

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第38卷 第6期

Vol.38 No.6

2017

中国科学院生态环境研究中心 主办

科学出版社出版



ENVIRONMENTAL SCIENCE

第38卷 第6期 2017年6月15日

目 次

H //
PM _{2.5} 浓度空间分异模拟模型对比:以京津冀地区为例
北京地区近35 在十气污染扩散冬性亦化
北苏地区见 57 千八(17米)以示厅文化
北京中央全区域及子牌小及共列人(77朱初的影响
北苏山台风外机价证分别及共为 FM _{2.5} 依反印影响 里研,处百生,工边眷,田巴兀,同庚(2216)
北京印建巩旭上初主排放行征
生物质成型燃料锅炉挥发性有机物排放特化 吴旨达,张春林,目利,沈阳井,土旧尤,对车,杨立辉(2238)
\int 州番禺大气成分站复合污染过程 $VOCs$ 对 O_3 与 SOA 的生成潜势 第 第 第 第 第 第 第 第 第 第 8 8 8 8 8 8 8 8 8 8 8 8 8 8 9 8 8 9 8 9 8 9 9 8 9
南京北郊大气臭氧周末效应特征分析
亚热带稻区大气氨/铵态氮污染特征及十湿沉降 王杰飞,朱潇,沈健林,曾冠军,王娟,吴金水,李勇(2264)
宣威肺癌高发区燃煤排放颗粒物中铁的价态及其氧化性
垃圾焚烧厂区二%英污染及厂区工人呼吸暴露评估
重庆市新型干法水泥厂汞排放特征 张成,张雅惠,王永敏,王定勇,罗程钟,徐凤,何秀清(2287)
轻型汽油车简易瞬态工况法与定容全流稀释采样法(CVS)的排放相关性 ··· 王鸿宇,黄成,胡磬遥,李莉,陈勇航,徐健(2294)
不同排放标准公交车燃用生物柴油颗粒物排放特性
西江水氢氧同位素组成的空间变化及环境意义
基于 SWAT 与 DNDC 模型对比研究亚热带流域氡淋溶与输出过程
不同排放标准公交车燃用生物柴油颗粒物排放特性
海油背海间附业与上覆水复滁时穴亦化转征 工工 工工 工 又 埋 在 立 部 平 三 章 4 耳 4 切 (236)
滇池草海间隙水与上覆水氮磷时空变化特征 王一茹,王圣瑞,焦立新,张云,高秋生,杨枫(2336) 香溪河沉积物、间隙水的磷分布特征及释放通量估算 罗玉红,聂小倩,李晓玲,戴泽龙,胥焘,黄应平(2345)
省快刊机饮物、问题外的解析和特征及特及地里间界
大冶湖表层水和沉积物中重金属污染特征与风险评价 … 张家泉,田倩,许大毛,占长林,刘婷,姚瑞珍,刘先利,肖文胜(2355)
一种小次化低温多效蒸馏工艺(LI-MED) 衍生溴气泪每闸厂物的生成 介非, 亦理言, 物智, 纳春方, 筛字明, 纳洪官(2304)
两种水体铜贮合谷堇测试方法的适用性比较及应用
海水淡化低温多效蒸馏工艺(LT-MED)沿程溴代消毒副产物的生成 齐菲,孙迎雪,杨哲,胡春芳,常学明,胡洪营(2364)两种水体铜配合容量测试方法的适用性比较及应用
稳定型纳米零价铁去除地下水中2,4-二氯苯酚 张永祥,常杉,李飞,徐毅,高维春(2385)
超声、紫外增强 H ₂ O ₂ /KI 降解磺胺甲基嘧啶
· 个同锆负载量锆改性膨润土对水甲鹼酸盐吸附作用的对比 · · · · · · · · · · · · · · · · · · ·
铁炭内电解垂直流人工湿地对污水厂尾水深度脱氮效果 郑晓英,朱星,周翔,徐亚东,王菊,韦诚,高雅洁,周橄(2412)组合生物滤池对养殖废水的净化效率及影响因素分析 张世羊,张胜花,张翔凌,王广军(2419)温度对聚磷菌活性及基质竞争的影响 张玲,彭党聪,常蝶(2429)海洋厌氧氨氧化菌的富集培养及其脱氮特性 冯莉,于德爽,李津,单晓静,杨振琳(2435)
组合生物滤池对养殖废水的净化效率及影响因素分析 张世羊,张胜花,张翔凌,王广军(2419)
温度对聚磷菌活性及基质竞争的影响 ····································
海洋厌氧氨氧化菌的富集培养及其脱氮特性 冯莉,于德爽,李津,单晓静. 杨振琳(2435)
不同生物过滤系统铵态氮转化速率及生物膜特性分析 周洪玉, 韩梅琳, 仇天雷, 高敏, 孙兴滨, 王旭明(2444)
不同生物过滤系统铵态氮转化速率及生物膜特性分析 ·······周洪玉,韩梅琳,仇天雷,高敏,孙兴滨,王旭明(2444) 磷酸盐对厌氧氨氧化活性污泥脱氮效能的影响······周正,刘凯,王凡,林兴,李祥,黄勇,顾澄伟(2453)
碳源胁迫卜脱氮除磷颗粒污泥性能变化及其机制 —— 秦诗友,陈威,与兆瑞,刘小英,陈晓国,余文韶,夏媛媛,黄健(2461) 外源 Ca ²⁺ 对 SBR 启动期活性污泥胞外多聚物的动态影响 —— 任丽飞,杨新萍,张雯雯(2470) 膨胀污泥中丝状菌的分离鉴定与特性分析 —— 张崇淼,牛全睿,徐丽梅,王陇梅,王岱,武少华(2477) 反硝化悬浮填料适用性及其微生物群落结构解析 —— 谭阳,李激,徐巧,付磊,尤世界,王硕(2486) 硫代硫酸钠对排硫硫杆菌固碳能力的影响及其作用机制 —— 李欢,王磊,王亚楠(2496) 关帝山森林土壤真菌群落结构与遗传多样性特征 —— 乔沙沙,周永娜,柴宝峰,贾彤,李毳(2502) 基于受体模型与地统计的城市居民区土壤重金属污染源解析 —— 陈秀端,卢新卫(2513) 基于蒙特卡罗模拟的土壤环境健康风险评价:以 PAHs 为例 —— 佟瑞鹏,杨校毅(2522) Eh、pH 和铁对水稻土砷释放的影响机制 —— 中松雄,尹光彩,陈志良,林亲铁,黄润林,刘德玲,彭焕龙,黄玲,王欣,蒋晓璐(2530) 曲刑土海不同提取本 Cd 与水稻吸收累和的关系—— 陈永 邓潇 陈珊 侯红波 彭鸠龙 廖柏宾(2538)
膨胀污泥中分外黄的分离收完与蜂性分析
应加17亿十三级图1977 两金亿一70 IE770
及时化态行势杆起用压及类队工物杆倍和均断仍 库西,子硕、体勺、日和、几户小、工项(2400)
哪门哪敢們对讲哪哪们 函回噘比刀印影啊及共作用你們 子从,一箱,上亚铜(2490) 子文:山赤牡土傳古曹珠落娃特 巨車佐女子掛林柱
大市山林州上坡县县附价治印约一边收多件性付证
基丁文件保望与地统打的项目店民区工展里壶属台深碗牌的
基丁家特下多模拟的工壤环境健康风险评价;以 PAHs 对例
Eh、pH 和鉄刈水柏主岬梓放的家峒机制
一种松雄, 产光彩, 陈志良, 林亲铁, 黄润林, 刘德玲, 彭焕龙, 黄玲, 土放, 将晓璐(2530)
典型土壤不同提取态 Cd 与水稻吸收累积的关系····································
复合改良剂对 Cd 污染稻田早晚稻产地修复效果 陈立伟,杨文弢,辜娇峰,周航,高子翔,廖柏寒(2546)
两种钝化剂对土壤 Pb、Cd、As 复合污染的菜地修复效果 田桃,雷鸣,周航,杨文弢,廖柏寒,胡立琼,曾敏(2553)
两种钝化剂对土壤 Pb、Cd、As 复合污染的菜地修复效果 田桃,雷鸣,周航,杨文弢,廖柏寒,胡立琼,曾敏(2553)大豆和小麦根系对菲的吸持作用及其生物有效性 王红菊,李倩倩,沈羽,顾若尘,盛好,占新华(2561)源自腐殖土的溶解性有机质组分对棕壤和黑土吸附苯并三唑的影响 杨宁伟,毕二平(2568)
源自腐殖土的溶解性有机质组分对棕壤和黑土吸附苯并三唑的影响 杨宁伟,毕二平(2568)
地形、树种和土壤属性对喀斯特山区土壤胞外酶活性的影响 罗攀,陈浩,肖孔操,杨利琼,文丽,李德军(2577)
长期定位有机物料还田对关中平原冬小麦-玉米轮作土壤N ₂ O排放的影响······
据程,刘继璇,袁梦轩,周应田,杨学云,顾江新(2586) 基于大气被动式采样的人体头发中类二噁英多氯联苯暴露的途径
广西刁江野生鱼类重金属积累特征及其健康风险评价 · · · · · · · · · · · · · · · · · · ·
王俊能,马鹏程,张丽娟,陈棉彪,黄楚珊,柳晓琳,胡国成,许振成(2600)
活性炭在中高温条件下对玉米秸秆厌氧发酵的影响 甘荣,葛明民,刘勇迪,贾红华,闫志英,雍晓雨,吴夏芜,周俊(2607)
工艺过程源和溶剂使用源挥发性有机物排放成分谱研究进展 王红丽,杨肇勋,景盛翱(2617)
《环境科学》征稿简则(2452) 《环境科学》征订启事(2560) 信息(2201, 2230, 2384)
#. 1.2011 4 % brothstad/4/5 105/ #. 1.2011 4 % br 1.1/11 4. (5200) HV (5201 ; 5200 ; 5204)

亚热带稻区大气氨/铵态氮污染特征及干湿沉降

王杰飞^{1,2,3},朱潇^{1,2,3},沈健林^{1,2*},曾冠军^{1,2},王娟^{1,2},吴金水^{1,2},李勇^{1,2*}

(1. 中国科学院亚热带农业生态研究所亚热带农业生态过程重点实验室,长沙 410125; 2. 中国科学院长沙农业环境观测研究站,长沙 410125; 3. 中国科学院大学资源与环境学院,北京 100049)

摘要:氨气(NH₃)是重要的碱性气体,是气溶胶和雨水中铵态氮的重要前体物质. 在高强度的 NH₃ 及酸性气体排放下,我国亚热带双季稻区大气中氨氮(NH₃-N)、气溶胶及雨水中铵态氮污染特征及其干湿沉降量还不尚清楚. 本研究在我国亚热带丘陵区一个典型双季稻区,同步监测大气中 NH₃、气溶胶中铵态氮以及雨水中铵态氮浓度及相关气象因子,旨在明确各种大气氨/铵组分浓度特征及其影响因素,并定量计算氨/铵态氮的干湿沉降量. 结果表明,大气中 NH₃-N、大气颗粒物 PM₁₀中铵态氮以及雨水中铵态氮年平均浓度分别为 5.7 μ g·m⁻³、12.8 μ g·m⁻³和 0.8 μ g·L⁻¹,氮沉降量分别为 8.38、5.61 和 9.07 kg·(hm²·a) ⁻¹. 稻田施氮肥显著提高 NH₃-N 浓度,且 NH₃-N 浓度与气温表现出显著正相关;颗粒态铵态氮浓度与 NH₃-N 浓度无显著相关,表明研究区 NH₃-N 浓度不是形成颗粒态铵态氮污染的主要限制因子;雨水中铵态氮浓度主要与颗粒态铵态氮浓度成正相关,与降雨量成负相关. 采样点较高的大气氮/铵态氮浓度和沉降量说明当地的大气氨/铵污染比较严重,大气氮/铵态氮沉降已成为农田氮素的重要来源,需要在氮素养分管理中加以考虑.

关键词: 氨气; 气溶胶;活性氮; 大气沉降; 水稻

中图分类号: X51 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2017)06-2264-09 DOI: 10.13227/j. hjkx. 201610177

Atmospheric Ammonia/Ammonium-nitrogen Concentrations and Wet and Dry Deposition Rates in a Double Rice Region in Subtropical China

WANG Jie-fei^{1,2,3}, ZHU Xiao^{1,2,3}, SHEN Jian-lin^{1,2*}, ZENG Guan-jun^{1,2}, WANG Juan^{1,2}, WU Jin-shui^{1,2}, LI Yong^{1,2*}

(1. Key Laboratory of Agro-ecological Processes in Subtropical Regions, Institute of Subtropical Agriculture, Chinese Academy of Sciences, Changsha 410125, China; 2. Changsha Research Station for Agricultural & Environmental Monitoring, Institute of Subtropical Agriculture, Chinese Academy of Sciences, Changsha 410125, China; 3. College of Resources and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Ammonia (NH₃) is the most abundant alkaline gas in the ambient air, and it is also one of the important precursors for the ammonium salts in aerosol and rainwater. Though the emission intensities of NH3 and acidic gases are high, the concentrations and deposition rates of atmospheric ammonia-nitrogen (NH3-N), particulate ammonium-nitrogen (NH4+Np) and rainwater ammoniumnitrogen (NH_4^+ - N_z) in double rice regions in subtropical China are still less known. In this study, atmospheric concentrations of NH_4^- -N, NH₄ -N_n in PM₁₀ and NH₄ -N_r and related meteorological parameters were observed simultaneously in a typical double rice region in the subtropical hilly region of China, with the aim to clarify the characteristics and influencing factors of atmospheric NH₃/NH₄⁺-N concentrations and to quantify the wet and dry deposition rates of atmospheric NH₃/NH₄⁺-N. The results showed that the annual mean concentrations of nitrogen in NH_3 -N, NH_4^+ -N_p and NH_4^+ -N_r were 5.7 $\mu g \cdot m^{-3}$, 12.8 $\mu g \cdot m^{-3}$ and 0.8 $mg \cdot L^{-1}$, respectively, and their deposition rates were 8.38, 5.61 and 9.07 kg·(hm²·a) ⁻¹, respectively. The NH₃-N concentration was significantly increased after application of nitrogen fertilizer in the paddy field, and had a significant positive correlation with the air temperature. The NH₄⁺-N_n concentration did not show significant correlation with NH₃-N concentration, indicating that atmospheric NH₃-N concentration was not the main limiting factor for the NH₄⁺-N_n pollution in the studied region. The NH₄⁺-N_r concentration was positively correlated with the NH₄ -N_n concentration but negatively correlated with precipitation. The high concentrations and deposition rates of atmospheric NH₃-N/NH₄⁺-N in the studied region indicated that the atmospheric NH₃/NH₄⁺-N pollution was serious, and atmospheric deposition of NH₃/NH₄*-N was an important nitrogen source in paddy fields, which should be considered in cropland nitrogen nutrient management. **Key words**: ammonia; aerosol; reactive nitrogen; atmospheric deposition; rice

氨气是大气中含量最高的碱性气体,主要来源于农田施氮肥及畜禽粪便产生的氨挥发[1,2]. 大气中的氨 (NH_3) 可与酸性气体 $(H_2SO_4, HNO_3, HCl$ 等)反应,形成 $(NH_4)_2SO_4, NH_4HSO_4, NH_4NO_3$ 和 NH_4Cl 等含铵盐的二次气溶胶颗粒物,这些颗粒物

收稿日期: 2016-10-24; 修订日期: 2017-01-04

基金项目: 国家重点研发计划项目(2016YFD0200307);国家自然科

学基金项目(41371303)

作者简介: 王杰飞(1990~),男,硕士研究生,主要研究方向为农田

活性氮排放与沉降, E-mail: wjfhzz@163.com

* 通信作者,E-mail:jlshen@isa.ac.cn; yli@isa.ac.cn

可占到 $PM_{2.5}$ 和 PM_{10} (分别为空气动力学直径小于 2.5 μ m 和 10 μ m 的大气颗粒物) 质量的 30% ~ 50% [3,4], 对空气质量、人体健康和太阳辐射有重要的影响,且能随大气环流进行长距离迁移而对远离排放源的地方产生影响.

存在于大气中氨和气溶胶态铵盐可通过干湿沉降返回地表,是大气沉降氮素的主要组分,其沉降量通常可占到氮沉降总量的50%以上^[5,6].近30年来,随着我国氮肥使用量及畜禽养殖规模的不断提高,排放到大气中的氨气逐年增多^[5].有研究表明,与20世纪60年代相比本世纪初我国平均氨/铵沉降量增加了5.6倍^[7].从空间格局上看,我国华北地区、东南地区、西南地区氨/铵浓度及沉降量均较高,大体呈现由东南到西北递减趋势^[7,8].过多的氮沉降将引起水体富营养化、土壤酸化、土壤及水体N₂O排放增加、生物多样性减少等多种不良生态环境效应.因此,氨是一种对人体健康和生态环境都有重要影响的气体.

我国亚热带区域是我国工业、农业以及交通 业均十分发达的区域,区域内 NH。以及酸性气体 二氧化硫(SO,)和氮氧化物(NO,)的排放量较大. 以湖南省为例,全省 NH₃、SO₂ 和 NO_x 的平均排放 强度分别为1811[9]、3800[10]和3966 kg·km^{-2[11]}. 在高强度的 NH, 及酸性气体排放 下,我国亚热带区大气中氨氮(NH,-N)、气溶胶及 雨水中铵态氮污染特征及其沉降量报道还较少, 且大部分都集中于雨水中铵态氮的研究,对于气 态和气溶胶态氨/铵态氮的研究比较缺乏[12,13]. 近期有研究结果表明,我国亚热带东南丘陵区一 个农业小流域降雨中铵态氮可达0.3~1.1 mg·L⁻¹,年湿沉降氮可达 7.7 kg·(hm²·a) ^{-1[12]}; 位于亚热带区的桂林市 2008 年雨水中铵态氮平 均为 1.7 mg·L⁻¹, 年 铵 态 氮 湿 沉 降 达 30 kg·(hm²·a) -1[13]. 这些研究初步表明亚热带区域 具有较高的氨/铵沉降. 本研究在位于我国亚热带 区的湖南省长沙县的一个典型双季稻区设置监测 点(28°34′N,113°19′E),同步监测 NH,-N、气溶 胶中铵态氮以及雨水中铵态氮浓度及相关气象因 子,通过明确各种大气氨/铵组分浓度特征及其影 响因素,并定量氨/铵态氮的干湿沉降量,以期为 大气中氨/铵态氮浓度控制提供科学依据,并为亚 热带双季稻区氨/铵的大气沉降输入提供基础 数据.

1 材料与方法

1.1 采样地点

本研究选取湘中丘陵区(湖南省长沙县金井 镇)一成片双季稻区(28°34′N, 113°19′E),海拔80 m,地处中亚热带季风气候,年平均气温 17.5℃,年 平均降雨量为1330 mm,降雨主要集中在每年3~8 月,占年降雨量的60%以上,无霜期约300 d,常年 盛行西北-东南风. 稻区南北长 3.3 km, 东西长 0.4 ~0.7 km,双季稻种植比例在80%,其余稻田种植 一季稻,实验地土壤类型为花岗岩红壤发育的水稻 土. 双季稻年化肥施氮量约 360 kg·hm⁻²,施肥时间 为4月中旬和7月中旬施基肥(复合肥)5月上旬和 8月上旬追肥(尿素),稻区北部、东侧以及西侧均 为丘陵,南部为苗圃和菜地,东西两侧沿山脚分布有 居民区,周边无大型养殖污染和工业污染. 采样点 布置在稻区的中部,采样区域种植双季稻,距离北部 边缘 1.6 km, 距南部边缘 1.7 km, 东部边缘 0.2 km, 西部边缘 0.3 km,以保证所采样品能代表丘陵区稻 区特征.

1.2 样品采集、测定

本研究采样时间段为 2013 年 6 月 ~ 2014 年 5 月. NH₃-N 浓度通过 LGR 增强型 NH₃ 分析仪 (EAA-22, Los Gatos Research Inc.,美国)测定,仪器量程为 0 ~ 10 000 × 10^{-9} 体积分数(或 0 ~ 6 250 μ g·m⁻³, 0°C,101 kPa),精度为 0.2×10^{-9} 体积分数 (0.13 μ g·m⁻³, 0°C,101 kPa),采样点离地面 2 m,分析仪至采样点的距离约 10 m,采用 1/4 英寸特氟龙管连接.为防止管内水汽凝结及减少 NH₃ 吸附,在特氟龙管外绑上一条控温为 50°C 的加热带,并外套一层保温管,以保持特氟龙管内温度稳定.在特氟龙管的进气口加装 0.45 μ m 孔径的特氟龙滤膜,用于过滤空气的颗粒物. NH₃分析仪具有内置泵抽取样气,抽气流量为 3 L·min⁻¹,测定频率为 0.1 Hz,连续不断地测定大气中 NH₃-N 浓度(如遇暴雨、停电、仪器故障维修等特殊情况会有中断).

采用大流量颗粒物采样器(型号 2031,青岛崂山应用技术研究所)每隔 2 d 采集一个 PM_{10} 日样品,每月共采集 10 个 PM_{10} 日样品,并用一张空白滤膜作为对照. 颗粒物采样流量为 1.05 $m^3 \cdot min^{-1}$,采样滤膜为玻璃纤维滤膜. 滤膜恒温恒湿(25°,40%)条件下平衡 24 h,并采用万分之一天平称重. 采样后的滤膜用铝箔包裹,并放置在 -18°冷藏. 并在一个月内进行采样后称重,称重前同样将滤膜放置

在恒温恒湿(25℃,40%)条件下平衡 24 h,并采用万分之一天平称重. 称重后的滤膜,对其八等分,取八分之一滤膜,加高纯水 50 mL,超声波振荡 30 min,之后用 0.45 μ m 特氟龙滤膜过滤浸提液,采用流动分析仪(AA3,SEAL Analytical Limited,德国)测定滤液中 NH_4^+ -N 浓度,并采用以下公式计算得到颗粒物铵态氮 $(NH_4^+$ -N $_p$)浓度 $(\mu$ g·m $^{-3})$:

 $c(NH_4^+-N_p) = c(NH_4^+-N_n) \times V_n \times n/V_{air}$ 式中, $c(NH_4^+-N_n)$ 为滤液中铵态氮浓度($mg \cdot L^{-1}$ 或者 $\mu g \cdot mL^{-1}$), V_n 为滤液体积(mL),n为滤膜等分数, V_{air} 采集的空气标准体积(m^3 ,0°C,101 kPa).

采用自动降雨采集器(智能 5020,青岛崂山应用技术研究所) 收集每天的降雨(上午 08:00 采集),记录降雨量. 采集的雨水样品用聚乙烯瓶保存,并放置在 – 18^{\circ} $^{\circ}$ 冷冻保存,并在一个月内测定雨水中铵态氮($NH_4^+-N_r$)浓度. 测定前先用 0.45 μ m 特氟龙滤膜对雨水样品进行过滤,采用流动分析仪测定滤液中 NH_4^+-N 浓度.

采样点气象因子采用小型气象站(Intelimet Advantage, Dynamax Inc.,美国)进行测定,主要观测指标包括气温、风速、风向、相对湿度、降雨量等.

1.3 氨(铵)氮干湿沉降量的计算

将每次降雨量与NH₄⁺-N₁浓度相乘,得到每次降雨的铵态氮湿沉降量.将每10 d、月、每季度和全年各次湿沉降量累加分别得到每10 d、每月、每季度和全年的铵态氮湿沉降量.

采用推算法来计算干沉降量,即 NH₃-N 和 NH₄⁺-N_p的干沉降量为其浓度与其沉降速率的乘积.由于较难直接测定实地沉降速率值,本研究采用阻力模式,基于采样点的气象数据、以及下垫面水稻株高数据来计算 NH₃-N 和NH₄⁺-N_p的干沉降速率.对于 NH₃-N,基于大叶阻力模式[14],其沉降速率(V_d)值为3种不同阻力之和的倒数,其计算公式为:

$$V_{\rm d} = 1/(R_{\rm a} + R_{\rm b} + R_{\rm c})$$

式中, R_a 为空气动力学阻力, R_b 为类层流边界层阻力, R_c 为冠层阻力. R_a 、 R_b 和 R_c 的参数化方法参照文献[15,16]中的方法.

对于 NH_4^+ - N_p ,依据文献[17]中的方法,采用下式来计算其沉降速率:

$$V_{\rm d} = \frac{1}{R_{\rm a} + R_{\rm surf}} + V_{\rm g}$$

式中, R_a 为空气动力学阻力, R_{surt} 为表面阻力, V_g 为重力加速度,而 R_{surt} 和 V_g 的参数化方法参照文献

[18].

1.4 统计分析

采用 SPSS 13.0 进行数据的统计分析,其中相关性分析采用 Pearson 相关性分析法,P < 0.05 为显著相关,P < 0.01 为极显著相关.

2 结果与分析

2.1 气象因子动态

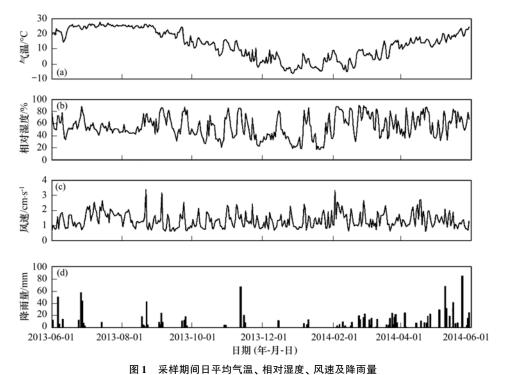
由图 1(a)可看出,采样点四季温度变化明显, 夏季(6~8月)和冬季(12~次年2月)气温相对稳 定,春季(3~5月)和秋季(9~11月)温度变化较 大. 夏季炎热,日平均温度变化范围 14.5~27.8℃, 平均为24.3℃;冬季温度较低,温度变化范围-6.0 ~9.5℃,平均为1.2℃;春季温度变化范围2.6~ 24.6℃,整体是一个温度从低到高变化的过程,平均 为 13.8℃;秋季温度变化范围 - 2.0~24.6℃,是一 个温度缓慢降低的过程,平均为温度 13.6℃. 相对 湿度在17.2%~90.2%之间,夏季波动相对平缓, 春、秋、冬三季波动相对剧烈,季节之间变化范围 无明显差异[图1(b)]. 日平均风速在0.62~3.40 m·s⁻¹之间,且无显著的季节差异[图1(c)]. 一年 总共下雨75场,累计降雨量1178.8 mm,最高日降 雨量85 mm,春季累计降雨量591.1 mm,占总降雨 量的 50% [图 1(d)].

2.2 氨氮和颗粒态铵态氮浓度变化

采样期间大气中 NH_3 -N 和 NH_4^+ - N_p 浓度(每 10 d 平均值)变化趋势见图 2. 其中 NH_3 -N 浓度变化范围在 $0.4 \sim 28.8~\mu g \cdot m^{-3}$, 平均浓度 $5.7~\mu g \cdot m^{-3}$. 从图 2 中可以看出一年期间 NH_3 浓度明显有两个高峰,一个出现在早稻施基肥和追肥的 4 月下旬和 5 月上旬,另一个出现在晚稻施基肥和追肥的 7 月中旬和下旬,因此可认为两次峰值均是由稻田施肥后氨挥发引起的. 休闲季(11 月 ~ 次年 3 月)与水稻季相比 NH_3 -N 浓度相对较低,平均浓度 $2.8~\mu g \cdot m^{-3}$. NH_4^+ - N_p 浓度在 $1.3~18.9~\mu g \cdot m^{-3}$, 平均为 $9.3~\mu g \cdot m^{-3}$, 6~10~11 月浓度和对较低,平均值为 $4.4~\mu g \cdot m^{-3}$, 11~11 月 ~ 次年 5 月浓度较高,平均值 $12.8~\mu g \cdot m^{-3}$.

2.3 雨水中铵态氮浓度及沉降量

采样期间, NH_4^+ - N_r 浓度变异较大,变异范围在 0.16~3.45 $mg \cdot L^{-1}$ 之间(图 3),体积加权平均为 0.77 $mg \cdot L^{-1}$. 高浓度的 NH_4^+ - N_r 主要出现在降雨量 小的降雨事件,低浓度的 NH_4^+ - N_r 则主要出现在降雨



Daily mean air temperature, relative humidity, wind speed and precipitation during the sampling period

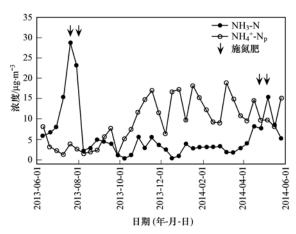


图 2 采样期间每 10 d 氨氮和颗粒态铵态氮平均浓度

Fig. 2 Mean NH₃-N and particulate NH₄⁺-N concentrations of every ten days during the sampling period

量大的降雨事件. 75 场雨中有 10 场 NH_4^+ - N_r 浓度大于 2 $mg \cdot L^{-1}$,超国家 V 类地表水标准. 虽然降雨对 NH_4^+ - N_r 浓度有一定的稀释作用,但在降雨集中的春季, NH_4^+ - N_r 仍维持较高的浓度,与春季较高的 NH_4^+ - N_r 浓度时间上同步.

每 10 d 的 NH_4^+ - N_r 沉降量变异也较大,但要较 NH_4^+ - N_r 浓度变化相对平缓,其变异范围在 0 ~ 0.83 kg·hm - 2之间. 受降雨量分布的影响,湿沉降主要发生在春季,其次为夏季、冬季,秋季湿沉降最少.

2.4 影响各种铵态氮浓度的影响因素

对 NH₃-N 浓度、NH₄⁺-N_p浓度、NH₄⁺-N_r浓度、

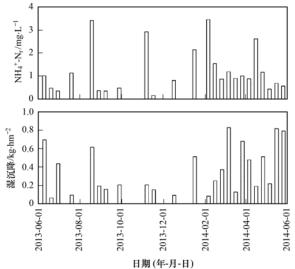


图 3 采样期间每 10 d 雨水中铵态氮浓度及沉降量

Fig. 3 Mean $\mathrm{NH_4^+}$ -N concentration in rainwater and $\mathrm{NH_4^+}$ -N wet deposition of every ten days during the sampling period

NH₄⁺-N_r湿沉降量和各气象因子(降雨量、温度、风速、相对湿度)之间进行了相关性分析(表 1). NH₃-N浓度主要与气温成显著正相关,NH₄⁺-N_p浓度与气温成显著负相关,NH₄⁺-N_r浓度主要与降雨量、气温成负相关,湿沉降铵态氮则主要与降雨量成显著正相关.

2.5 氨氮、气溶胶态铵态氮和雨水中铵态氮季节 平均浓度

3种大气氨/铵态氮组成的季节平均浓度各不

相同(图4). NH₃-N浓度夏季最高,其次为春季,秋季和冬季浓度较低,夏季和春季 NH₃-N 平均浓度分别是冬季的 4.5 倍和 3.1 倍. 而 NH₄⁺-N₀浓度与

NH₃-N 浓度相反,冬季最高,夏季最低. NH₄⁺-N_r浓度无明显季节变化趋势,浓度由高到低依次是冬季、春季、夏季、秋季.

表 1 NH_3 -N、 NH_4^+ -N_p、 NH_4^+ -N_r浓度及其沉降量与气象因子相关性分析 $^{1)}$

Table 1 Correlation analysis among NH₃-N, particulate NH₄⁺-N, rainwater NH₄⁺-N concentrations and meteorological parameters

						0 1		
	NH ₃ -N	$\mathrm{NH_4^+}$ -N $_\mathrm{p}$	$\mathrm{NH_4^{+}}$ -N $_\mathrm{r}$	湿沉降量	降雨量	气温	相对湿度	风速
NH ₃ -N	1							
$\mathrm{NH_4}^+$ - N_p	-0.294	1						
$\mathrm{NH_4^{+}}$ -N $_\mathrm{r}$	-0.134	0. 385 *	1					
湿沉降量	0. 024	0. 132	0.057	1				
降雨量	0. 220	- 0. 013	-0. 567 * *	0. 628 * *	1			
气温	0. 465 * *	- 0. 698 * *	-0.445 *	0. 083	0. 297	1		
相对湿度	0.096	-0.011	-0.011	0. 336	0. 366	0. 336 *	1	
风速	0. 271	-0.023	0. 391	-0.337	-0.401 *	0. 243	0. 385 *	1

1) NH_3 -N 浓度和 NH_4^+ -N,浓度取对数值以使数据成正态分布,*表示在 0.05 水平上显著相关,**表示在 0.01 水平上显著相关

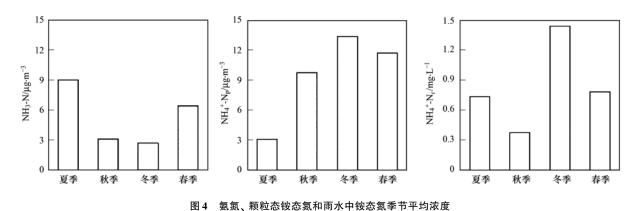
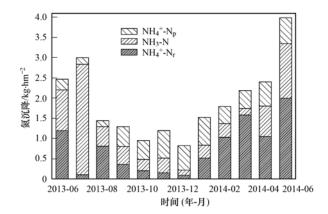


Fig. 4 Seasonal mean concentrations of NH₃-N, particulate NH₄⁺-N and rainwater NH₄⁺-N

2.6 氨/铵态氮沉降

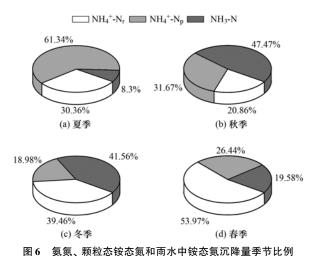
图 5 为不同形态的氨/铵态氮月沉降量. 其中, NH₄ -N_r一年总的湿沉降量为 9.07 kg·(hm²·a) -1, 每月平均值为 0.76 kg·(hm2·M)-1,湿沉降量最多 的月份为5月,沉降量为2.00 kg·(hm²·M)⁻¹,最低 的月份为 12 月, 沉降量为 0.09 kg·(hm²·M)⁻¹. NH₃-N 干沉降全年为 8.38 kg·(hm²·a)⁻¹, 月平均 值为 0.70 kg·(hm²·M)⁻¹, 沉降最高月份为 7 月 [2.74 kg·(hm²·M)⁻¹],最低月份为 12 月[0.12 kg·(hm²·M)⁻¹]. NH₄+-N_n 干沉降全年为 5.61 kg·(hm²·a)⁻¹, 沉降量最高月份为1月[0.68 kg·(hm²·M)⁻¹],最低的月份为8月[0.15 kg·(hm²·M)⁻¹]. NH₃-N 和NH₄+-N_p总的干沉降量 为 14.0 kg·(hm²·a) -1. 由图 6 可以看出在不同的 季节,氨/铵态氮的主要沉降形式变化比较明显,春 季干湿沉降比例约各占一半,其余季节主要以干沉 降为主,夏季主要以 NH,-N 沉降为主,秋冬两季以 NH₄ - N₆沉降贡献最大,对总沉降的贡献均达到



40%以上.

3 讨论

本研究结果表明亚热带稻区采样点具有较高的 $NH_3-N_NH_4^+-N_p$ 和 $NH_4^+-N_r$ 浓度. 前人研究结果表明,在自然、受人为活动干扰少的环境下, NH_3-N 浓



度一般都较低,通常在1 μg·m⁻³以下^[19]. 在我国一 些农区,受高施肥量的影响,大气中的 NH3-N 浓度 均较高,如华北平原、长三角平原、黄土高原、四川 盆地等地[8,20,21]. 本研究结果也表明,在氮肥施用 后,NH,-N浓度出现峰值. 这是因为当地施用的氮 肥大多为尿素,尿素水解过程中,土壤 pH 上升,土 壤 NH₄ 含量快速增加,从而产生大量的氨挥发^[22]. 且温度越高, 氨挥发量越大(表1), 大气中 NH3-N 浓度也越高,这也是晚稻季 NH,-N 浓度峰值要高于 早稻季峰值的原因. 前人研究结果表明,稻田氮肥 施用后的氨挥发损失可占到施氮量的 10%~ 40% [22,23]. 本研究中施肥主要发生在4月中下旬~ 5月上旬(早稻)、6月下旬~7月上旬(中稻)和7 月中旬~7月下旬,而氨挥发大多发生在施肥后的5 ~7 d 内^[24],除去这些受施肥影响的时期,监测点其 他监测时期的 NH,-N 浓度相比于背景区 NH,-N 浓 度仍较高. 不施肥时期大气 NH,-N 浓度仍较高的原 因可能有:一是受施氮肥的影响,水稻冠层的 NH,-N 补偿点(指既不发生氨排放也不产生氨沉降时的冠 层 NH,-N 浓度)仍较高,当补偿点大于大气中 NH,-N浓度时,水稻能向大气中排放氨气,从而提高大气 NH,-N浓度^[25,26];二是外源(菜地施肥、畜禽粪便、 生活垃圾等)的氨气输送也可使研究点 NH,-N 浓度 上升[27]. 因此,下一步研究有必要结合15N 稳定同 位素示踪技术^[28]和风向资料^[29]解析研究点 NH,-N 的来源.

研究人员对城市监测点的 NH_4^+ - N_p 浓度监测的结果表明,目前我国许多大城市大气颗粒物 PM_{10} 和

PM,5中都具有较高的铵态氮浓度[30,31],但有关农村 采样点NH₄ -N_a浓度的报道还相对较少^[32]. 本研究 中所测的NH4+N。浓度较高,与一些城市监测点的结 果[30,31,33]相当,略低于文献[4,20]报道的华北平原 监测的结果. 氨气是形成颗粒态铵的重要前体,本 研究中高的 NH₃-N 浓度主要出现在春、夏季节,而 高的NH₄ - N₀浓度主要出现在秋、冬季节, NH₃-N 浓 度与NH₄ - N₆浓度成一定负相关. 因此, NH₃ - N 浓度 在本研究区域可能并不是形成NH₄-N₆污染的主要 限制因子,气象因子、酸性气体等前体物质浓度对 NH4+N。浓度的影响可能更大. 相关性分析表明(表 1),NH₄ -N₆浓度与气温成显著负相关,表明低温有 助于颗粒态铵态氮的形成. 前人研究结果表明,低 温条件下受采暖活动的影响,燃煤消耗量大,排放到 空气中的 SO,、NO。增加,有利于大气颗粒物生成, 加上冬季降雨量少不利于颗粒物的清除,从而导致 较高的NH₄⁺-N_a浓度^[34]. 近期的研究结果表明,控 制 SO₂、NO_x等前体物质的浓度对于控制大气颗粒 物污染更有效果[35,36].

本研究中较高的 NH_4^+ - N_r 浓度,与前人在亚热带区域报道的高的 NH_4^+ - N_r 浓度较为一致^[37,38]. NH_4^+ - N_r 浓度主要与 NH_4^+ - N_p 浓度成正相关,与降雨量、气温呈负相关(表1). 气温低时,颗粒物浓度高,云水中将凝聚较多的 NH_4^+ - N_p ,而降雨进行云下清除的 NH_4^+ - N_p 也多,从而增加 NH_4^+ - N_r 浓度。降雨量大时, NH_4^+ - N_r 浓度被稀释,从而使其浓度与降雨量成负相关.

本研究中氨/铵态氮的年干湿沉降总量达到 23.1 kg·(hm²·a)⁻¹,表明氨/铵态氮沉降已经成为 农田氮素的一个重要来源. 在华北平原[16.3~ 43. 2 kg·(hm²·a) -1] [39]、黄土高原[5.7~23.2 kg·(hm²·a) -1] [40] 、 长 三 角 平 原 区 [36.9 kg·(hm²·a) -1] [41] 、 四 川 盆 地 [17.8 kg·(hm²·a) -1][38]农区均报道有较高的氨/铵态氮 沉降,表明我国农区当前大气氨/铵态氮污染比较严 重,会产生较高的氨/铵态氮大气沉降输入. 根据本 研究区域双季稻生产中平均年施氮量 360 kg·hm⁻² 计,氨/铵态氮沉降占到肥料氮投入的6.2%.稻田 化肥氮氨挥发比例一般在10%[22,23]以上,因此稻田 仍是大气中氨/铵态氮的净排放源. 本研究中高的 氨/铵态氮沉降,也将为稻田周边的杂草提供重要氮 源,可能是造成研究区农田周边杂草丛生的重要 原因.

本研究采用阻力模式估算了大气 NH3-N 和 NH, + N, 的干沉降速率. 采样点 NH, -N 的月平均干 沉降速率在 0.34~0.60 cm·s⁻¹之间,平均为 0.44 cm·s⁻¹; NH₄ -N_n的月平均干沉降速率在 0.16 ~ 0.33 cm·s⁻¹之间,平均为0.21 cm·s⁻¹(图7). 本研 究模拟的干沉降速率与前人报道的农田(麦地、玉 米) NH₃-N 和NH₄ - N_D 干沉降速率具有可比性^[39,42], 表明模拟结果有一定的可靠性. 对于氨气,其在地 表-大气之间通常存在双向传输,既有地表向大气的 排放,也有大气到地表的沉降. 而这种排放-沉降之 间的转换可能会发生在亚小时尺度、日尺度和季节 尺度,调控因子主要包括有植物叶片/土壤/凋落层 氮营养状况、叶片湿度、叶片温度等[25]. 这种调控 作用,使得氨气在植物冠层高度存在一个补偿浓度 (补偿点),当大气中的 NH,-N 浓度高于冠层补偿点 时,氨气便由大气向地表沉降;反之,氨气则由地表 向大气挥发[26]. 由于受研究手段的限制,本研究未 能测定氨气补偿点,而是认为排放到大气的 NH,-N 时刻发生沉降,因此可能对 NH,-N 沉降有所高估. 为进一步校正模型结果,今后有必要采用微气象学 方法[43], 测定实地 NH3-N 和NH4+Np的干沉降 速率.

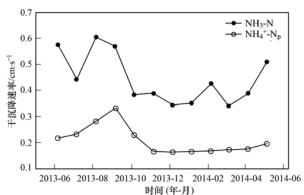


图 7 采样期间氨氮、颗粒态铵态氮干沉降速率 Fig. 7 Monthly mean dry deposition velocities of $\mathrm{NH_3}$ -N and particulate $\mathrm{NH_4}^+$ -N during the sampling period

4 结论

(1)在我国亚热带丘陵区的一个典型双季稻区 监测结果表明,大气中 NH_3 -N、大气颗粒物 PM_{10} 中 NH_4^+ -N_p浓度以及 NH_4^+ -N_r年平均浓度分别为 5.7 μ g·m⁻³、12.8 μ g·m⁻³和 0.8 mg·L⁻¹. NH_3 -N 浓度 为夏季和春季较高, 秋季和冬季较低; NH_4^+ -N_p浓度 与 NH_3 -N 浓度相反,冬季最高,夏季最低; NH_4^+ -N_r浓度以冬季最高,秋季最低.

- (2)稻田施氮肥显著提高 NH_3 -N 浓度,且 NH_3 -N 浓度与气温成显著正相关; NH_4^+ - N_p 浓度与 NH_3 -N 浓度并未显著相关,表明 NH_3 -N 浓度在本研究区域并不是形成 NH_4^+ - N_p 污染的主要限制因子; NH_4^+ - N_p 浓度或正相关,与降雨量成负相关.
- (3)本研究稻区的大气氨/铵态氮的年大气干湿沉降总量为 23.1 kg· $(hm^2 \cdot a)^{-1}$,是稻田的重要氮素来源.

参考文献:

- [1] Skjøth CA, Geels C. The effect of climate and climate change on ammonia emissions in Europe [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2013, 13(1): 117-128.
- [2] 尤翔宇, 刘湛, 张青梅, 等. 长株潭地区人为源氨排放清单及分布特征[J]. 环境科学, 2016, 37(1): 94-101.

 You X Y, Liu Z, Zhang Q M, et al. Anthropogenic ammonia emission inventory and its spatial distribution in Chang-Zhu-Tan region[J]. Environmental Science, 2016, 37(1): 94-101.
- [3] Aneja V P, Schlesinger W H, Erisman J W. Farming pollution [J]. Nature Geoscience, 2008, 1(7): 409-411.
- [4] Shen J L, Liu X J, Zhang Y, et al. Atmospheric ammonia and particulate ammonium from agricultural sources in the North China Plain [J]. Atmospheric Environment, 2011, 45 (28): 5033-5041.
- [5] Liu X J, Zhang Y, Han W X, et al. Enhanced nitrogen deposition over China [J]. Nature, 2013, 494 (7438): 459-462
- [6] Shen J L, Li Y, Liu X J, et al. Atmospheric dry and wet nitrogen deposition on three contrasting land use types of an agricultural catchment in subtropical central China [J]. Atmospheric Environment, 2013, 67: 415-424.
- [7] 顾峰雪,黄玫,张远东,等. 1961-2010 年中国区域氮沉降时空格局模拟研究[J]. 生态学报, 2016, **36**(12): 3591-3600. Gu F X, Huang M, Zhang Y D, *et al.* Modeling the temporal-spatial patterns of atmospheric nitrogen deposition in China during 1961-2010[J]. Acta Ecologica Sinica, 2016, **36**(12): 3591-3600.
- [8] Xu W, Luo X S, Pan Y P, et al. Quantifying atmospheric nitrogen deposition through a nationwide monitoring network across China[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2015, 15 (21); 12345-12360.
- [9] Huang X, Song Y, Li M M, et al. A high-resolution ammonia emission inventory in China[J]. Global Biogeochemical Cycles, 2012, 26(1): GB1030.
- [10] 李名升,任晓霞,周磊,等.中国大气 SO₂ 污染与排放的空间分离分析[J]. 环境科学学报, 2013, **33**(4): 1150-1157. Li M S, Ren X X, Zhou L, *et al.* Spatial mismatch between SO₂ pollution and SO₂ emission in China [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2013, **33**(4): 1150-1157.
- [11] Zhao B, Wang S X, Liu H, et al. NO_x emissions in China: historical trends and future perspectives [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2013, 13(19): 9869-9897.
- [12] 郝卓,高扬,张进忠,等. 南方红壤区氮湿沉降特征及其对流域氮输出的影响[J]. 环境科学,2015,36(5):1630-

- 1638.
- Hao Z, Gao Y, Zhang J Z, et al. Characteristics of atmospheric nitrogen wet deposition and associated impact on N transport in the watershed of red soil area in southern China [J]. Environmental Science, 2015, **36**(5): 1630-1638.
- [13] 郭雅思,于奭,黎泳珊,等. 桂林市酸雨变化特征及来源分析[J]. 环境科学, 2016, 37(8): 2897-2905.
 Gao Y S, Yu S, Li Y S, et al. Chemical characteristics and source of acid precipitation in Guilin [J]. Environmental Science, 2016, 37(8): 2897-2905.
- [14] Wesely M L, Hicks B B. Some factors that affect the deposition rates of sulfur dioxide and similar gases on vegetation [J]. Journal of the Air Pollution Control Association, 1977, 27(11): 1110-1116.
- [15] Erisman J W, Draaijers G P J. Atmospheric deposition in relation to acidification and eutrophication [M]. Amsterdam: Elsevier, 1995. 1-404.
- [16] Wesely M L. Parameterization of surface resistances to gaseous dry deposition in regional-scale numerical models [J]. Atmospheric Environment, 1989, 23(6): 1293-1304.
- [17] Slinn W G N. Predictions for particle deposition to vegetative canopies[J]. Atmospheric Environment, 1982, 16(7): 1785-1794
- [18] Zhang L M, Gong S L, Padro J B L, et al. A size-segregated particle dry deposition scheme for an atmospheric aerosol module [J]. Atmospheric Environment, 2001, 35(3): 549-560.
- [19] Chen X, Day D, Schichtel B, et al. Seasonal ambient ammonia and ammonium concentrations in a pilot IMPROVE NH_x monitoring network in the western United States[J]. Atmospheric Environment, 2014, 91: 118-126.
- [20] 孟昭阳,谢育林,贾诗卉,等. 2013 年夏季华北乡村站点固城大气氨变化特征[J].应用气象学报,2015,26(2):141-150.
 - Meng Z Y, Xie Y L, Jia S H, *et al.* Characteristics of atmospjeric ammonia at Gucjeng, a rural site on nortj cjina plain in summer of 2013 [J]. Journal of Applied Meteorological Science, 2015, **26**(2): 141-150.
- [21] Yang R, Hayashi K, Zhu B, et al. Atmospheric NH₃ and NO₂ concentration and nitrogen deposition in an agricultural catchment of Eastern China[J]. Science of The Total Environment, 2010, 408(20): 4624-4632.
- [22] 田光明, 蔡祖聪, 曹金留, 等. 镇江丘陵区稻田化肥氮的氨挥发及其影响因素[J]. 土壤学报, 2001, **38**(3): 324-332.

 Tian G M, Cai Z C, Cao J L, *et al.* Ammonia volatilization from paddy field and its affecting factors in Zhenjiang hilly region[J]. Acta Pedologica Sinica, 2001, **38**(3): 324-332.
- [23] 朱兆良. 中国土壤氮素研究[J]. 土壤学报, 2008, **45**(5): 778-783.

 Zhu Z L. Research on soil nitrogen in China [J]. Acta Pedologica Sinica, 2008, **45**(5): 778-783.
- [24] 敖玉琴, 张维, 田玉华, 等. 脲胺氮肥对太湖地区稻田氨挥发及氮肥利用率的影响[J]. 土壤, 2016, **48**(2): 248-253. Ao Y Q, Zhang W, Tian Y H, et al. Effects of urea-ammonium mixed nitrogen fertilizer on ammonia volatilization and nitrogen use efficiency in paddy field of Taihu lake region [J]. Soils, 2016, **48**(2): 248-253.

- [25] Massad R S, Nemitz E, Sutton M A. Review and parameterisation of bi-directional ammonia exchange between vegetation and the atmosphere [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2010, 10(21): 10359-10386.
- [26] Sutton M A, Schjorring J K, Wyers G P, et al. Plant-atmosphere exchange of ammonia [and discussion] [J]. Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences, 1995, 351(1696): 261-278.
- [27] Shen J L, Chen D L, Bai M, et al. Ammonia deposition in the neighbourhood of an intensive cattle feedlot in Victoria, Australia [J]. Scientific Reports, 2016, 6: 32793.
- [28] 谢志英, 肖化云, 朱仁果, 等. 利用石生苔藓氮含量与氮同位素探讨江西省大气氮沉降量和来源[J]. 环境科学, 2011, 32(4): 943-948.

 Xie Z Y, Xiao H Y, Zhu R G, et al. Nitrogen concentrations and stable isotope in epilithic mosses to investigate atmospheric N deposition and N sources in Jiangxi province[J]. Environmental
- [29] Baek B H, Aneja V P, Tong Q S. Chemical coupling between ammonia, acid gases, and fine particles [J]. Environmental Pollution, 2004, 129(1): 89-98.

Science, 2011, 32(4): 943-948.

- [30] 曹双, 吴丹, 陈利珍, 等. 中国大气气溶胶中水溶性离子的 污染特征[J]. 环境科学与技术, 2016, **39**(8): 103-115. Cao S, Wu D, Chen L Z, *et al.* Characteristics of water-soluble inorganic ions of aerosol in China: a review[J]. Environmental Science & Technology, 2016, **39**(8): 103-115.
- [31] 张秋晨, 朱彬, 龚佃利. 南京地区大气气溶胶及水溶性无机离子特征分析[J]. 中国环境科学, 2014, **34**(2): 311-316. Zhang Q C, Zhu B, Gong D L. Characterization of water-soluble ion species of aerosol in Nanjing, China [J]. China Environmental Science, 2014, **34**(2): 311-316.
- [32] 陈仕意,曾立民,董华斌,等. 华北地区乡村站点(曲周)夏季 PM_{2.5}中二次无机组分的生成机制与来源解析[J]. 环境科学,2015,**36**(10):3554-3565.

 Chen S Y, Zeng L M, Dong H B, et al. Transformation mechanism and sources of secondary inorganic components in PM_{2.5} at an agriculture site (Quzhou) in the North China Plain in summer[J]. Environmental Science, 2015, **36**(10):3554-
- [33] 杨懂艳, 刘保献, 张大伟, 等. 2012~2013 年间北京市 PM_{2.5} 中水溶性离子时空分布规律及相关性分析[J]. 环境科学, 2015, **36**(3): 768-773.

 Yang D Y, Liu B X, Zhang D W, *et al.* Correlation, seasonal and temporal variation of water-soluble ions of PM_{2.5} in Beijing during 2012-2013[J]. Environmental Science, 2015, **36**(3): 768-773.
- [34] 严文莲, 周德平, 王扬峰, 等. 沈阳冬夏季可吸入颗粒物浓度及尺度谱分布特征[J]. 应用气象学报, 2008, **19**(4): 435-443.

 Yan W L, Zhou D P, Wang Y F, et al. Concentrations and size distributions of inhalable particles in summer and winter in

Shenyang[J]. Journal of Applied Meteorological Science, 2008,

[35] Pan Y P, Wang Y S, Zhang J K, et al. Redefining the importance of nitrate during haze pollution to help optimize an emission control strategy[J]. Atmospheric Environment, 2016, 141: 197-202.

19(4): 435-443.

- [36] Cheng Y F, Zheng G J, Wei C, et al. Reactive nitrogen chemistry in aerosol water as a source of sulfate during haze events in China [J]. Science Advances, 2016, 2 (12): e1601530.
- [37] Cui J, Zhou J, Peng Y, et al. Atmospheric wet deposition of nitrogen and sulfur to a typical red soil agroecosystem in Southeast China during the ten-year monsoon seasons (2003-2012) [J]. Atmospheric Environment, 2014, 82: 121-129.
- [38] Kuang F H, Liu X J, Zhu B, et al. Wet and dry nitrogen deposition in the central Sichuan Basin of China [J]. Atmospheric Environment, 2016, 143: 39-50.
- [39] Luo X S, Liu P, Tang A H, et al. An evaluation of atmospheric N_r pollution and deposition in North China after the Beijing Olympics[J]. Atmospheric Environment, 2013, 74: 209-216.
- [40] Liang T, Tong Y A, Xu W, et al. Atmospheric nitrogen

- deposition in the Loess area of China[J]. Atmospheric Pollution Research, 2016, 7(3): 447-453.
- [41] 孙丽英. 南京地区大气氮磷沉降及模拟氮沉降对土壤气体排放的影响研究[D]. 南京: 南京农业大学, 2014. 50-56. Sun L Y. Atmospheric nitrogen and phosphorus deposition in Nanjing and effects of simulated nitrogen deposition on gaseous emissions of soils[D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2014. 50-56.
- [42] Flechard C R, Nemitz E, Smith R I, et al. Dry deposition of reactive nitrogen to European ecosystems: a comparison of inferential models across the Nitro Europe network [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2011, 11(6): 2703-2728.
- [43] Lee X. On micrometeorological observations of surface-air exchange over tall vegetation [J]. Agricultural and Forest Meteorology, 1998, 91(1-2): 39-49.

HUANJING KEXUE

Environmental Science (monthly)

Vol. 38 No. 6 Jun. 15, 2017

CONTENTS

Comparison of Models on Spatial Variation of PM2.5 Concentration: A Case of Beijing-Tianjin-Hebei Region	WU Jian-sheng, WANG Xi, LI Jia-cheng, et al.	(2191)
Change of Atmospheric Pollution Diffusion Conditions in Beijing in Recent 35 Years		
Precipitation and Its Effects on Atmospheric Pollutants in a Representative Region of Beijing in Summer		
Impact of Mountain-Valley Wind Circulation on Typical Cases of Air Pollution in Beijing		
Fugitive Dust Emission Characteristics from Building Construction Sites of Beijing		
Characteristics of Volatile Organic Compounds Emitted from Biomass-pellets-fired Boilers		(2238)
Effect of VOCs on O ₃ and SOA Formation Potential During the Combined Pollution Process in Guangzhou Panyu Atmospheric Com	position Station · · · · · · · · · · · · · · · · · · ·	
	ZOU Yu, DENG Xue-jiao, LI Fei, et al.	(2246)
Characteristic Study on the "Weekend Effect" of Atmospheric O ₃ in Northern Suburb of Nanjing		(2256)
Atmospheric Ammonia/Ammonium-nitrogen Concentrations and Wet and Dry Deposition Rates in a Double Rice Region in Subtrop	pical China ·····	
Species of Iron in Size-resolved Particle Emitted from Xuanwei Coal Combustion and Their Oxidative Potential		
Dioxin Pollution and Occupational Inhalation Exposure of PCDD/Fs in Municipal Solid Waste Incinerator		
Characteristics of Mercury Emissions from Modern Dry Processing Cement Plants in Chongqing		
Correlations of Light-duty Gasoline Vehicle Emissions Based on VMAS and CVS Measurement Systems		(2294)
Emission Characteristics of Particulate Matter from Diesel Buses Meeting Different China Emission Standards Fueled with Biodiesel	TOURS AND OF STREET	(2201)
Spatial Variation and Environmental Significance of 8 ¹⁸ 0 and 8D Isotope Composition in Xijiang River		
Comparative Study of SWAT and DNDC Applied to N Leach and Export from Subtropical Watershed		
Comparison of Relationship Between Conduction and Algal Bloom in Pengxi River and Modao River in Three Gorges Reservoir		(2326)
Temporal and Spatial Variation Characteristics of Nitrogen and Phosphorus in Sediment Pore Water and Overlying Water of Dianch	II Caonal Lake	(2226)
Distribution and Emission Flux Estimation of Phosphorus in the Sediment and Interstitial Water of Xiangxi River		
Pollution Characteristics and Risk Assessment of Heavy Metals in Water and Sediment from Daye Lake		
Formation of Brominated Disinfection By-products in Low Temperature Multi-effect Distillation (LT-MED) Process for Seawater De		(2333)
Tolination of Dioliniated Distinction by products in Low Temperature mattrenect Distination (E1-MED) Trocess for Seaware De	OI Fei SUN Ving-vue VANC 7he et al.	(2364)
Applicability Comparison and Application Study of Two Methods for Determination of the Copper Complexing Capacity of Waters		(230+)
Approximation and Approximation study of two rections for Determination of the copper complexing capacity of waters	WANG Chen-ve. IIANG Kuo. XIE Wen-long. et al.	(2373)
Performance of Applying Scale Permeable Pavements for Control of Runoff Pollution in an Area with High Groundwater Level		
Removal of 2,4-dichlorophenol in Underground Water by Stabilized Nano Zero-valent Iron		
Enhancement of Sulfamerazine Degradation Under H ₂ O ₂ /KI System by Ultrasound and UVA Irradiation		
Comparison of Phosphate Adsorption onto Zirconium-Modified Bentonites with Different Zirconium Loading Levels		
Removal of Nitrogen in Municipal Secondary Effluent by a Vertical Flow Constructed Wetland Associated with Iron-carbon Internal	l Electrolysis ·····	
	ZHENG Xiao-ying, ZHU Xing, ZHOU Xiang, et al.	(2412)
Purification Efficiency and Influencing Factors of Combined Bio-filters for Aquaculture Wastewater ZHAN		
Effect of Temperature on PAO Activity and Substrate Competition		
Enrichment and Nitrogen Removal Characteristics of Marine Anaerobic Ammonium Oxidizing Bacteria · · · · · · · · · · · · · · · · · · ·	FENG Li, YU De-shuang, LI Jin, et al.	(2435)
Ammonia Removal Rate and Microbial Community Structures in Different Biofilters for Treating Aquaculture Wastewater	······· ZHOU Hong-yu, HAN Mei-lin, QIU Tian-lei, et al.	(2444)
Influence of Phosphate on Nitrogen Removal Efficiency of ANAMMOX Sludge	ZHOU Zheng, LIU Kai, WANG Fan, et al.	(2453)
Characteristics and Mechanism of Biological Nitrogen and Phosphorus Removal Granular Sludge Under Carbon Source Stress		(2461)
Evolution of Extracellular Polymeric Substances of the Activated Sludge with Calcium Ion Addition During Set-up Period of Sequences	ncing Batch Reactors	
	REN Li-fei, YANG Xin-ping, ZHANG Wen-wen	(2470)
Isolation, Identification and Characterization of the Filamentous Microorganisms from Bulking Sludge		
Applicability and Microbial Community Structure of Denitrification Suspended Carriers		
Effect of Thiosulfate on the Carbon Fixation Capability of Thiobacillus thioparus and Its Mechanism		
Characteristics of Fungi Community Structure and Genetic Diversity of Forests in Guandi Mountains		
Source Apportionment of Soil Heavy Metals in City Residential Areas Based on the Receptor Model and Geostatistics		
Environmental Health Risk Assessment of Contaminated Soil Based on Monte Carlo Method; A Case of PAHs		
Influencing Mechanism of Eh, pH and Iron on the Release of Arsenic in Paddy Soil		
Correlations Between Different Extractable Cadmium Levels in Typical Soils and Cadmium Accumulation in Rice		
Remedying Effects of a Combined Amendment for Paddy Soil Polluted with Cd for Spring and Autumn Rice		
Effects of Two Amendments on Remedying Garden Soil Complexly Contaminated with Pb, Cd and As		
Sorption of Phenanthrene to Soybean and Wheat Roots and the Bioavailability of Sorbed Phenanthrene		
Effects of Dissolved Organic Matter Fractions Extracted from Humus Soil on Sorption of Benzotriazole in Brown Soil and Black Soil Effects of Topography, Tree Species and Soil Properties on Soil Enzyme Activity in Karst Regions		
		(25//)
$ \begin{tabular}{lllllllllllllllllllllllllllllllllll$	Tain HAO Voo IIII E VIIAN M	(2506)
Exposure Route of Dioxin-like Polychlorinated Biphenyls in Hair Based on Passive Sampling		
		(2394)
Accumulation Characteristics and Health Risk Assessment of Heavy Metals in Wild Fish Species from Diaojiang River, Guangxi	WANG Jun-pang MA Pang-shang 7HANG Li juan at al	(2600)
	wante jun-neng, ma reng-cheng, zhante li-juan, et al.	(2000)
Effect of Activated Carbon Addition on the Anaerobic Fermentation of Corn Straw in Mesophilic and Thermophilic Conditions		(2607)