

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第35卷 第5期

Vol.35 No.5

2014

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次

长三角地区秸秆燃烧排放因子与颗粒物成分谱研究	唐喜斌, 黄成, 楼晟荣, 乔利平, 王红丽, 周敏, 陈明华, 陈长虹, 王倩, 李贵玲, 李莉, 黄海英, 张钢锋 (1623)
南京市大气颗粒物中水溶性离子的粒径分布和来源解析	薛国强, 朱彬, 王红磊 (1633)
2011年春季沙尘天气影响下上海大气颗粒物及其化学组分的变化特征	李贵玲, 周敏, 陈长虹, 王红丽, 王倩, 楼晟荣, 乔利平, 唐喜斌, 李莉, 黄海英, 陈明华, 黄成, 张钢锋 (1644)
结合外场观测分析珠三角二次有机气溶胶的数值模拟	郭晓霜, 司徒淑婷, 王雪梅, 丁翔, 王新明, 闫才青, 李小滢, 郑玫 (1654)
2013年夏季嘉兴市一次光化学事件的观测分析	沈利娟, 李莉, 吕升, 张孝寒, 吴博, 章国骏, 王翥 (1662)
移动监测法测量厦门春秋季节近地面 CO ₂ 的时空分布	李燕丽, 邢振雨, 穆超, 杜可 (1671)
秸秆烟尘和灰烬中元素碳的稳定同位素组成	刘刚, 李久海, 徐慧, 吴丹, 刘艳 (1680)
连续测量大气·OH的化学电离飞行时间质谱仪的研制	窦健, 花磊, 侯可勇, 蒋蕾, 谢园园, 赵无垠, 陈平, 王卫国, 田地, 李海洋 (1688)
我国重点城市水源及水厂出水中乙草胺的残留水平	于志勇, 金芬, 李红岩, 安伟, 杨敏 (1694)
巢湖水体组分垂向分布特征及其对水下光场的影响	马孟泉, 张玉超, 钱新, 马荣华, 段洪涛 (1698)
京杭大运河(杭州段)典型断面水生植物多样性调查及其与水环境相关性研究	陆胤, 许晓路, 张德勇, 王莉, 朱旭妮, 冯凤, 周巧君, 谢鹏 (1708)
合肥市区典型景观水体氮磷污染特征及富营养化评价	李如忠, 刘科峰, 钱靖, 杨继伟, 张翩翩 (1718)
重庆园博园龙景湖新建初期内源氮磷分布特征及扩散通量估算	潘延安, 雷沛, 张洪, 单保庆, 李杰 (1727)
千岛湖库区及其主要入库河流水中有机氯农药残留污染特征及健康风险评价	唐访良, 张明, 徐建芬, 阮东德, 陈峰, 吴志旭, 程新良 (1735)
九龙江流域潜在病原菌污染分析	侯丽媛, 胡安谊, 马英, 于昌平 (1742)
江湖关系变化对鄱阳湖沉积物重金属分布及生态风险影响	刘婉清, 倪兆奎, 吴志强, 王圣瑞, 曾清如 (1750)
鄱阳湖-乐安河湿地水土环境中重金属污染的时空分布特征	简敏菲, 李玲玉, 徐鹏飞, 陈朴青, 熊建秋, 周雪玲 (1759)
典型岩溶水系统中溶解性有机质的运移特征	姚昕, 邹胜章, 夏日元, 许丹丹, 姚敏 (1766)
基于扰动分析方法的 AnnAGNPS 模型水文水质参数敏感性分析	席庆, 李兆富, 罗川 (1773)
混合胁迫条件下蓝藻运动特性研究	孙秀秀, 丛海兵, 高郑娟, 崔朝杰, 曹倩倩 (1781)
不同波长和强度光照对水体汞还原的影响	李希嘉, 钟紫旋, 孙荣国, 杨鲲, 王定勇 (1788)
地下水中常见离子对纳米零价铁除 Se(IV) 动力学的影响	杨文君, 郭迎庆, 杜尔登 (1793)
溴氧化铋可见光催化降解高效氯氟酯的研究	彭一荣, 赵小蓉, 贾漫珂, 周薇, 黄应平 (1798)
石墨烯基磁性复合材料吸附水中亚甲基蓝的研究	常青, 江国栋, 胡梦璇, 黄佳, 唐和清 (1804)
电化学氧化 PFOA 阳极材料筛选及其机制研究	卓琼芳, 邓述波, 许振成, 余刚 (1810)
典型抗生素在中国西南地区某污水处理厂中的行为和归趋	甘秀梅, 严清, 高旭, 张怡昕, 訾成方, 彭绪亚, 郭劲松 (1817)
颗粒状大孔阴树脂去除有机物以及缓解膜污染的效果与机制	何欢, 董秉直, 许光红, 闫昭辉 (1824)
石墨-活性炭纤维复合电极电吸附处理含盐废水的研究	周贵忠, 王兆丰, 王珣, 李文倩, 李少香 (1832)
酞基甲基化聚苯乙烯的制备及废水生化处理应用	张华雨, 许晴, 牛春梅, 王亚君, 侯正浩, 李绍英, 陈延明, 廉静, 吴士彬, 郭建博 (1838)
FePMo ₁₂ 催化电化学反应降解染料废水的研究	王栗, 岳琳, 郭建博, 杨景亮, 廉静, 罗晓, 王开红 (1843)
实际污水培养好氧颗粒污泥及其特性研究	杨淑芳, 张健君, 邹高龙, 杜至力 (1850)
SFBR 中好氧颗粒污泥的培养及特性研究	龙焙, 杨昌柱, 濮文虹, 杨家宽, 白俊, 王晶, 周玄月, 蒋国盛, 李春阳, 刘福标 (1857)
不同好/厌氧区容积负荷对生物膜/颗粒污泥耦合工艺脱氮除磷的影响	尹航, 刘畅, 高辉, 高大文 (1866)
黄原酸化废弃污泥吸附 Cu ²⁺ 研究	岑艳, 全向春, 姜晓满 (1871)
轮叶黑藻和穗花狐尾藻对铜的吸收机制研究	薛培英, 李国新, 赵全利 (1878)
不同烧制温度下玉米秸秆生物炭的性质及对苯的吸附性能	黄华, 王雅雄, 唐景春, 朱文英 (1884)
北京常见绿化树种叶片富集重金属能力研究	李少宁, 孔令伟, 鲁绍伟, 陈波, 高琛, 石媛 (1891)
泰州市区重金属污染的薛袋法与路生法评价研究	陈勤, 方炎明, 颜赞, 陈步金 (1901)
放牧对呼伦贝尔草甸草原土壤呼吸温度敏感性的影响	王旭, 闫瑞瑞, 邓钰, 闫玉春, 辛晓平 (1909)
苹果园土壤呼吸的变化及生物和非生物因素的影响	王蕊, 郭胜利, 刘庆芳, 张彦军, 姜继超, 郭慧敏, 李如剑 (1915)
重庆铁山坪森林土壤汞释放通量的影响因子研究	王琼, 罗遥, 杜宝玉, 叶芝祥, 段雷 (1922)
上海市郊区养殖场周边环境砷含量特征	奚功芳, 周守标, 丁海城, 姚春霞, 孔娟娟 (1928)
不同施氮量下水稻分蘖期光合碳向土壤碳库的输入及其分配的量化研究: ¹³ C 连续标记法	谭立敏, 吴昊, 李卉, 周萍, 李科林, 王久荣, 葛体达, 袁红朝, 吴金水 (1933)
污灌区盐分累积对土壤汞吸附行为影响的模拟研究	郑顺安, 李晓华, 徐志宇 (1939)
石灰干化污泥稳定后土壤中 Pb、Cd 和 Zn 浸出行为的研究	李翔, 宋云, 刘永兵 (1946)
大连市海产品中短链氯化石蜡的含量与分布研究	虞俊超, 王宝盛, 王亚韩, 孟梅, 陈茹, 江桂斌 (1955)
应用生物配体模型(BLM)研究辽河与太湖水体中铜对大型溞的急性毒性	周腾耀, 曹莹, 覃璐玫, 张亚辉, 曾鸿鸣, 闫振广, 刘征涛 (1962)
氧化铜纳米颗粒对水稻幼苗根系代谢毒性的研究	王淑玲, 张玉喜, 刘汉柱, 辛华 (1968)
吐温 80 对苏云金芽孢杆菌降解三苯基锡的促进机制	黄捷, 叶锦韶, 尹华, 彭辉, 马嘉雯, 唐立椿, 王惜若 (1974)
牛粪混合液微生物燃料电池长期运行稳定性研究	焦燕, 张国栋, 赵庆良 (1981)
针铁矿对城市生活垃圾有机组分厌氧发酵的影响	杨露露, 岳正波, 陈天虎, 王进 (1988)
城市生活垃圾集装箱转运过程中污染物产生状况研究	王晓媛, 刘殷华, 汪飞, 黄长缨, 陆峰, 谢冰 (1994)
铈插层黏土负载铁催化剂在 H ₂ S 选择性催化氧化过程中催化性能的研究	孙超, 张鑫, 郝郑平, 窦广玉, 孙春宝 (2002)
脱硫酸类水滑石衍生复合氧化物不同方法的制备与表征	祝春蕾, 王海林, 孙春宝 (2010)
固定污染源排气中 PM _{2.5} 采样方法综述	蒋靖坤, 邓建国, 李振, 李兴华, 段雷, 郝吉明 (2018)
产甲烷微生物研究概况	李煜珊, 李耀明, 欧阳志云 (2025)
《环境科学》征稿简则(1961) 《环境科学》征订启事(1967) 信息(1643, 1687, 1803, 1837)	

2013年夏季嘉兴市一次光化学事件的观测分析

沈利娟, 李莉, 吕升, 张孝寒, 吴博, 章国骏, 王翡

(嘉兴市环境保护监测站, 嘉兴 314000)

摘要: 为研究2013年8月5~11日嘉兴地区一次光化学事件形成的高浓度O₃污染的变化特征及成因, 对8月2~14日的主要污染气体(O₃、NO₂、NO、CO、SO₂)、颗粒物(PM₁₀、PM_{2.5})以及气象要素进行了观测分析。结果表明, 嘉兴污染日的O₃平均浓度是正常日的2.4倍, 超标率多在29.0%以上, 9日超标率高达45.8%, 此次污染事件是高温下剧烈的光化学反应以及低湿低风速的稳定天气形势共同作用造成的。污染日和正常日的O₃日变化均呈单峰分布, 峰值出现在14:00左右, O₃在污染日和正常日生成期的增长速率分别为50.3 μg·(m³·h)⁻¹和21.6 μg·(m³·h)⁻¹, 在消耗期的下降速率分别为16.8 μg·(m³·h)⁻¹和23.4 μg·(m³·h)⁻¹, NO、NO₂和CO在污染日的浓度分别是正常日的1.1、1.5和1.5倍, 为光化学反应提供了有利的反应条件。污染日PM_{2.5}浓度、PM₁₀浓度、PM_{2.5}/PM₁₀的比值分别是正常日的2.5、2.3、1.1倍, 污染日大气光化学反应异常活跃, 更有利于细颗粒物的生成。

关键词: 光化学污染; 臭氧; PM₁₀; PM_{2.5}; 气象要素

中图分类号: X515 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2014)05-1662-09 DOI: 10.13227/j.hj.kx.2014.05.005

Observation of a Photochemical Event in Jiaxing During Summer 2013

SHEN Li-juan, LI Li, LÜ Sheng, ZHANG Xiao-han, WU Bo, ZHANG Guo-jun, WANG Fei

(Jiaxing Environmental Monitoring Station, Jiaxing 314000, China)

Abstract: To investigate the variation characteristics and causes of a high-level ozone pollution event during Aug. 5-11, 2013 in Jiaxing, the pollution gases (O₃, NO₂, NO, CO, SO₂), atmospheric particles (PM₁₀, PM_{2.5}), and meteorological elements were observed in this study. The results indicated that the O₃ concentration on the pollution days was 2.4 times higher than that on normal days, with an exceeding rate of over 29.0% and up to 45.8% on Aug. 9. This event was induced by the combined influences of intensive photochemical reaction at high temperature and in static stability weather condition with low humidity and wind speed. The diurnal variation of O₃ showed a unimodal distribution on pollution and normal days, with the highest value at around 14:00. In the generation stage, the growth rates of O₃ were 50.3 and 21.6 μg·(m³·h)⁻¹ on pollution and normal days, respectively; in the extinction stage, the decrease rates of O₃ were 16.8 and 23.4 μg·(m³·h)⁻¹. The concentrations of NO, NO₂ and CO on pollution days were 1.1, 1.5, and 1.5 times higher than those on normal days, which provided favorable conditions for photochemical reaction. The concentrations of PM_{2.5}, PM₁₀, and the ratio of PM_{2.5}/PM₁₀ on pollution days were 2.5, 2.3, and 1.1 times higher than those on normal days, indicating that the photochemical reaction is more conducive to the formation of fine particles.

Key words: photochemical pollution; ozone; PM₁₀; PM_{2.5}; meteorological elements

臭氧(O₃)作为主要的光化学氧化剂(O_x),具有刺激性和氧化性,是影响城市大气环境质量的重要污染气体^[1,2]。由于臭氧极高的反应性,能在生物体系中与有机物发生快速的非均相化学反应,影响人类健康,危害动植物^[3,4],高浓度臭氧已成为我国城市空气污染的主要问题之一^[5~7]。对流层大气中的臭氧是由人类活动排放的NO_x、CO、碳氢化合物,在大气中经光化学过程产生的二次污染物^[8],它能诱发城市光化学烟雾,同时也是大气细粒子的重要来源^[9]。近年来,随着城市规模的扩大,人口的激增,汽车保有量显著增加,各种染料、油品、有机涂料的大量使用,导致大气中NO_x、非甲烷碳氢化合物(NMHC)不断增加,臭氧污染已经成为区域性环境问题之一^[10~17]。此外,全球对流层大气本底臭氧

浓度的增加也可能影响局地臭氧及其前体物的浓度变化^[18]。而在夏季持续高温期间,由于日照时间长、总云量和低云量较少、气温高,光化学反应尤其活跃,往往容易出现高臭氧浓度值^[19~21]。目前关于光化学污染事件及其对人类健康的影响受到了人们的广泛关注,长三角地区如临安^[22]、杭州^[23]、上海^[24]、南京^[25]等地,珠三角地区^[26],京津冀地区^[15,21,27]分别开展了关于光化学污染的系列研究。研究结果表明,南京、临安等地的臭氧生成均处于

收稿日期: 2013-09-13; 修订日期: 2013-11-04

基金项目: 浙江省环境保护科研计划项目(2011B01); 教育部留学回国人员科研启动基金项目; 国家自然科学基金项目(41305135); 嘉兴市科技计划项目(2011AY1027)

作者简介: 沈利娟(1987~),女,硕士,主要研究方向为大气环境与大气化学, E-mail: shenlijuan_428@163.com

VOC 控制区^[22,25], 杭州地区的臭氧浓度超标主要出现在高压后部和高压控制等天气类型条件下^[23]. 陆克定等^[26]研究发现, 珠三角城市地区臭氧的光化学产生速率主要受人为源排放碳氢化合物控制, 而在城市远郊区, 臭氧的光化学产生速率主要受 NO 控制. 嘉兴地处上海和杭州两大经济发达的城市中间, 其大气污染程度不断加剧, 而嘉兴地区的光化学污染研究相对欠缺, 因此研究该地区的光化学污染的特征变化可对整个长三角区域的污染特征、污染机制以及污染物的输送等提供一定的理论基础.

2013 年 7 月 1 日以来, 我国南方多地出现了突破历史极值的极端高温热浪天气, 且呈现高温日数多、持续时间长、影响范围广、强度强、极端性突出等特点. 浙江也遭遇最持久的高温天气, 这导致持续高温期间, 嘉兴地区的臭氧浓度持续保持在极高的浓度水平. 根据嘉兴市环境空气质量日报显示: 2013 年 6 月臭氧最大值达 $286 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, 超标率为 2.0%; 7 月臭氧最大值为 $322 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, 臭氧超标率达 8.2%; 8 月臭氧最大值为 $371 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, 臭氧超标率为 10.6%.

本研究对 2013 年 8 月 5 ~ 11 日嘉兴地区一次光化学污染形成的高浓度 O_3 污染事件的变化特征及成因进行了相关研究分析, 观测了 8 月 2 ~ 14 日主要污染气体 (O_3 、 NO_2 、 NO 、 CO 、 SO_2)、颗粒物 (PM_{10} 、 $\text{PM}_{2.5}$) 以及气象要素的时间变化, 并对其进行时间变化、日变化特征的分析比较和相关性研究, 以期科学认识光化学污染及制定有效的环境调控政策提供一定的科学依据.

1 材料与方法

1.1 站点信息

观测位点为嘉兴市残疾人联合会(残联)监测站点(北纬 $30^\circ 45'$, 东经 $120^\circ 47'$), 是最早建设的 3 个嘉兴市国控点位之一. 站点位于嘉兴市南湖区残联大楼楼顶实验室, 距地高约 25 m, 周围以居民区为主, 监测点北侧 260 m 是南溪西路, 东侧 100 m 是双溪路, 西侧 760 m 是中环东路, 南侧 630 m 是凌公塘路, 站点周围没有明显的污染排放源. 残联站装备了先进的大气成分自动监测设备, 基础设施条件较完善, 具备长期稳定获取区域大气成分变化基础数据的业务能力. 本次观测时间为 2013 年 8 月 2 日 00:00 ~ 8 月 15 日 00:00.

1.2 观测仪器

污染气体的观测采用美国热电环境设备公司的

EMS 系统(包括 42i 化学发光 $\text{NO}-\text{NO}_2-\text{NO}_x$ 分析仪、49i 紫外发光 O_3 分析仪、43i 脉冲荧光 SO_2 分析仪和 48i 气体滤光相关法 CO 分析仪). 42i 型 $\text{NO}-\text{NO}_2-\text{NO}_x$ 分析仪, 是利用 NO 和 O_3 发生光反应并产生激发态 NO_2 , 当激发的 NO_2 分子衰减至基态时会发出红外光, 其光强与 NO 浓度呈线性正相关. 检测 NO_2 时, 首先将 NO_2 通过被加热的钼转化器转化成 NO , 再进行化学发光反应进行测量. 仪器最低检测限: 0.5×10^{-9} (体积分数); 零漂: 小于 0.4×10^{-9} (体积分数)/24 h; 跨漂: $\pm 1\%$ /24 h (满度值); 响应时间: 40、80、300 s. 49i 型臭氧分析仪, 是利用臭氧分子对 254 nm 的紫外光有吸收, 根据兰伯-贝尔定律该波段被吸收的紫外光强度直接反映了臭氧的浓度. 仪器最低检测限: 1×10^{-9} (体积分数); 零漂: 小于 1×10^{-9} (体积分数)/24 h; 跨漂: $\pm 1\%$ /月; 响应时间: 10s. 43i 型 SO_2 分析仪, 利用 SO_2 吸收紫外光并产生激发态的 SO_2 , 当激发的 SO_2 分子衰减至基态时会在另一个不同的波长发射紫外光, 其光强与 SO_2 浓度呈线性正相关. 仪器最低检测限: 0.5×10^{-9} (体积分数); 零漂: 小于 1.0×10^{-9} (体积分数)/24 h; 跨漂: $\pm 1\%$ /24 h (满度值); 响应时间: 80、110、320 s. 48i 型 CO 分析仪, 是利用 CO 对 $4.6 \mu\text{m}$ 的红外辐射有吸收的特性而设计. 检测样品吸收红外光, 红外检测器检测吸收强度来校准计算 CO 浓度. 仪器最低检测限: 40×10^{-9} (体积分数); 零漂: 小于 100×10^{-9} (体积分数)/24 h; 跨漂: $\pm 1\%$ /24 h; 响应时间: 60 s.

颗粒物采用美国热电公司生产的 5030 型 SHARP 监测仪. 采用 β 射线衰减的原理, 颗粒物样品采集在 C14 碳源和检测器之间. 当环境颗粒物被采集在滤纸上的同时, 滤纸上颗粒物对 C14 源 β 射线的吸收量被动态的测量. 采样流量: $1 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$; 工作温度: $-30 \sim +60^\circ\text{C}$.

监测站同时监测温度、气压、相对湿度、风速和风向等气象要素. 监测仪器定期进行标定校准, 其中 $\text{NO}-\text{NO}_2-\text{NO}_x$ 分析仪、 SO_2 分析仪和 CO 分析仪每周进行一次校零和校标, 每季度进行一次多点校准, O_3 分析仪每半年校标一次, 颗粒物监测仪定期更换纸带, 清洗外置采样头, 数据审核时剔除异常点, 所有数据均符合国家环境保护局的数据质量控制标准.

2 结果与讨论

2.1 污染物浓度的时间变化特征

图 1 为观测期间主要污染气体和大气颗粒物的

时间变化趋势. 其中,图 1(c)为观测期间 O_3 和大气颗粒物浓度的时间变化,从中可明显地观测到该污染事件的发生、发展和消亡过程:8月2~4日为正常日, PM_{10} 、 $PM_{2.5}$ 和 O_3 的平均浓度分别为32、23和 $64 \mu g \cdot m^{-3}$,中值浓度为32、20和 $48 \mu g \cdot m^{-3}$,最大值分别为71、50和 $175 \mu g \cdot m^{-3}$,其中颗粒物的日均值均在国家一级标准^[28]以下(PM_{10} 为 $50 \mu g \cdot m^{-3}$, $PM_{2.5}$ 为 $35 \mu g \cdot m^{-3}$), O_3 的小时均值多在国家一级标准($160 \mu g \cdot m^{-3}$)以下,个别浓度会超过国家一级标准但均在二级标准以内($200 \mu g \cdot m^{-3}$). 8月5~11日为污染日, PM_{10} 、 $PM_{2.5}$ 和 O_3 的平均浓度分别为73、53和 $150 \mu g \cdot m^{-3}$,中值浓度为71、53和 $145 \mu g \cdot m^{-3}$,最大值分别为138、101和 $369 \mu g \cdot m^{-3}$, PM_{10} 、 $PM_{2.5}$ 和 O_3 的浓度分别是正常日的2.3、2.5和2.4倍,颗粒物日均值均在国家二级标准以内(PM_{10} 为 $150 \mu g \cdot m^{-3}$, $PM_{2.5}$ 为 $75 \mu g \cdot m^{-3}$),而 O_3 小时均值多超过国家二级标准. 8月12日之后 PM_{10} 、 $PM_{2.5}$ 和 O_3 的平均浓度分别为30、20和

$62 \mu g \cdot m^{-3}$,中值浓度为29、19和 $34 \mu g \cdot m^{-3}$,最大值分别为61、33和 $182 \mu g \cdot m^{-3}$,基本在国家一级标准以内,该污染事件结束. 对比图1(a)、图1(b)可发现 NO_x 和CO的时间变化基本相似,CO在8月2~4日、8月5~11日和8月12~14日的平均浓度分别为446、620和 $385 \mu g \cdot m^{-3}$; NO_x 在8月2~4日、8月5~11日和8月12~14日的平均浓度分别为31、38和 $20 \mu g \cdot m^{-3}$,受出行高峰的影响, NO_x 在8月2~4日有高值出现,但由于气温较低,未能造成高浓度的 O_3 污染; SO_2 在8月2~4日、8月5~11日和8月12~14日的平均浓度分别为23、35和 $15 \mu g \cdot m^{-3}$. 因此,该污染事件是一次以高浓度 O_3 为突出特征的光化学污染事件. 此外在污染日污染气体和颗粒物均存在明显的日变化特征,气体均在白天出现峰值, PM_{10} 和 $PM_{2.5}$ 均在夜间出现峰值,这主要是由边界层的日变化特征造成,夜间出现逆温层,颗粒物容易积聚形成高值;白天由于排放源、光化学反应较强,污染气体浓度较高.

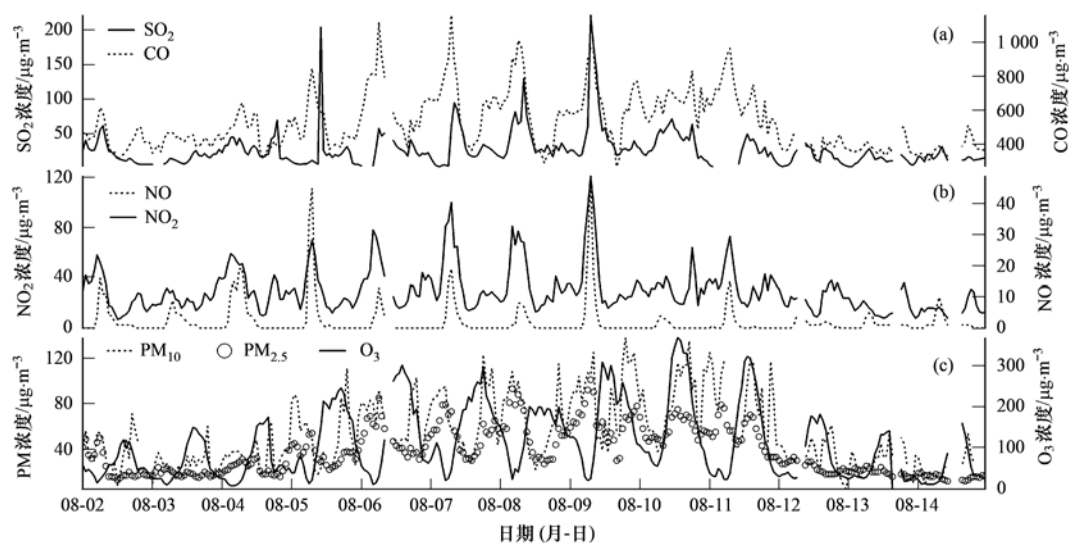


图1 2013年8月2~14日大气污染物的时间变化序列

Fig. 1 Time series of atmospheric pollutants during Aug. 2-14, 2013

气象要素对 O_3 浓度的变化影响较大,图2为不同气象要素的时间变化特征. 从中可发现, O_3 的时间变化与温度呈现很好的正相关. 表1统计了观测期间 O_3 浓度、当天的超标率及日最高温度的相关信息. 从中可见,2013年8月5~11的污染日最高温度均超过 $38.0^{\circ}C$,属于持续高温天气,在此期间臭氧均出现超标现象,大部分超标率达29.0%以上,尤其是9日的 O_3 超标率高达45.8%. 其中,8月6、9、10、11日的 O_3 小时最大值超过了 $300 \mu g \cdot m^{-3}$,属于中度污染天气. 由图2还发现,相对

湿度和风速对 O_3 浓度的影响也较大,在污染期间相对湿度和风速均较小,天气形势相对比较稳定,不利于光化学反应产物 O_3 的扩散. 因此,嘉兴8月5~11日高浓度 O_3 的出现是高温下剧烈的光化学反应以及低湿低风速的静稳天气形势共同作用造成的.

NO_x 和VOC是 O_3 的重要前体物,CO参与了该反应, NO_x 和CO的浓度变化可以一定程度上反映大气中的 O_3 含量. 图3为臭氧前体物 NO_x 和CO浓度在污染日随风速风向的分布情况. 从中可以看出,污染期间 NO_x 和CO均在偏西风方向($240^{\circ} \sim$

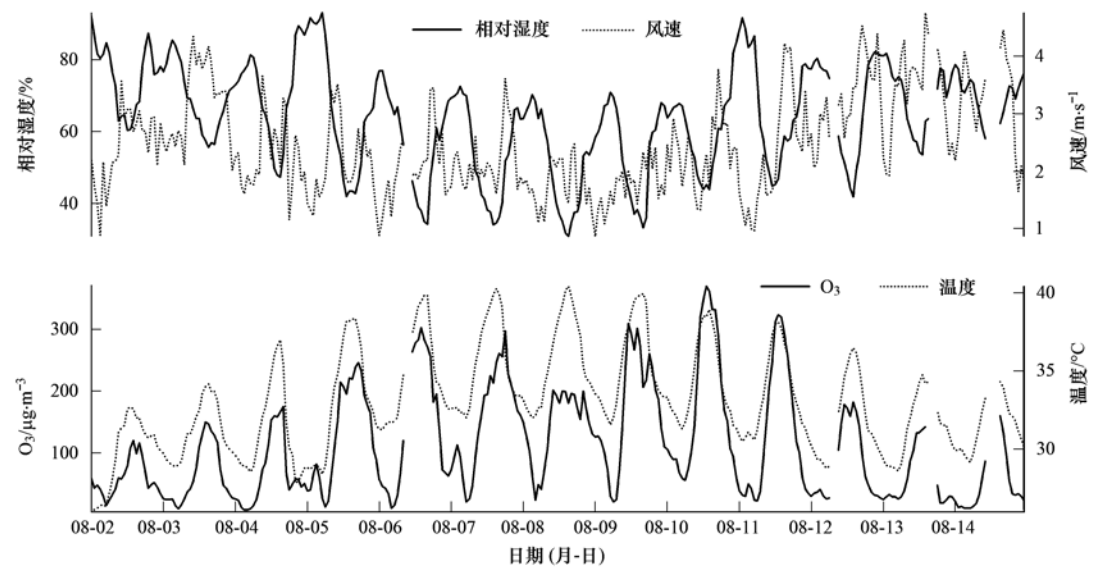


图2 2013年8月2~14日O₃和气象要素的时间变化序列

Fig. 2 Time series of O₃ and meteorological elements during Aug. 2-14, 2013

表1 2013年8月5~12日臭氧小时均值统计表

Table 1 Statistical results of ozone concentrations measured on pollution days

项目	日期(年-月-日)	臭氧				温度最大值/℃
		平均值/ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	最大值/ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	最小值/ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	超标率/%	
正常日	2013-08-02	60	120	15	0	32.7
	2013-08-03	63	150	10	0	34.2
	2013-08-04	68	175	8	0	37.0
污染日	2013-08-05	132	246	13	29.2	38.3
	2013-08-06	140	302	11	31.8	39.8
	2013-08-07	156	297	21	33.3	40.3
	2013-08-08	142	201	24	4.2	40.4
	2013-08-09	170	309	21	45.8	39.9
	2013-08-10	177	369	56	37.5	38.9
	2013-08-11	134	323	23	33.3	38.1
正常日	2013-08-12	83	182	26	0	36.5
	2013-08-13	57	142	19	0	31.3
	2013-08-14	44	160	11	0	34.3

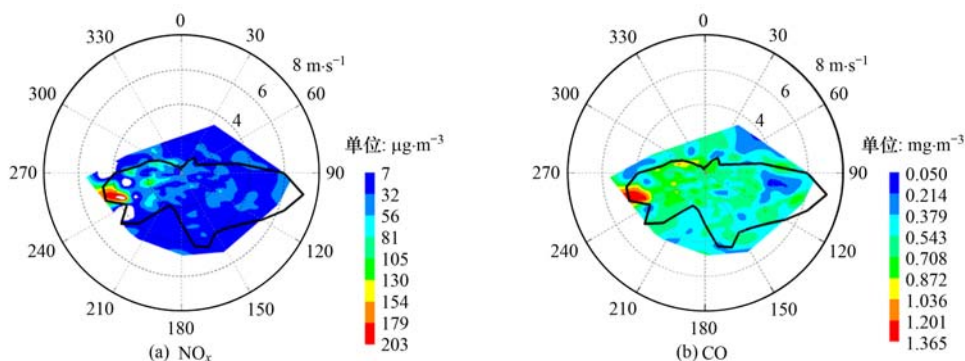
300°)出现高值,高值集中在 $3\sim5\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ 的风速区域内,风速相对较小不利于局地污染物的扩散,此外偏西风气团多来自杭州、湖州等地,人为污染源较多,因此气团中 NO_x 和CO的浓度较高.嘉兴东北方向为上海,但由于污染期间东北方向风速较小,出现的频率较低,受其影响较弱,污染物主要来自局地排放.偏南风方向 NO_x 和CO的浓度均较低,由于偏南风时风速较大,且气团多来自杭州湾,因此比较清洁.偏东方向虽然对应着较高的频率,但臭氧前体物的浓度普遍偏低,偏东风时风速较大,利于污染物的扩散,同时偏东风多来自海洋,气团比较洁净,气团传输路径中人为污染源较少,有利于稀释局地的污染物浓度.由图3还可发现, NO_x 浓度普遍偏

低,在风速小于 $2\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ 静风区域内出现较多的高值,且浓度不超过 $81\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$,这表明持续高温期间,嘉兴局地相关污染源的排放量并不高.CO浓度随风速风向分布比较分散,在风速小于 $2\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ 的静风区域内和 $3\sim5\text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ 的风速区域内均存在着高值区,表明CO受局地排放的影响较为明显,外来源可能对其有一定程度的影响.

2.2 污染物的日变化特征

2.2.1 污染气体的日变化特征

由图4可见,污染日和正常日O₃日变化均呈单峰分布,上午07:00左右开始急剧增加,14:00左右出现最高值,此后随着太阳辐射的减弱开始下降,次日05:00左右达到最小值.O₃在污染日和正常日的



半径表示风速,单位: $\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$; 彩色填充区域代表前体物的质量浓度; 黑色实线代表风的频次

图3 臭氧前体物的质量浓度和风速风向的关系

Fig. 3 Relationship of O_3 precursors with wind direction and speed

最大值分别为 $274 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 和 $150 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, 污染日的平均值是正常日的 2.4 倍。此外污染日白天的 O_3 变化率要大于正常日: 07:00 ~ 14:00 上升期 O_3 在污染日和正常日的生成速率分别为 $34 \mu\text{g}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{h})^{-1}$ 和 $18.3 \mu\text{g}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{h})^{-1}$, 尤其是在 07:00 ~ 11:00 时间段内 O_3 的生成速率分别为 $50.3 \mu\text{g}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{h})^{-1}$ 和 $21.6 \mu\text{g}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{h})^{-1}$; 14:00 ~ 22:00 下降期 O_3 在污染日和正常日的下降速率分别为 $20.9 \mu\text{g}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{h})^{-1}$ 和 $17.2 \mu\text{g}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{h})^{-1}$, 而在 14:00 ~ 19:00 时间段内 O_3 的下降速率分别为 $16.8 \mu\text{g}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{h})^{-1}$ 和 $23.4 \mu\text{g}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{h})^{-1}$ 。由于污染日温度较高, 太阳辐射较强, 在日出后很短的时间内温度就升高到 33°C 以上, 光化学反应速率较快, O_3 生成速率较高; 午后污染日的太阳辐射仍然较高, 光化学反应仍较强, 而正常日午后太阳西下辐射迅速降

低, 光化学反应也迅速减弱, 导致 O_3 的下降速率要高于污染日。 NO_2 和 SO_2 在污染日和正常日均为双峰分布, 峰值分别出现在 07:00 和 19:00 左右, 早高峰要明显大于晚高峰, 分别对应上下班高峰期, 主要为汽车尾气的排放。 CO 在污染日为双峰分布在正常日为三峰分布, 峰值分别出现在 07:00 和 19:00, 在正常日 11:00 左右 CO 还存在一个较小的峰值。由图 4 可发现, O_3 的日变化与 NO_x 和 CO 呈显著的负相关关系, 主要是因为白天 NO 在大气氧化剂的参与下转化成 NO_2 , NO_2 参与光化学反应生成 O_3 , 同时大气中的 NMHC 和 CO 等还原态物质与 OH 自由基反应生成的 HO_2 和 RO_2 自由基迅速氧化 NO 为 NO_2 , 促进 O_3 的生成, 这导致了在 14:00 左右 NO 、 NO_2 和 CO 浓度达到谷值。之后随着太阳辐射的减弱, 车辆增多, CO 和 NO_2 浓度有所回升, 同时

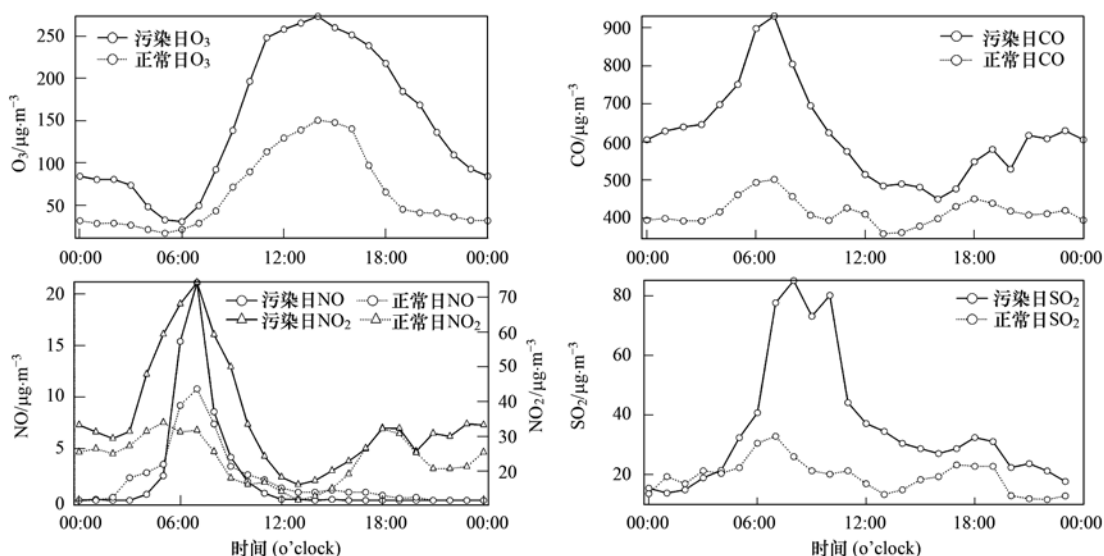


图4 污染日和正常日不同污染气体的日变化特征

Fig. 4 Diurnal variation of pollution gas concentration on pollution and normal days

NO 和 O_3 反应生成 NO_2 , 而夜间 NO_2 光解反应停滞, 造成了夜间 NO_2 的小峰值. 当 O_3 消耗完时, NO 逐渐开始累积, 而臭氧在凌晨 05:00 左右才会降至谷值, 因此 NO 浓度在夜间并没有出现明显的积累. 比较污染日和正常日污染物的浓度发现, NO、 NO_2 和 CO 在污染日的浓度分别是正常日的 1.1、1.5 和 1.5 倍, 为光化学反应提供了有利的反应条件. SO_2 主要来源于含硫燃料的燃烧, 其日变化特征主要由气象条件和排放源的综合影响造成, 污染日浓度是正常日的 1.8 倍.

O_3 生成积累主要依靠 NO_x 循环^[29], 自由基将 NO 氧化成 NO_2 , NO_2 光解产生 NO 并生成 O_3 , 这部分 NO(再生的 NO)将再次被自由基氧化成 NO_2 , 依次循环往复, 完成 NO_x 循环, 因此, 臭氧的积累生成很大程度上依赖于 NO_x 循环. 如果大气中注入的 NO 量非常大, 大部分自由基都被用来将新注入的 NO 转化成 NO_2 , 使得自由基氧化再生 NO 的剂量不高, NO_x 循环链很低, O_3 积累不高. 此外, NO_2 光解生成的 O_3 可以通过与 NO_x 反应、自身光解生成 OH 自由基、氧化 NMHC 以及参与 OH 和 HO_2 自由基的相互转化等过程被消耗, 最终因化学过程而积累的 O_3 较少. 嘉兴持续高温期间, NO 平均注入量不高, 仅为 $2 \mu g \cdot m^{-3}$, 高温强辐射天气使得 NMHC 氧化生成大量的过氧自由基, NO_2 的化学生成量较大, 更多的再生 NO 被过氧自由基氧化, NO_x 循环次数多, 导致最终生成的 O_3 浓度极高, 午后 NO 浓度维持在极低的浓度水平, 臭氧消耗量较低, 导致臭氧浓度长时间维持在较高的水平.

2.2.2 大气颗粒物的日变化特征

颗粒物的日变化主要受气象条件和排放源的影响. 由图 5 可以看出, 夏季由于太阳辐射很强, 混合层出现早, 消失晚, 高度高, 有利于污染物的扩散, 正常日 $PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 的污染水平较低, 日均值分别为

$21 \mu g \cdot m^{-3}$ 和 $31 \mu g \cdot m^{-3}$, 在国家一级标准以内, 颗粒物的变化幅度也较小. 而污染日的颗粒物浓度明显地高于正常日, $PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 日均值可达 $53 \mu g \cdot m^{-3}$ 和 $73 \mu g \cdot m^{-3}$, 分别是正常日的 2.5 倍和 2.3 倍, 污染日 $PM_{2.5}/PM_{10}$ 的比值是正常日 1.1 倍, 这表明 $PM_{2.5}$ 在 PM_{10} 中占主导地位, 细粒子(粒径小于 $2.5 \mu m$) 已经是嘉兴地区颗粒物的主要组成部分, 颗粒物浓度在污染日普遍有所升高, 细颗粒物的增加更为剧烈. 污染日温度高太阳辐射强烈, 大气光化学反应异常活跃, 有利于二次粒子如硫酸盐、硝酸盐和铵盐等的生成, 这三者总质量在夏季占细粒子质量的 1/3 以上^[30,31]. 牛彧文等^[32]研究表明, 夏季持续高温期间, 二次颗粒物的浓度在 $PM_{2.5}$ 中的比重急剧升高, 本地二次污染严重. 高健等^[33]也发现, 大气光化学反应及超细粒子前体物的均相成核反应在高温低湿的条件下极易发展, 这有利于超细颗粒物的生成和生长, 其中小于 200nm 的细颗粒物主要来源于 SO_2 与 OH 自由基的均相成核, 再通过主要成分为 H_2SO_4 的超细颗粒物的均相自身凝结和异相凝结生长而成. 由上文分析可知, 污染气体在污染日均有明显的增加, 且在污染日光化学反应十分剧烈, 这为二次粒子的生成提供了有利的反应条件. 比较发现, 污染日 $PM_{2.5}$ 和 PM_{10} 的日变化趋势有所区别, 由于光化学反应产生的二次粒子对 $PM_{2.5}$ 的贡献较大, 污染日 $PM_{2.5}$ 浓度在 16:00 后缓慢上升, 直至次日早晨, 而 PM_{10} 在 20:00 左右后由于车辆减少导致地面扬尘减少, 其浓度开始缓慢下降.

2.3 相关性分析

由表 2 可知, O_3 与 CO 的相关系数明显低于 O_3 与 NO、 NO_2 和 NO_x 的相关系数, 这表明除 CO 外, NMHC 作为大气中重要的还原物种, 也是 O_3 生成的关键前体物之一, 由于本监测站缺乏

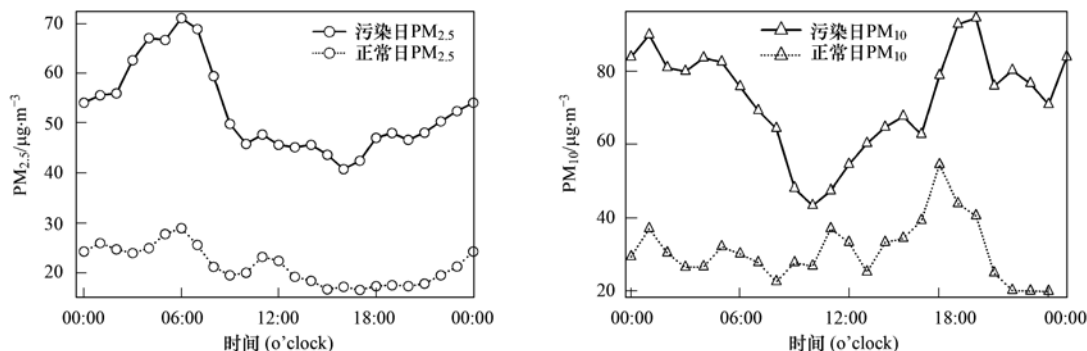


图 5 污染日和正常日大气颗粒物的日变化特征

Fig. 5 Diurnal variation of particle concentration on pollution and normal days

NMHC 的观测资料,本研究没有进行深入探讨. NO_x 和 CO 的相关性较高,相关系数为 0.772,两者的变化趋势也较为一致. 近一年的统计发现,嘉兴地区的 NO_x/CO 基本维持在 0.06 左右,而美国该值约为 0.1^[18],说明嘉兴地区汽车燃油中 CO 不完全燃烧还是比较严重,也给夏季 O_3 污染提供一定的反应条件. 据报道,人类活动排放的 CO 量增加 1 倍,臭氧浓度增加 12%^[34]. O_3 与气象要素的相关性分析表明, O_3 与温度的相关性极高 ($R = 0.839$),与相对湿度的相关性略低 ($R = -0.746$),与风速的相关性最低 ($R = 0.343$). 可见,地面温度和相对湿度是影响 O_3 生成的重要因

素,高温、低湿容易生成臭氧. 8 月 5 ~ 11 日一直处于高温控制下,日最高温度达 40.4℃,易发生光化学反应生成 O_3 . 风速对其贡献最小,表明局地光化学反应为主对 O_3 起增值作用.

$\text{PM}_{2.5}$ 与 NO_x 、CO、 SO_2 均呈现较好的正相关性 (R 为 0.558、0.814、0.390),与 O_3 呈现较弱的负相关性 ($R = -0.226$), PM_{10} 只与 CO 呈现较好的正相关性 ($R = 0.406$). 这也表明了污染日 $\text{PM}_{2.5}$ 受光化学反应产生的二次气溶胶的影响较大,而 PM_{10} 主要受交通排放的影响. PM_{10} 与温度呈负相关,与相对湿度呈正相关, $\text{PM}_{2.5}$ 与温度和风速呈负相关,与相对湿度呈正相关.

表 2 污染日污染物浓度与气象要素的相关性分析

Table 2 Correlation coefficients between pollutants and meteorological elements on pollution days											
	O_3	NO_x	NO_2	NO	CO	SO_2	PM_{10}	$\text{PM}_{2.5}$	T	RH	Velocity
O_3	1	-0.580	-0.608	-0.358	-0.455	0.050	-0.025	-0.226	0.839	-0.746	0.343
NO_x		1	0.980	0.820	0.772	0.494	0.171	0.558	-0.394	0.316	-0.123
NO_2			1	0.691	0.799	0.486	0.217	0.592	-0.420	0.340	-0.147
NO				1	0.508	0.396	-0.006	0.325	-0.222	0.172	-0.028
CO					1	0.423	0.406	0.814	-0.464	0.423	-0.125
SO_2						1	0.075	0.390	0.161	-0.191	0.045
PM_{10}							1	0.654	-0.279	0.393	0.021
$\text{PM}_{2.5}$								1	-0.322	0.332	-0.213
T									1	-0.961	0.189
RH										1	-0.157
Velocity											1

由表 3 可见,不同相对湿度下,污染物与能见度的相关性存在显著的差异. 由于观测期间温度较高且无降水发生,相对湿度 (RH) 高于 90% 的情况较少,因此主要讨论 RH 在 30% ~ 90% 下的情况. 臭氧对能见度的影响主要通过光化学反应生成的二次气溶胶而间接影响能见度,因此在低湿条件下 (RH: 30% ~ 50%) 能一定程度上降低能见度. SO_2 对能见度的影响主要集中在 80% ~ 90% RH 下,在低湿条件下 (RH: 30% ~ 50%) 也会一定程度上降低能见度. 低湿条件有利于光化学反应的进行,大气氧化性高, SO_2 通过均相氧化反应向硫酸盐转化生成细粒子从而影响能见度,高湿条件下 SO_2 通过非均相氧化反应生成硫酸盐,硫酸盐吸湿增长进而降低能见度. NO_x 对能见度的影响集中在高湿条件 (RH: 80% ~ 90%) 下,较高的相对湿度有利于气态 HNO_3 溶解于气溶胶液滴中形成硝酸盐^[35],硝酸盐在水气充足的条件下吸湿增长从而增强颗粒物对能见度的影响^[36,37]. CO 在高湿条件下 (RH: 80% ~ 90%) 对能见度的削弱最强,CO 主要来源于汽车尾气,工厂排放和生物质燃烧等,高湿条件不利于污染

物的稀释扩散,从而降低能见度. PM_{10} 和 $\text{PM}_{2.5}$ 在高湿条件下 (RH: 80% ~ 90%) 对能见度的影响较大,低湿条件下 (RH: 30% ~ 50%) $\text{PM}_{2.5}$ 也会对能见度产生影响. 比较发现, $\text{PM}_{2.5}$ 对能见度的影响程度要高于 PM_{10} ,表明细颗粒物对大气能见度下降,灰霾天气的出现有着不容忽视的作用.

表 3 不同相对湿度下能见度与大气污染物相关性

项目	different relative humidity			
	相对湿度/%			
	80 ~ 90	70 ~ 80	50 ~ 70	30 ~ 50
O_3	-0.019	0.138	-0.035	-0.550
SO_2	-0.422	-0.292	-0.254	-0.315
NO_x	-0.564	-0.283	-0.164	0.077
CO	-0.793	-0.414	-0.271	-0.406
PM_{10}	-0.680	0.228	-0.328	-0.223
$\text{PM}_{2.5}$	-0.804	-0.446	-0.427	-0.565

3 结论

(1)2013 年 8 月 5 ~ 11 日嘉兴 PM_{10} 、 $\text{PM}_{2.5}$ 和 O_3 的平均浓度分别为 73、53 和 150 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$,分别为正常日的 2.3、2.5 和 2.4 倍,颗粒物日均值均在

国家二级标准以内, O_3 超标率多在 29.0% 以上, 其中 9 日超标率高达 45.8%, 因此这是一次光化学污染造成的高浓度 O_3 污染事件。此次污染事件是高温下剧烈的光化学反应以及低湿低风速的稳定天气形势共同作用造成的。

(2) 污染日和正常日 O_3 日变化均呈现单峰分布, 14:00 左右出现最高值, 污染日 O_3 浓度是正常日的 2.4 倍, 小时最大值可达 $369 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 。 O_3 在污染日和正常日生成期的增长速率分别为 $50.3 \mu\text{g}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{h})^{-1}$ 和 $21.6 \mu\text{g}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{h})^{-1}$, 在消耗期的下降速率分别为 $16.8 \mu\text{g}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{h})^{-1}$ 和 $23.4 \mu\text{g}\cdot(\text{m}^3\cdot\text{h})^{-1}$ 。 NO 、 NO_2 和 CO 在污染日的浓度分别是正常日的 1.1、1.5 和 1.5 倍, 为光化学氧化反应提供了有利的反应条件。

(3) 污染日 $\text{PM}_{2.5}$ 和 PM_{10} 浓度分别是正常日的 2.5 和 2.3 倍, 污染日 $\text{PM}_{2.5}/\text{PM}_{10}$ 的比值是正常日 1.1 倍, $\text{PM}_{2.5}$ 在 PM_{10} 中占主导地位, 细粒子已经是嘉兴地区颗粒物的主要组成部分, 颗粒物浓度在污染日普遍有所升高, 细颗粒物的增加更为剧烈。

(4) O_3 与温度的相关性极高, 与相对湿度的相关性略低, 与风速的相关性最低, 地面温度和相对湿度是影响臭氧生成的重要因素。 O_3 与 NO_x 、 CO 呈负相关。 $\text{PM}_{2.5}$ 与 NO_x 、 CO 、 SO_2 均呈现较好的正相关性, 与 O_3 呈现较弱的负相关性; PM_{10} 只与 CO 呈现较好的正相关性, 污染气体通过光化学反应对细粒子的影响较大。

致谢: 感谢南京信息工程大学王红磊博士在本文撰写过程中给予的意见。

参考文献:

- [1] Jenkin M E. Analysis of sources and portioning of oxidant in the UK-Part 1: the NO_x -dependence of annual mean concentration of nitrogen dioxide and ozone [J]. *Atmospheric Environment*, 2004, **38**(30): 5117-5129.
- [2] Jenkin M E. Analysis of sources and portioning of oxidant in the UK-Part 2: contributions of nitrogen dioxide emissions and background ozone at a kerbside location in London [J]. *Atmospheric Environment*, 2004, **38**(30): 5131-5138.
- [3] National Research Council (NRC). Rethinking the ozone problem in urban and regional air pollution [M]. Washington DC: National Academy Press, 1991.
- [4] POPG. Ozone in the United Kingdom. Fourth report of the UK photochemical oxidants review group [R]. London: Department of the Environment, Transport and the Regions, 1997.
- [5] 陈鹏飞, 张蕾, 权建农, 等. 北京地区臭氧时空分布特征的飞机探测研究[J]. *环境科学*, 2012, **33**(12): 4141-4150.
- [6] 苏彬彬. 华东森林及高山背景区域臭氧变化特征及影响因素[J]. *环境科学*, 2013, **34**(7): 2519-2525.
- [7] 王雪松, 李金龙, 张远航, 等. 北京地区臭氧污染的来源分析[J]. *中国科学(B 辑): 化学*, 2009, **39**(6): 548-559.
- [8] Berntsen T, Isaksen I S A, Wang W C, *et al.* Impacts of increased anthropogenic emission in Asia on tropospheric ozone and climate[J]. *Tellus*, 1996, **48**(1): 13-32.
- [9] 唐孝炎, 张远航, 邵敏, 等. 大气环境化学[M]. (第二版). 北京: 高等教育出版社, 2006. 221-242.
- [10] Clapp L J, Jenkin M E. Analysis of the relationship between ambient levels of O_3 , NO_2 and NO as a function of NO_x in UK [J]. *Atmospheric Environment*, 2001, **35**(36): 6391-6405.
- [11] Mazzeo N A, Venegas L E, Choren H. Analysis of NO , NO_2 , O_3 and NO_x concentration measured at a green area of Buenos Aires City during wintertime [J]. *Atmospheric Environment*, 2005, **39**(17): 3055-3068.
- [12] 安俊琳, 王跃思, 李昕, 等. 北京大气中 NO , NO_2 和 O_3 浓度变化的相关性分析[J]. *环境科学*, 2007, **28**(4): 706-711.
- [13] 安俊琳, 王跃思, 李昕, 等. 北京大气中 SO_2 , NO_x , CO 和 O_3 体积分数变化分析[J]. *生态环境*, 2007, **16**(6): 1585-1589.
- [14] 徐志荣, 王浙明, 许明珠, 等. 浙江省制药行业典型挥发性有机物臭氧产生潜力分析及健康风险评价[J]. *环境科学*, 2013, **34**(5): 1864-1870.
- [15] 吴莹, 吉东生, 宋涛, 等. 夏秋季北京及河北三城市的大气污染联合观测研究[J]. *环境科学*, 2011, **32**(9): 2741-2749.
- [16] 马志强, 王跃思, 张小玲, 等. 北京城区与下游地区臭氧对比研究[J]. *环境科学*, 2011, **32**(4): 924-929.
- [17] 严茹莎, 陈敏东, 高庆先, 等. 北京夏季典型臭氧污染分布特征及影响因子[J]. *环境科学研究*, 2013, **26**(1): 43-49.
- [18] Seinfeld J H, Pandis S N. *Atmospheric chemistry and physics* [M]. New York: A Wiley Interscience Publication, 1998. 86-87.
- [19] 徐峻, 张远航. 北京市区夏季 O_3 生成过程分析[J]. *环境科学学报*, 2006, **26**(6): 973-980.
- [20] 单文坡, 殷永泉, 杜世勇, 等. 夏季城市大气 O_3 浓度影响因素及其相关关系[J]. *环境科学*, 2006, **27**(7): 1276-1281.
- [21] 岳婷婷, 柴发合, 张新民, 等. 天津武清地区夏季臭氧光化学研究[J]. *环境科学研究*, 2009, **22**(1): 23-27.
- [22] 朱彬, 王韬, 倪东鸿. 临安秋季近地层臭氧的形成及其前体物特征[J]. *南京气象学院学报*, 2004, **27**(2): 185-192.
- [23] 洪盛茂, 焦荔, 何曦, 等. 杭州市区大气臭氧浓度变化及气象要素影响[J]. *应用气象学报*, 2009, **20**(5): 602-611.
- [24] 陈仁杰, 陈秉衡, 阚海东. 上海市近地面臭氧污染的健康影响评价[J]. *中国环境科学*, 2010, **30**(5): 603-608.
- [25] 李用宇, 朱彬, 安俊琳, 等. 南京北郊秋季 VOCs 及其光化学特征观测研究[J]. *环境科学*, 2013, **34**(8): 2933-2942.
- [26] 陆克定, 张远航, 苏杭, 等. 珠江三角洲夏季臭氧区域污染及其控制因素分析[J]. *中国科学(B 辑): 化学*, 2010, **40**(4): 407-420.
- [27] 刘希文, 徐晓斌, 林伟立. 北京及周边地区典型站点近地面 O_3 的变化特征[J]. *中国环境科学*, 2010, **30**(7): 946-953.

- [28] GB 3095-2012, 环境空气质量标准[S].
- [29] Jeffries H E. "Photochemical air pollution", chapter 9 in composition, chemistry, and climate of the atmosphere [M]. New York: Van Nostrand-Reinhold, 1995. 308-348.
- [30] He K B, Yang F M, Ma Y L, *et al.* The characteristics of PM_{2.5} in Beijing, China [J]. Atmospheric Environment, 2001, **35** (29): 4959-4970.
- [31] 胡敏, 赵云良, 何凌燕, 等. 北京冬, 夏季颗粒物及其离子成分质量浓度谱分布[J]. 环境科学, 2005, **26**(4): 1-6.
- [32] 牛彧文, 何凌燕, 胡敏, 等. 深圳冬, 夏季大气细粒子及其二次组分的污染特征[J]. 中国科学(B辑): 化学, 2006, **36** (2): 173-180.
- [33] 高健, 王进, 程淑会, 等. 济南夏季大气颗粒物粒径分布特征及来源机理分析[J]. 中国科学院研究生院学报, 2007, **24**(5): 680-687.
- [34] Ramanathan V, Callis L, Cess R, *et al.* Climate chemical interactions and effects of changing atmospheric trace gases[J]. Reviews of Geophysics, 1987, **25**(7): 1442-1482.
- [35] 陶俊, 张仁健, 董林, 等. 夏季广州城区细颗粒物 PM_{2.5} 和 PM₁₀ 中水溶性无机离子特征[J]. 环境科学, 2010, **31**(7): 1417-1424.
- [36] Lee C G, Yang C S, Chang J C, *et al.* Effects of aerosol species on atmospheric visibility in Kaohsiung city, Taiwan [J]. Journal Air Waste Manage, 2005, **55**(7): 1031-1041.
- [37] Dougle P G, Vlasenko A L, Veefkind J P, *et al.* Humidity dependence of the light scattering by mixtures of ammonium nitrate, ammonium sulfate and soot [J]. Journal of Aerosol Science, 1996, **27**: 513-514.

CONTENTS

Emission Factors and PM Chemical Composition Study of Biomass Burning in the Yangtze River Delta Region	TANG Xi-bin, HUANG Cheng, LOU Sheng-rong, <i>et al.</i> (1623)
Size Distributions and Source Apportionment of Soluble Ions in Aerosol in Nanjing	XUE Guo-qiang, ZHU Bin, WANG Hong-lei (1633)
Characteristics of Particulate Matters and Its Chemical Compositions During the Dust Episodes in Shanghai in Spring, 2011	LI Gui-ling, ZHOU Min, CHEN Chang-hong, <i>et al.</i> (1644)
Numerical Modeling Analysis of Secondary Organic Aerosol (SOA) Combined with the Ground-based Measurements in the Pearl River Delta Region	GUO Xiao-shuang, SITU Shu-ping, WANG Xue-mei, <i>et al.</i> (1654)
Observation of a Photochemical Event in Jiaying During Summer 2013	SHEN Li-juan, LI Li, LÜ Sheng, <i>et al.</i> (1662)
Spatial and Temporal Variations of Near Surface Atmospheric CO ₂ with Mobile Measurements in Fall and Spring in Xiamen, China	LI Yan-li, XING Zhen-yu, MU Chao, <i>et al.</i> (1671)
Isotope Compositions of Elemental Carbon in the Smoke and Ash from Crop Straw Combustion	LIU Gang, LI Jiu-hai, XU Hui, <i>et al.</i> (1680)
Development of a Chemical Ionization Time-of-Flight Mass Spectrometer for Continuous Measurements of Atmospheric Hydroxyl Radical	DOU Jian, HUA Lei, HOU Ke-yong, <i>et al.</i> (1688)
Residual Levels of Acetochlor in Source Water and Drinking Water of China's Major Cities	YU Zhi-yong, JIN Fen, LI Hong-yan, <i>et al.</i> (1694)
Vertical Distribution of Water Quality and Its Influence on Underwater Light Field in Lake Chaohu	MA Meng-xiao, ZHANG Yu-chao, QIAN Xin, <i>et al.</i> (1698)
Correlation Between Aquatic Plant Diversity and Water Environment in the Typical Sites of Hangzhou Section of the Beijing-Hangzhou Grand Canal	LU Yin, XU Xiao-lu, ZHANG De-yong, <i>et al.</i> (1708)
Nitrogen and Phosphate Pollution Characteristics and Eutrophication Evaluation for Typical Urban Landscape Waters in Hefei City	LI Ru-zhong, LIU Ke-feng, QIAN Jing, <i>et al.</i> (1718)
Distribution of Nitrogen and Phosphorus in the Sediments and Estimation of the Nutrients Fluxes in Longjing Lake, Chongqing City, During the Initial Impoundment Period	PAN Yan-an, LEI Pei, ZHANG Hong, <i>et al.</i> (1727)
Pollution Characteristics and Health Risk Assessment of Organochlorine Pesticides (OCPs) in the Water of Lake Qiandao and Its Major Input Rivers	TANG Fang-liang, ZHANG Ming, XU Jian-fen, <i>et al.</i> (1735)
Distribution of Potential Pathogenic Bacteria in the Jiulong River Watershed	HOU Li-yuan, HU An-yi, MA Ying, <i>et al.</i> (1742)
Influence of the River-lake Relation Change on the Distribution of Heavy Metal and Ecological Risk Assessment in the Surface Sediment of Poyang Lake	LIU Wan-qing, NI Zhao-kui, WU Zhi-qiang, <i>et al.</i> (1750)
Spatiotemporal Variation Characteristics of Heavy Metals Pollution in the Water, Soil and Sediments Environment of the Lean River-Poyang Lake Wetland	JIAN Min-fei, LI Ling-yu, XU Peng-fei, <i>et al.</i> (1759)
Dissolved Organic Matter (DOM) Dynamics in Karst Aquifer Systems	YAO Xin, ZOU Sheng-zhang, XIA Ri-yuan, <i>et al.</i> (1766)
Sensitivity Analysis of AnnAGNPS Model's Hydrology and Water Quality Parameters Based on the Perturbation Analysis Method	XI Qing, LI Zhao-fu, LUO Chuan (1773)
Movement Characteristics of <i>Cyanobacteria</i> Under Stress of Water-Lifting Aeration	SUN Xiu-xiu, CONG Hai-bing, GAO Zheng-juan, <i>et al.</i> (1781)
Influence of Light Wavelength and Intensity on the Reduction of Divalent Mercury in Aquatic System	LI Xi-jia, ZHONG Zi-xuan, SUN Rong-guo, <i>et al.</i> (1788)
Dynamic Effects of Commonly Co-Existing Anions on the Removal of Selenite from Groundwater by Nanoscale Zero-Valent Iron	YANG Wen-jun, GUO Ying-qing, DU Er-deng (1793)
BiOBr Promoted the Photocatalytic Degradation of Beta-cypermethrin Under Visible Light	PENG Yi-zhu, ZHAO Xiao-rong, JIA Man-ke, <i>et al.</i> (1798)
Adsorption of Methylene Blue from Aqueous Solution onto Magnetic Fe ₃ O ₄ /Graphene Oxide Nanoparticles	CHANG Qing, JIANG Guo-dong, HU Meng-xuan, <i>et al.</i> (1804)
Selection of Electrochemical Anodic Materials for PFOA Degradation and Its Mechanism	ZHUO Qiong-fang, DENG Shu-bo, XU Zhen-cheng, <i>et al.</i> (1810)
Occurrence and Fate of Typical Antibiotics in a Wastewater Treatment Plant in Southwest China	GAN Xiu-mei, YAN Qing, GAO Xu, <i>et al.</i> (1817)
Effects and Mechanism on Removing Organics and Reduction of Membrane Fouling Using Granular Macro-Porous Anion Exchange Resin in Drinking Water Treatment	HE Huan, DONG Bing-zhi, XU Guang-hong, <i>et al.</i> (1824)
Research on Treatment of High Salt Wastewater by the Graphite and Activated Carbon Fiber Composite Electrodes	ZHOU Gui-zhong, WANG Zhao-feng, WANG Xuan, <i>et al.</i> (1832)
Preparation and Application of the Quinonyl Chloromethylation Polystyrene in Biological Treatment of Wastewater	ZHANG Hua-yu, XU Qing, NIU Chun-mei, <i>et al.</i> (1838)
Enhanced Electro-Catalytic Oxidation of Dye Wastewater with FeMo ₁₂ Adopted Catalyst	WANG Li, YUE Lin, GUO Jian-bo, <i>et al.</i> (1843)
Formation and Characterization of Aerobic Granules in a Pilot-scale Reactor for Real Wastewater Treatment	YANG Shu-fang, ZHANG Jian-jun, ZOU Gao-long, <i>et al.</i> (1850)
Research on Cultivation of Aerobic Granular Sludge and Its Characteristics in Sequencing Fed Batch Reactor	LONG Bei, YANG Chang-zhu, PU Wen-hong, <i>et al.</i> (1857)
Effect of Different Volume Loading of Aerobic/Anaerobic Zone on Nitrogen and Phosphorus Removal by Biofilm and Granular Sludge Coupling Process	YIN Hang, LIU Chang, GAO Hui, <i>et al.</i> (1866)
Adsorption of Cu ²⁺ by Xanthate-Functionalized Waste Sludge	CEN Yan, QUAN Xiang-chun, JIANG Xiao-man (1871)
Mechanisms of Copper Uptake by Submerged Plant <i>Hydrilla verticillata</i> (L. f.) Royle and <i>Myriophyllum spicatum</i> L.	XUE Pei-ying, LI Guo-xin, ZHAO Quan-li (1878)
Properties of Maize Stalk Biochar Produced Under Different Pyrolysis Temperatures and Its Sorption Capability to Naphthalene	HUANG Hua, WANG Ya-xiong, TANG Jing-chun, <i>et al.</i> (1884)
Beijing Common Green Tree Leaves' Accumulation Capacity for Heavy Metals	LI Shao-ming, KONG Ling-wei, LU Shao-wei, <i>et al.</i> (1891)
Assessment of Heavy Metal Contamination by Moss-bag Method and Road-dust Method for Taizhou Urban Area	CHEN Qin, FANG Yan-ming, YAN Yun, <i>et al.</i> (1901)
Effect of Grazing on the Temperature Sensitivity of Soil Respiration in Hulunber Meadow Steppe	WANG Xu, YAN Rui-rui, DENG Yu, <i>et al.</i> (1909)
Variation Characteristic in Soil Respiration of Apple Orchard and Its Biotic and Abiotic Influencing Factors	WANG Rui, GUO Sheng-li, LIU Qing-fang, <i>et al.</i> (1915)
Influencing Factors of Mercury Emission Flux from Forest Soil at Tieshanping, Chongqing	WANG Qiong, LUO Yao, DU Bao-yu, <i>et al.</i> (1922)
Characteristics of Arsenic Content in the Livestock Farms' Surrounding Environment in Shanghai Suburbs	XI Gong-fang, ZHOU Shou-biao, DING Hai-cheng, <i>et al.</i> (1928)
Input and Distribution of Rice Photosynthesized Carbon in the Tillering Stage Under Different Nitrogen Application Following Continuous ¹³ C Labeling	TAN Li-min, WU Hao, LI Hui, <i>et al.</i> (1933)
Simulation Study on the Effect of Salinity on the Adsorption Behavior of Mercury in Wastewater-Irrigated Area	ZHENG Shun-an, LI Xiao-hua, XU Zhi-yu (1939)
Leaching Behavior of Pb, Cd and Zn from Soil Stabilized by Lime Stabilized Sludge	LI Xiang, SONG Yun, LIU Yong-bing (1946)
Levels and Distribution of Short Chain Chlorinated Paraffins in Seaford from Dalian, China	YU Jun-chao, WANG Thanh, WANG Ya-wei, <i>et al.</i> (1955)
Application of Biotic Ligand Model for the Acute Toxicity of Copper to <i>Daphnia magna</i> in Water of Liaohe River and Taihu Lake	ZHOU Teng-yao, CAO ying, QIN Lu-mei, <i>et al.</i> (1962)
Phytotoxicity of Copper Oxide Nanoparticles to Metabolic Activity in the Roots of Rice	WANG Shu-ling, ZHANG Yu-xi, LIU Han-zhu, <i>et al.</i> (1968)
Enhancing Effect of Tween 80 on Degradation of Triphenyltin by <i>Bacillus thuringiensis</i>	HUANG Jie, YE Jin-shao, YIN Hua, <i>et al.</i> (1974)
Long-term Performance of Microbial Fuel Cell Using Manure as Substrate	JIAO Yan, ZHANG Guo-dong, ZHAO Qing-liang (1981)
Influence of Goethite on Anaerobic Fermentation of Organic Fraction of Municipal Solid Waste (OFMSW)	YANG Lu-lu, YUE Zheng-bo, CHEN Tian-hu, <i>et al.</i> (1988)
Pollutants Produced in Municipal Refuse Container During Transfer Process	WANG Xiao-yuan, LIU Yin-hua, WANG Fei, <i>et al.</i> (1994)
Selective Catalytic Oxidation of H ₂ S over Supported Fe Catalysts on CeO ₂ -Intercalated Laponite Clay	SUN Chao, ZHANG Xin, HAO Zheng-ping, <i>et al.</i> (2002)
Preparation by Different Methods and Characterization of Desulfurization Mixed Oxides Derived from Hydrotalcites	ZHU Chun-lei, WANG Hai-lin, SUN Chun-bao (2010)
Sampling Methods for PM _{2.5} from Stationary Sources: a Review	JIANG Jing-kun, DENG Jian-guo, LI Zhen, <i>et al.</i> (2018)
A Research Overview of Methanogens	LI Yu-shan, LI Yao-ming, OUYANG Zhi-yun (2025)

《环境科学》第6届编辑委员会

主 编: 欧阳自远

副主编: 赵景柱 郝吉明 田 刚

编 委: (按姓氏笔画排序)

万国江 王华聪 王凯军 王绪绪 田 刚 田 静 史培军
朱永官 刘志培 汤鸿霄 陈吉宁 孟 伟 周宗灿 林金明
欧阳自远 赵景柱 姜 林 郝郑平 郝吉明 聂永丰 黄 霞
黄 耀 鲍 强 潘 纲 潘 涛 魏复盛

环 境 科 学

(HUANJING KEXUE)

(月刊 1976年8月创刊)

2014年5月15日 35卷 第5期

ENVIRONMENTAL SCIENCE

(Monthly Started in 1976)

Vol. 35 No. 5 May 15, 2014

主 管	中国科学院	Superintended	by	Chinese Academy of Sciences
主 办	中国科学院生态环境研究中心	Sponsored	by	Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences
协 办	(以参加先后为序) 北京市环境保护科学研究院 清华大学环境学院	Co-Sponsored	by	Beijing Municipal Research Institute of Environmental Protection School of Environment, Tsinghua University
主 编	欧阳自远	Editor-in -Chief		OUYANG Zi-yuan
编 辑	《环境科学》编辑委员会 北京市2871信箱(海淀区双清路 18号, 邮政编码:100085) 电话:010-62941102, 010-62849343 传真:010-62849343 E-mail: hjkx@ rcees. ac. cn http://www. hjkx. ac. cn	Edited	by	The Editorial Board of Environmental Science (HUANJING KEXUE) P. O. Box 2871, Beijing 100085, China Tel:010-62941102, 010-62849343; Fax:010-62849343 E-mail: hjkx@ rcees. ac. cn http://www. hjkx. ac. cn
出 版	科 学 出 版 社 北京东黄城根北街16号 邮政编码:100717	Published	by	Science Press 16 Donghuangchenggen North Street, Beijing 100717, China
印 刷 装 订	北京北林印刷厂	Printed	by	Beijing Bei Lin Printing House
发 行	科 学 出 版 社 电话:010-64017032 E-mail: journal@ mail. sciencep. com	Distributed	by	Science Press Tel:010-64017032 E-mail: journal@ mail. sciencep. com
订 购 处	全国各地邮电局	Domestic		All Local Post Offices in China
国外总发行	中国国际图书贸易总公司 (北京399信箱)	Foreign		China International Book Trading Corporation (Guoji Shudian), P. O. Box 399, Beijing 100044, China

中国标准刊号: ISSN 0250-3301
CN 11-1895/X

国内邮发代号: 2-821

国内定价: 90.00元

国外发行代号: M 205

国内外公开发行人