

DOI: 10.5846/stxb202105281407

高龙,唐力,侯浩然,王煜,麦有全,何伟彪,王伟民,苏红波.深圳市大气污染时空分布及其与景观格局的关系.生态学报,2021,41(22): 8758-8770.

Gao L, Tang L, Hou H R, Wang Y, Mai Y Q, He W B, Wang W M, Su H B. The spatial-temporal distribution of air pollution and its relationship with landscape pattern in Shenzhen. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(22): 8758-8770.

深圳市大气污染时空分布及其与景观格局的关系

高 龙^{1,2}, 唐 力³, 侯浩然^{1,2}, 王 煜³, 麦有全⁴, 何伟彪⁴, 王伟民⁴, 苏红波^{1,*}

1 中国科学院地理科学与资源研究所, 北京 100101

2 中国科学院大学, 北京 100049

3 深圳市生态环境监测站, 深圳 518049

4 深圳市环境监测中心站, 深圳 518049

摘要:气溶胶和臭氧是我国大部分地区的两种主要大气污染物,对城市生态环境和人类身体健康影响严重。以深圳市为研究区,利用大气监测站点提供的监测数据和普通 kriging 空间插值法,从年、季、月尺度上开展近 5 年(2015—2019)深圳全市 PM_{2.5} 和臭氧的时空分布研究,通过皮尔逊分析和显著性检验从月尺度上分析土地覆盖类型及其景观格局对大气污染的影响。结果表明:(1)近 5 年内深圳市 PM_{2.5} 浓度总体呈现下降趋势,臭氧浓度则先降后升,二者季节性和月度差异显著。(2)PM_{2.5} 和臭氧在年、季、月尺度上空间差异明显,全市 PM_{2.5} 浓度整体为西北高、东南低;臭氧浓度西北、东南较高,其余区域相对较低。(3)植被占比的增多对 PM_{2.5} 浓度有明显的抑制和调控作用,植被斑块间距离越近,对 PM_{2.5} 浓度的调控作用越明显;水体占比的增高会导致臭氧浓度增高和变化幅度增大。研究结果可为城市大气污染防治和景观格局规划管理提供参考。

关键词:PM_{2.5}; 臭氧; 大气污染; 景观格局

The spatial-temporal distribution of air pollution and its relationship with landscape pattern in Shenzhen

GAO Long^{1,2}, TANG Li³, HOU Haoran^{1,2}, WANG Yu³, MAI Youquan⁴, HE Weibiao⁴, WANG Weimin⁴, SU Hongbo^{1,*}

1 Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China

2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

3 Shenzhen Ecological Environmental Monitoring Station, Shenzhen 518049, China

4 Shenzhen Environmental Monitoring Center, Shenzhen 518049, China

Abstract: Aerosols and ozone are two major atmospheric pollutants in most regions of China, which have serious impacts on the city ecological environment and human health. Taking Shenzhen as the study area, the spatial and temporal distribution of PM_{2.5} and ozone in the last five years (2015—2019) were studied at annual, seasonal, and monthly scales using monitoring data provided by observation stations and the ordinary Kriging spatial interpolation method. In addition, the landcover and its landscape were analyzed at monthly scales by Pearson analysis and significance test. The results show that: (1) in the past five years, PM_{2.5} concentration in Shenzhen show a general decreasing trend, while ozone concentration increase after an early decrease, they both have significant seasonal and monthly differences. (2) The spatial differences between PM_{2.5} concentration and ozone concentration on the annual, seasonal and monthly scales are obvious,

基金项目:国家自然科学基金项目(41971315)

收稿日期:2021-05-28; 接收日期:2021-10-21

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: suhb@igsnrr.ac.cn

and the $PM_{2.5}$ concentration is overall high in the northwest and low in the southeast of Shenzhen, while ozone concentration is higher in the northwest and southeast but relatively low in the rest of Shenzhen. (3) The increase of vegetation occupancy has a significant inhibitory and regulatory effect on $PM_{2.5}$ concentration, and the closer the distance between vegetation patches, the regulatory effect on $PM_{2.5}$ concentration becomes more obvious; the increase in the proportion of water bodies may lead to higher and more variable ozone concentration. This study can provide reference for urban air pollution control and landscape pattern planning and management.

Key Words: $PM_{2.5}$; ozone; atmospheric pollution; landscape patterns

随着我国工业化、城市化进程的加速,气溶胶和臭氧已然成为我国大部分地区的两种主要大气污染物^[1-2],这对城市的可持续发展和国民的身体健康造成了巨大威胁^[3-4]。作为气溶胶污染物的主要代表, $PM_{2.5}$ 具有粒径小,粘附性强,污染范围广,可夹杂多种有毒组分等特点,是目前气溶胶污染研究的热点之一^[5-6];而臭氧则会损害植被叶片、影响植被光合作用,并可与 $PM_{2.5}$ 在一定条件下相互作用形成更为复杂的复合污染,进而直接威胁到当地生态系统生产力^[7]。深圳是我国改革开放后的第一个经济特区,更是粤港澳大湾区的重要节点城市之一,对深圳全市开展新时期 $PM_{2.5}$ 及臭氧时空污染格局分析,研究其动态变化规律及与环境因素的相互关系,可以为深圳市大气污染治理与城市规划提供有利借鉴,进而保障粤港澳大湾区生态环境建设顺利进行^[8]。

近年来,对深圳大气污染的时空分布规律开展研究并探索其背后的形成机制与影响因素是大气环境研究的热点之一^[9]。黄晓峰等^[10]利用 2009 年深圳市采样数据,对 $PM_{2.5}$ 污染的主要来源及时空变化规律进行了研究,并针对性的提出了 $PM_{2.5}$ 污染防治的若干建议。韩立建等^[11-12]从长时序角度估计了深圳 $PM_{2.5}$ 浓度的变化情况,探讨了政策因素对大气污染的影响,并发现深圳市 $PM_{2.5}$ 浓度呈倒 U 型变化。Liu 等^[13]对珠江三角洲城市群典型污染事件中 $PM_{2.5}$ 的源-受体关系进行了分析,认为深圳市 $PM_{2.5}$ 污染主要源于当地排放。冯凝等^[14]探索了深圳市城区内部 $PM_{2.5}$ 与臭氧之间的协同污染特征,证明了秋季臭氧的日最大 8h 平均值与 $PM_{2.5}$ 浓度在日间具有较强的正相关。方晓婷等^[15]分析了深圳市气象及 $PM_{2.5}$ 监测数据,探讨了气象因素对 $PM_{2.5}$ 影响的季节性差异,并通过构建线性和非线性模型预测了 $PM_{2.5}$ 的浓度。张丽等^[16]对深圳市 2014—2016 年局域 $PM_{2.5}$ 污染事件进行了时空特征分析,并探索了典型背景环流对局域污染事件的影响关系,从而明确了污染产生的气象原因。“十三五”以来,以臭氧污染为代表的大气污染呈现增加趋势,谈建国等^[17]指出自然界中温度的升高可促进光化学反应进而促进臭氧的生成,而晴天少云的天气会导致太阳辐射增强进而增加臭氧浓度。陆克定等^[18]利用环境监测站点数据在珠三角地区开展相关臭氧研究,分析得出珠三角地区臭氧污染主要发生在夏季,且城市地区的臭氧浓度要高于周边远郊区。Li 等^[19]借助珠江三角洲气象塔监测数据,对当地 $PM_{2.5}$ 和臭氧之间关系进行了分析,发现 $PM_{2.5}$ 和臭氧之间的相关系数会随着高度增加而保持正值。梁碧玲等^[20]通过对深圳市 2013—2015 年的臭氧污染时空分布及与气象条件的相互关系进行分析,认为臭氧污染的发生是多种气象因素共同作用的结果,而高温强辐射、干燥无雨的弱风环境最有利于臭氧的生成。以上学者从不同时间范围、不同区域尺度、不同影响因素出发对深圳市的大气环境污染状况开展了深入分析,并提供了诸多可以借鉴的防治方案。

然而,以上有关深圳大气污染的研究也存在着一些不足,比如现有研究大多集中在 2015 年以前,从而缺乏对深圳市在新时期政策下 $PM_{2.5}$ 和臭氧时空变化规律的研究;或大多聚焦于探索土地覆盖类型对大气污染的影响^[21-22],如庄立跃等^[23]发现臭氧浓度的分布与同一城市群内不同区域的发达程度间有着明显相关性,何剑锋等^[24]发现不同的土地覆盖则可能会影响周边环境温度及降水进而影响到大气污染物的分布趋势等,从而缺少了对土地利用结构及其景观格局与大气污染之间相互作用的探索^[25]。随着 GIS 技术的飞速发展,不少学者已经意识到景观格局与城市大气污染之间是典型的格局-过程关系^[26],而城市景观与大气污染之间则

2 研究方法

2.1 Kriging 插值

本文中 $PM_{2.5}$ 和臭氧的时空分布研究主要基于 2015—2020 年深圳市大气站点监测数据,采用普通 Kriging 空间插值法分别从年、季、月尺度模拟全市 $PM_{2.5}$ 和臭氧的浓度分布情况,空间插值结果分辨率控制在 1km。普通 Kriging 插值法是结合半变异函数和结构分析,对待预测区域的大气污染值进行无偏最优估计的一种方法^[31],其表达式为:

$$Z = \sum_{i=1}^n \lambda_i Z(x_i) \quad (1)$$

式中, Z 为待估计的大气污染值, n 为参与插值的监测点数目, λ_i 为监测点 i 的一组权重系数, $Z(x_i)$ 为监测点的实测值。

普通 Kriging 插值法中涉及到半变异函数,它可以相对准确的描述大气特性随观测距离改变的空间变异情况^[32],其表达式为:

$$r(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [z(x_i) - z(x_i + h)]^2 \quad (2)$$

式中, $r(h)$ 为半变异函数; h 为监测点之间的距离,称为步长; $N(h)$ 为间隔为 h 的样点个数; $z(x_i)$ 和 $z(x_i + h)$ 分别为变量 $z(x)$ 在空间位置 x_i 和 $x_i + h$ 上的实测值。

一个合适的半变异函数模型是基于对实验数据进行分析之后结合数据自身特征如呈现出的某种趋势(一阶、二阶变化等)不断调整尝试才能取得的,而半变异函数模型的拟合效果也直接决定了随后的插值精度,当平均预测误差的绝对值趋近于 0,标准均方根误差最接近于 1 时,认为此时的半变异函数是较为理想的。

2.2 景观指数

景观指数能够高度概括景观格局信息,反应不同土地覆盖类型的结构组成和空间信息^[33]。本文基于 2020 年土地覆盖数据,分别创建 19 个大气监测站点周边一定距离的缓冲区,缓冲区半径参考现有研究设置为 1km^[25],随后分析缓冲区范围内的土地覆盖类型及景观指数与站点监测数据之间的相互关系。

参考相关研究^[34]及本文研究重点,选取类型级别斑块所占景观面积的比例(PLAND)、面积加权平均形状指数(SHAPE_AM)、平均临近指数(PROX_MN)及聚合度(AI)作为景观评价指标。以上指数分别从以下 3 方面来描述景观格局特征:

(1)数量特征 类型级别斑块所占景观面积的比例(PLAND)可以用来描述特定区域内土地覆盖类型的占比及明确优势景观元素,其值越大,则该种地物类型的占比越高;

(2)形态特征 面积加权平均形状指数(SHAPE_AM)用以描述斑块的形状复杂度,其值越接近于 1,形状越接近于正方形,其值越高,斑块形状越复杂;

(3)结构特征 平均临近指数(PROX_MN)从类型水平上反映各斑块之间的临近情况,当一定搜索半径内(本研究采用默认设置 100m)无同类型斑块时,其值为 0,当同类斑块越接近时,其值越大;聚合度(AI)从类型水平描绘同一类型的像素聚合成斑块的情况,其值越大,表明同一类型像素的聚合程度越高。

2.3 皮尔逊分析

皮尔逊相关系数^[35-36]可用于判断两组变量 X 和 Y 之间是否存在线性相关,其值处于 -1—1 之间,越接近于 1,正相关性越强;反之,负相关性越强;当接近于 0 时,则认为两组变量之间相关性较差。其表达式如(3)所示:

$$\rho_{X,Y} = \frac{N \sum_{i=1}^N x_i y_i - \sum_{i=1}^N x_i \sum_{i=1}^N y_i}{\sqrt{N \sum_{i=1}^N x_i^2 - (\sum_{i=1}^N x_i)^2} \sqrt{N \sum_{i=1}^N y_i^2 - (\sum_{i=1}^N y_i)^2}} \quad (3)$$

式中, x_i 表示变量集 X 中第 i 个变量; y_i 表示变量集 Y 中第 i 个变量; N 表示变量数目。

3 结果与分析

3.1 $PM_{2.5}$ 及臭氧浓度的时序变化

3.1.1 年际变化

由深圳市大气质量站点监测数据统计得到 $PM_{2.5}$ 和臭氧的年均浓度值, 如图 2 所示。总体上看, $PM_{2.5}$ 浓度在 2015—2019 年间呈现下降趋势, 5 年内累计下降幅度达到 $8.36\mu\text{g}/\text{m}^3$, 且自 2015 年起, 深圳市的 $PM_{2.5}$ 年均浓度已经低于国家 24h 标准一级限制 ($35\mu\text{g}/\text{m}^3$)。臭氧方面, 年均浓度呈现出先降后增的趋势, 2015 年深圳全市臭氧浓度值为 $107.72\mu\text{g}/\text{m}^3$, 之后逐年下降, 2017 年臭氧浓度达到最低值 $101.14\mu\text{g}/\text{m}^3$, 随后年均臭氧浓度呈现上升趋势, 并于 2019 年达到 $116.84\mu\text{g}/\text{m}^3$, 5 年内累计增加 $9.11\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。

3.1.2 季节变化

2015—2019 年深圳市 $PM_{2.5}$ 及臭氧浓度的季节变化如图 3 所示。总体来看, $PM_{2.5}$ 浓度季节性特征较为明显, 整体为秋冬高、春夏低的分布趋势, 其中春季和夏季的浓度整体维持在一个较为稳定的状态, 约 $26\mu\text{g}/\text{m}^3$; 而冬季浓度总体维持在一个相对较高的水平, 约 $30\text{—}40\mu\text{g}/\text{m}^3$ (除 2018 年外)。 $PM_{2.5}$ 季节性变化受季度气候的影响较大, 深圳市北邻内陆, 南接海洋, 是典型的南亚热带季风气候, 夏季高温多雨且盛行偏南风, 雨水的净化及海洋吹向内陆的干净空气使得深圳市夏季大气中的细小颗粒物容易扩散, 由此夏季的 $PM_{2.5}$ 浓度维持在一个相对较低水平。冬季全市空气干燥, 雨水较少, 来自内陆的北风极易带来灰霾, 同时当冷气出海, 风力减弱, 而海面的湿暖气流较为无力, 二者相遇容易形成较为稳定的大气状态, 使得大气中的细小颗粒物堆积在一起无法散去, 由此 $PM_{2.5}$ 呈现出较高的浓度^[37]。

近地面臭氧的产生主要受光照和气象因子的影响, 一般与湿度、风速、温度呈负相关, 与日照呈正相关, 而季节要素则因具备不同的温度、光照、湿度等环境因子而影响臭氧浓度变化情况^[38-39]。总体来看, 深圳市 2015—2019 年臭氧浓度呈现出秋季高, 夏季次之, 冬春较低分布特点 (图 3)。春季温度相对较低、日照和雨量情况适中, 平均臭氧浓度为 $109.24\mu\text{g}/\text{m}^3$, 之后进入夏季, 高温多雨、日照强烈, 臭氧浓度上升为 $112.97\mu\text{g}/\text{m}^3$; 而秋季太阳辐射依然较强, 但雨水较少, 有利于臭氧的光化学反应, 平均浓度达到 $125.57\mu\text{g}/\text{m}^3$; 冬季太阳辐射最弱, 气温较低, 臭氧浓度下降至 $101.71\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。5 年中 2018 年冬季的臭氧浓度相对较低, 这主要是

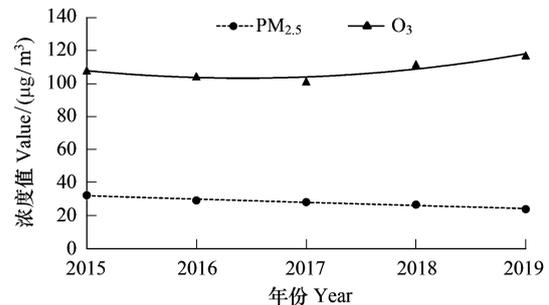


图 2 2015—2019 年深圳市 $PM_{2.5}$ 和臭氧浓度变化

Fig.2 Changes of $PM_{2.5}$ and O_3 concentration in Shenzhen from 2015 to 2019

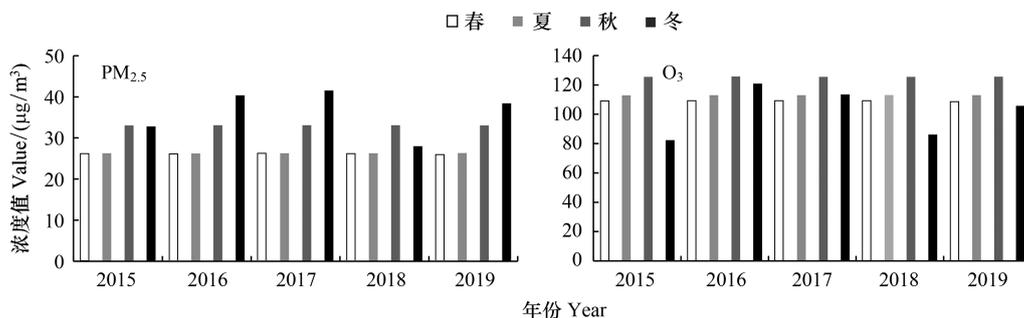


图 3 2015—2019 年深圳市 $PM_{2.5}$ 和臭氧季平均浓度变化

Fig.3 Change of $PM_{2.5}$ and O_3 seasonal concentration in Shenzhen from 2015 to 2019

因为 2018 年冬季为暖冬,温度较往年高,在冬季太阳辐射较弱的情况下,较高的温度可能加速了臭氧的分解,因此 2018 年冬季臭氧浓度维持在一个较低水平。

3.1.3 月度变化

2015—2019 年深圳市 $PM_{2.5}$ 月均浓度呈现非常显著的“U”型分布(图 4)。其中 1 月和 12 月由于环境温度较低,来自内陆的冷气流与来自海洋的暖气流相遇形成较为稳定的大气状态,造成大气边界层对流缓慢,大气颗粒物堆积难以扩散,由此 $PM_{2.5}$ 的浓度相对较高,分别为 $41.09\mu\text{g}/\text{m}^3$ 和 $38.80\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。随着春季温度上升,冷热气流交替且易形成降雨,对大气中颗粒物有较为明显的净化作用,由此 $PM_{2.5}$ 含量呈现明显下降趋势,并于 6 月份达到浓度最低值,为 $13.24\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。

臭氧月均浓度分布呈现出“两段式”分布状态(图 4)。第一阶段为 1—5 月,该阶段内臭氧含量波动幅度较小,约 $100\mu\text{g}/\text{m}^3$;第二阶段为 6—12 月,臭氧浓度表现出先升后降的“倒 U 型”分布,其中 6 月、12 月臭氧浓度相对较低,分别为 $78.54\mu\text{g}/\text{m}^3$ 与 $105.75\mu\text{g}/\text{m}^3$,10 月浓度最高,为 $138.57\mu\text{g}/\text{m}^3$ 。1—5 月主要为上一年的冬季与本年度的春季,环境整体温度相对较低、日照和雨量等环境要素变化不大,由此该时间范围内臭氧浓度的变化幅度较小;而 6—12 月主要为该年度的夏季和秋季,太阳辐射、降雨、温度、风向等环境因素有了较大变化,由此也对臭氧浓度产生了较大影响。6—10 月为当年夏季转秋季的月份,该时间范围内,臭氧浓度呈现逐月增加的趋势,并于秋季的 10 月份达到年度峰值,这与季尺度上臭氧浓度的变化相一致。

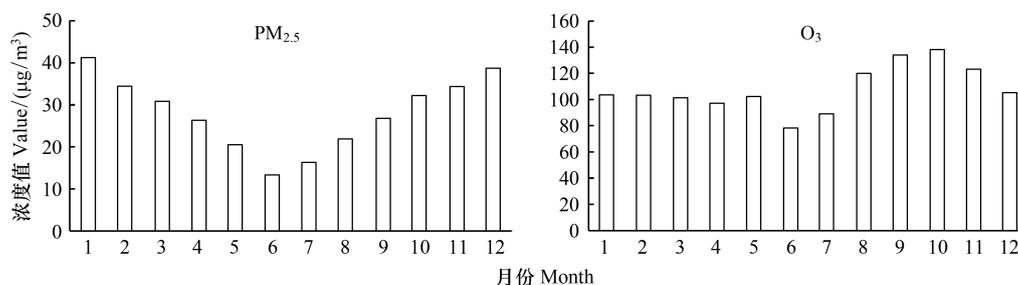


图 4 2015—2019 年深圳市 $PM_{2.5}$ 及臭氧月平均浓度变化

Fig.4 Change of $PM_{2.5}$ and O_3 monthly concentration in Shenzhen from 2015 to 2019

3.2 $PM_{2.5}$ 及臭氧浓度的空间变化

3.2.1 $PM_{2.5}$

结合深圳全市 19 个监测站点的年度监测数据,通过 Kriging 插值获得深圳全市 $PM_{2.5}$ 年浓度空间分布情况。从图 5 可以看出,全市 $PM_{2.5}$ 浓度空间分布上整体规律明显,2015—2016 年 $PM_{2.5}$ 浓度西北高,东南低,且由西北向东南、由内陆向海洋逐渐降低。自 2017 年及以后,西北部及北部地区 $PM_{2.5}$ 浓度逐渐降低,尤其是西北部光明新区全区 $PM_{2.5}$ 浓度下降显著。与之相比,宝安区与龙华新区作为深圳市的工业大区,工厂等污染物排放相对较多, $PM_{2.5}$ 下降趋势略滞后于光明新区,但截止于 2019 年末,深圳全市 $PM_{2.5}$ 年均浓度皆符合国家 24 小时一级限制标准。

季节尺度上(图 6),全市 $PM_{2.5}$ 浓度在秋季和冬季较高,尤其是以西北部及北部各区最为明显,如宝安区、光明新区、龙华新区、南山区等,而东南部的大鹏新区浓度则相对较低;夏季和春季的 $PM_{2.5}$ 浓度则维持在一个相对较低的水平,其中春季也表现出较为明显的空间分布差异。尽管季节性因素一定程度上净化了大气颗粒物的污染,但总的来看,春季时龙华新区北部与宝安区西部的 $PM_{2.5}$ 含量依然相对较高,这可能与当地的产业分布及土地覆盖情况相关。

月尺度上(图 7), $PM_{2.5}$ 浓度月空间分布与季尺度的空间分布格局较为相似,但具体到不同月份,西北地区及东南地区的浓度差异又具有不同特点。1—3 月及 10—12 月深圳全市 $PM_{2.5}$ 浓度西北、东南差异较为明显,且由西北向东南逐渐降低;4—9 月间,西北部与东南部浓度差异较小,全市 $PM_{2.5}$ 浓度处于相对较低的水平。

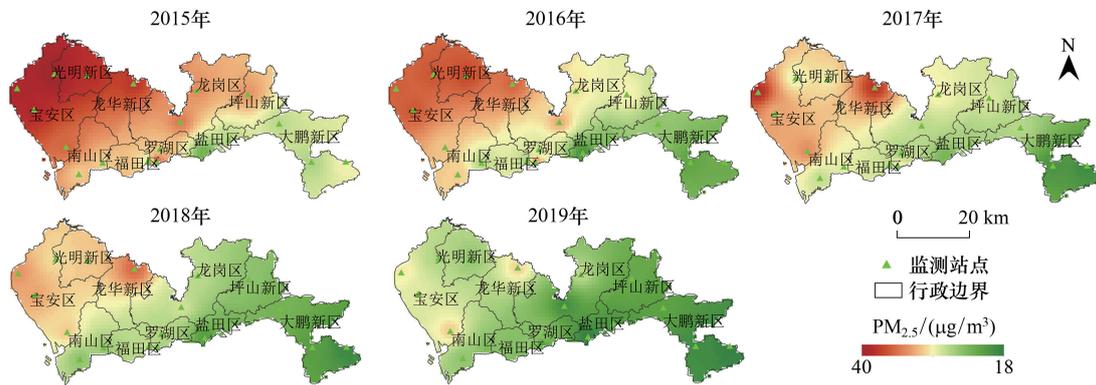


图5 2015—2019年深圳市PM_{2.5}空间分布

Fig.5 The spatial distribution of PM_{2.5} concentration in Shenzhen from 2015 to 2019

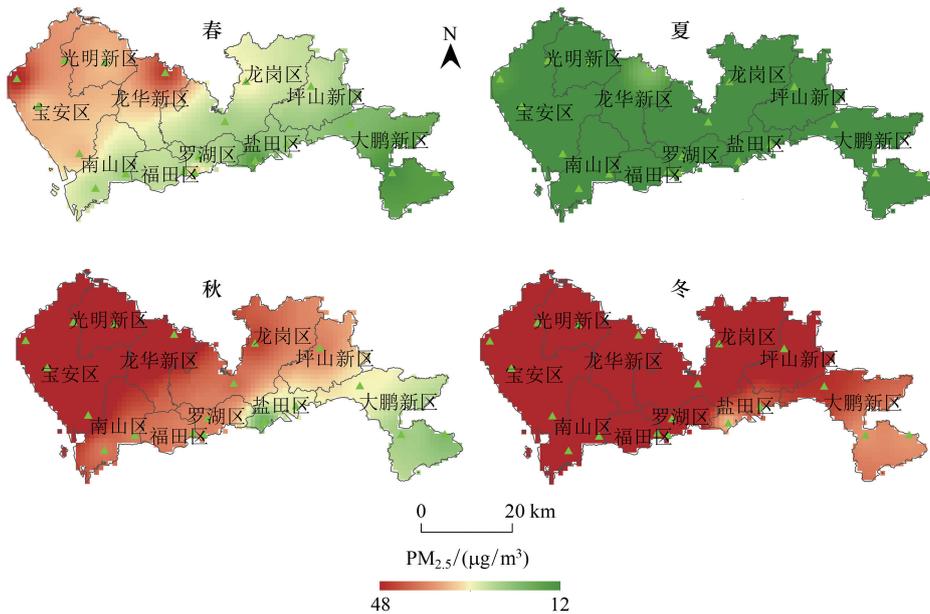


图6 深圳市各季节PM_{2.5}空间分布

Fig.6 PM_{2.5} spatial distribution of each season in Shenzhen

3.2.2 臭氧

如图8所示,2015—2019年间,深圳市臭氧浓度呈现出明显上升趋势,如2015—2016年全市臭氧浓度较高的区域只有西北部的光明新区、宝安区、龙华新区以及大鹏新区的东南部等,但到了2018—2019年间,既往臭氧浓度较高的区域其臭氧浓度继续上升,其余各区臭氧浓度也都有了不同程度的上升。西北部的光明新区、宝安区、龙华新区及大鹏新区东南部仍是全市臭氧浓度相对较高的区域。值得注意的是,2017年全市的臭氧浓度分布格局与其他年份相比存在较大差异,全年臭氧浓度整体相对较低,以往年份中臭氧浓度较高的光明新区和大鹏新区其臭氧浓度下降明显,这可能与当年具体的环境气候、产业经营、相关政策等有关。

季节尺度上(图9),全市臭氧分布存在显著的季节性差异,整体表现为秋季高,春、夏、冬相对较低的分布。空间分布上,深圳西北部与东南部、内陆地区与沿海地区存在阶梯型变化,这与PM_{2.5}浓度在空间分布上差异较大。10个行政区中,臭氧浓度相对较高的是光明新区、宝安区、龙华新区的西北部、大鹏新区的东南

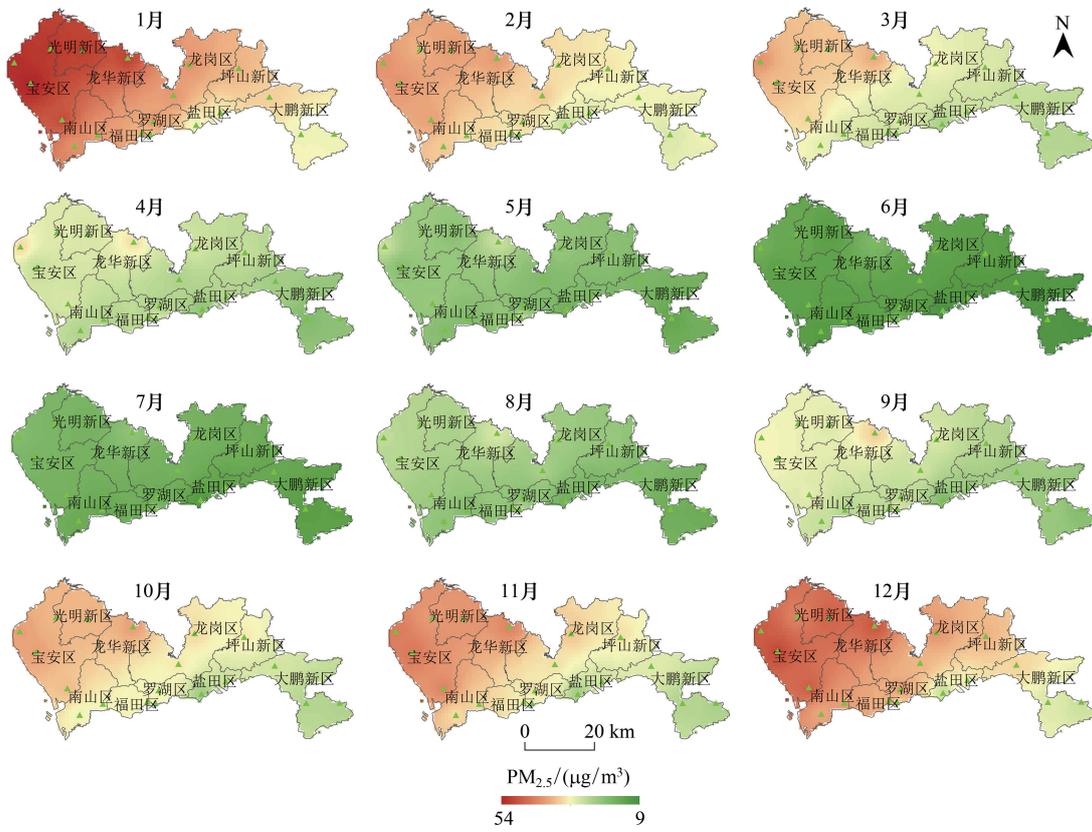


图7 深圳市各月份 PM_{2.5}浓度空间分布

Fig.7 Monthly spatial distribution of PM_{2.5} concentration in Shenzhen

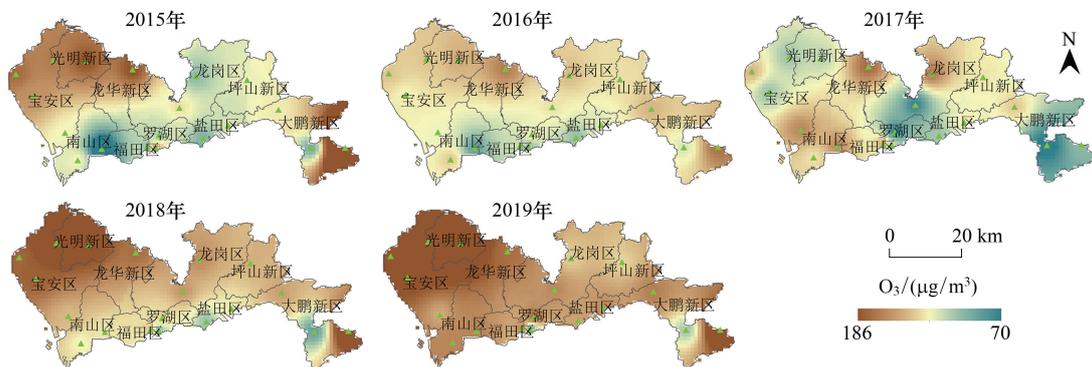


图8 2015—2019年深圳市臭氧浓度空间分布

Fig.8 The spatial distribution of O³ concentration in Shenzhen from 2015 to 2019

部。值得注意的是,光明新区、宝安区、龙华新区为深圳市经济较为发达的地区、工业集聚、人口密集、污染源相对较多,而大鹏新区整体并不是工业重区、车辆和人口相对较少,其东南部臭氧浓度相对较高,可能与当地独特的气象条件和人类活动污染有关^[40]。

月尺度上(图 10),1—5 月臭氧浓度空间差异明显,全市臭氧浓度呈现西北、东南高,其余各地相对较低且相差不大的分布格局;6 月是全年臭氧浓度最低的月份,空间分布上差异不大;进入 7 月份,臭氧浓度空间分布出现南北差异,其中南部临海区域臭氧浓度继续维持在一个相对较低的水平,而西北靠近内陆的区域其

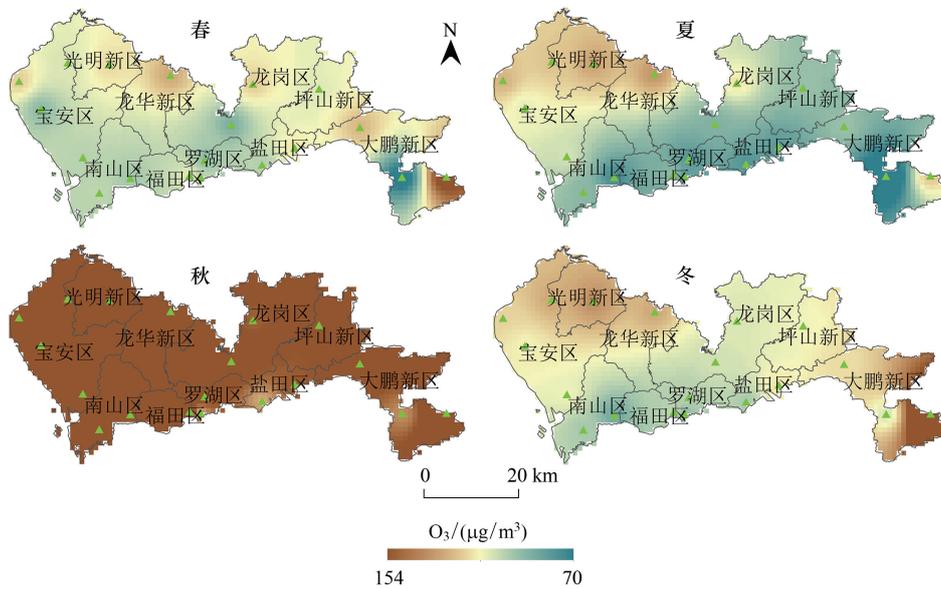


图9 深圳市各季节臭氧浓度空间分布

Fig.9 O_3 spatial distribution of each season in Shenzhen

臭氧浓度开始升高;8—11月是深圳市全年臭氧浓度相对较高的月份,全市臭氧浓度大幅度增加;而进入12月份,部分地区臭氧浓度又开始降低。

3.3 土地覆盖类型对 $PM_{2.5}$ 和臭氧的影响

不同土地覆盖有可能促进或抑制 $PM_{2.5}$ 及臭氧污染^[21],考虑到天尺度的大气监测值具有偶然性和误差性,而年、季尺度的值过度平滑了大气变化信息,所以本文主要统计2019年深圳市月尺度上19个大气监测站点 $PM_{2.5}$ 浓度的均值、最大差值(最高浓度值减去最低浓度值),臭氧浓度的均值及最大差值(最高浓度值减去最低浓度值)。

本研究中监测站点周边1km范围内的土地覆盖类型主要包括植被、农田、不透水表面及水体四类,它们的分布如图11所示。其中,植被主要包括常绿阔叶林、常绿针叶林及常绿灌木3种,19个监测站点中,南湖站、通心岭站、松岗站及南海站周边1km范围内没有植被分布,而杨梅坑站及南澳站周边1km范围内植被覆盖度较高,分别为56.57%与66.58%,其余站点周边植被占比维持在0.48%—16%左右。不透水表面指不能被水渗透的表面,主要包括柏油道路、停车场、建筑物的屋顶等人工建筑物,大多数不透水表面都与人类活动有着密切的关系。19个监测站点中,除杨梅坑站和南澳站周边的不透水表面占比相对较小之外,其余站点周边不透水表面的占比都在30%以上,较高的如南湖站、西乡站等可达到85%以上。水体主要包括坑塘、湖泊、河渠等,19个站点中,杨梅坑站、沙井站周边1km范围内的水体占比为40.45%和19.50%,其余站点附近水体占比大多在10%以下,整体差异不大。农田方面,沙井站、观澜站及华侨站周边的农田占比相对较大,约40%以上,而其余站点整体差异不大,维持在10%—30%之间,其中杨梅坑站附近的农田占比较小。

利用皮尔逊系数对不同土地覆盖的占比和月尺度上 $PM_{2.5}$ 均值、 $PM_{2.5}$ 最大差值、臭氧均值及臭氧最大差值这4个指标间开展相关性分析和显著性检验,结果如表1所示。其中,植被占比与 $PM_{2.5}$ 均值和 $PM_{2.5}$ 最大差值之间都存在着显著的负相关,这意味着植被对 $PM_{2.5}$ 浓度有较为明显的吸收和调控作用,其占比的增高会抑制 $PM_{2.5}$ 的浓度和变化幅度。农田和不透水表面对 $PM_{2.5}$ 和臭氧虽然都表现出一定程度上的正相关或者负相关,但并不显著。水体占比与 $PM_{2.5}$ 均值及最大差值方面存在负相关,说明水体的增湿效应对 $PM_{2.5}$ 具有一定抑制作用;水体与臭氧的均值和最大差值方面存在着显著性正相关,这意味着水体占比会影响到臭氧浓度的变化。

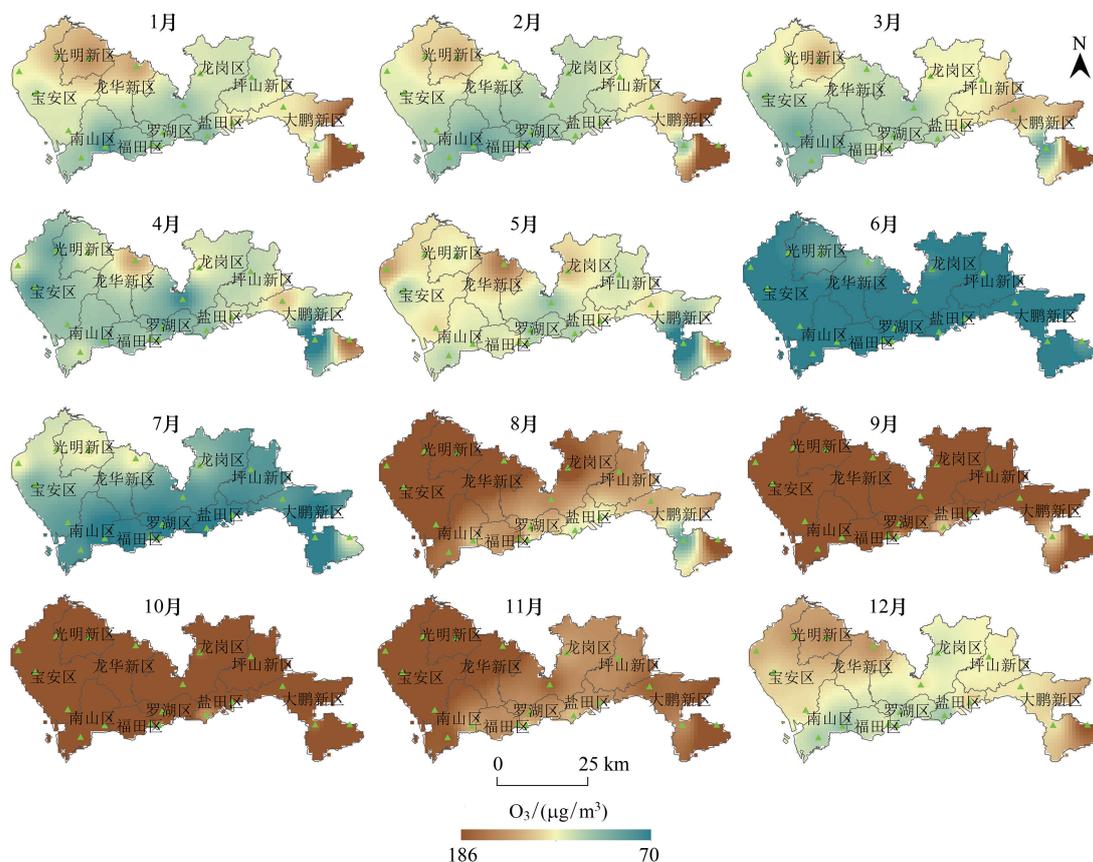


图 10 深圳市各月份 O³浓度空间分布

Fig.10 Monthly spatial distribution of O³ concentration in Shenzhen

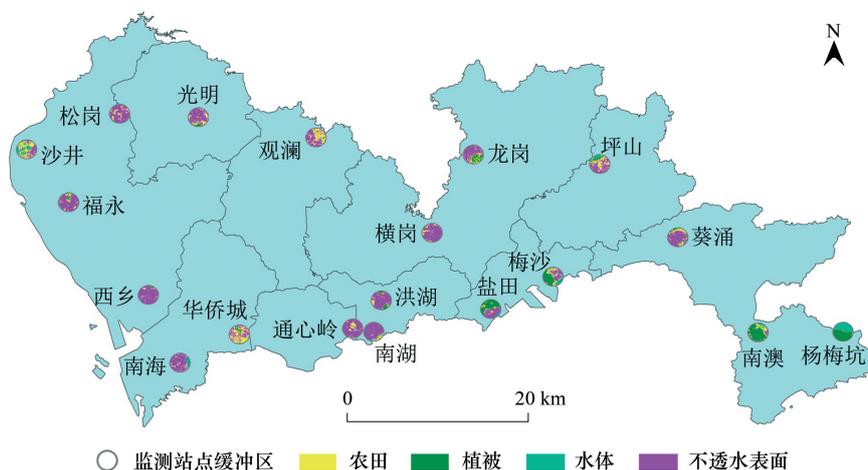


图 11 深圳市大气监测站点周边(1km)土地覆盖

Fig.11 Landcovers around atmospheric monitoring station (1km) in Shenzhen

3.4 景观格局对 PM_{2.5}和臭氧的影响

由 3.3 节可知,植被和水体分别对 PM_{2.5}和臭氧浓度的影响显著,利用皮尔逊分析和显著性检验进一步开展植被、水体的景观指数与大气监测数据间的定量分析,得到以下结果(表 2):

表 1 土地覆盖占比与 PM_{2.5}及臭氧的相关系数Table 1 Correlation coefficient of Landcover percentage with PM_{2.5} and O³

| 土地覆盖 Landcover | PM _{2.5} 均值 PM _{2.5} average value | PM _{2.5} 最大差值 PM _{2.5} maximum difference | 臭氧均值 O ³ average value | 臭氧最大差值 O ³ maximum difference |
|----------------------------|---|--|--------------------------------------|---|
| 植被 Vegetation | -0.81 ** | -0.7 * | -0.05 | -0.08 |
| 农田 Cropland | 0.33 | 0.17 | -0.02 | -0.08 |
| 不透水表面 Impermeable surfaces | 0.35 | 0.33 | 0.29 | 0.17 |
| 水体 Water body | -0.22 | -0.11 | 0.75 ** | 0.6 * |

** : 相关性在 0.01 层上显著; * : 相关性在 0.05 层上显著

表 2 景观因子与 PM_{2.5}及臭氧的相关系数Table 2 Correlation coefficient of landscape factors with PM_{2.5} and O³

| 土地覆盖 Landcover | 景观指数 Landscape Index | PM _{2.5} 均值 PM _{2.5} average value | PM _{2.5} 最大差值 PM _{2.5} maximum difference | 臭氧均值 O ³ average value | 臭氧最大差值 O ³ maximum difference |
|-------------------|-------------------------|---|--|--------------------------------------|---|
| 植被 Vegetation | PLAND | -0.81 ** | -0.7 * | -0.05 | -0.08 |
| | SHAPE_AM | -0.3 | -0.22 | -0.36 | -0.38 |
| | PROX_MN | -0.62 | -0.57 | -0.7 * | -0.23 |
| | AI | -0.57 * | -0.08 | 0.05 | 0.24 |
| 水体 Water body | PLAND | -0.22 | -0.11 | 0.75 ** | 0.6 * |
| | SHAPE_AM | -0.16 | -0.46 | -0.43 | -0.33 |
| | PROX_MN | 0.24 | 0.28 | -0.13 | 0.5 |
| | AI | -0.21 | -0.33 | 0.2 | 0.19 |

** : 相关性在 0.01 层上显著; * : 相关性在 0.05 层上显著; PLAND:类型级别斑块所占景观面积的比例 Percent of landscape; SHAPE_AM:面积加权平均形状指数 Area-weighted mean shape index; PROX_MN:平均临近指数 Mean proximity index; AI:聚合度 Aggregation index

由上表可知, PLAND 与 PM_{2.5}均值和 PM_{2.5}月最大差值间存在负相关,但对臭氧浓度及其变化并没有显著的影响。SHAPE_AM 与 PM_{2.5}和臭氧之间虽然存在着负相关,但并不显著,这说明植被斑块的形状对 PM_{2.5}及臭氧的影响关系暂不明确,在开展具体绿化工作时植被斑块的形状有了更大的选择空间。与之相比, PROX_MN 与臭氧浓度均值之间存在着较为显著的负相关,表明植被斑块间越接近,对臭氧浓度的抑制作用就越强。AI 与 PM_{2.5}浓度呈显著性负相关,这说明当植被块相距越近时,其对 PM_{2.5}浓度有着良好的抑制和调控作用,这可为城市绿化工程日后的开展提供了借鉴意义。

水体景观指数方面, PLAND 对臭氧的影响表现出较为显著的正相关,这意味着水体的增加可能会导致臭氧的浓度的提升。然而,由于本研究中周边水体占比较高的一些站点多处于临海旅游区域(如杨梅坑等),而现有研究^[40]指出深圳臭氧浓度变化易受到本地或者外地污染源的影响,如太阳辐射、气象条件、前提排放物及人类活动等,所以临近海岸的站点可能存在更加复杂的气象环境条件进而协同地表覆盖对臭氧产生共同作用,因此需要进一步分析当地环境气象资料,开展更加深入的研究。此外, SHAPE_AM、PROX_MN 和 AI 对 PM_{2.5}和臭氧的浓度及其变化并没有显著影响。

4 结论

本文以大气监测站点提供的 PM_{2.5}和臭氧监测值为数据源,通过 kriging 空间插值法从年、季、月尺度系统分析了深圳市 2015—2019 年 PM_{2.5}及臭氧的时空分布趋势,并运用皮尔逊分析和显著性检验探索了土地覆盖类型及其景观格局对 PM_{2.5}及臭氧的影响,得到以下结论:

(1) 2015—2019 年间,深圳市 PM_{2.5}浓度符合国家 24h 标准一级限制(35 μg/m³),且总体呈现下降趋势;臭氧浓度则先降后升,年均浓度在 5 年内累计增加 9.11 μg/m³。PM_{2.5}浓度的季节性特征明显,整体表现为秋冬高、春夏低;臭氧浓度则表现为秋季高、夏季次之、冬春较低的趋势。月度变化方面, PM_{2.5}浓度在 12 个月间

呈现典型的“U”型分布,1月、12月较高,6月最低;而臭氧则呈现出明显的“两段式”分布,即1—5月整体波动不大,6—12月呈现“倒U型”先增后减趋势。

(2)全市PM_{2.5}和臭氧在年、季、月尺度上表现出较为明显的空间差异,PM_{2.5}整体呈现出西北高、东南低的分布格局,这可能与全市的产业分布、人类活动、土地覆盖等因素有关;臭氧则整体表现出西北、东南高,其余区域相对较低的分布格局。

(3)植被占比的增加对PM_{2.5}浓度及其变化幅度有较好的抑制和调控作用,当植被斑块距离越近并融合成较大斑块时,对PM_{2.5}浓度的调控作用越明显,由此未来城市建设中当植被等绿色资源有限时,可以通过进行合理的空间配置来优化绿色空间的分布进而最大程度上调控PM_{2.5}浓度。水体占比的增高可能会导致臭氧浓度增高或变化幅度加大,但不排除是当地复杂的气象环境条件及人类活动协同地表覆盖共同对臭氧产生作用,需要开展进一步的研究。

参考文献 (References):

- [1] 韩立建. 城市化与PM_{2.5}时空格局演变及其影响因素的研究进展. 地理科学进展, 2018, 37(8): 1011-1021.
- [2] Chai F H, Gao J, Chen Z X, Wang S L, Zhang Y C, Zhang J Q, Zhang H F, Yun Y R, Ren C. Spatial and temporal variation of particulate matter and gaseous pollutants in 26 cities in China. *Journal of Environmental Sciences*, 2014, 26(1): 75-82.
- [3] Lu X C, Chen Y, Huang Y Q, Chen D H, Shen J, Lin C Q, Li Z Y, Fung J C H, Lau A K H. Exposure and mortality apportionment of PM_{2.5} between 2006 and 2015 over the Pearl River Delta region in southern China. *Atmospheric Environment*, 2020, 231: 117512.
- [4] 赵伟, 高博, 卢清, 钟志强, 梁小明, 刘明, 马社霞, 孙家仁, 陈来国, 范绍佳. 2006~2019年珠三角地区臭氧污染趋势. *环境科学*, 2021, 42(1): 97-105.
- [5] Han L J, Zhou W Q, Pickett S T A, Li W F, Qian Y G. Risks and Causes of Population Exposure to Cumulative Fine Particulate (PM_{2.5}) Pollution in China. *Earth's Future*, 2019, 7(6): 615-622.
- [6] 程春英, 尹学博. 雾霾之PM_{2.5}的来源、成分、形成及危害. *大学化学*, 2014, 29(5): 1-6.
- [7] 邓雪娇, 周秀骥, 吴兑, 铁学熙, 谭浩波, 李菲, 毕雪岩, 邓涛, 蒋德海. 珠江三角洲大气气溶胶对地面臭氧变化的影响. *中国科学: 地球科学*, 2011, 41(1): 93-102.
- [8] Lu X C, Chen Y A, Huang Y Q, Lin C Q, Li Z Y, Fung J C H, Lau A K H. Differences in concentration and source apportionment of PM_{2.5} between 2006 and 2015 over the PRD region in southern China. *Science of the Total Environment*, 2019, 673: 708-718.
- [9] Chen W Q, Ran H F, Cao X Y, Wang J Z, Teng D X, Chen J, Zheng X. Estimating PM_{2.5} with high-resolution 1-km AOD data and an improved machine learning model over Shenzhen, China. *Science of the Total Environment*, 2020, 746: 141093.
- [10] 黄晓锋, 云慧, 宫照恒, 李响, 何凌燕, 张远航, 胡敏. 深圳大气PM_{2.5}来源解析与二次有机气溶胶估算. *中国科学: 地球科学*, 2014, 44(4): 723-734.
- [11] 赵秀玲, 李伟, 王伟民, 韩立建, 周伟奇. 我国典型城市空气质量演变及其调控——以深圳市2000-2017年为例. *生态学报*, 2020, 40(17): 5894-5903.
- [12] Han L J, Zhou W Q, Li W F, Qian Y G, Wang W M. Fine particulate (PM_{2.5}) dynamics before and after China's "Reform and Opening up" policy in Shenzhen. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 2019, 111: 100-104.
- [13] Liu Y M, Hong Y Y, Fan Q, Wang X M, Chan P, Chen X Y, Lai A Q, Wang M J, Chen X L. Source-receptor relationships for PM_{2.5} during typical pollution episodes in the Pearl River Delta city cluster, China. *Science of the Total Environment*, 2017, 596-597: 194-206.
- [14] 冯凝, 唐梦雪, 李孟林, 陈瑶, 曹礼明, 何凌燕, 黄晓锋. 深圳市城区VOCs对PM_{2.5}和O₃耦合生成影响研究. *中国环境科学*, 2021, 41(1): 11-17.
- [15] 方晓婷, 段华波, 胡明伟, 蔡家思. 气象因素对大气污染物影响的季节差异分析及预测模型对比——以深圳为例. *环境污染与防治*, 2019, 41(5): 541-546.
- [16] 张丽, 李磊, 张立杰, 谭明艳, 钟雪平. 深圳市局地PM_{2.5}污染事件的时空特征及典型背景环流分析. *环境科学学报*, 2018, 38(1): 41-51.
- [17] 谈建国, 陆国良, 耿福海, 甄新蓉. 上海夏季近地面臭氧浓度及其相关气象因子的分析和预报. *热带气象学报*, 2007, 23(5): 515-520.
- [18] 陆克定, 张远航, 苏杭, 邵敏, 曾立民, 钟流举, 向运荣, 张志忠, 周崇光, Wahner A. 珠江三角洲夏季臭氧区域污染及其控制因素分析. *中国科学: 化学*, 2010, 40(4): 407-420.
- [19] Li L, Lu C, Chan P W, Zhang X, Yang H L, Lan Z J, Zhang W H, Liu Y W, Pan L, Zhang L. Tower observed vertical distribution of PM_{2.5}, O₃

- and NO_x in the Pearl River Delta. *Atmospheric Environment*, 2020, 220: 117083.
- [20] 梁碧玲, 张丽, 赖鑫, 魏晓琳. 深圳市臭氧污染特征及其与气象条件的关系. *气象与环境学报*, 2017, 33(1): 66-71.
- [21] Escobedo F J, Nowak D J. Spatial heterogeneity and air pollution removal by an urban forest. *Landscape and Urban Planning*, 2009, 90(3/4): 102-110.
- [22] Ross Z, Jerrett M, Ito K, Tempalski B, Thurston G D. A land use regression for predicting fine particulate matter concentrations in the New York City region. *Atmospheric Environment*, 2007, 41(11): 2255-2269.
- [23] 庄立跃. 中国三大城市群近地面臭氧污染特征及其敏感性研究[D]. 广州: 华南理工大学, 2019.
- [24] 何剑锋, 庄大方. 长江三角洲地区城镇时空动态格局及其环境效应. *地理研究*, 2006, 25(3): 388-396, 562-562.
- [25] 谢舞丹, 吴健生. 土地利用与景观格局对 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度的影响——以深圳市为例. *北京大学学报: 自然科学版*, 2017, 53(1): 160-170.
- [26] 徐建英, 樊斐斐, 刘焱序, 陈吉星, 魏建瑛. 汶川县生态系统服务对景观格局及其变化的响应. *生态学报*, 2020, 40(14): 4724-4736.
- [27] 丁宇, 李贵才, 路旭, 高梅. 空间异质性及绿色空间对大气污染的削减效应——以大珠江三角洲为例. *地理科学进展*, 2011, 30(11): 1415-1421.
- [28] 陈文波, 谢涛, 郑蕉, 吴双. 地表植被景观对 $\text{PM}_{2.5}$ 浓度空间分布的影响研究. *生态学报*, 2020, 40(19): 7044-7053.
- [29] 关舒婧. 深圳市 $\text{PM}_{2.5}$ 时空分布及与土地利用关系研究[D]. 重庆: 西南大学, 2018.
- [30] Zhang X, Liu L Y, Chen X D, Gao Y, Xie S, Mi J. GLC_FCS30: global land-cover product with fine classification system at 30 m using time-series Landsat imagery. *Earth System Science Data*, 2021, 13(6): 2753-2776.
- [31] Di H J, Kemp R A, Trangmar B B. Use of geostatistics in designing sampling strategies for soil survey. *Soil Science Society of America Journal*, 1989, 53(4): 1163-1167.
- [32] Campbell J B. Spatial variation of sand content and pH within single contiguous delineations of two soil mapping Units. *Soil Science Society of America Journal*, 1978, 42(3): 460-464.
- [33] Shen Z Y, Hou X S, Li W, Aimi G. Relating landscape characteristics to non-point source pollution in a typical urbanized watershed in the municipality of Beijing. *Landscape and Urban Planning*, 2014, 123: 96-107.
- [34] 黄聚聪, 赵小锋, 唐立娜, 邱全毅. 城市化进程中城市热岛景观格局演变的时空特征——以厦门市为例. *生态学报*, 2012, 32(2): 622-631.
- [35] Lee Rodgers J, Nicewander W A. Thirteen ways to look at the correlation coefficient. *The American Statistician*, 1988, 42(1): 59-66.
- [36] 王泽斌, 邹滨, 邱永红, 陈璟雯. 中国气溶胶光学厚度与 $\text{PM}_{2.5}$ 时空关联的地理学特征. *遥感信息*, 2016, 31(6): 26-35.
- [37] Wang N, Ling Z H, Deng X J, Deng T, Lyu X, Li T Y, Gao X R, Chen X. Source contributions to $\text{PM}_{2.5}$ under unfavorable weather conditions in Guangzhou City, China. *Advances in Atmospheric Sciences*, 2018, 35(9): 1145-1159.
- [38] Chan C K, Yao X H. Air pollution in Mega cities in China. *Atmospheric Environment*, 2008, 42(1): 1-42.
- [39] 汪宇, 彭钰雯, 陈多宏, 叶斯琪, 周亦凌, 翟宇虹, 赵燕. 珠三角城市近地面臭氧污染分布特征及变化趋势. *环境污染与防治*, 2019, 41(9): 1103-1107.
- [40] 谢芳, 李萍, 朱珠. 深圳东部臭氧污染特征及影响因素. *环境科学导刊*, 2018, 37(4): 40-49.