

方知库
Eco-Environmental
Knowledge Web

环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

- 主办 中国科学院生态环境研究中心
- 出版 科学出版社



2020

Vol.41 No.2
第41卷 第2期

目次

基于GAM模型分析中国典型区域网格化PM_{2.5}长期变化影响因素 南洋, 张倩倩, 张碧辉(499)

我国PCDD/Fs网格化大气排放清单 陈露露, 黄韬, 陈凯杰, 宋世杰, 高宏, 马建民(510)

成都平原PM_{2.5}中碳质组分时空分布特征与来源 史芳天, 罗彬, 张巍, 刘培川, 郝宇放, 杨文文, 谢绍东(520)

南京江北新区冬季PM_{2.5}中化学组分的昼夜变化特征及其来源解析 邱晨晨, 于兴娜, 丁铖, 时政, 张瑞芳, 侯思宇, 侯新红(529)

南京北郊四季PM_{2.5}中有机物的污染特征及来源解析 李栩婕, 施晓雯, 马嫣, 郑军(537)

长三角背景点夏季大气PM_{2.5}中正构烷烃和多环芳烃的污染特征和来源解析 薛国艳, 王榕慧, 吴灿, 谢郁宁, 陈玉宝, 李杏茹, 王心培, 李大鹏, 张思, 葛双双, 丁志健(554)

2017年秋季长春市PM_{2.5}中多环芳烃的污染来源及健康风险评价 张艺璇, 曹芳, 郑涵, 张东东, 翟晓瑶, 范美益, 章炎麟(564)

京津冀及周边区域PM_{2.5}叠加沙尘重污染过程特征及预报效果分析 朱媛媛, 高愈霄, 柴文轩, 王帅, 李亮, 王威, 王光, 刘冰, 王晓彦, 李健军(574)

河南省臭氧污染特征与气象因子影响分析 齐艳杰, 于世杰, 杨健, 尹沙沙, 程家合, 张瑞芹(587)

河南省气溶胶光学特性的时空变化特征 张瑞芳, 于兴娜(600)

黑炭气溶胶质谱仪(SP-AMS)分析春季PM_{2.5}中水溶性有机气溶胶 黄雯倩, 陈彦彤, 李旭东, 赵竹子, 马帅帅, 叶招莲, 盖鑫磊(609)

南京市黑碳气溶胶时间演变特征及其主要影响因素 杨晓旻, 施双双, 张晨, 王红磊, 王振彬, 朱彬(620)

连云港不同功能区挥发性有机物污染特征及臭氧生成潜势 乔月珍, 陈凤, 李慧鹏, 赵秋月(630)

挥发性有机物污染控制方案的运行费用效能比较 羌宁, 史天哲, 缪海超(638)

西安市大气降水污染和沉降特征及其来源解析 丁铖, 于兴娜, 侯思宇(647)

4种动物养殖场空气中抗生素耐药菌的生物多样性及群落结构 沙云菲, 孙兴滨, 辛文鹏, 高浩泽, 程首涛, 高敏, 王旭明(656)

辽宁省2000~2030年机动车排放清单及情景分析 金嘉欣, 孙世达, 王芃, 林应超, 王婷, 吴琳, 魏宁, 常俊雨, 毛洪钧(665)

国六柴油机DPF再生时VOCs排放特性 钱枫, 薛常鑫, 许小伟, 马东, 李朋, 祝能(674)

南小河流域地表水和地下水的稳定同位素和水化学特征及其指示意义 郭亚文, 田富强, 胡宏昌, 刘亚平, 赵思晗(682)

乐安河中下游重金属时空分布特征及风险评价 余杨, 吕雅宁, 王伟杰, 渠晓东, 刘聚涛, 温春云(691)

温榆河水环境质量与浮游植物群落结构的时空变化及其相互关系 朱利英, 陈媛媛, 刘静, 王亚炜, 王春荣, 魏源送, 张育新(702)

新安江水库河口区水质及藻类群落结构高频变化 笪文怡, 朱广伟, 黎云祥, 吴志旭, 郑文婷, 兰佳, 王裕成, 许海, 朱梦圆(713)

环渤海芦苇湿地磷的吸附容量及释放风险评估 宋佳伟, 徐刚, 张扬, 吕迎春(728)

洱海藻类水华高风险期沉积物氮磷释放通量时空变化 刘思儒, 赵继东, 肖尚斌, 倪兆奎, 王圣瑞(734)

西安市降雪中DOM荧光特性和来源分析 杨毅, 韩丽媛, 刘焕武, 雷颖, 李斌, 徐会宁(743)

透水砖铺装的设施构造对运行效果的影响 张佳炜, 刘勇, 金建荣, 李田(750)

微米SiC/石墨烯复合物光催化降解罗丹明B 朱红庆, 杨兵, 魏世强, 杨静静, 张进忠(756)

锰铁改性针簇莫来石对水中BPA和EE2的去除 周秋红, 龙天渝, 何靖, 郭劲松, 高俊敏(763)

载钼磁性水热生物炭的制备及其除磷性能 宋小宝, 何世颖, 冯彦房, 花昀, 唐婉莹, 朱秋蓉, 薛利红, 杨林章(773)

复合金属改性生物炭对水体中低浓度磷的吸附性能 孙婷婷, 高菲, 李莉, 黎睿, 董勇(784)

磁性硅藻土负载纳米氧化钙对水中磷酸盐吸附 徐楚天, 李大鹏, 张帅, 耿雪, 陈丽媛, 宋小君, 郭超然, 黄勇(792)

污水厂尾水受纳河段沉积物磷形态及释放风险效应 汤宁, 李如忠, 王聿庆, 何瑞亮, 刘超(801)

生物膜生态浮床对城市尾水净化特征分析 赵志瑞, 张佳瑶, 李铎, 李方红(809)

磁凝凝对市政污水中抗生素抗性基因和重金属抗性基因的削减效能 于雯超, 郑利兵, 魏源送, 王哲晓, 张鹤清, 黄光华, 焦赞仪, 吴振军(815)

四环素抗生素对污泥中四环素抗性基因丰度和表达水平的作用影响 阮晓慧, 钱雅洁, 薛罡, 高品(823)

异养硝化细菌*Pseudomonas aeruginosa* YL的脱氮过程及N₂O产生特性 杨垒, 崔坤, 任勇翔, 郭淋凯, 张志昊, 肖倩, 陈宁, 汪旭晖(831)

包埋厌氧氨氧化菌的环境因子影响特性及群落结构分析 王晓瞳, 杨宏, 苏扬, 刘旭妍(839)

包埋反硝化填料强化二级出水深度脱氮性能研究及中试应用 周亚坤, 杨宏, 王少伦, 何海超, 刘宗跃, 苏扬, 张辉(849)

厌氧时间对间歇进水-间歇曝气的好氧颗粒污泥系统影响 张杰, 王玉颖, 李冬, 曹思雨, 李帅(856)

除磷颗粒诱导的同步短程硝化反硝化除磷颗粒污泥工艺 李冬, 刘博, 王文琪, 张杰(867)

桂西南地球化学异常区农田重金属空间分布特征及污染评价 王佛鹏, 肖乃川, 周浪, 庞瑞, 宋波(876)

青藏高原表土重金属污染评价与来源解析 杨安, 王艺涵, 胡健, 刘小龙, 李军(886)

黄河三角洲不同植物群落土壤酶活性特征及影响因子分析 莫雪, 陈斐杰, 游冲, 刘福德(895)

管理措施对黄土高原油松人工林土壤水溶性碳氮及其三维荧光特征的影响 宋亚辉, 张娇阳, 刘鸿飞, 薛蕙, 李秧秧(905)

生物炭输入对不同滨岸带土壤营养元素有效态变化的影响 周慧华, 袁旭音, 熊钰婷, 韩年, 叶宏萌, 陈耀祖(914)

水热炭减少稻田氨挥发损失的效果与机制 余姗, 薛利红, 花昀, 李德天, 谢斐, 冯彦房, 孙庆业, 杨林章(922)

接种菌根真菌对湿生植物根际土壤硝化反硝化活性的影响及其微生物机制 刘焱, 王磊, 曹湛波, 段灏(932)

基于漂浮箱法和扩散模型测定淡水养殖鱼塘甲烷排放通量的比较 胡涛, 黄健, 丁颖, 孙志荣, 徐梦凡, 刘树伟, 邹建文, 吴双(941)

超高效液相色谱串联质谱法同时测定叶菜中13种抗生素 陈乾, 刘洋, 肖丽君, 邹德玉, 刘海学, 吴惠惠(952)

青菜中镉的吸收和累积对晒的响应规律 余焱, 罗丽韵, 刘哲, 付平南, 李花粉(962)

两种不同镉富集能力油菜品种耐性机制 卞建林, 郭俊梅, 王学东, 杨俊兴, 杨军, 陈同斌, 曹柳, 成永霞, 任战红, 王杰, 周小勇(970)

可生物降解螯合剂GLDA强化三叶草修复镉污染土壤 贺玉龙, 余江, 谢世前, 李佩柔, 周宽, 何欢(979)

我国畜禽粪便重金属含量特征及土壤累积风险分析 穆虹宇, 庄重, 李彦明, 乔玉辉, 陈清, 熊静, 郭丽莉, 江荣风, 李花粉(986)

畜禽粪便和桃树枝工业化堆肥过程中微生物群落演替及其与环境因子的关系 蔡涵冰, 冯雯雯, 董永华, 马中良, 曹慧锦, 孙俊松, 张保国(997)

4种粪便堆肥过程中抗生素的降解特性 朱为静, 朱凤香, 王卫平, 洪春来, 姚燕来(1005)

《环境科学》征订启事(553) 《环境科学》征稿简则(655) 信息(664, 755, 885)

磁混凝对市政污水中抗生素抗性基因和重金属抗性基因的削减效能

于雯超^{1,2}, 郑利兵^{1,2}, 魏源送^{1,2,3,*}, 王哲晓⁴, 张鹤清⁴, 黄光华⁴, 焦贇仪^{1,2}, 吴振军⁴

(1. 中国科学院生态环境研究中心环境模拟与污染控制国家重点联合实验室, 北京 100085; 2. 中国科学院生态环境研究中心水污染控制实验室, 北京 100085; 3. 中国科学院大学, 北京 100049; 4. 环能科技股份有限公司, 北京 100085)

摘要: 污水中抗性基因给环境和人类健康带来潜在的危害. 本研究通过调查市政排口污水磁混凝处理过程中抗性基因绝对含量和相对丰度变化, 考察磁分离技术对市政污水中抗性基因的削减效果. 结果表明, 加入磁种和絮凝剂的一级搅拌和二级搅拌对抗生素抗性基因(ARGs)、重金属抗性基因(MRGs)和可移动遗传元件均有较好地去除效果, 但出水中部分抗性基因的绝对含量增加, 这可能是由于出水中依然具有较高含量的水平转移元件(*int1*, 2.00×10^{10} copies·mL⁻¹; *int2*, 1.91×10^8 copies·mL⁻¹; *Tn916/1545^c*, 5.38×10^8 copies·mL⁻¹). 网络分析和主成分分析结果表明, 磁混凝处理过程中 ARGs 与 MRGs 呈显著正相关($P < 0.05$), 城市污水中常规污染物如悬浮物、磷和 COD 等是影响抗性基因去除效率的重要因子. 这些结果表明, 磁混凝可通过有效削减污水中常规污染物进而制约抗性基因的传播和转移; 但需要关注磁混凝的出水及脱水污泥的后续管理, 如出水前增设消毒环节, 以降低抗性基因污染风险.

关键词: 磁混凝; 抗生素抗性基因(ARGs); 重金属抗性基因(MRGs); 可移动遗传元件(MGTs); 污泥

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2020)02-0815-08 DOI: 10.13227/j.hjxx.201907078

Removal Performance of Antibiotic Resistance Genes and Heavy Metal Resistance Genes in Municipal Wastewater by Magnetic-Coagulation Process

YU Wen-chao^{1,2}, ZHENG Li-bing^{1,2}, WEI Yuan-song^{1,2,3,*}, WANG Zhe-xiao⁴, ZHANG He-qing⁴, HUANG Guang-hua⁴, JIAO Yun-yi^{1,2}, WU Zhen-jun⁴

(1. State Key Joint Laboratory of Environment Simulation and Pollution Control, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 2. Department of Water Pollution Control, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 3. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 4. Huanneng Technology Co., Ltd., Beijing 100085, China)

Abstract: Antibiotic resistance genes (ARGs) in municipal wastewater pose a potential threat to the environment. In this study, the change in absolute and relative abundance of ARGs, metal resistance genes (MRGs), and mobile genetic elements (MGTs) were investigated during an emergent municipal wastewater treatment by the magnetic separation process. Results indicate that all the concentrations of targeted ARGs, MRGs, and MGTs decreased significantly in the primary and secondary stirring tank. However, the absolute abundance of some ARGs and MRGs increased in the effluent, which is likely caused by the presence of ample MGTs, in the order of *int1* (2.00×10^{10} copies·mL⁻¹) > *int2* (1.91×10^8 copies·mL⁻¹) > *Tn916/1545^c* (5.38×10^8 copies·mL⁻¹). The results obtained from network and PCA analysis showed that the removal of ARGs and MRGs were significantly associated with variations in the microbial community and common pollutants in urban wastewater, such as suspended solids, phosphorus, and COD, which are important factors for affecting the removal efficiency of antibiotic resistance genes and metal heavy resistance genes. These results show that magnetic separation can effectively reduce common pollutants in urban wastewater and might further restrict the transmission and transfer of ARGs. Moreover, it is necessary to strengthen the subsequent management of magnetic separation effluent and dehydrated sludge by disinfection technologies to lessen the risk of antimicrobial contamination.

Key words: magnetic separation; antibiotic resistance genes (ARGs); heavy metal resistance genes (MRGs); mobile genetic elements (MGTs); sludge

城市污水处理厂是抗生素抗性基因(antibiotic resistance genes, ARGs)赋存和传播的重要场所之一^[1-3], 例如, 污水处理厂每天可向环境排放 $10^{16} \sim 10^{18}$ copies 的 ARGs^[4,5], 且出水中有一定量的病原菌与 ARGs 共存. 污水厂排水进入环境将造成抗性基因的传播, 抗性基因可通过病原微生物影响人类健康^[6]. 抗性基因一旦传播到人致病菌上将引发恶性、突发性公共健康事件^[2]. 例如, 2011 年欧洲暴

发的“毒黄瓜”事件短期内造成 33 人死亡, 3 000 多人感染. 造成此事件的 O104: H4 血清型肠出血性大肠杆菌携带有氨基糖苷类、大环内酯类和磺胺类等

收稿日期: 2019-07-09; 修订日期: 2019-09-25

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项项目(2017ZX07102, 2017ZX07102-002)

作者简介: 于雯超(1988~), 女, 博士, 主要研究方向为水污染控制, E-mail: wcyu@rcees.ac.cn

* 通信作者, E-mail: yswwei@rcees.ac.cn

多种抗生素的抗性基因,导致多种抗生素治疗无效.联合国环境署将抗生素抗性列为 2017 年全球环境的新兴问题^[6].因此,寻找有效地抗性基因控制策略和方法正受到人们的广泛关注.

自然环境中抗生素的存在并非是抗性基因发生和传播的唯一选择压力和影响因子.有研究表明,在从未使用过抗生素的水产养殖环境中也检测出大量 ARGs,同时在鱼体内分离出耐药菌^[7].因此,由可移动遗传元件包含整合子、转座子和质粒等介导的水平基因转移是环境中 ARGs 传播的主要驱动因子^[8].除此之外,重金属和抗生素对细菌产生抗生素及重金属抗性产生协同、交叉等机制,加剧了抗性基因污染^[6].在重金属污染地区,细菌不仅对多种抗生素具有抗性,对重金属也产生抗性,且 ARGs 常与铜、汞、铁、镁、锰和锌等抗性基因共同发生^[7].因此,抗生素和重金属耐药基因的共存可能对降低抗性风险提供新的思路.

混凝是传统的污水预处理技术,可用于污水的一级处理或深度处理.结果表明,采用不同类型混凝(FeCl₃、聚合氯化铁、聚合氯化铝 PAC 和聚合硫酸铁 PFS)处理格栅出水和二级出水,出水中 ARGs 绝对含量可降低(0.5~3.1) log^[3].混凝处理城市生活污水易受到混凝剂投加量的影响,当投加量高于 200 mg·L⁻¹时,PAC 和 PFS 对 16S rDNA 的去除效率反而降低^[9].

磁混凝是在传统混凝过程中加入磁粉,磁粉作为絮体生长的核心,形成密实度更高的磁絮体,在外加磁场作用下实现快速固液分离,并通过磁鼓实现磁种回收与污染物分离^[10].磁混凝技术已广泛应用于水处理领域,例如,市政污水、工业废水、餐饮废水、养殖废水和城市黑臭水体,但磁混凝的抗性基因去除效果尚未有研究报道.同时,在去除过程中,ARGs 丰度的降低是否与 MRGs 丰度的减少存在一定的相关性还不得而知.因此,为了更好地了解磁混凝对市政污水中抗性基因的处理效果及其潜在的影

响因素.本研究以 7 种抗生素抗性基因(四环素类:*tetA*、*tetM* 和 *tetO*;磺胺类:*sul2*;大环内酯类:*ermB*、*ermF*;β-内酰胺类:*bla_{TEM}*)和 4 种重金属抗性基因(耐铜基因:*pcoA*;耐锌基因:*czcA*;耐砷基因:*arsC*;耐汞基因:*merA2*)为研究对象,对比分析磁混凝对抗生素抗性基因和重金属抗性基因的削减效果,监测处理过程中 3 种可移动遗传元件(*int1*、*int2* 和 *Tn916/1545^e*)和 16S rDNA 的变化趋势,考察磁混凝过程中微生物含量变化及抗性基因迁移转化特征,并分析抗性基因绝对含量与常规污染物之间的相关性,以期抗性基因污染控制提供支撑.

1 材料与方法

1.1 样品采集

水样采自北京市某市政污水应急治理工程,处理规模为 20 000 m³·d⁻¹.该工程采用磁混凝工艺,污水依次通过提升泵、格栅渠、调节池、混凝反应和超磁分离设备,处理后的出水排放.主要运行参数为:一级搅拌约 1.3 min,二、三级搅拌约 1.5 min,超磁分离停留时间约 20 s.稳定运行条件下于 2018 年 9 月对该工程进行全流程采样,如图 1 所示,共采集 8 个样品分别用 1~8 代表样品采集点,包括进水点 1 个(1),一级搅拌池、二级搅拌池、三级搅拌池各 1 个(2~4)、磁种混合池 1 个(5)、超磁分离池 1 个(6)、出水点 1 个(7)以及污泥池 1 个(8).其中,一级搅拌池分别加入磁种和聚合氯化铝(PAC),二级搅拌池加入聚丙烯酰胺(PAM),三级搅拌池进行混凝处理,随后进行超磁分离.样品采集后冷藏保存并迅速转移至实验室,4℃保存水样,测定总氮(TN)、NH₄⁺-N、COD、总磷(TP)、PO₄³⁻-P、pH 值和浊度.每个样品重复 3 次,进水水质如表 1 所示.

1.2 DNA 提取及 PCR 检测

取 20 mL 水样经过 0.45 μm 滤膜真空过滤,将滤膜剪碎,通过 MP bio 土壤基因组 DNA 提取试剂盒(MP Biomedicals, Santa Ana, CA)提取 DNA.提取

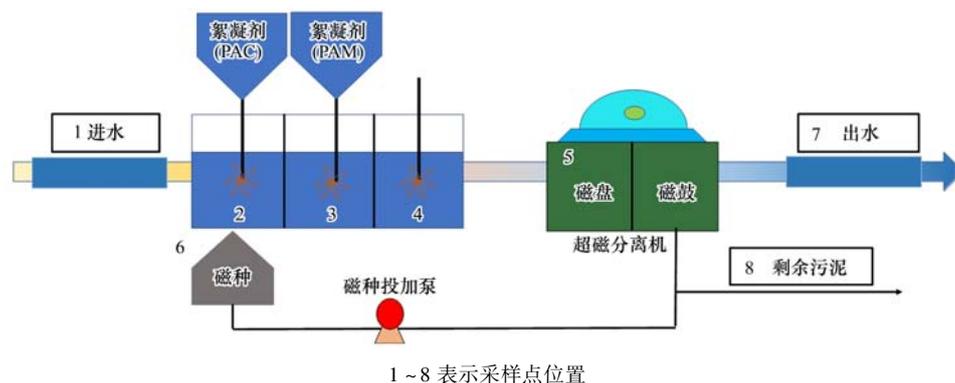


图 1 磁混凝工艺流程示意及采样点

Fig. 1 Diagram of magnetic coagulation and sampling points

表 1 磁混凝工艺进出水水质
Table 1 Water quality of influent and effluent in magnetic coagulation treatment

指标	TCOD /mg·L ⁻¹	TN /mg·L ⁻¹	NH ₄ ⁺ -N /mg·L ⁻¹	TP /mg·L ⁻¹	浊度 /NTU	pH
进水	304.0 ± 133.6	50.40 ± 2.83	47.68 ± 1.15	2.20 ± 0.47	46.80	7.22
一级搅拌	435.0 ± 121.0	47.95 ± 3.74	45.40 ± 1.23	2.22 ± 0.34	105.0	7.12
二级搅拌	266.0 ± 97.2	48.20 ± 1.97	44.64 ± 2.05	1.99 ± 0.12	56.5	7.08
三级搅拌	112 ± 101.7	50.02 ± 2.14	48.44 ± 0.97	0.89 ± 0.58	15.5	7.09
出水	111.0 ± 86.9	49.92 ± 1.94	44.64 ± 2.90	0.87 ± 0.42	14.9	7.15

后样品储存于 -20℃ 保存,待下一步定量 PCR 检测。

采用 PCR (Bio-Rad, C 1000 Touch, USA) 筛选目标抗性基因。PCR 体系为 20 μL: 0.5 μL 上下游引物, 10 μL 2Taq PCR Master Mix [0.1 U Taq 聚合酶, 0.5 mmol·L⁻¹ dNTP (dATP、dCTP、dGTP 和 dTTP), 3 mmol·L⁻¹ MgCl₂, 100 mmol·L⁻¹ KCl, 20 mmol·L⁻¹ Tris-HCl, pH 8.3], 2 μL DNA 模板, 剩余体积用灭菌水补齐。同时,设置未添加 DNA 模板的 PCR 混合体系作为阴性对照和含有氨苄青霉素抗性的质粒作为阳性对照。本实验使用的引物及 PCR 运行程序参照文献[11]。PCR 产物使用 1.0% 琼脂糖凝胶进行检测。

1.3 抗性基因荧光定量 PCR 检测

荧光定量 PCR (qPCR) 测试均采用 ABI 荧光定量 PCR 检测仪 (ABI StepOneplus, USA)。阳性对照中所使用的目标基因[包含 3 类抗生素抗性基因 (四环素类: *tetA*、*tetM* 和 *tetO*; 磺胺类: *sul2*; 大环内酯类: *ermB*、*ermF*; β-内酰胺类: *bla_{TEM}*) 和 4 种重金属抗性基因 (*pcoA*、*czcA*、*arsC* 和 *merA2*)、3 种可移动遗传元件 (*int1*、*int2* 和 *Tn916/1545^e*)] 均从环境样品中获得,将抗性片段 TA 克隆连接转化到含有氨苄青霉素抗性的 *E. coli* DH5 中 (pEASY-T1 Simple Cloning Kit, Transgene, China), 并进行测序检验。将质粒梯度稀释后定量检测各基因并绘制标准曲线, 各基因的相关系数 (R^2) 均大于 0.999, 扩增效率在 85.4%~99.5% 之间, 说明定量 PCR 测试结果具有可靠性。qPCR 混合体系使用 SYBR Premix Ex Taq™ 荧光定量试剂盒 (T LiRnaseH Plus, TAKARA)。

磁混凝处理各单元目标基因均进行荧光定量 PCR 检测, 目标基因相对于进水的去除率取初始基因浓度与相对应单元处理后基因浓度比值的对数, 结果以符号“log”表示, 即通过下式进行计算^[10]:

$$\text{基因 } i \text{ 的去除率} = \log(C_0^i / C_n^i)$$

式中, i 代表特定的目标基因; C_0^i 为目标基因 i 在进水中的基因拷贝数 (copies·mL⁻¹); C_n^i 为目标基因 i 经过磁混凝处理单元 n 的基因拷贝数

(copies·mL⁻¹)。

1.4 数据处理与分析

平均值和标准偏差采用 Origin 8.0 计算和制图。显著性分析采用 SPSS 19.0 对不同类型 ARGs 的绝对拷贝数含量与 COD、TP、STP 和 NTU 等常规指标, MRGs 和可移动遗传元件绝对含量进行 Pearson 相关性分析。

2 结果与讨论

2.1 磁混凝过程中抗性基因含量的变化

2.1.1 原水中抗生素抗性基因和重金属抗性基因的分佈

7 种 ARGs (*bla_{TEM}*、*ermB*、*ermF*、*sul2*、*tetA*、*tetM* 和 *tetO*) 在磁混凝处理进水中均有检出, 各 ARGs 绝对含量分别为 7.51×10^8 、 4.05×10^9 、 2.35×10^9 、 7.64×10^9 、 1.22×10^9 、 1.29×10^9 、 9.14×10^8 copies·mL⁻¹, 以 *ermB*、*ermF* 和 *sul2* 为优势抗生素抗性基因。该调查结果与早期城市污水处理厂 ARGs 研究结果相一致, 进水中抗生素抗性基因的绝对含量大约在 $10^6 \sim 10^8$ copies·mL⁻¹ [12,13], 且磺胺类抗性基因浓度较高^[14]。

分析结果表明, 进水中 4 种重金属抗性基因均有检出, 依据绝对含量大小分别为 *pcoA* (2.90×10^9 copies·mL⁻¹) > *merA2* (1.55×10^9 copies·mL⁻¹) > *czcA* (8.75×10^8 copies·mL⁻¹) > *arsC* (7.10×10^6 copies·mL⁻¹), 耐铜抗性基因 (*pcoA*) 绝对含量最高。这可能是由于铜广泛应用于电子业、农业、养殖业和工业, 甚至被应用于抗菌剂的开发, 是环境中较为普遍的重金属污染源^[15]。总体来说, 进水中抗生素抗性基因和重金属抗性基因的绝对含量相近。

2.1.2 磁混凝对抗生素抗性基因丰度的影响

如图 2 (a) 所示, 一级和二级快速搅拌池中 ARGs 绝对含量均降低, 但一级搅拌池的 ARGs 去除效果优于二级搅拌池, 其中一级搅拌池中 ARGs 绝对含量分别降低了 0.56、0.82、0.10、0.24、0.25、0.49 和 0.32 log (分别对应 *bla_{TEM}*、*ermB*、*ermF*、*sul2*、*tetA*、*tetM* 和 *tetO*)。在磁混凝过程中仅加入磁粉时, 溶液中磁粉呈颗粒随机分散, 无明显絮体生

成;当同时加入磁粉和 PAC 时,出现明显絮体且体积较小;当加入 PAM 时形成较大的絮团^[16]. 因此,一级搅拌池中形成了体积较小的絮体且磁分具有较高比表面积,增加了吸附含有 ARGs 的抗性菌的活性吸附位点;而 PAM 属于长链结构的高分子助凝剂,使胶体携带负电荷,与 ARGs 及细菌表面的静电排斥作用增强,进而削弱了与负电荷表面细菌或微生物的结合能力. 磁混凝过程中同一种抗生素的不同抗性基因类型在各处理环节去除效率不同,如一级和二级搅拌池中 *ermB* 去除率比 *ermF* 去除率分别高 66.9% 和 75.5%,这可能是由于 *ermF* 广泛存在于大多数细菌体内,造成 *ermF* 较难去除及去除效率较低^[12, 13, 17, 18]. 这一结果也说明环境中微生物多样性可能是影响抗性基因去除效果的主要因素之一^[6, 19]. 监测结果表明,出水中 ARGs 绝对含量的变化不同,仅 *ermB* 绝对含量降低了 0.52 log, 其余 ARGs 绝对含量均呈增加趋势, ARGs 去除效果低于早期研究报道的 PAC 和 PFS 混凝对 ARGs 的去除效果^[9, 20], 这可能是实际处理过程受到更多的环境因素干扰,如悬浮物、pH、混凝剂投加量、处理规模等,例如,本研究中混凝剂投加量 ($\sim 20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ PAC 和 $\sim 0.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ PAM) 显著低于早期研究报道

的投加量 ($400 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)^[9].

磁絮凝混合体(5)和回收磁种(6)中 ARGs 绝对含量的分析结果表明,磁种表面及磁絮凝混合体中 ARGs 绝对含量在 $10^9 \sim 10^{10} \text{ copies} \cdot \text{mL}^{-1}$ 之间,高于出水中 ARGs 绝对含量,这说明磁种可通过较高的吸附性能从环境中吸附抗性菌及 ARGs. 磁混凝各单元处理过程中 pH 维持在 7.0 ~ 8.0 之间(表 1),远高于抗性菌零点电位(pH 2.0 ~ 5.0)和胞外游离 ARGs 零点电位(pH 2.0 ~ 5.0)^[21],因此磁混凝过程中耐药菌和胞外游离 ARGs 保持负电性. 磁混凝的磁种主要成分为 Fe_3O_4 ,其零点电位为 pH 8.0 ~ 9.0,在处理过程中表现为正电性的磁性胶体或无定形铁氢氧化物为主的活性物质. 因此,磁种与 ARGs 之间的双电层压缩(EDL)和电中和作用可能是磁混凝处理过程主要的 ARGs 去除机制.

从 ARGs 相对丰度来看,出水中 ARGs 相对丰度与其绝对含量变化趋势相同[图 2(b)],仅 *ermB* 相对丰度显著下降($P < 0.05$),下降了约 78.9%,其余 ARGs 平均相对丰度呈现增加趋势,相对丰度为 $4.01 \times 10^{-3} \sim 2.83 \times 10^{-2}$. *ermB*、*ermF*、*sul2*、*tetA* 和 *tetM* 在一级和二级搅拌池中的相对丰度均显著降低($P < 0.05$),分别在 $2.54 \times 10^{-3} \sim 4.18 \times 10^{-2}$

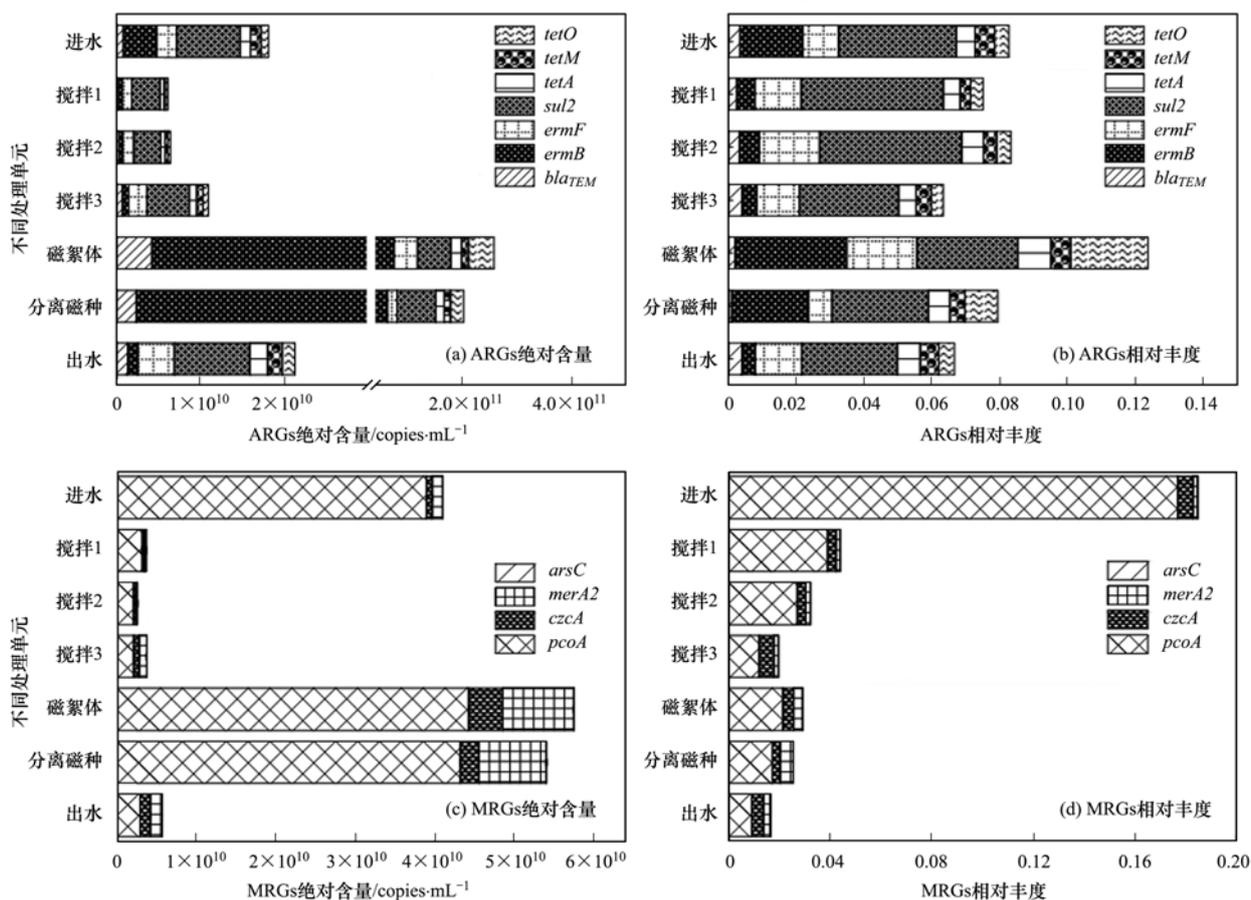


图 2 各处理单元 ARGs 和 MRGs 绝对含量及相对丰度

Fig. 2 Absolute and relative abundance of antibiotic and heavy metal resistance genes in each unit

和 $3.32 \times 10^{-3} \sim 4.20 \times 10^{-2}$, 这说明磁混凝削减了污水中 16S rDNA 绝对含量或微生物数量, 进而降低了 ARGs 绝对含量. 可移动遗传元件分析结果表明(图 3), 一级搅拌池和二级搅拌池中 *int1*、*int2* 和 *Tn916/1545^e* 的绝对含量均显著减少, 分别降低了 0.27、0.78、0.97 log 和 0.20、0.78、0.83 log, 这说明磁混凝降低了可移动遗传元件浓度, 进而可能对降低 ARGs 绝对含量产生影响. 但在三级搅拌池和出水中 *int1* 绝对含量显著增多, 升高到 9.98×10^9 copies·mL⁻¹ 和 2.00×10^{10} copies·mL⁻¹, 这可能是三级搅拌池中, 磁种及磁絮体经过连续搅拌后, 污染物占据了磁种表面活性位点及超磁分离过程导致了利于 ARGs 迁移转化的可移动遗传元件以较高含量存在. 因此, 出水中仍有较多种类 ARGs 检出以及 ARGs 绝对含量升高.

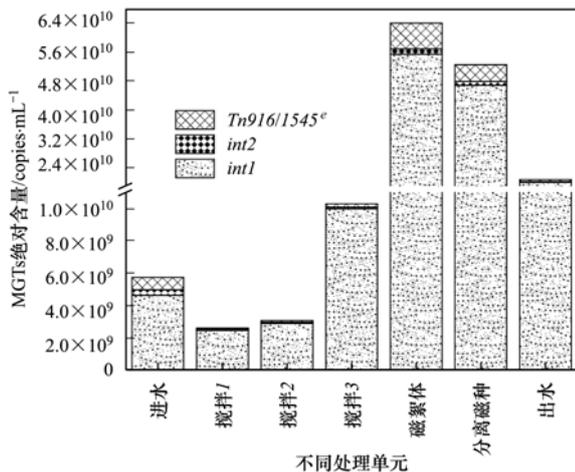


图3 各处理单元中可移动遗传元件绝对含量

Fig. 3 Absolute abundance of mobile genetic elements in each unit

2.1.3 磁混凝对重金属抗性基因丰度的影响

经过一级搅拌池和二级搅拌池处理后, *pcoA*、*merA2*、*czcA* 和 *arsC* 绝对含量分别降低了 1.09、0.68、0.46、1.07 log 和 1.27、0.72、0.43、1.10 log [图 2(c)]. 不同于 ARGs, 经过三级搅拌池处理, 4 种重金属抗性基因绝对含量均降低, 去除率在 0.10 ~ 1.27 log 之间, 其中 *arsC* 和 *pcoA* 的去除效果明显高于 *merA2* 和 *czcA*. 郑春丽^[22] 的研究发现, 重金属抗性基因不仅受到微生物群落的影响, 还与环境中的 SO_4^{2-} 、金属离子等存在耦合作用机制. 在适宜的 pH 值条件下, 与磁种结合的 Al、Fe 和 Ca 等沉淀物受到静电吸引作用更易被絮凝去除^[10]. 出水中 *arsC* 和 *pcoA* 绝对含量下降, 分别为 7.11×10^6 copies·mL⁻¹ 和 2.90×10^9 copies·mL⁻¹, 而 *merA2* 和 *czcA* 浓度分别升高 55.75% 和 13.77%, 这可能是由于 *arsC* 和 *pcoA* 这两种基因广泛位于高效的可移动遗传元件上而较难去除^[23]. 重金属抗性基因相对

丰度在各处理池间的变化趋势与绝对含量趋势相同, 仅有 *merA2* 相对丰度持续降低 [图 2(d)]. 综上所述, 磁混凝对 *arsC* 和 *pcoA* 的去除效果较为显著, 而对 *merA2* 和 *czcA* 基因可能仍然存在累积风险.

2.2 脱水污泥中抗性基因丰度的变化

脱水污泥样品中目标抗生素抗性基因、重金属抗性基因类型及可移动遗传元件均有检出, 不同抗性基因在污泥中的绝对含量如图 4 所示. 磺胺类抗性基因绝对含量最高 (9.00×10^9 copies·g⁻¹, 以干土计, 下同), 其次依次为四环素类 ($2.01 \times 10^8 \sim 3.11 \times 10^9$ copies·g⁻¹)、大环内酯类 ($1.26 \times 10^8 \sim 2.27 \times 10^8$ copies·g⁻¹) 和 β -内酰胺类抗性基因 (9.65×10^7 copies·g⁻¹). 这可能是由于污水处理厂中接受大量来自医院或家庭的污水, 其中包含了大量的抗生素来源^[24], 而四环素和大环内酯是人类肠道中发现的主要抗生素成分组成^[25].

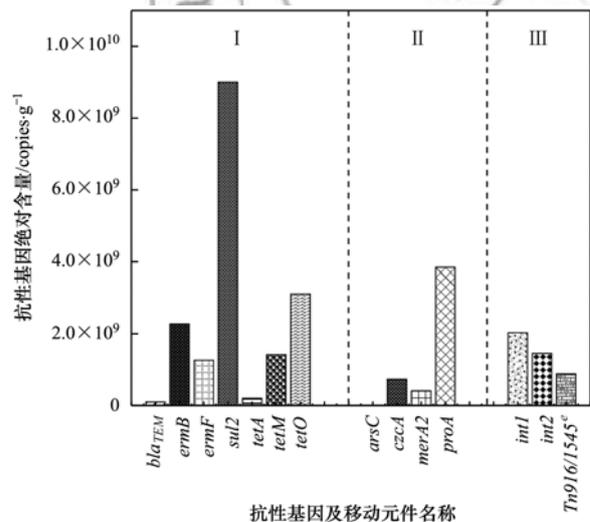


图4 脱水污泥中各种抗性基因及可移动遗传元件类型及绝对含量分布

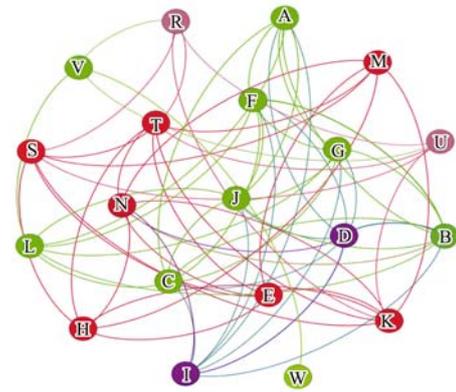
Fig. 4 Absolute abundance of antibiotic resistance genes, heavy metals resistance genes, and mobile genetic elements in sludge

脱水污泥中 *pcoA* 含量最高 (3.84×10^9 copies·g⁻¹), *arsC* 含量最低 (仅有 6.03×10^6 copies·g⁻¹), 这说明污泥中含有更多的 *pcoA* 宿主菌, 且其对环境的耐受能力比 *arsC* 宿主菌更强^[26]. 3 种可移动遗传元件 (*int1*、*int2* 和 *Tn916/1545^e*) 在污泥中均有检出, 其绝对含量依次分别为 2.03×10^9 、 1.45×10^9 和 8.84×10^8 copies·g⁻¹. 整合子可从环境中捕捉 ARGs, 然后通过位点特异重组将 ARGs 整合到自身的基因盒中从而进行基因水平转移. *int1* 是各种环境中检测频率最高的整合子^[26]. Ma 等^[27] 认为 *int1* 与 ARGs 丰度具有高相关性 ($r = 0.852$), *int1* 可作为环境中 ARGs 去除和削减的一个重要指标. 因此, 遗传元件的相关分析结果表明,

ARGs、MRGs 以及相关的细菌类群在处理过程存在增殖潜力^[28,29]。

2.3 ARGs 与 MRGs、MGTs 及常规污染物相关性分析

Luo 等^[30]的研究表明,有机物、氮和磷等常规污染物影响微生物群落组成进而影响 ARGs 的削减效率。Wang 等^[21]的研究发现,混凝处理城市污水过程中 DOC 的去除效率与 ARGs 及 I 类整合子的去除效率显著相关($R^2 = 0.723$, $P < 0.01$)。因此,城市污水中常规污染物浓度可能对 ARGs 去除具有重要指示作用。网络分析结果发现,不同 ARGs、MRGs 与水平转移元件之间显著相关($P < 0.05$)。如图 5 所示,可将网络分析结果分为 3 组:①组包含 *ermB*、*arsC* 和 *pcoA*。磁混凝过程中 3 种抗性基因削减效率高,出水中绝对含量显著降低。3 种抗性基因与二类整合子 (*int2*) 和转座子 (*Tn916/1545*) 呈显著正相关($P < 0.05$);②组包含 *tetO*、*tetA*、*ermF*、*bla_{TEM}* 和 *czcA*。其在一级搅拌池中削减效率较低且出水中检测浓度较高,这可能是由于这几种抗性基因与 *int1* 显著相关($P < 0.05$),更易于在环境中迁移转化发生快速传播^[12];③组包含 *sul2* 和 *merA2*。磺胺类抗生素抗性基因常与铜、汞、铁、镁、锰和锌等抗性基因共同发生,其中, *sul2* 常与砷、汞和金等抗性基因共生^[28]。同时,网络分析结果还表明城市污水中常规污染物去除效率与抗性基因去除效率显著相关($P < 0.05$)。上述①组中抗性基因与不同形态的磷(总磷 TP、溶解性磷酸盐 $PO_4^{3-}-P$ 、溶解性总磷 STP)和 TCOD 显著相关。有研究表明,磁混凝的絮体结构密实,Zeta 电位更趋近于零,停留时间短、除磷效果较明显^[10]。磁混凝过程中磁种通过静电吸引作用与含磷物质结合形成沉淀达到除磷的目的。因此,磁混凝可通过磁种表面直接吸附抗性基因,或磁混凝除磷过程中间接去除抗性基因。含铁类絮凝剂可通过铁单质表面的双电层压缩和电性中和作用去除 ARGs,同时还以聚合铁形式吸附、电性中和以及网捕作用去除 ARGs,可能是铁基絮凝剂去除 ARGs 过程中的主要去除机制^[21]。上述②组中抗性基因与浊度和 SCOD 显著相关($P < 0.05$)。早期研究报道,加入磁粉可提高混凝处理煤制油废水效果,COD 和浊度的去除率分别可达 56.9% 和 99.7%^[10]。因此,ARGs 去除可能与磁混凝去除污水中悬浮颗粒及胶体有关,其作用机制还需进一步研究。一方面,氮、磷等常规污染物是微生物生长繁殖的必需营养元素,其浓度变化可影响微生物生长,进而影响抗性基因的种类及丰度;另一方面,ARGs 可能吸附于污水悬浮物中,进而在磁混凝处理过程中与 COD、TP 和 NTU 协同去除。



ARGs 代表字母:A 表示 *tetO*; B 表示 *tetM*; C 表示 *tetA*; D 表示 *sul2*; E 表示 *ermB*; F 表示 *ermF*; G 表示 *bla_{TEM}*; MRGs 代表字母:H 表示 *arsC*; I 表示 *merA2*; J 表示 *czcA*; K 表示 *pcoA*; MGTs 代表字母:L 表示 *int1*; M 表示 *int2*; N 表示 *Tn916/1545*; 常规污染物指标代表字母: R 表示 P; S 表示 $PO_4^{3-}-P$; T 表示 STP; U 表示 TCOD; V 表示 SCOD; W 表示 NTU

图 5 抗性基因与常规污染物去除效率相关性网络分析

Fig. 5 Correlation between reduction of resistance genes and common pollutants by network analysis

PCA 提取的主成分反映了城市污水中常规污染物去除综合效应对抗性基因消减效果的影响。在 $P < 0.05$ 显著性水平下,经过 KMO 和巴特利特球形检验进行主成分分析,提取了 2 个主成分,如图 6 所示(其中分别将 2 个主成分用黑色虚线标出),其方差解释特征值分别为 3.840 和 1.028。其中,第一主成分主要反映了 NTU、SCOD、TP、STP 和 $PO_4^{3-}-P$ 的影响,其累积方差贡献率为 76.80%;第二主成分主要为 TCOD 和 *int1* 对抗性基因去除的主要影响,累积方差贡献率为 20.55%。各处理单元的常规污

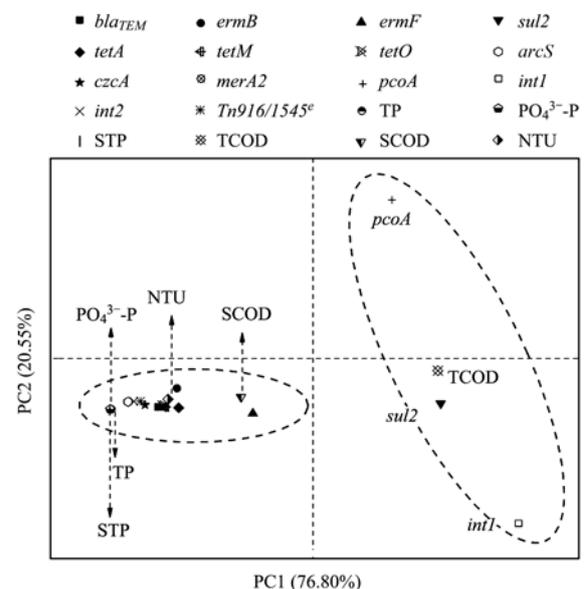


图 6 磁混凝过程中 ARGs、MRGs、MGTs 及常规污染物指标的主成分分析

Fig. 6 PCA analysis for cluster distribution of ARGs, MRGs, MGTs, and other water quality parameters during magnetic coagulation

染物浓度载荷分布特征表明,磁混凝过程中常规污染物如悬浮物、磷和 COD 等是影响抗性基因去除效率的重要因子. 除此之外,三级搅拌及超磁分离过程中较高的可转移遗传元件浓度可能是导致出水中依然含有较高水平 ARGs 的重要影响因子. 因此应当关注出水可能造成的受纳水体的抗性污染,例如在出水前增加相应地消毒措施.

3 结论

(1) 进水中目标 7 种 ARGs、4 种 MRGs 和 3 种可移动遗传元件均被检出,其中磺胺类抗性基因(*sul2*)、大环内酯类抗性基因(*ermB*、*ermF*)和金属铜抗性基因(*pcoA*)为主要的优势抗性基因,*int1* 为主要的水平转移元件. 一级搅拌和二级搅拌池中,目标抗性基因绝对含量均降低,去除率分别在 0.32 ~ 1.08 log 和 0.24 ~ 1.27 log 范围之内. 除 *ermB*、*proA* 和 *arsC* 抗性基因绝对含量降低之外,出水中其余抗性基因绝对含量呈增加趋势.

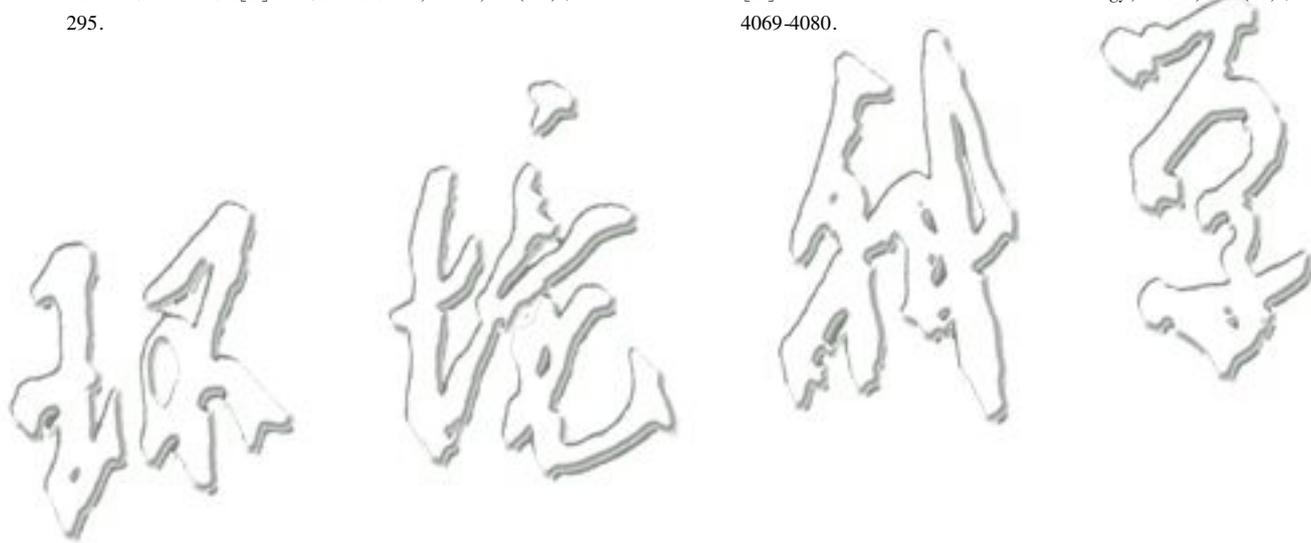
(2) 脱水污泥中有 $10^6 \sim 10^9 \text{ copies} \cdot \text{g}^{-1}$ 的抗性基因检出. 因此,若未对剩余污泥进行妥善处理,从污水中转移到污泥中的 ARGs 以及在污泥中大量的可移动遗传元件的检出,使其依然可能具有较高的环境风险性. 因此,应当对污泥进行完善的后续处理,如焚烧或厌氧消化等.

(3) 磁混凝过程中抗性基因的去除效果不仅受到微生物群落的影响,而且污水中悬浮物、磷及 COD 显著影响抗性基因的去除效率. 处理过程中 *int1* 绝对含量的增加可能将会导致磁混凝出水中抗性基因绝对含量的提高而增加受纳水体抗性污染风险.

参考文献:

- [1] Nnadozie C F, Kumari S, Bux F. Status of pathogens, antibiotic resistance genes and antibiotic residues in wastewater treatment systems [J]. *Reviews in Environmental Science and Bio-Technology*, 2017, **16**(3): 491-515.
- [2] Michael I, McArdell C S, Manai C M, *et al.* Urban wastewater treatment plants as hotspots for the release of antibiotics in the environment: a review [J]. *Water Research*, 2013, **47**(3): 957-995.
- [3] Auerbach E A, Seyfried E E, McMahon K D. Tetracycline resistance genes in activated sludge wastewater treatment plants [J]. *Water Research*, 2007, **41**(5): 1143-1151.
- [4] Lee J, Jeon J H, Shin J, *et al.* Quantitative and qualitative changes in antibiotic resistance genes after passing through treatment processes in municipal wastewater treatment plants [J]. *Science of the Total Environment*, 2017, **605-606**: 906-914.
- [5] Ben W W, Wang J, Cao R K, *et al.* Distribution of antibiotic resistance in the effluents of ten municipal wastewater treatment plants in China and the effect of treatment processes [J]. *Chemosphere*, 2017, **172**: 392-398.
- [6] UNEP. *Frontiers 2017: emerging issues of environmental concern* [R]. Nairobi: United Nations Environment Programme, 2017.
- [7] Huang Y, Zhang L, Tiu L, *et al.* Characterization of antibiotic resistance in commensal bacteria from an aquaculture ecosystem [J]. *Frontiers in Microbiology*, 2015, **6**: 914.
- [8] Tong J, Tang A P, Wang H Y, *et al.* Microbial community evolution and fate of antibiotic resistance genes along six different full-scale municipal wastewater treatment processes [J]. *Bioresource Technology*, 2019, **272**: 489-500.
- [9] 庄耀, 任洪强, 耿金菊, 等. 混凝法去除城市生活污水中抗性基因 [J]. *环境工程学报*, 2014, **8**(12): 5105-5110. Zhuang Y, Ren H Q, Geng J J, *et al.* Removal of antibiotic resistant genes in municipal wastewater with coagulation method [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2014, **8**(12): 5105-5110.
- [10] 郑利兵, 佟娟, 魏源送, 等. 磁分离技术在水处理中的研究与应用进展 [J]. *环境科学学报*, 2016, **36**(9): 3103-3117. Zheng L B, Tong J, Wei Y S, *et al.* The progress of magnetic separation technology in water treatment [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2016, **36**(9): 3103-3117.
- [11] Mao D Q, Luo Y, Mathieu J, *et al.* Persistence of extracellular DNA in river sediment facilitates antibiotic resistance gene propagation [J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, **48**(1): 71-78.
- [12] Mao D Q, Yu S, Rysz M, *et al.* Prevalence and proliferation of antibiotic resistance genes in two municipal wastewater treatment plants [J]. *Water Research*, 2015, **85**: 458-466.
- [13] Le T H, Ng C, Tran N H, *et al.* Removal of antibiotic residues, antibiotic resistant bacteria and antibiotic resistance genes in municipal wastewater by membrane bioreactor systems [J]. *Water Research*, 2018, **145**: 498-508.
- [14] Rodriguez-Mozaz S, Chamorro S, Marti E, *et al.* Occurrence of antibiotics and antibiotic resistance genes in hospital and urban wastewaters and their impact on the receiving river [J]. *Water Research*, 2015, **69**: 234-242.
- [15] Yuan L, Li Z H, Zhang M Q, *et al.* Mercury/silver resistance genes and their association with antibiotic resistance genes and microbial community in a municipal wastewater treatment plant [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, **657**: 1014-1022.
- [16] 陈彦霖, 郑利兵, 陈梅雪, 等. 磁混凝法预处理畜禽养殖废水的试验研究 [J]. *环境工程*, 2018, **36**(S1): 158-163. Chen Y L, Zheng L B, Chen M X, *et al.* Study on total phosphorus removal of swine wastewater with magnetic coagulation [J]. *Environmental Engineering*, 2018, **36**(S1): 158-163.
- [17] Zhou Z C, Feng W Q, Han Y, *et al.* Prevalence and transmission of antibiotic resistance and microbiota between humans and water environments [J]. *Environment International*, 2018, **121**: 1155-1161.
- [18] Zhang X X, Zhang T, Fang H H P. Antibiotic resistance genes in water environment [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2009, **82**(3): 397-414.
- [19] Zhang Y, Gu A Z, He M, *et al.* Subinhibitory concentrations of disinfectants promote the horizontal transfer of multidrug resistance genes within and across genera [J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, **51**(1): 570-580.
- [20] Li N, Sheng G P, Lu Y Z, *et al.* Removal of antibiotic resistance genes from wastewater treatment plant effluent by coagulation [J]. *Water Research*, 2017, **111**: 204-212.
- [21] Wang D N, Liu L, Qiu Z G, *et al.* A new adsorption-elution technique for the concentration of aquatic extracellular antibiotic resistance genes from large volumes of water [J]. *Water Research*, 2016, **92**: 188-198.

- [22] 郑春丽. 浸矿微生物硫酸盐同化与重金属抗性耦合作用机制的研究[D]. 上海: 东华大学, 2013.
Zheng C L. Coupling mechanism of sulfate assimilation and heavy metal resistance in bioleaching microbial [D]. Shanghai: Donghua University, 2013.
- [23] Pal C, Bengtsson-Palme J, Kristiansson E, *et al.* Co-occurrence of resistance genes to antibiotics, biocides and metals reveals novel insights into their co-selection potential [J]. *BMC Genomics*, 2015, **16**: 964.
- [24] Xu R, Yang Z H, Zheng Y, *et al.* Metagenomic analysis reveals the effects of long-term antibiotic pressure on sludge anaerobic digestion and antimicrobial resistance risk [J]. *Bioresource Technology*, 2019, **282**: 179-188.
- [25] Hu J W, Xu Q X, Li X M, *et al.* Sulfamethazine (SMZ) affects fermentative short-chain fatty acids production from waste activated sludge[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, **639**: 1471-1479.
- [26] 刘锐. 屠宰废水中抗生素抗性基因在废水处理各工艺中去除与累积效果的研究[J]. *江苏农业科学*, 2017, **45**(23): 292-295.
- [27] Ma L P, Li A D, Yin X L, *et al.* The prevalence of integrons as the carrier of antibiotic resistance genes in natural and man-made environments[J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, **51**(10): 5721-5728.
- [28] Liao H P, Lu X M, Rensing C, *et al.* Hyperthermophilic composting accelerates the removal of antibiotic resistance genes and mobile genetic elements in sewage sludge[J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, **52**(1): 266-276.
- [29] 李奥林, 陈吕军, 张衍, 等. 抗生素抗性基因在两级废水处理系统中的分布和去除[J]. *环境科学*, 2018, **39**(10): 4593-4600.
Li A L, Chen L J, Zhang Y, *et al.* Distribution and removal of antibiotic resistance genes in two sequential wastewater treatment plants [J]. *Environmental Science*, 2018, **39**(10): 4593-4600.
- [30] Luo G, Li B, Li L G, *et al.* Antibiotic resistance genes and correlations with microbial community and metal resistance genes in full-scale biogas reactors as revealed by metagenomic analysis [J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, **51**(7): 4069-4080.



CONTENTS

Influencing Factors of Long-term Variations on Gridded PM _{2.5} of Typical Regions in China Based on GAM Model	NAN Yang, ZHANG Qian-qian, ZHANG Bi-hui (499)
Gridded Atmospheric Emission Inventory of PCDD/Fs in China	CHEN Lu-lu, HUANG Tao, CHEN Kai-jie, et al. (510)
Spatio-Temporal Variations and Source Apportionment of Carbonaceous Species in PM _{2.5} Across Multiple Sampling Locations in the Chengdu Plain	SHI Fang-tian, LUO Bin, ZHANG Wei, et al. (520)
Diurnal Variations and Source Apportionment of Water-soluble Ions in PM _{2.5} During Winter in Nanjing Jiangbei New Area	QIU Chen-chen, YU Xing-na, DING Cheng, et al. (529)
Characterization, Seasonal Variation, and Source Apportionments of Particulate Amines (PM _{2.5}) in Northern Suburb of Nanjing	LI Xu-jie, SHI Xiao-wen, MA Yan, et al. (537)
Pollution Characteristics and Source Apportionment of <i>n</i> -Alkanes and PAHs in Summertime PM _{2.5} at Background Site of Yangtze River Delta	XUE Guo-yan, WANG Ge-hui, WU Can, et al. (554)
Source Apportionment and Health Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in PM _{2.5} in Changchun City, Autumn of 2017	ZHANG Yi-xuan, CAO Fang, ZHENG Han, et al. (564)
Heavy Pollution Characteristics and Assessment of PM _{2.5} Predicted Model Results in Beijing-Tianjin-Hebei Region and Surrounding Areas During November 23 to December 4, 2018	ZHU Yuan-yuan, GAO Yu-xiao, CHAI Wen-xuan, et al. (574)
Analysis of Characteristics and Meteorological Influence Factors of Ozone Pollution in Henan Province	QI Yan-jie, YU Shi-jie, YANG Jian, et al. (587)
Spatio-Temporal Distribution and Variation Characteristics of Aerosol Optical Properties in Henan Province	ZHANG Rui-fang, YU Xing-na (600)
Analysis of Water Soluble Organic Aerosol in Spring PM _{2.5} with Soot Particle Aerosol Mass Spectrometry (SP-AMS)	HUANG Wen-qian, CHEN Yan-tong, LI Xu-dong, et al. (609)
Temporal Evolution and Main Influencing Factors of Black Carbon Aerosol in Nanjing	YANG Xiao-min, SHI Shuang-shuang, ZHANG Chen, et al. (620)
Pollution Characteristics and Ozone Formation Potential of Ambient Volatile Organic Compounds(VOCs) in Summer and Autumn in Different Functional Zones of Lianyungang, China	QIAO Yue-zhen, CHEN Feng, LI Hui-peng, et al. (630)
Operation and Maintenance of Cost-Effective Volatile Organic Compounds Abatement Alternatives	QIANG Ning, SHI Tian-zhe, MIAO Hai-chao (638)
Pollution and Deposition Characteristics of Precipitation and Its Source Apportionment in Xi'an City	DING Cheng, YU Xing-na, HOU Si-yu (647)
Bacterial Diversity and Community Structure Antibiotic-resistant Bacteria in Bioaerosol of Animal Farms	SHA Yun-fei, SUN Xing-bin, XIN Wen-peng, et al. (656)
Vehicle Emission Inventory and Scenario Analysis in Liaoning from 2000 to 2030	JIN Jia-xin, SUN Shi-da, WANG Peng, et al. (665)
VOCs Emission Characteristics of DPF Regeneration in National VI Diesel Engine	QIAN Feng, XUE Chang-xin, XU Xiao-wei, et al. (674)
Characteristics and Significance of Stable Isotopes and Hydrochemistry in Surface Water and Groundwater in Nanxiaohogou Basin	GUO Ya-wen, TIAN Fu-qiang, HU Hong-chang, et al. (682)
Spatio-Temporal Distribution and Risk Assessment of Heavy Metals in Middle and Lower Reaches of Le'an River	YU Yang, LÜ Ya-ning, WANG Wei-jie, et al. (691)
Spatio-temporal Evolution and Relationship of Water Environment Quality and Phytoplankton Community in Wenyu River	ZHU Li-ying, CHEN Yuan-yuan, LIU Jing, et al. (702)
High-Frequency Dynamics of Water Quality and Phytoplankton Community in Inflowing River Mouth of Xin'anjiang Reservoir, China	DA Wen-yi, ZHU Guang-wei, LI Yun-xiang, et al. (713)
Phosphorus Storage Capacity and Loss Risk in Coastal Reed Wetland Surrounding Bohai Sea	SONG Jia-wei, XU Gang, ZHANG Yang, et al. (728)
Spatio-Temporal Variation of Release Flux of Sediment Nitrogen and Phosphorus in High-Risk Period of Algal Bloom in Lake Erhai	LIU Si-ru, ZHAO Ji-dong, XIAO Shang-bin, et al. (734)
Fluorescence Characteristics and Source Analysis of DOM in Snowfall of Xi'an	YANG Yi, HAN Li-yuan, LIU Huan-wu, et al. (743)
Performance Assessment of Permeable Interlocking Concrete Pavement Facility Structure	ZHANG Jia-wei, LIU Yong, JIN Jian-rong, et al. (750)
Photocatalytic Degradation of Rhodamine B with Micro-SiC/Graphene Composite Under Visible Light Irradiation	ZHU Hong-qing, YANG Bing, WEI Shi-qiang, et al. (756)
Removal of BPA and EE2 from Water by Mn-Fe Embedded in Acicular Mullite	ZHOU Qiu-hong, LONG Tian-yu, HE Jing, et al. (763)
Fabrication of La-MHTC Composites for Phosphate Removal; Adsorption Behavior and Mechanism	SONG Xiao-bao, HE Shi-ying, FENG Yan-fang, et al. (773)
Adsorption of Low-Concentration Phosphorus from Water by Composite Metal Modified Biochar	SUN Ting-ting, GAO Fei, LIN Li, et al. (784)
Phosphate Adsorption from Water on CaO ₂ -loaded Magnetic Diatomite	XU Chu-tian, LI Da-peng, ZHANG Shuai, et al. (792)
Phosphorus Forms and Release Risk of Sediments in Urban Sewage Treatment Plant Effluent and Receiving Stream Reach	TANG Ning, LI Ru-zhong, WANG Yu-qing, et al. (801)
Purification Characteristics of Urban Tail Water from Sewage Treatment Plant by Biofilm Ecological Floating Bed	ZHAO Zhi-rui, ZHANG Jia-yao, LI Duo, et al. (809)
Removal Performance of Antibiotic Resistance Genes and Heavy Metal Resistance Genes in Municipal Wastewater by Magnetic-Coagulation Process	YU Wen-chao, ZHENG Li-bing, WEI Yuan-song, et al. (815)
Effect of Tetracycline Antibiotic on Abundance and Transcriptional Expression Level of Tetracycline Resistance Genes in Activated Sludge	RUAN Xiao-hui, QIAN Ya-jie, XUE Gang, et al. (823)
Denitrification Process and N ₂ O Production Characteristics of Heterotrophic Nitrifying Bacterium <i>Pseudomonas aeruginosa</i> YL	YANG Lei, CUI Shen, REN Yong-xiang, et al. (831)
Environmental Factors Influence and Microbial Community Structure Analysis of Entrapped Anaerobic Ammonium Oxidizing Bacteria	WANG Xiao-tong, YANG Hong, SU Yang, et al. (839)
Research on Denitrification Performance of Enhanced Secondary Effluent by Embedded Denitrification Filler and Pilot Application	ZHOU Ya-kun, YANG Hong, WANG Shao-lun, et al. (849)
Temporal Anaerobic Effect on Aerobic Granular Sludge with Intermittent Influent-Intermittent Aeration	ZHANG Jie, WANG Yu-ying, LI Dong, et al. (856)
Simultaneous Short-Cut Nitrification-Denitrification Phosphorus Removal Granules Induced by Phosphorus Removal Granules	LI Dong, LIU Bo, WANG Wen-qi, et al. (867)
Spatial Distribution Characteristics and Pollution Assessment of Heavy Metals on Farmland of Geochemical Anomaly Area in Southwest Guangxi	WANG Fo-peng, XIAO Nai-chuan, ZHOU Lang, et al. (876)
Evaluation and Source of Heavy Metal Pollution in Surface Soil of Qinghai-Tibet Plateau	YANG An, WANG Yi-han, HU Jian, et al. (886)
Characteristics and Factors of Soil Enzyme Activity for Different Plant Communities in Yellow River Delta	MO Xue, CHEN Fei-jie, YOU Chong, et al. (895)
Effects of Management Measures on Soil Water-soluble Carbon and Nitrogen and Their Three-Dimensional Fluorescence Characteristics of <i>Pinus tabulaeformis</i> Plantations on Loess Plateau	SONG Ya-hui, ZHANG Jiao-xiang, LIU Hong-fei, et al. (905)
Effects of Biochar Input on Changes of Available Nutrient Elements in Riparian Soils with Different Landuse Types	ZHOU Hui-hua, YUAN Xu-yin, XIONG Yu-ting, et al. (914)
Effect of Applying Hydrochar for Reduction of Ammonia Volatilization and Mechanisms in Paddy Soil	YU Shan, XUE Li-hong, HUA Yun, et al. (922)
Effects of Mycorrhizal Fungi on Nitrification and Denitrification in the Rhizospheric Soil of Aquatic Plants and Its Microbial Mechanism	LIU Duo, WANG Lei, CAO Zhan-bo, et al. (932)
Comparison of Floating Chamber and Diffusion Model Methods for Measuring Methane Emissions from Inland Fish-Aquaculture Ponds	HU Tao, HUANG Jian, DING Ying, et al. (941)
Simultaneous Quantitative Detection of Thirteen Common Antibiotics in Leafy Vegetables by Ultra-High Performance Liquid Chromatography-Tandem Mass Spectrometry	CHEN Qian, LIU Yang, XIAO Li-jun, et al. (952)
Accumulation and Translocation of Cd in <i>Brassica rapa</i> Under the Influence of Selenium	YU Yao, LUO Li-yun, LIU Zhe, et al. (962)
Tolerance Mechanism and Cadmium Enrichment Abilities in Two <i>Brassica napus</i> L. Cultivars	BIAN Jian-lin, GUO Jun-mei, WANG Xue-dong, et al. (970)
Enhanced Phytoextraction of Cadmium Contaminated Soil by <i>Trifolium Repens</i> with Biodegradable Chelate GLDA	HE Yu-long, YU Jiang, XIE Shi-qian, et al. (979)
Heavy Metal Contents in Animal Manure in China and the Related Soil Accumulation Risks	MU Hong-yu, ZHUANG Zhong, LI Yan-ming, et al. (986)
Microbial Community Succession in Industrial Composting with Livestock Manure and Peach Branches and Relations with Environmental Factors	CAI Han-bing, FENG Wen-wen, DONG Yong-hua, et al. (997)
Degradation Characteristics of Antibiotics During Composting of Four Types of Feces	ZHU Wei-jing, ZHU Feng-xiang, WANG Wei-ping, et al. (1005)