

E方知库
Eco-Environmental
Knowledge Web

环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV

HUANJING KEXUE

冠状病毒气溶胶传播及环境影响因素

李雪, 蒋靖坤, 王东滨, 邓建国, 贺克斌, 郝吉明



■ 主办 中国科学院生态环境研究中心

■ 出版 科学出版社



2021年7月

第42卷 第7期

Vol.42 No.7

目次

冠状病毒气溶胶传播及环境影响因素 李雪, 蒋靖坤, 王东滨, 邓建国, 贺克斌, 郝吉明 (3091)

新冠肺炎疫情期间气象条件和排放变化对 PM_{2.5} 的影响 逯世泽, 史旭荣, 薛文博, 雷宇, 严刚 (3099)

基于网格的长三角 PM_{2.5} 分布影响因素及交互效应 黄小刚, 赵景波, 辛未冬 (3107)

ARIMA 时间序列分析模型在臭氧浓度中长期预报中的应用 李颖若, 韩婷婷, 汪君霞, 权维俊, 何迪, 焦热光, 吴进, 郭恒, 马志强 (3118)

中国长三角背景点冬季大气棕碳污染特征及来源解析 赵宇, 吴灿, 王益倩, 陈玉宝, 吕少君, 汪芳琳, 杜伟, 刘仕杰, 丁志健, 王格慧 (3127)

四川盆地 PM_{2.5} 浓度时空变化特征遥感监测与影响因子分析 李梦真, 张廷斌, 易桂花, 秦岩宾, 李景吉, 刘贤, 蒋杰 (3136)

河网连续动态模型构建及其在典型杀虫剂时空迁移模拟中的应用 邢成, 张芊芊, 蔡雅雅, 烟晓婷, 应光国 (3147)

九龙江流域河流氮输出对土地利用模式和水文状况的响应 黄亚玲, 黄金良 (3156)

滇池近岸水体微塑料污染与富营养化的相关性 袁海英, 侯磊, 梁启斌, 李佳琛, 任甲 (3166)

白洋淀夏季入淀区沉积物间隙水-上覆水水质特征及交换通量分析 张甜娜, 周石磊, 陈召莹, 张紫薇, 孙悦, 姚波, 崔建升, 李再兴, 罗晓 (3176)

镇江市古运河和金山湖河湖上覆水体和沉积物氮及有机质分布特征及污染评价 原璐彬, 邢书语, 刘鑫, 周晓红, Adelaide Angela Dadzie (3186)

洪湖国际重要湿地沉积物磷空间分布特征及释放风险 刘永九, 黄素珍, 张璐, 彭雪, 张心怡, 葛芳杰, 刘碧云, 吴振斌 (3198)

苏州古城区河道底泥的重金属污染分布及生态风险评价 白冬锐, 张涛, 包峻松, 陈坦, 王洪涛, 金曦, 金军, 杨婷 (3206)

武汉集中式饮用水源地土壤重金属的时空分布特征及生态风险评价 朱静, 侯耀宗, 邹书成, 曹梦华, 涂书新 (3215)

升金湖河湖交汇区地表-地下水水化学特征及成因分析 崔玉环, 王杰, 刘友存, 郝洸, 高祥 (3223)

青岛市农区地下水硝态氮污染来源解析 寇馨月, 丁军军, 李玉中, 毛丽丽, 李巧珍, 徐春英, 郑欠, 庄姗 (3232)

三峡库区支流浮游植物群落稳定性及其驱动因子分析 何书晗, 欧阳添, 赵璐, 纪璐璐, 杨安琪, 施军琼, 吴忠兴 (3242)

哈尔滨城市河网丰水期浮游植物群落分布特征及驱动因子 路枫, 李磊, 齐青松, 陆欣鑫, 刘妍, 范亚文 (3253)

湖泊沉积物中微生物群落对天然有机质输入的响应 居琪, 章奇, 曹驰程, 白雷雷, 张晖 (3263)

补给水质与社会活动对白洋淀湿地微生物的影响特征 赵志瑞, 吴会清, 毕玉方, 展庆周, 吴海淼, 袁凯悦, 孟祥源, 李方红 (3272)

蓝藻衰亡过程中上覆水溶解性有机物变化特征 李翔, 李致春, 汪旋, 张思远, 王慧敏, 厉荣强, 王国祥, 李启蒙 (3281)

长江下游快速城市化地区水污染特征及源解析:以秦淮河流域为例 马小雪, 龚畅, 郭加汛, 王腊春, 徐蕴韵, 赵春发 (3291)

长江下游居民区降水地表径流的污染特征 郭文景, 张志勇, 闻学政, 张瀚文, 王岩 (3304)

潮河流域降雨径流事件污染物输出特征 包鑫, 江燕, 胡羽聪 (3316)

不透水地表粗糙度对城市面源颗粒物的累积和冲刷影响 单溪环, 谢文霞, 廖云杰, 房志达, 杨晓晶, 苏静君, 赵洪涛, 李叙勇 (3328)

基于概率方法的中国居民饮水途径暴露健康风险评估 秦宁, 刘运炜, 侯荣, 王彩云, 王贝贝, 段小丽 (3338)

蛋白类有机质在水厂各处理单元中的去除特性 李梦雅, 宋钰莹, 张晓岚, 黄海鸥 (3348)

污水处理厂不同单元工艺水中重金属及其纳米颗粒的分布 王杜珈, 何帅, 周小霞 (3358)

基于宏基因组技术分析 MBR 膜清洗后污泥中抗性基因 杜彩丽, 李中涵, 李晓光, 张列宇, 陈素华, 黎佳茜, 李曹乐 (3366)

石化废水处理厂中耐药菌和耐药基因的分布特征与去除效能解析 唐振平, 肖莎莎, 段毅, 刘迎九, 高媛媛, 吴月月, 陈怡雯, 周帅 (3375)

一段式亚硝化厌氧氨氧化 SMBBR 处理中低浓度氨氮废水 吕恺, 邵贤明, 王康舟, 姚雪薇, 彭党聪, 韩芸 (3385)

外加固体缓释碳源的两段反硝化工艺脱氮性能 唐义, 马邕文, 王金泉, 王艳, 叶刚 (3392)

臭氧投量对 SBR 系统污泥沉降性能及脱氮除磷的影响 吕永涛, 朱传首, 张旭阳, 徐超, 潘永宝, 刘爽, 崔双科, 王磊 (3400)

间歇梯度曝气下首段延时厌氧强化好氧颗粒污泥脱氮除磷 张玉君, 李冬, 王敬鑫, 张富国, 张杰 (3405)

提盐速率对序批式生物反应器性能和微生物群落结构的影响 古柏铭, 金春姬, 温淳, 侯金源, 赵阳国, 高孟春 (3413)

低温驯化对自养脱氮颗粒污泥功能活性与菌群结构的影响分析 钱飞跃, 刘雨馨, 王建芳, 刘文如 (3422)

矿渣基改性剂对城市污泥重金属稳定化 张发文, 董明坤, 陈辰慧, 赵长民 (3430)

2000~2018 年长三角土地利用变化对农田生态系统氨排放的影响 王文锦, 王卿, 朱安生, 黄凌, 顾莹, 王杨君, 王敏, 李莉 (3442)

麦秸水热炭及其改良产物对水稻产量和稻田氨挥发排放的影响 韩晨, 侯朋福, 薛利红, 冯彦房, 余姗, 杨林章 (3451)

水肥管理对热带地区双季稻田 CH₄ 和 N₂O 排放的影响 李金秋, 邵晓辉, 缙广林, 邓艺欣, 谭诗敏, 徐文娟, 杨秋, 刘文杰, 伍延正, 孟磊, 汤水荣 (3458)

耐盐碱水稻土壤产甲烷菌群落特征及产甲烷途径 杨雨虹, 贺惠, 米铁柱, 刘玥腾, 刘佳音, 张国栋, 李明月, 甄毓 (3472)

铁碳微电解填料对人工湿地温室气体排放的影响 赵仲婧, 郝庆菊, 涂婷婷, 胡曼利, 张尧钰, 江长胜 (3482)

农地土壤重金属 Pb 和 Cd 有效性测定方法的筛选与评价 陈莹, 刘汉焱, 刘娜, 蒋珍茂, 魏世强 (3494)

亚热带高山森林土壤典型重金属的空间分布格局及其影响因素:以云南哀牢山为例 刘旭, 王训, 王定勇 (3507)

深圳市不同土类的重金属环境背景值与理化性质特征 林挺, 赵述华, 郝秀平, 杨坤, 吴静雅, 朱艳, 罗飞 (3518)

同步钝化土壤 Cd 和 As 材料的筛选 周嗣江, 刘针延, 熊双莲, 马烁, 黄倚豪, 雷寅, 曹梦华, 涂书新 (3527)

两种铁基材料对污染农田土壤砷、铅、镉的钝化修复 袁峰, 唐先进, 吴骥子, 赵科理, 叶正钱 (3535)

青藏高原东缘冻土中有机磷酸酯的污染特征 刘丽娅, 印红玲, 蹇林洁, 徐子文, 熊远明, 罗怡, 刘小雯, 徐维新 (3549)

成都平原氮磷化肥施用强度空间分布及影响因素分析 刘奇鑫, 王昌全, 李冰, 赵海岚, 方红艳, 邓茜, 李启权 (3555)

土壤中溶解性有机质对不同类型堆肥的响应差异 席北斗, 王燕, 檀文炳, 余红, 崔东宇, 程东会, 党秋玲 (3565)

《环境科学》征订启事(3315) 《环境科学》征稿简则(3357) 信息(3391, 3441, 3564)

长江下游居民区降水地表径流的污染特征

郭文景^{1,2}, 张志勇^{1,2*}, 闻学政^{1,2}, 张瀚文^{1,2}, 王岩^{1,2}

(1. 江苏省农业科学院农业资源与环境研究所, 南京 210014; 2. 农业农村部长江下游平原农业环境重点实验室, 南京 210014)

摘要: 城市地表径流是重要非点源污染源之一, 其研究对于我国城市水环境质量控制具有重要的现实意义. 本文选择我国长江下游地区典型居民区下垫面作为研究对象, 采集不同下垫面的多场降雨径流, 探究分析其中主要金属污染物和溶解性有机质(DOM)的分布、结构特征和污染负荷. 结果发现, 不同下垫面地表径流中重金属均呈现一定程度的超标现象, 其浓度由高到低排序为: Zn > Cu > Pb > Sb > Cd, 不同下垫面地表径流污染特征呈现了显著的差异, 交通主干道的金属和 DOM 污染均最为严重; 不同下垫面有机质结构特性也呈现出了明显的差异; 地表径流 DOM 与阳离子金属污染物(Cu)的结合作用强烈, 紫外差分光谱和傅里叶变换红外光谱显示其结合位点位于羧基、酚羟基和 C=C 结构, 而类金属污染物(Sb)则结合较弱, 其在径流中可能以游离态存在; 研究区域不同金属污染物对临近水体产生的污染年负荷依次为: Zn > Cu > Pb > Sb > Cd, 无锡和南京采样区 DOM 的单位面积污染负荷分别为 $0.93 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ 和 $8.72 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{a})^{-1}$. 结果表明需要针对不同下垫面属性和不同污染物结构特征开展对应的污染拦截措施, 相关结果可以为长江下游流域水环境质量改善提供参考信息.

关键词: 地表径流; 重金属; 溶解性有机质(DOM); 差分光谱; 锑

中图分类号: X522 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2021)07-3304-12 DOI: 10.13227/j.hjxx.202012144

Contamination Characteristics of Surface Runoff in Densely Populated Areas in Downstream Yangtze River, China

GUO Wen-jing^{1,2}, ZHANG Zhi-yong^{1,2*}, WEN Xue-zheng^{1,2}, ZHANG Han-wen^{1,2}, WANG Yan^{1,2}

(1. Institute of Agricultural Resources and Environment, Jiangsu Academy of Agricultural Sciences, Nanjing 210014, China; 2. Key Laboratory of Agro-Environment in Downstream of Yangtze Plain, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Nanjing 210014, China)

Abstract: Urban surface runoff is an important non-point pollution source, and research on contamination characteristics of runoff is urgent for improving urban aquatic environment quality. Typical cities along the downstream Yangtze River, Wuxi and Nanjing, were selected in this study, and runoff samples from various underlying surfaces were collected to investigate contamination characteristics of heavy metals and dissolved organic matter (DOM). The results indicated that the concentration of heavy metals have exceed water quality standards in underlying surfaces partly, the decreasing order of metal contaminations was Zn > Cu > Pb > Sb > Cd. Contamination characteristics of surface runoff were found to exhibit significant differences, and arterial traffic exhibited the severe contamination of both heavy metals and DOM. Spectral characteristics indicated that the structure of DOM exhibited significant differences in various underlying surfaces, and DOM humification levels in Wuxi showed the following decreasing order: roof covering > sidewalk > parking area > grassy area > arterial traffic, aromaticity indexes exhibited order as: arterial traffic > grassy area > sidewalk > roof covering > parking area. Differential absorption spectroscopy (DAS) and FT-IR analyses indicated that DOM exhibited strong combination effects with cationic metal pollutants (Cu), which mainly occur with C=C structure and carboxylic and phenolic groups; DOM presented weak combination with anion metal pollutant (Sb), indicating that Sb likely exists as a free anion in runoff. The annual total loadings of metal contaminations in the study area were as follows: Zn > Cu > Pb > Sb > Cd. The loadings of Zn were $4.83 \text{ kg} \cdot \text{a}^{-1}$ and $3.21 \text{ kg} \cdot \text{a}^{-1}$ in Wuxi and Nanjing, respectively. Annual loadings of DOM reached $0.93 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ and $8.72 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{a})^{-1}$. The results indicated that corresponding pollution reduction measures should be implemented for different underlying surfaces to reduce contaminant concentrations; our findings may provide essential information for improving the aquatic environment quality in downstream Yangtze River.

Key words: surface runoff; heavy metals; dissolved organic matter (DOM); differential absorption spectroscopy; antimony

城市地表径流污染是影响城市水环境质量的重要非点源污染之一^[1]. 降水及其裹挟地表径流的各种污染物可能造成临近水体环境的持续性破坏, 如富营养化程度加剧、生态系统损伤以及水体生境恶化^[2-4]. 尤其是我国正处于快速城市化进程中, 城市化率由 1949 年的 10.64% 快速增长至 2018 年的 59.58%^[5], 因此, 城市地表径流的研究对于改善城市水体环境具有重要且迫切的现实意义. 有研究表

明, 降水径流将不同下垫面表面包括大气干沉降在内的路面腐蚀物或原本存在的污染物冲刷进入临近水体, 因此下垫面属性是影响地表径流污染物的重

收稿日期: 2020-12-16; 修订日期: 2021-01-07

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项 (2017ZX07200303)

作者简介: 郭文景(1990~), 男, 博士, 助理研究员, 主要研究方向为水污染控制技术, E-mail: craes_gwj@163.com

* 通信作者, E-mail: jaaszzyhang@126.com

要控制因素^[6]. 虽然已有较多研究对不同属性道路产生的地表径流污染特征进行了分析^[7,8], 但是目前不同下垫面径流污染物特征及其污染负荷还需要进一步的分析研究.

城市道路和人类活动区由于汽车行驶中的器件磨损、燃油燃烧、建筑材料表面腐蚀和大气干湿沉降等过程都会造成不可降解的重金属污染物^[9~11]. 其中 Cu、Zn 和 Cd 等金属污染物的研究已开展得较多, 随着研究的深入, 另外一种金属污染物铈(Sb)也逐渐进入人们的视野, 一般认为, 车辆行驶过程中刹车片磨损和大气沉降都会导致铈在地表的富集^[9], 铈(Sb)被认为是一种有毒有害的疑似致癌物^[12], 我国“地表水环境质量标准”(GB 3838 2002)中将铈浓度严格限制为 $5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下, 而目前地表径流中关于铈污染的研究相对缺乏. 地表径流中的有机质组分是地表水中的重要污染物之一, 其中的溶解性有机质(dissolved organic matter, DOM)组分是水环境中的重要络合剂或吸附剂, 可对水体中的重金属、有机污染物和农药等的环境行为、毒性和生物有效性产生重要影响^[13,14]. 因此, 探究分析降雨地表径流中溶解性有机质主要特性及其对污染物环境行为的影响, 对于改善水环境质量以及加深地表径流中污染物环境行为的理解具有重要意义. 已有较多研究对地表径流中 DOM 与典型金属污染物 Cu 的结合作用进行了研究, 包括使用傅里叶变换红外光谱(FT-IR)、紫外可见光光谱(UV-Vis)、三维荧光光谱、同步光谱和色谱质谱联用等方法, 应用 Ryan-Weber 模型或 Stern-Volmer 模型对这一过程进行紫外或荧光淬灭, 对地表径流 DOM 的特征结构、与金属的结合位点和结合容量等进行定性或定量研究^[7,8,15,16]. 但是, 对于常规水体中呈现阴离子的(类)金属污染物(铈或砷), 其与 DOM 的结合过程是否可以同样进行类推却不清楚. 因此, 需要该方面进行更深入地研究和探讨.

长江下游区域是我国目前城市化程度最高的城市群之一, 是长江经济带的重要组成部分, 该区域城市下垫面产生的地表径流是太湖和长江流域的重要污染源之一, 因此, 本文选择长江下游的典型居民区作为研究区域, 自 2019 年 8 月至 2020 年 9 月采集不同居民区下垫面的降水地表径流, 监测分析不同下垫面雨水径流中主要污染物的浓度分布、结构特征和产生的污染负荷, 探究 DOM 对水体中不同类型金属污染物环境行为的影响, 以期为该区域城市水环境治理提供基础数据和参考信息.

1 材料与方法

1.1 研究区域

本研究居民区采样地点分别为无锡的梁溪苑小区和南京的江苏省农业科学院(江苏省农科院, JAAS)小区(图 1). 无锡和南京为长江下游的典型城市, 无锡市位于江苏省南部, 南邻太湖, 北接长江, 全年平均降雨量为 $1\,121.7 \text{ mm}$, 雨日为 123 d, 本研究选择的城市下垫面为梁溪苑小区, 该小区位于无锡市滨湖区, 地表径流水体直接汇入太湖的重要支流梁溪河. 南京市位于长江之滨, 年均降雨量为 $1\,106.5 \text{ mm}$, 平均降雨天数为 117 d, 南京市的江苏省农科院小区位于玄武区, 地势北高南低, 地表径流最终汇入长江. 本研究采样时间为 2019 年 8 月至 2020 年 9 月, 共采集 7 场降雨导致的地表径流, 降雨前期天气晴天积累时间均超过 48 h, 其中无锡 3 场, 南京 4 场(表 1).



(a) 无锡梁溪苑小区; (b) 南京江苏省农科院小区

图 1 本研究采样区域概况

Fig. 1 Map and description of study area

1.2 样品采集与处理

本研究针对无锡和南京实际采样区域不同下垫面属性分别进行采样, 按照采样区域功能和用途划分为: 停车区、交通主干道、绿地、人行道和屋面, 采

表 1 本研究的降雨场次信息

Table 1 Precipitation characteristics of rainfall events in this study

| 采样日期 (年-月-日) | 采样地点 | 场次降雨量 /mm | 降雨历时 /min | 降雨强度 | 采样个数 |
|-----------------|------------|--------------|--------------|------|------|
| 2019-08-10 | 无锡梁溪苑小区 | 112.8 | 67 | 暴雨 | 60 |
| 2020-06-23 | 无锡梁溪苑小区 | 31.5 | 55 | 暴雨 | 34 |
| 2020-09-16 | 无锡梁溪苑小区 | 19.3 | 103 | 大雨 | 20 |
| 2020-05-14 | 南京江苏省农科院小区 | 30.6 | 70 | 暴雨 | 15 |
| 2020-06-05 | 南京江苏省农科院小区 | 7.6 | 39 | 中雨 | 15 |
| 2020-06-15 | 南京江苏省农科院小区 | 64.5 | 83 | 暴雨 | 15 |
| 2020-07-27 | 南京江苏省农科院小区 | 4.6 | 41 | 小雨 | 15 |

样时尽量避免径流沉积物的扰动而对采样产生影响. 依据降雨产流持续时间, 使用聚乙烯瓶分别在第 0、5、10 和 15 min 收集雨水径流样品, 之后每隔 10 min 进行样品收集, 最终至降雨过程结束, 每次采样取 3 次样品, 最终结果取均值. 采样结束后将雨水样品运回实验室, 并在 6 d 内完成相关监测指标的检测流程, 雨水径流经 0.45 μm 滤膜过滤后, 使用电感耦合等离子体质谱仪 (ICP-MS, Thermo Fisher ZX-07) 对多种重金属离子浓度进行检测, 前期预实验和调研结果表明, 雨水径流中 Pb、Cu、Zn、Cd 和 Sb 的超标率较高, 因此本研究对上述金属进行检测分析; DOM (以 DOC 计) 浓度的检测通过总碳与无机碳的差减法进行测定 (Elementar, vario TOC), 并使用紫外-可见光谱仪 (Philes D8) 对其中溶解态有机质 (DOM) 的结构特征进行表征和分析.

Cu 和 Sb 地表水体中常以 Cu^{2+} 和 $\text{Sb}(\text{V})$ [$\text{Sb}(\text{OH})_6^-$] 的形式存在, 本研究选择水体中典型金属 Cu 和 Sb 作为典型阳离子/阴离子金属污染物考察 DOM 对其环境行为的影响. 本实验所使用的试剂均为分析纯, Cu^{2+} 溶液使用 CuCl_2 配置, 铋 [$\text{Sb}(\text{V})$] 使用六羟基铋酸钾 [$\text{KSb}(\text{OH})_6$] 配置. 为降低内滤效应的影响, 将地表径流中 DOM 浓度稀释至约 $6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的浓度水平, 量取不同体积的 Cu^{2+} 和 $\text{Sb}(\text{V})$ 溶液置于 100 mL 锥形瓶, 设定 Cu 和 Sb 的初始浓度为 0、5、10、20、40、60、80 和 100 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$. 经稀释后, DOM 样品中 Cu 和 Sb 的浓度较低, 其对于滴定过程的影响可以忽略不计. 使用 $0.1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 NaOH 和 HCl 调节滴定体系的 pH 值至 6.00 ± 0.1 , 将滴定体系置于 25°C 的振荡箱中以 $150 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 反应 15 min 达到最终平衡. 反应平衡的滴定体系使用 $0.45 \mu\text{m}$ 滤膜过滤去除杂质, 滤液使用紫外-可见光吸收光谱进行光谱扫描, 每组实验进行 3 次以获得均值. 本研究使用修正的 Stern-Volmer 模型对结合过程进行拟合, 该模型设定污染物 (M) 与 DOM 配体 (L) 符合 1:1 的结合模式, 即: $\text{M}^{n+} + \text{L} = \text{M}^{n+} - \text{L}$, 其公式表达为:

$$I_0/(I_0 - I) = 1/(f \times K_M \times C_M) + 1/f \quad (1)$$

式中, I 和 I_0 分别为特定浓度和无金属溶液添加后的紫外吸光度, K_M 为金属与 DOM 结合的条件稳定常数, f 为参与重金属络合的初始吸光度比重^[17]. 水体样品在 254 nm 处的吸收值可以反映 DOM 存在共轭双键 (共轭二烯烃、不饱和醛及不饱和酮等), 从而体现有机物的浓度, 本研究将其作为 DOC 的替代参数对 DOM 与金属的结合过程进行拟合. 紫外差分吸收光谱结合高斯分峰拟合分析可以更深入地挖掘紫外光谱的内在信息^[18,19], 如有机质的来源和结合力强弱, 其中 DOM 与金属相互作用的紫外差分光谱在 250 nm 的特征峰与两者的结合力呈现正相关^[20].

本研究使用傅里叶变换红外光谱对金属污染物与 DOM 的结合过程进行表征, 红外光谱分析使用红外分光光度计 (Thermo Nicolet iS50) 测定. 波长范围为 $600 \sim 4000 \text{ cm}^{-1}$, 扫描时间为 2 min, 每个样品扫描 200 次. 扫描后使用 Omic Spectra 软件进行处理, 包括水汽校正、基线校准和平滑处理.

1.3 污染负荷计算

由于在本研究区域降雨径流污染资料较少, 因此本文采用常用的美国华盛顿政府委员会的方法计算污染负荷量^[21], 该模型是基于美国国家城市径流污染研究署在华盛顿地区所得到的数据开发的方法, 其基本模型如下:

$$L_t = 0.01 [(C_f)(\Psi)(A)(P)(C)] \quad (2)$$

式中, L_t 为时间段 t 内径流排放污染负荷, kg; C_f 为降雨产生地表径流的因子, 即产生径流降雨事件在总降雨事件的比例, 一般研究中取 90%^[21]; Ψ 为径流系数; A 为径流集雨面积, hm^2 ; P 为时间段内 t 的降雨量, mm; C 为污染物的平均浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; 0.01 为单位换算因子.

本研究使用目前广泛应用的输出系数法对污染负荷量进行计算^[22], 其表达式为:

$$L = \sum_{i=1}^m E_i A_i \quad (3)$$

式中, L 为各种土地污染物的总输出量 ($\text{kg} \cdot \text{a}^{-1}$), m 为土地利用类型数目; E_i 为第 i 种土地利用类型污染物的输出系数, $\text{g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{a})^{-1}$; A_i 为第 i 种土地利用类型面积, m^2 .

根据采集样品中的污染物均值浓度和采样区域的汇水面积对径流中污染物负荷进行计算, 其中降雨量来自于中国天气网 (www.weather.com.cn) 数据, 使用“室外排水设计规范”(GB 50014 2006) 中不同下垫面的径流系数数值对研究区域的径流污染负荷进行计算.

1.4 数据分析与处理

使用 ANOVA 分析对数据之间是否存在显著性差异进行检验, 若 $P < 0.05$ 则认为数据存在显著性差异, 数据之间相关性使用 Pearson 相关性分析方法进行检验. 上述数据分析方法使用 SPSS 19.0 (SPSS Inc., Chicago, Illinois, USA) 软件进行.

2 结果与讨论

2.1 雨水径流的重金属和 DOM 污染特征

2.1.1 雨水中重金属污染物特征

居民区下垫面地表径流中不同重金属离子浓度呈现显著差异, 其中 Zn 的浓度 ($12.96 \sim 635.50 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$) 最高, 其次为 Cu ($5.09 \sim 77.25 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$) 和 Pb ($2.40 \sim 55.50 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$), Sb (n. d. $\sim 6.96 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$) 和 Cd (n. d. $\sim 3.52 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$) 最低 (表 2). 已有较多研究表明, 地表径流中 Zn 来自于轮胎磨损、屋面和排水管的电镀层^[10], Cu 主要来自于汽车制动装置和建筑防腐材料, Pb 主要来自于含铅涂料油漆, Sb 主要来自于刹车片磨损、大气锑沉降和建筑材料表面磨损^[9], Cd 主要来源于建筑材料的腐蚀和污染的大气扩散. 毒理学数据表明, Zn 可以促进机体生长发育和组织再生, 但是过量的 Zn 摄入反而将会对生物体产生一定的毒性效应, 且水生生物对锌的敏感度远大于人体. 此外, 过量的 Cu、Pb、Sb 和 Cd 摄入都会对人体和水生生物造成严重的机体损害. 我国地表水环境质量标准 (GB 3838 2002) 中, 对于 Zn、Cu、Pb 和 Cd 的 I 类水限值规定为 50、10、10 和 $1 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, 其中研究区域的地表径流中, 4 种污染物的超标率分别为: 77.14%、74.29%、54.29% 和 71.43%, V 类水限值规定为: 2 000、1 000、100 和 $10 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, 该标准仅在集中式生活饮用水地表水源地特定项目中规定 Sb 的限值为 $5 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, 共有 28.57% 样品中锑浓度超标. 基于我国淡水生物急慢性毒性数据推导的水生生物短期和长期基准值分别为 Zn ($89.7 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $34.5 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)^[23]、Cu ($30.0 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $9.4 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)^[24]、Pb (131.0

$\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $5.1 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)^[25]、Sb ($466.6 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $88.7 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)^[12] 以及 Cd ($32.5 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $0.46 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)^[26], 而本研究地表径流中重金属浓度除 Sb 以外, 其他均超过了各自的长期水质基准, 表明虽然数日的短期暴露对大部分水生生物可能不造成威胁, 但是长期的重金属暴露则会对水生生物种群数量、繁殖或代谢等方面产生影响, 而本研究地表径流中 Zn 的浓度则显著高于推导得出的急性和慢性水质基准, 表明该水体中 Zn 浓度对于临近水体的水生生物安全不可接受. 高浓度的 Zn 同样在其他研究区域径流中也有发现, 新加坡城市地表径流中重金属浓度为: Zn > Cu > Pb > Cd, Zn 的浓度达到 $52.21 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, 与本研究结果较为相似^[6]. 本研究区域不同重金属污染情况显著低于北京城区下垫面地表径流的污染状况, 在该地区不同功能区中, Zn、Cu、Pb 和 Cd 的均值浓度分别达到了 1 608、158、42 和 $6 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ^[27]. 在乌鲁木齐交通道路的地表径流中, 发现主要污染物同样为 Cu、Pb、Zn 和 Cr, 其中 Cu 和 Pb 均值浓度可高达 $2 520 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $367.1 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ^[28]. 有研究者在西安不同城区雨水径流中检出了 Zn、Pb 和 Cd 的污染, 其中 Zn 的污染最严重 ($140 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)^[29]. 雨水径流中 Sb 的关注相对较少, 少量的研究表明, 汽车刹车系统磨损和大气沉降可能导致道路两侧的水体和土壤中 Sb 超标^[30], 本研究成果显示, 部分降雨径流中 Sb 的浓度超过了我国地表水环境质量标准 (GB 3838 2002) 的规定.

不同下垫面重金属污染特征呈现了较大的差异, 其中交通主干道的污染最为严重, 其中 Zn、Cu、Pb、Cd 和 Sb 的均值分别达到了 243.14、34.66、32.07、1.26 和 $5.45 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$, 停车区和人行道的污染次之, 而屋面和绿地的污染最低. 不同的下垫面属性和用途对其产生的地表径流带来了重要影响, 其中主干道车流量巨大, 汽车轮胎、刹车片磨损、汽油燃烧以及大气干沉降携带的污染物随地表径流冲刷进入临近水体, 停车区和人行道污染源相对较少, 屋面的污染源主要来自于干沉降, 而绿地重金属浓度较少主要是由于较强的过滤和下渗作用. 不同下垫面污染物的差异在其他城市区域也同样有发现, 如王家元等^[27] 和袁冬海等^[31] 在城市地表径流中也发现了不同功能区之间显著的重金属浓度差异.

2.1.2 雨水径流中 DOM 浓度分布

在不同降雨场次中, 地表径流中携带的 DOM 浓度在不同下垫面类型中呈现了较为明显的差异 (表 3), 主要表现为: 交通主干道最高, 人行道和绿地次之, 停车区和屋面相对较低, 这一分布规律与重金属在不同下垫面的分布趋势稍有不同, 在已有的

表 2 雨水径流中不同重金属的均值浓度¹⁾/μg·L⁻¹Table 2 Concentrations of heavy metals in surface runoff from the study area/μg·L⁻¹

| 采样日期与地点 | 下垫面属性和相关标准 | Zn ²⁺ | Cu ²⁺ | Pb ²⁺ | Cd ²⁺ | Sb |
|------------------|------------|------------------|------------------|------------------|------------------|-------|
| 2019-08-10 无锡 | 绿地 | 100.73 | 23.63 | 35.90 | 3.23 | 5.78 |
| | 交通主干道 | 77.72 | 15.69 | 16.25 | 1.20 | 2.46 |
| | 停车区 | 78.20 | 18.97 | 31.58 | 1.93 | 1.71 |
| | 屋面 | 96.08 | 19.67 | 27.12 | 2.64 | 3.20 |
| | 人行道 | 70.86 | 15.25 | 8.31 | 1.10 | 2.09 |
| 2020-06-23 无锡 | 绿地 | 87.51 | 7.84 | 12.80 | 2.36 | 5.69 |
| | 交通主干道 | 635.50 | 77.25 | 55.50 | 1.24 | 5.35 |
| | 停车区 | 146.60 | 28.70 | 44.60 | 0.90 | 1.25 |
| | 屋面 | 198.70 | 16.80 | 4.10 | 1.30 | 6.32 |
| | 人行道 | 52.40 | 18.50 | 8.10 | 0.89 | 2.14 |
| 2020-09-16 无锡 | 绿地 | 82.35 | 6.93 | 10.54 | 1.51 | n. d. |
| | 交通主干道 | 222.12 | 52.21 | 48.75 | 1.12 | 6.32 |
| | 停车区 | 102.21 | 25.21 | 45.29 | 0.96 | 2.56 |
| | 屋面 | 152.87 | 19.36 | 15.21 | 0.99 | 5.21 |
| | 人行道 | 42.10 | 24.81 | 3.96 | 0.87 | 1.42 |
| 2020-05-14 南京 | 绿地 | 12.96 | 5.09 | 3.90 | 2.54 | 3.63 |
| | 交通主干道 | 193.54 | 21.06 | 10.80 | 1.62 | 5.96 |
| | 停车区 | 82.32 | 14.24 | 5.00 | 0.25 | 3.69 |
| | 屋面 | 23.57 | 12.56 | 2.60 | 2.35 | 6.95 |
| | 人行道 | 63.21 | 9.91 | 9.90 | n. d. | n. d. |
| 2020-06-05 南京 | 绿地 | 52.46 | 16.19 | 3.60 | 3.52 | 2.97 |
| | 交通主干道 | 197.81 | 44.94 | 42.50 | 0.41 | 6.96 |
| | 停车区 | 63.90 | 18.30 | 20.80 | 1.54 | 5.42 |
| | 屋面 | 23.10 | 18.61 | 5.60 | 1.42 | 3.52 |
| | 人行道 | 265.54 | 54.00 | 49.50 | 0.89 | 1.18 |
| 2020-06-15 南京 | 绿地 | 27.12 | 14.52 | 2.50 | 1.81 | 2.61 |
| | 交通主干道 | 185.58 | 25.38 | 12.20 | 1.54 | 6.21 |
| | 停车区 | 96.32 | 33.15 | 26.10 | 1.21 | 4.22 |
| | 屋面 | 54.14 | 7.38 | 6.60 | 2.01 | 4.16 |
| | 人行道 | 63.93 | 15.05 | 9.60 | 1.11 | n. d. |
| 2020-07-28 南京 | 绿地 | 25.51 | 8.21 | 2.40 | 3.02 | 2.85 |
| | 交通主干道 | 189.76 | 6.10 | 38.50 | 1.70 | 4.91 |
| | 停车区 | 75.68 | 6.53 | 5.90 | 2.10 | 4.63 |
| | 屋面 | 189.72 | 26.49 | 6.50 | 3.10 | 3.96 |
| | 人行道 | 45.51 | 7.24 | 28.50 | 0.90 | n. d. |
| 地表水环境标准值(I类) | | 50 | 10 | 10 | 1 | — |
| 地表水环境标准值(V类) | | 2000 | 1000 | 100 | 10 | — |
| 集中式生活饮用水地表水源地 | | — | — | — | — | 5 |

1) n. d. 表示未检出;“—”表示无相关标准

研究中也同样发现交通道路出现了最高的 DOM 浓度^[27]. 交通主干道的有机物主要来自于汽车磨损、燃油尾气、道路扬尘和大气沉降等多种来源,人行道主要来源为道路扬尘和大气沉降,绿地产生径流中 DOM 主要来自于雨水径流冲刷的土壤有机物,停车区的有机质主要来自于汽车和大气沉降,屋面有机质浓度最低,这可能由于其来源为单一的大气沉降,有研究表明,我国东部地区雨水径流中 DOM 浓度较低,一般 <3 mg·L⁻¹^[32].

研究区域地表径流中 DOM 浓度与已有的研究较为接近,我国华南地区广州雨水径流中 DOM 浓度为 0.46 ~ 12.59 mg·L⁻¹,均值为 3.54 mg·L⁻¹^[33],

沿海城市厦门城市雨水径流中 DOM 浓度为 0.10 ~ 11.18 mg·L⁻¹^[34];我国北方城市(北京、沧州、栾城和廊坊等)降雨径流中 DOM 浓度范围为 0.60 ~ 44.10 mg·L⁻¹,相对较高^[35]. 与太湖长江相对比,本研究区域部分径流水体中 DOM 浓度高于太湖(5.67 ~ 7.22 mg·L⁻¹)和长江(9.71 ~ 10.40 mg·L⁻¹)水体中的 DOM 浓度^[36,37],可能指示了地表径流对于临近水体污染物的输入趋势.

2.2 雨水径流中 DOM 的特征信息

下垫面的不同属性赋予了其产流中污染物的不同结构特征,本文使用紫外-可见光光谱信息揭示其 DOM 组分不同的结构信息差异(表 4 和图 2).

表 3 不同降雨径流中的 DOM 浓度/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Table 3 Concentrations of DOM in surface runoff from study area/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$

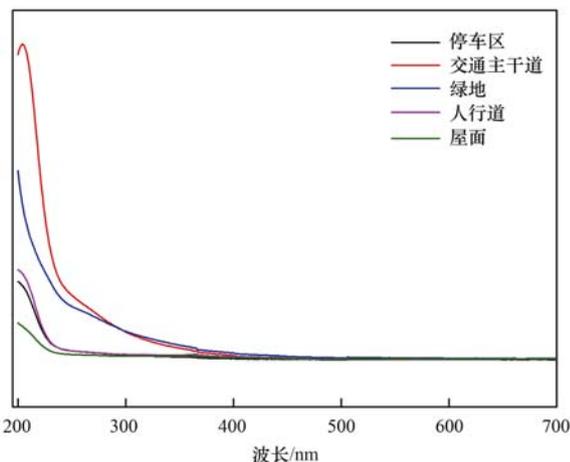
| 研究地点 | 采样日期 (年-月-日) | 停车区 | 交通主干道 | 绿地 | 人行道 | 屋面 |
|-----------------|-----------------|-----------------|------------------|-----------------|------------------|-----------------|
| 无锡梁溪苑小区 | 2019-08-10 | 0.34 ± 0.16 | 5.37 ± 0.10 | 3.66 ± 0.15 | 0.51 ± 0.19 | 0.55 ± 0.12 |
| | 2020-06-23 | 1.72 ± 0.11 | 9.96 ± 0.14 | 6.72 ± 0.17 | 2.98 ± 0.17 | 1.15 ± 0.08 |
| | 2020-09-16 | 2.84 ± 1.00 | 16.90 ± 2.12 | 4.79 ± 1.28 | 6.60 ± 2.34 | 2.90 ± 1.03 |
| 南京市江苏省 农科院小区 | 2020-06-05 | 0.99 ± 0.12 | 77.46 ± 1.85 | 1.42 ± 0.72 | 2.90 ± 0.09 | 2.72 ± 0.91 |
| | 2020-05-14 | 0.43 ± 0.05 | 16.94 ± 1.75 | 3.80 ± 0.14 | 13.92 ± 1.21 | 0.34 ± 0.03 |
| | 2020-06-15 | 2.96 ± 0.23 | 35.99 ± 1.96 | 4.79 ± 1.95 | 17.89 ± 0.86 | 2.52 ± 0.91 |
| | 2020-07-28 | 2.74 ± 0.14 | 17.21 ± 0.28 | 2.57 ± 0.75 | 0.82 ± 0.25 | 2.74 ± 0.98 |

表 4 研究区域地表径流中 DOM 的光谱指标¹⁾

Table 4 Characteristic parameters of DOM in surface runoff

| 地点 | 下垫面属性 | E_3/E_4 | E_{253}/E_{203} | E_{250}/E_{365} | $S_{275-295}$ | $S_{350-400}$ | S_R | $A_{226-400}$ |
|----|-------|------------------|----------------------|-------------------|----------------------|-----------------------|-----------------|-------------------|
| 无锡 | 停车区 | 2.69 ± 0.72 | 0.13 ± 0.019 | 2.70 ± 0.82 | -0.014 ± 0.0046 | -0.012 ± 0.0023 | 1.17 ± 0.72 | 1.52 ± 0.56 |
| | 交通主干道 | 5.82 ± 0.15 | 0.19 ± 0.0057 | 7.21 ± 0.32 | -0.018 ± 0.00016 | -0.018 ± 0.00064 | 1.00 ± 0.58 | 12.21 ± 1.59 |
| | 绿地 | 4.14 ± 0.18 | 0.31 ± 0.0047 | 4.80 ± 0.31 | -0.015 ± 0.00065 | -0.015 ± 0.00056 | 1.00 ± 0.64 | 11.21 ± 2.69 |
| | 人行道 | 2.25 ± 0.30 | 0.13 ± 0.015 | 2.31 ± 0.60 | -0.013 ± 0.00064 | -0.011 ± 0.0014 | 1.18 ± 0.81 | 2.56 ± 0.98 |
| | 屋面 | 1.55 ± 0.14 | 0.15 ± 0.021 | 1.21 ± 0.20 | -0.0094 ± 0.0030 | -0.0085 ± 0.00059 | 1.11 ± 1.01 | 1.74 ± 0.78 |
| 南京 | 停车区 | 9.06 ± 0.56 | 0.48 ± 0.047 | 9.51 ± 0.85 | -0.018 ± 0.0073 | -0.023 ± 0.0092 | 0.78 ± 0.18 | 123.31 ± 9.88 |
| | 交通主干道 | 10.82 ± 0.99 | 0.31 ± 0.052 | 11.03 ± 0.96 | -0.019 ± 0.0046 | -0.025 ± 0.0063 | 0.76 ± 0.41 | 69.97 ± 7.12 |
| | 绿地 | 6.22 ± 0.85 | 0.46 ± 0.096 | 5.21 ± 0.75 | -0.017 ± 0.007 | -0.020 ± 0.0081 | 0.85 ± 0.63 | 52.91 ± 9.54 |
| | 人行道 | 10.44 ± 1.27 | 0.20 ± 0.014 | 9.71 ± 0.81 | -0.019 ± 0.0072 | -0.026 ± 0.0072 | 0.73 ± 0.25 | 36.87 ± 10.52 |
| | 屋面 | 0.14 ± 0.087 | 0.0058 ± 0.00082 | 1.41 ± 0.62 | -0.012 ± 0.0071 | -0.017 ± 0.0082 | 0.71 ± 0.15 | 2.82 ± 2.21 |

1) E_3/E_4 表示有机质腐殖化程度(反比); E_{253}/E_{203} 表示有机质芳香环取代程度; E_{250}/E_{365} 表示有机质腐殖化程度(反比); $S_{275-295}$ 表示有机质芳香碳含量(反比); $S_{350-400}$ 表示有机质芳香碳含量(反比); S_R 表示有机质维管束植物类有机质输入量(反比); $A_{226-400}$ 表示有机质芳香性程度



以无锡 2019-08-10 的降雨为例

图 2 不同下垫面降雨径流中 DOM 的光谱信息

Fig. 2 Spectral characteristics of DOM in runoff from different underlying surfaces

2.2.1 居民区径流中 DOM 结构特征

E_3/E_4 是有机物在 300 nm 和 400 nm 吸光度的比值,用于表示有机物腐殖化程度的大小,其比例越大,DOM 组分的腐殖化程度越小^[38],当其比例小于 3.5 时,DOM 以胡敏酸为主,当比例大于 3.5 时则以富里酸为主。在无锡区域城市地表径流 DOM 中,其腐殖化程度排序为:屋面 > 人行道 > 停车区 > 绿地

> 交通主干道。这一结果反映了不同下垫面有机质腐殖化程度和分子量均逐次下降,DOM 聚合程度逐渐减小,在不同的下垫面中,主干道和绿地的 E_3/E_4 比例大于 3.5,其 DOM 组分可能以富里酸为主,而其他下垫面则以胡敏酸为主。

E_{253}/E_{203} 是有机物在 253 nm 和 203 nm 处的吸光度之比,主要反映了电子跃迁谱带(ET)和苯环型谱带(Bz)的紫外吸收,其比值反映了有机物中芳环的取代程度,低比值表示 DOM 芳环上的取代基可能是脂肪族官能团,高比值则指示芳环上取代基为多种含氧官能团,如羟基、羧基、羰基和酯类等^[39],本研究中,无锡城市地表径流中,其芳环取代程度排序为:绿地 > 交通主干道 > 屋面 > 人行道、停车区。高比值指示的含氧官能团表明 DOM 提供较多与重金属结合的络合点位,从而提高重金属的可迁移性,减弱地表径流中金属的生物可利用性^[40]。与其他研究相比,本研究区域 E_{253}/E_{203} 均值为 0.23,而在太湖水体中 DOM 的 E_{253}/E_{203} 值为 0.076 ~ 0.227^[41],指示本研究径流雨水中含氧官能团的取代程度更高,其对于水体污染物的结合能力更强。

E_{250}/E_{365} 通常用于表示有机质的腐殖化程度,较高的比例指示有机质较低的腐殖化程度^[42],在本

研究中,不同下垫面地表径流有机质的腐殖化程度依次为:屋面>人行道>停车区>绿地>交通主干道.这一结果与 E_3/E_4 的指示含义一致,其中主干道携带的有机质腐殖化程度显著低于其他下垫面,这可能与径流来源差异和腐殖化进程快慢有关.

$S_{275-295}$ 和 $S_{350-400}$ 值表示有机质光谱波长275~295 nm和350~400 nm范围内吸光度自然对数值与波长线性关系的斜率,其与有机质芳香碳含量呈现负相关关系^[43].两个指标都表明无锡地表径流水体中屋面径流芳香碳含量较低,而其他下垫面径流的芳香碳含量未呈现明显差异($P > 0.05$). $S_{275-295}$ 与 $S_{350-400}$ 比值 S_R 与DOM相对分子质量的大小呈现反比,数值越低,表明分子量越高,芳香性越强以及维管束植物类有机质的输入量越大^[44],本研究中,主干道和绿地的 S_R 值较低,指示了其较高的DOM分子量以及维管束植物类有机质的输入.

$A_{226-400}$ 是水体样品在226~400 nm范围内光谱的积分面积,可以包含较多光谱信息,用于指示DOM的芳香性指数^[40],其芳香性指数大小排序为:交通主干道>绿地>人行道>屋面>停车区,芳香性指数越高,则有机物所含的苯环结构越多,越不易降解,其稳定性越强,该指标对芳香性的指示作用与 S_R 的结果类似.

在位于南京的江苏省农科院小区城市地表径流中,不同下垫面地表径流的DOM呈现了不同的特性,其腐殖化程度排序依次为:屋面>绿地>停车区>人行道>交通主干道,其中DOM的腐殖化程度要显著低于无锡地区的地表径流,陈昭宇等^[45]在我国三峡地区河水DOM结构研究中发现,其 E_3/E_4 比例为2.74~5.35,其腐殖化程度也高于本研究,推测原因是南京农科院小区周围植被覆盖率较高,新鲜落叶堆积促使了下垫面有机质的大量堆积.南京研究区域地表径流中 E_{253}/E_{203} 的比值显著高于无锡地区,其中在该研究区域停车区和绿地径流芳环的取代程度较高,DOM富含C=O、—OH和—COOH

等基团,赋予其更多的与金属离子结合的可能性. E_{250}/E_{365} 表征了DOM结构腐殖化程度的指标,该区域腐殖化程度排序与 E_3/E_4 相同.不同下垫面地表径流中有机质芳香碳含量排序与无锡采样区域类似,表现为屋面径流芳香碳含量较低,而其他下垫面未出现明显的差异,该研究区域 S_R 比例显著低于无锡采样点,表明相对分子质量和维管束植物类有机质的输入量显著高于无锡地区,这与两个研究区域植被覆盖的差异有关.江苏省农科院小区地表径流的芳香性指数($A_{226-400}$)不同下垫面呈现了较为显著的差异,其大小排序为:停车区>交通主干道>人行道>绿地>屋面,其芳香性指数显著高于无锡地区,该结果与 S_R 比例的指示意义类似,表明有机质分子不易于降解,稳定性越强.下垫面的不同使用属性赋予了地表径流DOM不同的结构特性,有研究表明,不同城市功能区由于硬化路面和绿化面积的差异使得DOM的腐殖化和芳香性程度都呈现了较大差异^[27].

2.2.2 不同下垫面DOM特征指标相关性

为了揭示研究区域径流中DOM光谱特征信息的相互关系,本研究对区域内不同下垫面DOM光谱的多个特征指标进行了相关性分析(表5). E_3/E_4 与 E_{250}/E_{365} 在0.01水平上呈现显著性正相关关系,与 $S_{275-295}$ 和 $S_{350-400}$ 同样在0.01水平上呈现显著性负相关关系,与 $A_{226-400}$ 在0.01水平上呈现显著性正相关关系,这表明径流中DOM结构随着腐殖化程度的加深,其芳香碳含量也不断减少,有机质芳香程度持续下降. $A_{226-400}$ 是226~400 nm这一波段有机物紫外光谱的积分形式,包括了较多的光谱信息,可以代表有机质的芳香程度, E_{253}/E_{203} 与 $A_{226-400}$ 呈现了显著性正相关关系($P < 0.01$),表明芳环上脂肪族官能团被含氧官能团的取代过程可能引起有机质芳香性的增加.而 $A_{226-400}$ 与DOC浓度相关系数达到了0.99,表明有机质浓度的增加伴随着苯环结构的增加,有机质难于降解,稳定性增加.

表5 研究区域地表径流不同有机质指标的相关系数¹⁾

Table 5 Pearson correlations between different UV-Vis parameters of DOM from surface runoff

| | E_3/E_4 | E_{253}/E_{203} | E_{250}/E_{365} | $S_{275-295}$ | $S_{350-400}$ | S_R | $A_{226-400}$ | DOC |
|-------------------|-----------|-------------------|-------------------|---------------|---------------|--------|---------------|------|
| E_3/E_4 | 1.00 | | | | | | | |
| E_{253}/E_{203} | 0.64* | 1.00 | | | | | | |
| E_{250}/E_{365} | 0.98** | 0.60* | 1.00 | | | | | |
| $S_{275-295}$ | -0.91** | -0.60* | -0.93** | 1.00 | | | | |
| $S_{350-400}$ | -0.88** | -0.50* | -0.90** | 0.88** | 1.00 | | | |
| S_R | -0.56 | -0.29 | -0.59* | 0.53 | 0.85** | 1.00 | | |
| $A_{226-400}$ | 0.76** | 0.81** | 0.75** | -0.65* | -0.72** | -0.58* | 1.00 | |
| DOC | 0.75** | 0.75** | 0.76** | -0.63* | -0.72** | -0.59* | 0.99** | 1.00 |

1) *表示在0.05水平上显著性相关关系,**表示在0.01水平上呈现显著性相关关系

2.3 雨水径流中 DOM 与典型金属的结合机制

由于不同场次同一下垫面降雨径流中 DOM 浓度和结构特性存在一定相似性,本研究选择 2019 年 8 月 10 日不同下垫面降雨场次,分析径流中 DOM 与代表性金属 Cu 和 Sb 的结合特性.通过对不同下垫面径流 DOM 与 Cu 和 Sb 结合过程的光谱分析和模型拟合,其结合常数 $\lg K_M$ 最终拟合结果如表 6 所示.

表 6 降雨径流中 DOM 组分与金属的结合过程拟合

| 结合过程 ¹⁾ | 下垫面类型 | R^2 | 结合常数 $\lg K_M$ |
|--------------------|-------|-------|----------------|
| DOM-Cu | 停车区 | 0.96 | 4.28 |
| | 交通主干道 | 0.93 | 4.39 |
| | 绿地 | 0.98 | 5.86 |
| | 人行道 | 0.95 | 4.80 |
| | 屋面 | 0.91 | 4.91 |

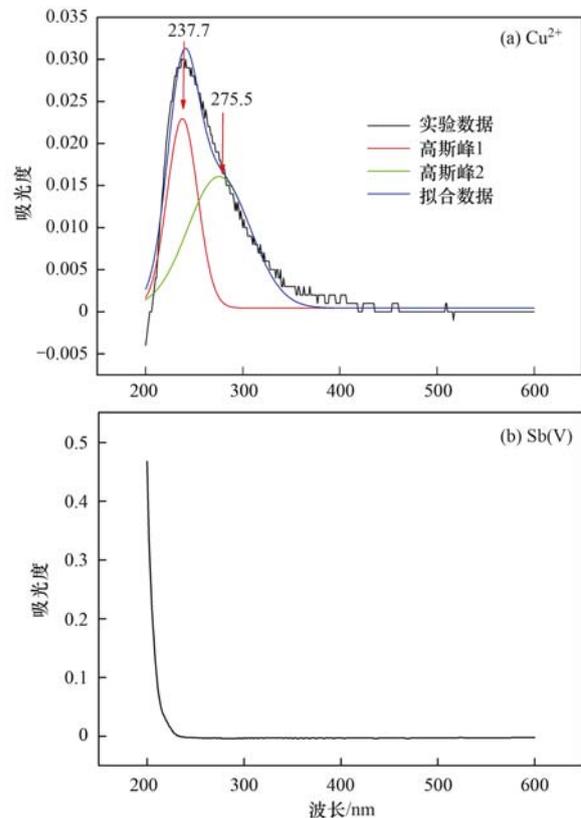
1) 本研究中 DOM 与 Cu 结合强烈,而与 Sb 结合较弱,因此只列出 DOM-Cu 的结合过程

不同下垫面径流 DOM 具有不同的结合属性,其与 Cu 结合常数在 4.28 ~ 5.86 之间,最高值出现在绿地产生的径流中.赵晨^[46]的研究使用紫外和荧光滴定方法对北京市地表径流 DOM 与金属的结合过程进行拟合,最终得到 DOM 与 Cu^{2+} 的络合常数 $\lg K_M$ 值为 5.37 和 5.48,高于本研究;本研究的结果也小于标准化腐殖酸的结合常数,如 Sigma-Aldrich 公司的腐殖酸与 Cu^{2+} 的结合常数为 4.99 ~ 5.26^[47].不同结合常数的差异可能是不同样品中 DOM 分子中含氧官能团(羟基、羧基和酚羟基)差异导致的,这直观反映为紫外光谱中 E_{253}/E_{203} 指示的芳香环取代程度,其中在赵晨等的研究中,北京市下垫面径流中 E_{253}/E_{203} 比值(0.23)高于本研究中的 E_{253}/E_{203} 值(0.18).

已有较多研究使用差分的紫外光谱探究光谱信息与金属离子浓度、pH 和金属离子类型的相关关系,并获得了较好的效果^[48,49].本研究基于不同浓度 Cu^{2+} 下紫外光谱与无 Cu^{2+} 添加时光谱信息进行差分计算,探究 Cu^{2+} 与 DOM 的结合信息,其中在 $\lambda < 230 \text{ nm}$ 区域内存在羟基和其他无机离子的干扰,因此该波段信息不进行分峰分析^[18].使用高斯分峰拟合分析识别差分光谱中的特征峰,其中紫外光谱波段在 230 ~ 600 nm 的波段范围内形成了两个较为明显的特征峰[图 3(a)]:峰位置 λ 分别为 237.7 nm 和 275.5 nm ($R^2 > 0.97$),有研究表明,235 nm 和 280 nm 处的差分光谱特征峰分别与酚羟基和羧基表现出较好的相关性,指示了 Cu^{2+} 与地表径流中 DOM 的结合作用发生于酚羟基和羧基基团,而在 320 nm 和 360 nm 附近无特征峰出现,表明 Cu^{2+} 与

DOM 中酚羟基发色团结合较弱^[20,39].

而对于另外一种金属 Sb 来说,其与 DOM 的结合过程呈现了不同的状态,在不同下垫面径流中,无论是碰撞淬灭模式的 Stern-Volmer 模型还是静电结合模式的 Ryan-Weber 模型都难以对 Sb(V) 与 DOM 的结合过程进行拟合,这表明, Sb(V) 与地表径流中 DOM 的结合作用并不强烈.地表径流中 DOM 与 Sb(V) 微弱结合的证据可以从其紫外光谱信息中得出,其紫外差分光谱未出现显著的高斯分峰[图 3(b)],对于 Sb 和 As 等金属来说,其在常规地表水体中的主要存在形式为 $\text{Sb}(\text{OH})_6^-$ 和 $\text{As}(\text{OH})_6^-$,表现为阴离子形式,因此对于通常携带较多含氧官能团的 DOM 组分来说,其表面携带较多负电荷,因此两者之间的结合不易实现.



以停车场地表径流 DOM 与 $60 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ Cu^{2+} 或 Sb(V) 结合为例

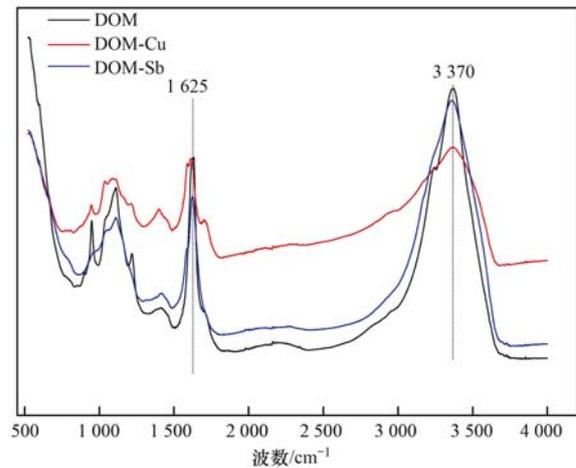
图 3 金属污染物与 DOM 结合的紫外差分光谱分峰拟合结果
Fig. 3 Gaussian peak-fitting of DAS in binding of DOM and metals

傅里叶变换红外光谱信息同样表征了地表径流中 DOM 与 Cu 和 Sb 的不同结合特征(图 4),其中 DOM 与 DOM-Sb 的结合峰强度和峰形呈现了较高的相似度,但是与 DOM-Cu 的光谱在出峰位置和峰高强度上均出现了差异.在 3370 cm^{-1} 附近区域 DOM 与 Cu 结合后出现了红外光谱峰响应强度的下降,这一区域指示的是羧酸类、醇类和酚类—OH 基团的伸缩振动^[50],这一结果与紫外差分光谱的分峰

结果相对应,表明 DOM 组分中羟基和酚羟基与 Cu 之间的结合作用;另外,DOM 与 Cu 结合之后在 $1\ 625\ \text{cm}^{-1}$ 区域附近出现了红移的现象,该区域可能指示的是 DOM 组分中的 $\text{C}=\text{C}$ 结构^[51],该组分与 Cu 结合之后形成更稳定的结构,因此可以推测地表径流中的 Cu 等污染物主要以 DOM 结合态形式存在,DOM 与 Sb 结合过程较弱,而 Sb 污染大部分可能以游离态的形式存在,因此需要对不同的金属污染物开展针对性的污染拦截措施。

2.4 降雨地表径流中污染负荷输入量

根据美国华盛顿政府委员会方法和输出系数法计算的无锡和南京居民区域不同污染物总负荷最终结果如表 7 所示,其金属污染物负荷排序为: $\text{Zn} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Sb} > \text{Cd}$, 两地 Zn 的年输入总负荷达到 $4.83\ \text{kg}\cdot\text{a}^{-1}$ 和 $3.21\ \text{kg}\cdot\text{a}^{-1}$, DOM 的年输入总负荷可以达到 $45.32\ \text{kg}\cdot\text{a}^{-1}$ 和 $455.23\ \text{kg}\cdot\text{a}^{-1}$, 雨水地表径流携带的 DOM 以及 Zn 等重金属污染值得进一步地关注. 而不同下垫面中,绿地由于其自身的过滤、下渗和蓄积雨水作用,其产生的径流污染物被大



以停车场地表径流中 DOM 为例

图 4 地表径流中 DOM 与不同金属污染物结合的红外光谱

Fig. 4 FT-IR spectra of binding of metals and DOM in surface runoff

幅截留,其他下垫面则由于其高度的不透水性导致地表附着污染物大量冲刷流失,对临近水体造成可观的污染负荷,因此需要针对研究区域不同下垫面的污染特征开展相对应的污染削减措施。

表 7 研究区域不同下垫面地表径流的污染物负荷

Table 7 Annual loading of contaminants from different underlying surfaces in study area

| 地点 | 下垫面类型 | 汇水面积 / hm^2 | 径流系数 | 径流体积 / m^3 | 污染物总负荷/ $\text{kg}\cdot\text{a}^{-1}$ | | | | | |
|----|-------|----------------------|------|---------------------|---------------------------------------|-------|------|---------|-------|--------|
| | | | | | Pb | Cu | Zn | Cd | Sb | DQM |
| 无锡 | 停车区 | 0.63 | 0.90 | 8 474.95 | 0.27 | 0.16 | 0.66 | 0.016 | 0.015 | 2.88 |
| | 交通主干道 | 0.19 | 0.90 | 2 555.94 | 0.042 | 0.040 | 0.20 | 0.003 1 | 0.012 | 13.73 |
| | 绿地 | 0.26 | 0.15 | 582.93 | 0.021 | 0.014 | 0.06 | 0.002 0 | 0.002 | 2.13 |
| | 人行道 | 3.00 | 0.90 | 40 356.90 | 0.33 | 0.62 | 2.86 | 0.044 | 0.075 | 20.58 |
| | 屋面 | 0.81 | 0.90 | 10 896.36 | 0.30 | 0.21 | 1.05 | 0.029 | 0.054 | 5.99 |
| | 总和 | 4.89 | | 62 867.08 | 0.96 | 1.04 | 4.83 | 0.094 | 0.158 | 45.32 |
| 南京 | 停车区 | 0.75 | 0.90 | 8 158.73 | 0.21 | 0.27 | 0.79 | 0.010 | 0.037 | 24.15 |
| | 交通主干道 | 0.37 | 0.90 | 4 024.97 | 0.049 | 0.10 | 0.75 | 0.006 3 | 0.024 | 144.86 |
| | 绿地 | 1.61 | 0.15 | 2 919.01 | 0.007 0 | 0.042 | 0.08 | 0.0055 | 0.009 | 13.98 |
| | 人行道 | 1.22 | 0.90 | 13 271.53 | 0.13 | 0.20 | 0.85 | 0.015 | 0.004 | 237.43 |
| | 屋面 | 1.27 | 0.90 | 13 815.44 | 0.091 | 0.10 | 0.75 | 0.028 | 0.064 | 34.82 |
| | 总和 | 5.22 | | 42 189.67 | 0.49 | 0.72 | 3.21 | 0.065 | 0.138 | 455.23 |

经过计算后,无锡居民区单位面积下垫面径流中 DOM 的污染负荷为 $0.93\ \text{g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{a})^{-1}$,而南京居民区域径流中 DOM 单位面积负荷为 $8.72\ \text{g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{a})^{-1}$,后者的 DOM 负荷要显著高于无锡采样区域,主要原因可能是由于农科院小区临近紫金山,周围植被覆盖率高,其对于农科院小区有机质的贡献十分可观. 相比该地区的雨水样品, Li 等^[32]的研究表明我国南京地区雨水中 DOM 的单位面积输出负荷为 $2.01\ \text{g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{a})^{-1}$,这一结果表明大气湿沉降并不是地表径流中 DOM 的主要来源,径流中 DOM 主要来自于地表附着物的冲刷效应. 与其他地区相比,南京研究区域的 DOM 单位面积负荷远高于我国北方城市,如北京、廊坊、沧州和栾城等地雨水中的 DOM 负荷 [$1.59 \sim 2.69\ \text{g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{a})^{-1}$]^[35],

也高于南方城市深圳 [$2.21\ \text{g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{a})^{-1}$]^[52]和厦门 [$1.54\ \text{g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{a})^{-1}$]^[32]等地雨水中的 DOM 负荷。

3 结论

(1) 采样区域径流中呈现了不同程度的金属污染超标现象,不同下垫面中,交通主干道的金属污染最为严重,而屋面和绿地的污染相对较低,DOM 浓度则是交通主干道最严重,停车区和屋面最低,不同下垫面属性导致了地表径流不同的污染特征。

(2) 不同下垫面污染物指标表明 DOM 组分呈现了显著的结构差异,如 DOM 腐殖化程度和芳香性指数等. 阳离子金属污染物 (Cu) 与径流水体中 DOM 结合强烈,主要结合位点为羧基、酚羟基和 $\text{C}=\text{C}$ 结构,阴离子金属污染物 (Sb) 与 DOM 结合程

度较弱, Sb 可能主要以游离态形式存在于径流中。不同下垫面属性的不同污染物结构特征赋予了其不同的迁移转化特性及其对应的拦截措施。

(3) 不同下垫面不同污染物的负荷量也呈现出差异, 其不同金属污染物输出总负荷排序为: $Zn > Cu > Pb > Sb > Cd$, 无锡居民区域降雨地表径流 DOM 的单位面积输出负荷为 $0.93 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{a})^{-1}$, 而南京居民区则达到了 $8.72 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{a})^{-1}$ 。

参考文献:

- [1] 张蕾, 周启星. 城市地表径流污染来源的分类与特征[J]. 生态学杂志, 2010, **29**(11): 2272-2279.
Zhang L, Zhou Q X. Research advances on source classification and characteristics of contaminative urban surface runoff[J]. Chinese Journal of Ecology, 2010, **29**(11): 2272-2279.
- [2] Huber M, Welker A, Helmreich B. Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: occurrence, influencing factors, and partitioning[J]. Science of the Total Environment, 2016, **541**: 895-919.
- [3] Parajulee A, Lei Y D, Kananathalingam A, et al. The transport of polycyclic aromatic hydrocarbons during rainfall and snowmelt in contrasting landscapes[J]. Water Research, 2017, **124**: 407-414.
- [4] Okaike-Woodi F E K, Cherukumilli K, Ray J R. A critical review of contaminant removal by conventional and emerging media for urban stormwater treatment in the United States[J]. Water Research, 2020, **187**, doi: 10.1016/j.watres.2020.116434.
- [5] 国家统计局. 中国统计年鉴-2019[M]. 北京: 中国统计出版社, 2019.
- [6] Joshi U M, Balasubramanian R. Characteristics and environmental mobility of trace elements in urban runoff[J]. Chemosphere, 2010, **80**(3): 310-318.
- [7] 聂云汉, 陈浩, 李磊, 等. 城市雨水径流中溶解性有机物的分子化学多样性[J]. 环境科学, 2020, **41**(5): 2272-2280.
Nie Y H, Chen H, Li L, et al. Molecular chemo-diversity of the dissolved organic matter occurring in urban stormwater runoff[J]. Environmental Science, 2020, **41**(5): 2272-2280.
- [8] 陈梦瑶, 杜晓丽, 于振亚, 等. 北京市道路雨水径流溶解性有机物化学组分特性[J]. 环境科学, 2020, **41**(4): 1709-1715.
Chen M Y, Du X L, Yu Z Y, et al. Characteristics of chemical fractions of dissolved organic matter in road runoff in Beijing[J]. Environmental Science, 2020, **41**(4): 1709-1715.
- [9] He M C, Wang N N, Long X J, et al. Antimony speciation in the environment: Recent advances in understanding the biogeochemical processes and ecological effects[J]. Journal of Environmental Sciences, 2019, **75**: 14-39.
- [10] Li L Y, Hall K, Yuan Y, et al. Mobility and bioavailability of trace metals in the water-sediment system of the highly urbanized brunette watershed[J]. Water, Air, and Soil Pollution, 2009, **197**(1-4): 249-266.
- [11] 骆辉, 章泽宇, 胡小波, 等. 道路雨水径流中重金属特征研究进展[J]. 应用化工, 2019, **48**(10): 2456-2461.
Luo H, Zhang Z Y, Hu X B, et al. Study on the characteristics of heavy metals in road stormwater runoff[J]. Applied Chemical Industry, 2019, **48**(10): 2456-2461.
- [12] 郭文景, 张志勇, 符志友, 等. 铈的淡水水质基准及其对我
- 国水质标准的启示[J]. 中国环境科学, 2020, **40**(4): 1628-1636.
- Guo W J, Zhang Z Y, Fu Z Y, et al. Derivation of aquatic life water quality criteria for antimony in freshwater and its implication for water quality standard in China[J]. China Environmental Science, 2020, **40**(4): 1628-1636.
- [13] 吴丰昌, 王立英, 黎文, 等. 天然有机质及其在地表环境中的重要性[J]. 湖泊科学, 2008, **20**(1): 1-12.
Wu F C, Wang L Y, Li W, et al. Natural organic matter and its significance in terrestrial surface environment[J]. Journal of Lake Sciences, 2008, **20**(1): 1-12.
- [14] 王龙飞. 天然有机质与金属离子/纳米颗粒的相互作用及其对膜污染过程的影响[D]. 合肥: 中国科学技术大学, 2016.
Wang L F. Interactions between natural organic matter (NOM) and metal ions/nanoparticles and their effects in membrane fouling process[D]. Hefei: University of Science and Technology of China, 2016.
- [15] 于振亚, 杜晓丽, 高参, 等. 道路雨水径流溶解性有机物与重金属结合作用分析[J]. 环境科学学报, 2018, **38**(8): 3004-3011.
Yu Z Y, Du X L, Gao C, et al. Complexation between heavy metals and dissolved organic matters in road stormwater runoffs[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2018, **38**(8): 3004-3011.
- [16] Zhao C, Wang C C, Li J Q, et al. Dissolved organic matter in urban stormwater runoff at three typical regions in Beijing: Chemical composition, structural characterization and source identification[J]. RSC Advances, 2015, **5**(90), doi: 10.1039/C5RA14993B.
- [17] 吴丰昌. 天然有机质及其与污染物的相互作用[M]. 北京: 科学出版社, 2010.
- [18] Yan M Q, Ma J, Ji G D. Examination of effects of Cu(II) and Cr(III) on Al(III) binding by dissolved organic matter using absorbance spectroscopy[J]. Water Research, 2016, **93**: 84-90.
- [19] 谢亚萍, 程继夏, 晏明全. 利用差分光谱法研究硬度离子 $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$ 对混凝剂铁盐与溶解性有机物络合的影响[J]. 环境工程学报, 2019, **13**(5): 1056-1062.
Xie Y P, Cheng J X, Yan M Q. Effect of hardness cations on the complexation between coagulant ferric ion and dissolved organic matter by differential UV-visible absorbance spectroscopy[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2019, **13**(5): 1056-1062.
- [20] Yan M Q, Dryer D, Korshin G V, et al. In situ study of binding of copper by fulvic acid: comparison of differential absorbance data and model predictions[J]. Water Research, 2013, **47**(2): 588-596.
- [21] 王业雷. 南昌市城区降雨径流污染过程与防治措施研究[D]. 南昌: 南昌大学, 2008.
Wang Y L. The study on the rainfall runoff pollution process and prevention measure in Nanchang urban[D]. Nanchang: Nanchang University, 2008.
- [22] 陈亚荣, 阮秋明, 韩凤翔, 等. 基于改进输出系数法的长江流域面源污染负荷估算[J]. 测绘地理信息, 2017, **42**(1): 96-99, 104.
Chen Y R, Ruan Q M, Han F X, et al. Estimation of non-point source pollution load of Yangtze watershed based on improved export coefficient model[J]. Journal of Geomatics, 2017, **42**(1): 96-99, 104.
- [23] 吴丰昌, 冯承莲, 曹宇静, 等. 锌对淡水生物的毒性特征与水质基准的研究[J]. 生态毒理学报, 2011, **6**(4): 367-382.
Wu F C, Feng C L, Cao Y J, et al. Toxicity characteristic of

- zinc to freshwater biota and its water quality criteria[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2011, **6**(4): 367-382.
- [24] 吴丰昌, 冯承莲, 曹宇静, 等. 我国铜的淡水生物水质基准研究[J]. *生态毒理学报*, 2011, **6**(6): 617-628.
Wu F C, Feng C L, Cao Y J, *et al.* Aquatic life ambient freshwater quality criteria for copper in China[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2011, **6**(6): 617-628.
- [25] 闫振广, 何丽, 高富, 等. 铅水生生物水质基准研究与初步应用[A]. 见: 中国毒理学会环境与生态毒理专业委员会第三届学术研讨会论文集[C]. 南京: 中国环境科学学会, 中国毒理学会, 2013.
- [26] 吴丰昌, 孟伟, 曹宇静, 等. 镉的淡水水生生物水质基准研究[J]. *环境科学研究*, 2011, **24**(2): 172-184.
Wu F C, Meng W, Cao Y J, *et al.* Derivation of aquatic life water quality criteria for cadmium in freshwater in China[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2011, **24**(2): 172-184.
- [27] 王家元. 城市径流雨水溶解性有机质特征及其与典型重金属的作用机制研究[D]. 北京: 北京建筑大学, 2017.
Wang J Y. Study of characteristics of DOM in urban runoff and the mechanism with typical heavy metal[D]. Beijing: Beijing University of Civil Engineering and Architecture, 2017.
- [28] 董微砾, 陈学刚, 魏疆, 等. 乌鲁木齐市道路雨水径流重金属污染分析[J]. *环境工程*, 2014, **32**(5): 105-110.
Dong W L, Chen X G, Wei J, *et al.* Characteristics of heavy metal pollution in road-runoff in Urumqi city[J]. *Environmental Engineering*, 2014, **32**(5): 105-110.
- [29] 袁宏林, 李星宇, 王晓昌. 西安市雨水径流中重金属季节性污染特征及分析[J]. *环境科学*, 2014, **35**(11): 4143-4147.
Yuan H L, Li X Y, Wang X C. Heavy Metals pollution and analysis of seasonal variation runoff in Xi'an[J]. *Environmental Science*, 2014, **35**(11): 4143-4147.
- [30] Dousova B, Lhotka M, Buzek F, *et al.* Environmental interaction of antimony and arsenic near busy traffic nodes[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, **702**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.134642.
- [31] 袁冬海, 王家元, 王昊天. 径流雨水中溶解性有机质特征演化及其对典型污染物迁移和生物有效性的影响[J]. *生态学报*, 2019, **39**(22): 8404-8415.
Yuan D H, Wang J Y, Wang H T. Study of characteristics of DOM in urban runoff in Beijing and the mechanism with typical heavy metal[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, **39**(22): 8404-8415.
- [32] Li S D, Fan R, Luo D, *et al.* Variation in quantity and quality of rainwater dissolved organic matter (DOM) in a peri-urban region: Implications for the effect of seasonal patterns on DOM fates[J]. *Atmospheric Environment*, 2020, **239**, doi: 10.1016/j.atmosenv.2020.117769.
- [33] 吴秀萍, 宋海燕, 谭军, 等. 雨水中溶解有机质的光谱学研究[J]. *华南师范大学学报(自然科学版)*, 2015, **47**(4): 74-79.
Wu X P, Song H Y, Tan J, *et al.* Spectroscopic characterization of dissolved organic matter isolated from rainwater[J]. *Journal of South China Normal University (Natural Science Edition)*, 2015, **47**(4): 74-79.
- [34] Bao H Y, Yi Y Y, Wang C, *et al.* Dissolved organic matter in coastal rainwater: concentration, bioavailability and depositional flux to seawater in southeastern China[J]. *Marine Chemistry*, 2018, **205**: 48-55.
- [35] Pan Y P, Wang Y S, Xin J Y, *et al.* Study on dissolved organic carbon in precipitation in northern China[J]. *Atmospheric Environment*, 2010, **44**(19): 2350-2357.
- [36] 甘淑钗, 吴莹, 鲍红艳, 等. 长江溶解有机质三维荧光光谱的平行因子分析[J]. *中国环境科学*, 2013, **33**(6): 1045-1052.
Gan S C, Wu Y, Bao H Y, *et al.* Characterization of DOM (dissolved organic matter) in Yangtze River using 3-D fluorescence spectroscopy and parallel factor analysis[J]. *China Environmental Science*, 2013, **33**(6): 1045-1052.
- [37] 刘明亮, 张运林, 秦伯强. 太湖入湖河口和开敞区 CDOM 吸收和三维荧光特征[J]. *湖泊科学*, 2009, **21**(2): 234-241.
Liu M L, Zhang Y L, Qin B Q. Characterization of absorption and three-dimensional excitation-emission matrix spectra of chromophoric dissolved organic matter at the river inflow and the open area in Lake Taihu[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2009, **21**(2): 234-241.
- [38] 田林锋, 胡继伟, 李存雄, 等. 通过 DOM 的光谱特性对长江源头典型高原深水湖泊进行评价[J]. *中国工程科学*, 2010, **12**(6): 80-84, 112.
Tian L F, Hu J W, Li C X, *et al.* Evaluation of a typical plateau deep lake by DOM spectral characteristics[J]. *Strategic Study of CAE*, 2010, **12**(6): 80-84, 112.
- [39] 宋凡浩. 土壤富里酸光谱表征及质子键合行为研究[D]. 北京: 中国环境科学研究院, 2018.
Song F H. Spectral characterization and proton binding behavior of soil fulvic acid[D]. Beijing: Chinese Research Academy of Environmental Sciences, 2018.
- [40] 李丹, 何小松, 高如泰, 等. 紫外-可见光谱研究堆肥水溶性有机物不同组分演化特征[J]. *中国环境科学*, 2016, **36**(11): 3412-3421.
Li D, He X S, Gao R T, *et al.* Evolution based on the spectra of different hydrophilic and hydrophobic components separated from dissolved organic matter (DOM) during compost[J]. *China Environmental Science*, 2016, **36**(11): 3412-3421.
- [41] 胡春明, 张远, 于涛, 等. 太湖典型湖区水体溶解有机质的光谱学特征[J]. *光谱学与光谱分析*, 2011, **31**(11): 3022-3025.
Hu C M, Zhang Y, Yu T, *et al.* Spectroscopic characteristics of dissolved organic matter in water from typical area of Taihu Lake[J]. *Spectroscopy and Spectral Analysis*, 2011, **31**(11): 3022-3025.
- [42] Wang L Y, Wu F C, Zhang R Y, *et al.* Characterization of dissolved organic matter fractions from lake Hongfeng, southwestern China plateau[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2009, **21**(5): 581-588.
- [43] He X S, Xi B D, Wei Z M, *et al.* Spectroscopic characterization of water extractable organic matter during composting of municipal solid waste[J]. *Chemosphere*, 2011, **82**(4): 541-548.
- [44] 何伟, 白泽琳, 李一龙, 等. 溶解性有机质特性分析与来源解析的研究进展[J]. *环境科学学报*, 2016, **36**(2): 359-372.
He W, Bai Z L, Li Y L, *et al.* Advances in the characteristics analysis and source identification of the dissolved organic matter[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2016, **36**(2): 359-372.
- [45] 陈昭宇, 李思悦. 三峡库区城镇化影响下河流 DOM 光谱特征季节变化[J]. *环境科学*, 2021, **42**(1): 195-203.
Chen Z Y, Li S Y. Seasonal variation of DOM spectral characteristics of rivers with different urbanization levels in the three gorges reservoir area[J]. *Environmental Science*, 2021, **42**(1): 195-203.
- [46] 赵晨. 北京城区径流雨水中 DOM 表征及其与铜离子相互作用研究[D]. 北京: 北京建筑大学, 2016.
Zhao C. Dissolved organic matter of stormwater runoff in Beijing

- urban area; Characterization and its interaction with copper ions [D]. Beijing: Beijing University of Civil Engineering and Architecture, 2016.
- [47] Chen W B, Smith D S, Guéguen C. Influence of water chemistry and dissolved organic matter (DOM) molecular size on copper and mercury binding determined by multiresponse fluorescence quenching[J]. *Chemosphere*, 2013, **92**(4): 351-359.
- [48] Gao Y, Yan M Q, Korshin G. Effects of calcium on the chromophores of dissolved organic matter and their interactions with copper[J]. *Water Research*, 2015, **81**: 47-53.
- [49] Yan M Q, Korshin G V. Comparative examination of effects of binding of different metals on chromophores of dissolved organic matter[J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, **48**(6): 3177-3185.
- [50] 翁诗甫. 傅里叶变换红外光谱仪[M]. 北京: 化学工业出版社, 2005.
- [51] Leenheer J A. Systematic approaches to comprehensive analyses of natural organic matter[J]. *Annals of Environmental Science*, 2009, **3**: 1-130.
- [52] Huang X F, Li X, He L Y, *et al.* 5-year study of rainwater chemistry in a coastal mega-city in south China[J]. *Atmospheric Research*, 2010, **97**(1-2): 185-193.

欢迎订阅 2021 年《环境科学》

《环境科学》创刊于 1976 年,由中国科学院主管,中国科学院生态环境研究中心主办,是我国环境科学学科中最早创刊的学术性期刊。

《环境科学》自创刊以来,始终坚持“防治污染,改善生态,促进发展,造福人民”的宗旨,报道我国环境科学领域内具有创新性高水平,有重要意义的基础研究和应用研究成果,以及反映控制污染,清洁生产和生态环境建设等可持续发展的战略思想、理论和实用技术等。

《环境科学》在国内外公开发行,并在国内外科技界有较大影响,被国内外一些重要检索系统收录,如工程索引 Ei Compendex;医学索引 MEDLINE; Scopus; 化学文摘 CA;俄罗斯文摘杂志 AJ;美国生物学文摘预评 BP;美国医学索引 IM;日本科学技术情报中心数据库 JICST;英国动物学记录 ZR;剑桥科学文摘(CSA); Environmental Sciences;剑桥科学文摘(CSA); Pollution Abstracts;剑桥科学文摘(CAS); Life Sciences Abstracts 等;国内的检索系统有中国科技论文统计与引文数据库(CSTPCD);中文科技期刊数据库(维普);中国期刊全文数据库(CNKI);数字化期刊全文数据库(万方);中国科学引文数据库(CSCD);中国生物学文摘等。

全国各地邮局均可订阅,如有漏订的读者可直接与编辑部联系,办理补订手续。

国内统一连续出版物号:CN 11-1895/X

国际标准连续出版物号:ISSN 0250-3301

国外发行代号:M 205

国内邮发代号:2-821

编辑部地址:北京市海淀区双清路 18 号(2871 信箱) 邮编:100085

电话:010-62941102;传真:010-62849343;E-mail:hjcx@rcees.ac.cn;网址:www.hjcx.ac.cn

CONTENTS

| | |
|---|---|
| Transmission of Coronavirus via Aerosols and Influence of Environmental Conditions on Its Transmission | LI Xue, JIANG Jing-kun, WANG Dong-bin, <i>et al.</i> (3091) |
| Impacts of Meteorology and Emission Variations on PM _{2.5} Concentration Throughout the Country During the 2020 Epidemic Period | LU Shi-ze, SHI Xu-rong, XUE Wen-bo, <i>et al.</i> (3099) |
| Factors and Their Interaction Effects on the Distribution of PM _{2.5} in the Yangtze River Delta Based on Grids | HUANG Xiao-gang, ZHAO Jing-bo, XIN Wei-dong (3107) |
| Application of ARIMA Model for Mid- and Long-term Forecasting of Ozone Concentration | LI Ying-ruo, HAN Ting-ting, WANG Jun-xia, <i>et al.</i> (3118) |
| Pollution Characteristics and Sources of Wintertime Atmospheric Brown Carbon at a Background Site of the Yangtze River Delta Region in China | ZHAO Yu, WU Can, WANG Yi-qian, <i>et al.</i> (3127) |
| Spatio-temporal Variation Characteristics Monitored by Remotely Sensed Technique of PM _{2.5} Concentration and Its Influencing Factor Analysis in Sichuan Basin, China | LI Meng-zhen, ZHANG Ting-bin, YI Gui-hua, <i>et al.</i> (3136) |
| Construction of Continuous Dynamic Model for River Networks and Its Application in Simulation of Spatiotemporal Migration of Typical Biocides | XING Cheng, ZHANG Qian-qian, CAI Ya-ya, <i>et al.</i> (3147) |
| Response of Riverine Nitrogen Exports to Land Use Pattern and Hydrological Regime in the Jiulong River Watershed | HUANG Ya-ling, HUANG Jin-liang (3156) |
| Correlation Between Microplastics Pollution and Eutrophication in the Near Shore Waters of Dianchi Lake | YUAN Hai-ying, HOU Lei, LIANG Qi-bin, <i>et al.</i> (3166) |
| Analysis of Water Quality and Exchange Flux of Interstitial Water-Overlying Water in Sediments of Baiyangdian Entrance Area in Summer | ZHANG Tian-na, ZHOU Shi-lei, CHEN Zhao-ying, <i>et al.</i> (3176) |
| Distribution Characteristics and Pollution Evaluation of Nitrogen and Organic Matter in Overlying Water and Sediment of Guyun River and Jinshan Lake in Zhenjiang City | YUAN Lu-bin, XING Shu-yu, LIU Xin, <i>et al.</i> (3186) |
| Spatial Distribution Characteristics of Phosphorus Fractions and Release Risk in Sediments of Honghu International Importance Wetland | LIU Yong-jiu, HUANG Su-zhen, ZHANG Lu, <i>et al.</i> (3198) |
| Pollution Distribution and Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in River Sediments from the Ancient Town of Suzhou | BAI Dong-rui, ZHANG Tao, BAO Jun-song, <i>et al.</i> (3206) |
| Spatio-temporal Distribution Characteristic and Risk Assessment of Heavy Metals in Soils Around Centralized Drinking Water Sources in Wuhan | ZHU Jing, HOU Yao-zong, ZOU Shu-cheng, <i>et al.</i> (3215) |
| Hydro-chemical Characteristics and Ion Origin Analysis of Surface Groundwater at the Shengjin Lake and Yangtze River Interface | CUI Yu-huan, WANG Jie, LIU You-cun, <i>et al.</i> (3223) |
| Identifying the Sources of Groundwater NO ₃ ⁻ -N in Agricultural Region of Qingdao | KOU Xin-yue, DING Jun-jun, LI Yu-zhong, <i>et al.</i> (3232) |
| Analysis of Phytoplankton Community Stability and Influencing Factors in a Tributary of the Three Gorges Reservoir | HE Shu-han, OUYANG Tian, ZHAO Lu, <i>et al.</i> (3242) |
| Distribution Characteristics and Influencing Factors of Phytoplankton Community in Harbin Urban River Network During Wet Season | LU Feng, LI Lei, QI Qing-song, <i>et al.</i> (3253) |
| Response of Microbial Community to Natural Organic Matter Input in Lake Sediments | JU Qi, ZHANG Qi, CAO Chi-cheng, <i>et al.</i> (3263) |
| Effects of Water Supply Quality and Social Activity on the Microbial Community in Baiyangdian Wetland | ZHAO Zhi-rui, WU Hui-qing, BI Yu-fang, <i>et al.</i> (3272) |
| Characteristics of Dissolved Organic Matter in Overlying Water During Algal Bloom Decay | LI Xiang, LI Zhi-chun, WANG Xuan, <i>et al.</i> (3281) |
| Water Pollution Characteristics and Source Apportionment in Rapid Urbanization Region of the Lower Yangtze River: Considering the Qinhuai River Catchment | MA Xiao-xue, GONG Chang, GUO Jia-xun, <i>et al.</i> (3291) |
| Contamination Characteristics of Surface Runoff in Densely Populated Areas in Downstream Yangtze River, China | GUO Wen-jing, ZHANG Zhi-yong, WEN Xue-zheng, <i>et al.</i> (3304) |
| Characteristics of Pollutant Dynamics Under Rainfall-Runoff Events in the Chaohe River Watershed | BAO Xin, JIANG Yan, HU Yu-cong (3316) |
| Influence of Impervious Surface Roughness on Accumulation and Erosion of Urban Non-Point Source Particles | SHAN Xi-huan, XIE Wen-xia, LIAO Yun-jie, <i>et al.</i> (3328) |
| Probabilistic Risk Assessment of Arsenic Exposure Through Drinking Water Intake in Chinese Residents | QIN Ning, LIU Yun-wei, HOU Rong, <i>et al.</i> (3338) |
| Removal Behavior of Protein-like Dissolved Organic Matter During Different Water Treatment Processes in Full-Scale Drinking Water Treatment Plants | LI Meng-ya, SONG Yu-ying, ZHANG Xiao-lan, <i>et al.</i> (3348) |
| Distribution of Heavy Metals and Their Corresponding Nanoparticles in Different Treatment Unit Processes in the Sewage Treatment Plant | WANG Du-jia, HE Shuai, ZHOU Xiao-xia (3358) |
| Metagenomic Analysis of Resistance Genes in Membrane Cleaning Sludge | DU Cai-li, LI Zhong-hong, LI Xiao-guang, <i>et al.</i> (3366) |
| Distribution and Removal of Antibiotic-Resistant Bacteria and Antibiotic Resistance Genes in Petrochemical Wastewater Treatment Plants | TANG Zhen-ping, XIAO Sha-sha, DUAN Yi, <i>et al.</i> (3375) |
| Treatment of Medium Ammonium Wastewater by Single-stage Partial Nitrification-ANAMMOX SMBBR | LÜ Kai, SHAO Xian-ming, WANG Kang-zhou, <i>et al.</i> (3385) |
| Two-Stage Denitrification Process Performance with Solid Slow-Release Carbon Source | TANG Yi, MA Yong-wen, WAN Jin-quan, <i>et al.</i> (3392) |
| Effect of Ozone Dosage on Sludge Settleability and Biological Nutrient Removal in SBR System | LÜ Yong-tao, ZHU Chuan-shou, ZHANG Xu-yang, <i>et al.</i> (3400) |
| First Extended Anaerobic Phase Enhanced Nitrogen and Phosphorus Removal by Aerobic Granular Sludge Under Intermittent Gradient Aeration | ZHANG Yu-jun, LI Dong, WANG Xin-xin, <i>et al.</i> (3405) |
| Effect of Rate of Salinity Increase on the Performance and Microbial Community Structure of Sequencing Batch Reactors | GU Bai-ming, JIN Chun-ji, WEN Chun, <i>et al.</i> (3413) |
| Effects of Cold Acclimation on the Activity of Autotrophic Nitrogen Removal in Granular Sludge and Its Bacterial Population Structure | QIAN Fei-yue, LIU Yu-xin, WANG Jian-fang, <i>et al.</i> (3422) |
| Stabilization of Heavy Metals in Municipal Sludge Using a Slag-Based Modifying Agent | ZHANG Fa-wen, DONG Ming-kun, CHEN Chen-hui, <i>et al.</i> (3430) |
| Role of Land Use Changes on Ammonia Emissions from Agricultural Ecosystems in the Yangtze River Delta Region from 2000 to 2018 | WANG Wen-jin, WANG Qing, ZHU An-sheng, <i>et al.</i> (3442) |
| Effects of Wheat Straw Hydrochar and Its Modified Product on Rice Yield and Ammonia Volatilization from Paddy Fields | HAN Chen, HOU Peng-fu, XUE Li-hong, <i>et al.</i> (3451) |
| Effects of Water and Fertilization Management on CH ₄ and N ₂ O Emissions in Double-rice Paddy Fields in Tropical Regions | LI Jin-qiu, SHAO Xiao-hui, GOU Guang-lin, <i>et al.</i> (3458) |
| Community Characteristics of Methanogens and Methanogenic Pathways in Salt-tolerant Rice Soil | YANG Yu-hong, HE Hui, MI Tie-zhu, <i>et al.</i> (3472) |
| Effect of Ferric-carbon Micro-electrolysis on Greenhouse Gas Emissions from Constructed Wetlands | ZHAO Zhong-jing, HAO Qing-ju, TU Ting-ting, <i>et al.</i> (3482) |
| Screening and Evaluation of Methods for Determining Available Lead (Pb) and Cadmium (Cd) in Farmland Soil | CHEN Ying, LIU Han-yi, LIU Na, <i>et al.</i> (3494) |
| Spatial Distribution Trends and Influencing Factors of Typical Heavy Metals in Subtropical Alpine Forest Soils: A Case Study from Ailao Mountain in Yunnan Province | LIU Xu, WANG Xun, WANG Ding-yong (3507) |
| Environmental Background Values of Heavy Metals and Physicochemical Properties in Different Soils in Shenzhen | LIN Ting, ZHAO Shu-hua, XI Xiu-ping, <i>et al.</i> (3518) |
| Screening of Amendments for Simultaneous Cd and As Immobilization in Soil | ZHOU Si-jiang, LIU Zhen-yan, XIIONG Shuang-lian, <i>et al.</i> (3527) |
| Simultaneous Immobilization of Arsenic, Lead, and Cadmium in Paddy Soils Using Two Iron-based Materials | YUAN Feng, TANG Xian-jin, WU Ji-zi, <i>et al.</i> (3535) |
| Pollution Characteristics of Organophosphate Esters in Frozen Soil on the Eastern Edge of Qinghai-Tibet Plateau | LIU Li-ya, YIN Hong-ling, JIAN Lin-jie, <i>et al.</i> (3549) |
| Analysis of Spatial Distribution and Influencing Factors of Nitrogen and Phosphorus Fertilizer Application Intensity in Chengdu Plain | LIU Qi-xin, WANG Chang-quan, LI Bing, <i>et al.</i> (3555) |
| Different Responses of Soil Dissolved Organic Matter to Different Types of Compost | XI Bei-dou, WANG Yan, TAN Wen-bing, <i>et al.</i> (3565) |