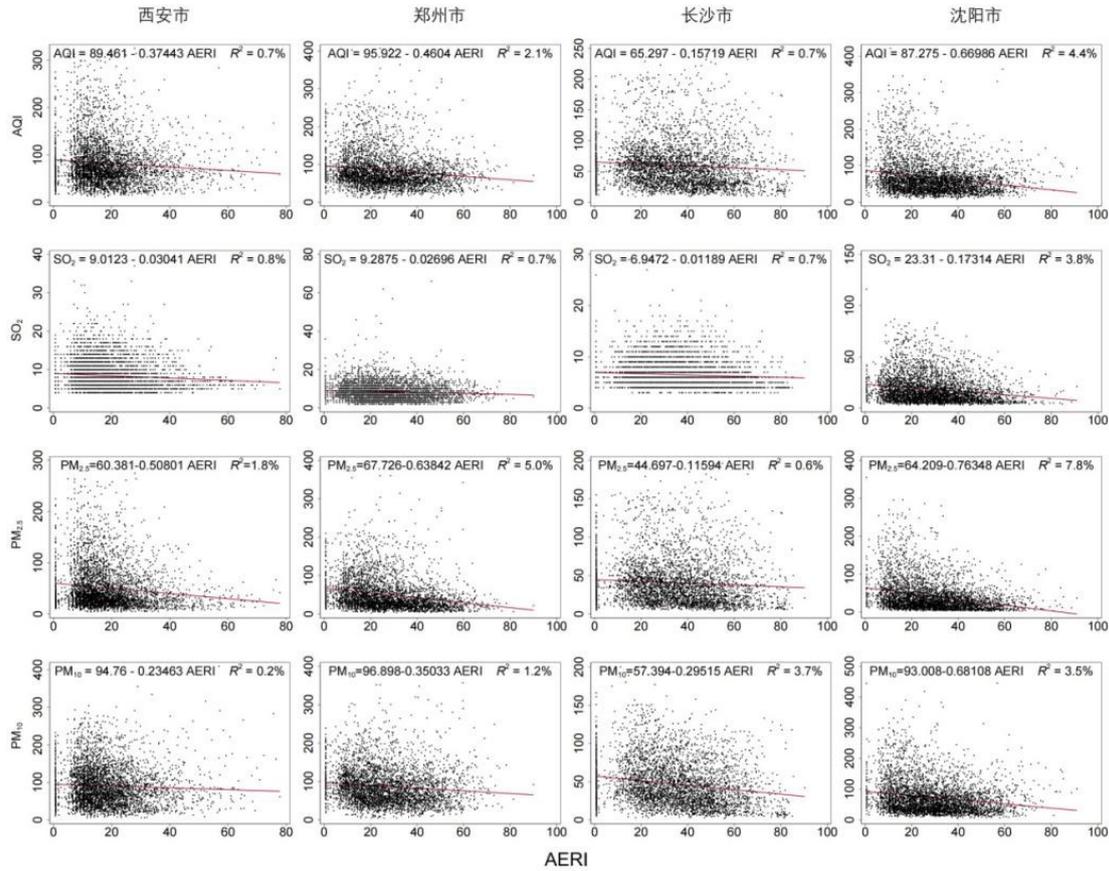
- [33] 徐祥德, 丁国安, 卞林根. 北京城市大气环境污染机理与调控原理. 应用气象学报, 2006, 17(6): 815-828.
- [34] An Z S, Huang R J, Zhang R Y, et al. Severe haze in northern China: A synergy of anthropogenic emissions and atmospheric processes. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2019, 116(18): 8657-8666.
- [35] Zhang Q, Ma Q, Zhao B, et al. Winter haze over North China Plain from 2009 to 2016: influence of emission and meteorology. Environmental Pollution, 2018, 242: 1308-1318.
- [36] Chen X G, Ye J J. When the wind blows: spatial spillover effects of urban air pollution in China. Journal of Environmental Planning and Management, 2019, 62(8): 1359-1376
- [37] 徐丽娜, 李忠, 胡亚男, 等. 2019年冬季呼和浩特和浩特市大气污染频发的气象条件分析. 干旱气象, 2021, 39(1): 112-118.
- [38] 徐祥德, 丁国安, 卞林根, 等. BECAPEX科学试验城市建筑群落边界层大气环境特征及其影响. 气象学报, 2004, 62(5): 663-671.
- [39] Liu Y L, Shi G M, Zhang Y, et al. Characteristics of PM<sub>2.5</sub> spatial distribution and influencing meteorological conditions in Sichuan Basin, southwestern China. Atmospheric Environment, 2021, 253: 118364.
- [40] Mao L, Liu R, Liao W H, et al. An observation-based perspective of winter haze days in four major polluted regions of China. National Science Review, 2019, 6: 515-523.
- [41] Li F, Zhou T. Effects of urban form on air quality in China: an analysis based on the spatial autoregressive model. Cities, 2019, 89: 130-140.
- [42] Zhu B, Kang H Q, Zhu T, et al. Impact of Shanghai urban land surface forcing on downstream city ozone chemistry. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2015, 120(9): 4340-4351.
- [43] Cogliani E. Air pollution forecast in cities by an air pollution index highly correlated with meteorological variables. Atmospheric Environment, 2001, 35(16): 2871-2877.
- [44] 朱蓉, 张存杰, 梅梅. 大气自净能力指数的气候特征与应用研究. 中国环境科学, 2018, 38(10): 3601-3610.
- [45] 徐大海, 王郁, 朱蓉. 大气环境容量系数A值频率曲线拟合及其应用. 中国环境科学, 2016, 36(10): 2913-2922.
- [46] 徐大海, 王郁, 朱蓉. 中国大陆地区大气环境容量及城市大气环境荷载. 中国科学: 地球科学, 2018, 48(7): 924-937.
- [47] 张南南, 吴舜泽, 万军, 等. 全国空气资源评估及其与空气质量相关性分析. 环境科学学报, 2016, 36(6): 2223-2230.
- [48] 张南南, 万军, 苑魁魁, 等. 空气资源评估方法及其在城市环境总体规划中的应用. 环境科学学报, 2014, 34(6): 1572-1578.
- [49] 蔡银寅. 大气环境资源管理: 一个基本框架. 气象科技进展, 2020, 10(4): 28-36.
- [50] 梁智豪, 王东海, 梁钊明. 探空观测的边界层高度时空变化特征. 应用气象学报, 2020, 31(4): 447-459.
- [51] 丁一汇, 李霄, 李巧萍. 气候变暖背景下中国地面风速变化研究进展. 应用气象学报, 2020, 31(1): 1-12.
- [52] Freebairn J W, Zillman J W. Economic benefits of meteorological services. Meteorology & Atmospheric Sciences, 2002, 9: 33-44.

附录：城市空气质量与AERI的相关性附图



附图1 北京、上海、广州和成都市2020年空气质量与AERI的相关性

Attached Fig. 1 Correlation between AERI and air quality in Beijing, Shanghai, Guangzhou and Chengdu in 2020



附图2 西安、郑州、长沙和沈阳市2020年空气质量与AERI的相关性

Attached Fig. 2 Correlation between AERI and air quality in Xi'an, Zhengzhou, Changsha and Shenyang in 2020

(上接32页)

- wmo.int/pmb\_ged/wmo\_1150\_en.pdf.
- [6] Hooke W. Three policies shape enterprise value: minor adjustments could enhance the societal benefit. An AMS policy program study. Washington: The American Meteorological Society, 2022.
- [7] WMO. WMO-No. 485. Manual on the Global Data-Processing and Forecasting System. WMO, 2019.
- [8] Brunet G, Jones S, Ruti P M. Seamless prediction of the earth system: from minutes to months. WMO Rep. 1156, 2015. [http://library.wmo.int/pmb\\_ged/wmo\\_1156\\_en.pdf](http://library.wmo.int/pmb_ged/wmo_1156_en.pdf).
- [9] Rauser F, Alqadi M, Arowolo S, et al. Earth system science frontiers: an early career perspective. Bulletin of the American Meteorological Society, 2017, 98(6): 1119-1127.
- [10] Trömel S, Chwala C, Furusho-Percot C, et al. Near-Realtime Quantitative Precipitation Estimation and Prediction (RealPEP). Bulletin of the American Meteorological Society, 2021, 102(8): E1591-E1596.
- [11] Hanley K E, Whitall M, Stirling A, et al. Modifications to the representation of subgrid mixing in kilometre-scale versions of the Unified Model. Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society, 2019, 145: 3361-3375.
- [12] Vitart F, Ardilouze C, Bonet A, et al. The subseasonal to seasonal (S2S) prediction project database. Bulletin of the American Meteorological Society, 2017, 98(1): 163-173.
- [13] Vannitsem S, Bremnes J B, Demaeyer J, et al. Statistical postprocessing for weather forecasts: review, challenges, and avenues in a big data world. Bulletin of the American Meteorological Society, 2021, 102(3): E681-E699.
- [14] 金荣花, 代刊, 赵瑞霞, 等. 我国无缝隙精细化网格天气预报技术进步与挑战. 气象, 2019, 45(4): 445-457.
- [15] Schultz M G, Betancourt C, Gong B, et al. Can deep learning beat numerical weather prediction? Philosophical Transactions of the Royal Society A, 2021, 379(2194): 20200097.
- [16] 孙健, 曹卓, 李恒, 等. 人工智能技术在数值天气预报中的应用. 应用气象学报, 2021, 32(1): 1-11.
- [17] 周康辉, 郑永光, 韩雷, 等. 机器学习在强对流监测预报中的应用进展. 气象, 2021, 47(3): 274-289.
- [18] Ham Y G, Kim J H, Luo J J. Deep learning for multi-year ENSO forecasts. Nature, 2019, 573: 568-572.
- [19] Weyn J A, Durran D R, Caruana R, et al. Sub-seasonal forecasting with a large ensemble of deep-learning weather prediction models. Journal of Advances in Modeling Earth Systems, 2021, 13(7): e2021MS002502.
- [20] Powers J G, Werner K K, Gill D O, et al. Cloud computing efforts for the weather research and forecasting model. Bulletin of the American Meteorological Society, 2021, 102(6): E1261-E1274.
- [21] 周庆亮, 任璐, 王蒙. 首届世界气象中心研讨会简评. 气象科技进展, 2020, 10(3): 154-155.
- [22] Pappenberger F, Rabier F, Venuti F. Invited perspectives: the ECMWF strategy 2021-2030 challenges in the area of natural hazards. Natural Hazards and Earth System Sciences, 2021, 21(7): 2163-2167.
- [23] Droegemeier K K, Jacobs N A. Restructuring of US federal coordination to advance meteorological services. Bulletin of the American Meteorological Society, 2022, 103(2): E230-E247.
- [24] Jacobs N A. Open innovation and the case for community model development. Bulletin of the American Meteorological Society, 2021, 102: E2002-E2011.
- [25] Palmer T. A vision for numerical weather prediction in 2030. arXiv, 2020: 2007.04830.