

武汉市东湖抗生素污染现状及生态风险评估

王璠, 刘彬, 郭丽*

(湖北省生态环境监测中心站, 湖北 武汉 430072)

摘要:对东湖水域内 16 个点位进行采样,采用超高效液相色谱-三重四极杆质谱联用仪对 28 种抗生素做了污染现状调查及生态风险评估。研究发现,有 20 种抗生素在不同点位被检出,检出浓度由高到低为:喹诺酮类、氯霉素类和磺胺类,污染物检出情况总体呈现“南高北低,东高西低”的结果。考虑到东湖南部采样点位周边有多个农业种植、水产养殖和畜禽养殖地及其对东湖的潜在抗生素污染,证实了人类活动与抗生素污染密切相关。对抗生素采用风险商法做生态风险评估,结果表明,东湖南部采样点位的恶唑酸和氟甲喹的生态环境风险处于较低水平,其他抗生素的生态风险可以忽略。

关键词:抗生素;东湖;污染现状;生态风险评估

中图分类号:X824

文献标志码:B

文章编号:1674-6732(2022)05-0176-07

The Pollution Status and Ecological Risk Assessment of Antibiotics of East Lake in Wuhan

Wang Fan, LIU Bin, GUO Li*

(Hubei Ecological Environmental Monitoring Center, Wuhan, Hubei 430072, China)

Abstract: The pollution status and ecological risk assessment of 28 antibiotics in 16 sites of East Lake were analyzed by UPLC-QQQ-MSD. 20 kinds of antibiotics were detected at different sites. The average detection concentration from high to low as quinolones, chloramphenicol and sulfonamides. The concentration of antibiotics showed high in the south and low in the north, high in the east and low in the west in this study. Considering that there are many agricultural planting, aquaculture and livestock and poultry farms around the sampling sites in the south of East Lake and their potential antibiotic pollution to East Lake, it is confirmed that human activities are closely related to antibiotic pollution. The RQ values were used to evaluate the ecological risk assessment, the results showed that oxolinic acid and flumequine were identified as low risk in the south of East Lake, while the risks of other antibiotics can be ignored.

Key words: Antibiotics; East Lake; Pollution status; Ecological risk assessment

抗生素在现代医疗事业的发展过程中起到了重要的作用,但随着它在临床被大量使用,病原体便很快出现了耐药性^[1]。作为一种新污染物,抗生素在被人类和动物使用后,由于肠道吸收不完全和代谢不完全,一部分抗生素通过粪便和尿液排出体外^[2],进入水体^[3]、土壤^[4]和沉积物^[5]中。大多数抗生素在自然条件下不易降解,在水体中相对稳定,还能诱导产生抗生素耐药病原菌(ARB)和抗生素抗性基因(ARGs)^[6-7],对人体健康和生态环境都构成了潜在威胁。在生态环境部印发的《“十四五”生态环境监测规划》中明确提出,将开展抗

生素、环境内分泌干扰物重点管控新污染物的调查监测试点工作,地方优先在集中式水源地开展新污染物监测,进行生态环境健康风险监测评估。

自然环境中存在的抗生素大约有 200 余种,其中头孢菌素类(Cephalosporins)、氯霉素类(Chloramphenicol)、磺胺类(Sulfanilamide)和喹诺酮类(Quinolones)是我国消费量最大的几类抗生素^[8-9]。我国环境中抗生素的研究在 2010 年前后呈增长趋势,通过文献检索发现,研究多集中于长江下游地区及东部沿海地区,包括太湖^[10-12]、巢湖^[13-14]和鄱阳湖^[15-17]等湖泊,但缺少对中部地区

收稿日期:2022-06-20;修订日期:2022-07-21

基金项目:湖北省环保科研基金资助项目(2021HB-ZC02)

作者简介:王璠(1989—),男,工程师,硕士,从事环境监测工作。

* 通讯作者:郭丽 E-mail: guoli202201@163.com

湖泊,尤其是城市湖泊的抗生素研究。

东湖位于湖北省武汉市中心城区东部,是全国第一大城中湖。全湖可划分为郭郑湖、水果湖、汤菱湖、筲箕湖和喻家湖等部分。根据卫星遥感技术和叶绿素 a 监测反演模型,发现东湖各区域水质差异较大^[18],各区域间的沉积物重金属分布特征也不尽相同^[19]。这可能与自 20 世纪以来,东湖由城市“近郊湖”变为城市“城中湖”,周边环境发生了很大变化有关。根据金莹莹^[20]的统计,东湖风景区按用地情况可分为水体、农田、建筑、苗圃等 8 种类型,其中建筑以村落为主,陆地部分的农田及苗圃占地面积最大,还存在渔场、医院等区域,大部分湖泊周边环境均被不同程度地利用。抗生素作为人用或兽用抗菌剂,通常其污染程度与人类活动密切相关,考虑到过去东湖水产养殖面积大,存在居民生活污水直排等因素,因此研究东湖抗生素污染现状及其生态风险具有十分重要的意义。现调查了东湖 28 种抗生素的污染现状,并对检出的污染物进行风险评价,为了解东湖抗生素的真实污染水平及风险管理提供了一定的基础支撑和理论依据。

1 材料与方法

1.1 样品采集

在东湖水域选定 16 个采样点位(图 1),于 2021 年 6 月开展了水样采集。样品的采集和保存参照《水质采样技术指导》(HJ 494—2009)和《水质采样 样品的保存和管理技术规定》(HJ 493—2009)中的一般性规定,采样瓶为棕色玻璃瓶,每个采样点采集水样 2.5 L,置于棕色玻璃瓶中,在 4 °C 条件下保存,24 h 内分析。

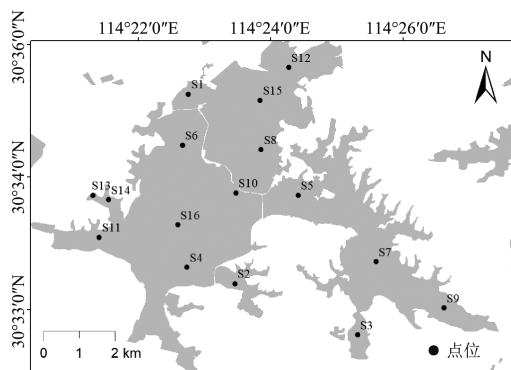


图 1 东湖水域内采样点位示意

1.2 仪器与试剂

1.2.1 仪器

1290 UPLC - 6460 QQQ MSD 超高效液相色谱 - 三重四极杆质谱联用仪(美国安捷伦公司); Extend - C18 色谱柱(2.1 mm × 100 mm × 3.5 μm, 美国安捷伦公司)。0.45 μm 玻璃纤维滤膜(北京北化黎明公司); 0.22 μm 滤膜(天津津腾公司); HLB 固相萃取小柱(500 mg/6 mL, CNW technologies 公司)

1.2.2 试剂

标准物质:正离子模式下检测 16 种喹诺酮类抗生素(氟罗沙星、氧氟沙星、培氟沙星、依诺沙星、诺氟沙星、环丙沙星、恩诺沙星、洛美沙星、达诺沙星、奥比沙星、二氟沙星、沙拉沙星、司帕沙星、恶喹酸、萘啶酮酸、氟甲喹);内标物:培氟沙星 - D₅、二氟沙星 - D₃。负离子模式下检测 2 种头孢菌素(头孢呋辛、头孢匹胺); 3 种氯霉素(甲砒霉素、氟苯尼考、氯霉素); 7 种磺胺类抗生素(磺胺嘧啶、磺胺甲基嘧啶、磺胺二甲嘧啶、磺胺甲恶唑、磺胺间甲氧嘧啶、磺胺二甲氧嘧啶、磺胺喹恶啉);内标物:氯霉素 - D₅、磺胺嘧啶 - D₄。以上均购自天津阿尔塔科技有限公司, -20 °C 保存。

其他试剂:超纯水(Milli - Q Direct 8 纯水机制);甲醇(色谱纯,4 L,美国 Thermo Fisher 公司);甲酸(HPLC 级,德国 Sigma 公司);乙二胺四乙酸二钠(Na₂EDTA)(AR 级,500 g,国药集团化学试剂有限公司);丙酮(色谱纯,4 L,美国 Thermo Fisher 公司)。

1.3 色谱及质谱条件

1.3.1 色谱条件

进样量:5 μL;流动相:正离子模式下流动相 A 为 0.1% 甲酸的水溶液,流动相 B 为甲醇,负离子模式下流动相 A 为纯水,流动相 B 为甲醇;流速:0.3 mL/min;柱温:25 °C;梯度洗脱。

1.3.2 质谱条件

离子源:电喷雾离子源(AJS ESI);干燥气温度:300 °C;干燥气流速:5 L/min;雾化气压力:310 kPa;鞘气温度:250 °C;鞘气流速:11 L/min;毛细管电压:3 500 V;监测模式:多反应检测模式(MRM)。

1.4 样品预处理

将 1 L 水样经 0.45 μm 玻璃纤维滤膜过滤后,加入 0.5 g Na₂EDTA,在 HLB 固相萃取小柱上进行

富集。上样前,依次用 6 mL 甲醇和 6 mL 超纯水对 HLB 柱进行活化;上样时,流速控制在 3 ~ 5 mL/min;上样后,先用 12 mL 超纯水淋洗 HLB 柱,然后在负压下抽干 30 min,最后用 10 mL 甲醇洗脱;洗脱液在 45 °C 水浴下氮吹浓缩至 0.5 mL 以下,加入内标物后用超纯水定容至 1 mL,涡旋混匀并过 0.22 μm 滤膜后待测。

1.5 质量保证与控制

采样及实验过程中所采用的玻璃器皿依次用洗涤剂、自来水、超纯水和丙酮漂洗,再用烘箱烘干。本研究中头孢菌素类物质与其他物质在液相色谱-质谱联用系统上响应差异较大,因此构建标准曲线时,喹诺酮类、氯霉素和磺胺类抗生素质量浓度范围为 1 ~ 200 μg/L,头孢菌素质量浓度范围为 200 ~ 1 000 μg/L。曲线采用内标法定量,平均相对响应因子法拟合,各目标物平均相对响应因子 < 20%,喹诺酮、氯霉素和磺胺类的检出限为 0.1 ~ 0.5 ng/L,头孢菌素的检出限为 20 ng/L。测定结果以每个化合物 2 个离子对同时出峰,且大于方法检出限为有检出。实验室对低、中、高质量浓度的地表水加标样品分别进行 6 次平行测定,实验室相对标准偏差分别为 7.2% ~ 21%,1.0% ~ 8.2%,1.6% ~ 9.3%,加标回收率分别为 50.0% ~ 120%,91.1% ~ 129%,78.0% ~ 150%。

1.6 生态风险评估方法

抗生素的毒理数据主要来自美国 ECOTOX 毒理数据库 (<http://cfpub.epa.gov/ecotox/>) 和最新已公开发表的文献,如无观察效应浓度 (NOEC)、最低观察效应浓度 (LOEC) 或 10% 效应浓度 (EC₁₀)。当缺乏慢性毒理数据时,用急性毒理数据半致死浓度 (LC₅₀) 或 50% 效应浓度 (EC₅₀) 代替^[21]。

风险表征是对暴露于各种应激下的有害生态效应的综合判断和表达,常用的风险表征方法有风险商 (RQ) 和概率风险评估 (PRA)。风险商计算公式见式(1)。

$$RQ = EEC/PNEC \quad (1)$$

式中:EEC——检出抗生素的环境浓度;PNEC——预测无观察效应浓度,由慢性毒性测试结果 (NOEC/LOEC/EC₁₀) 除以评价因子 (AF = 10) 获得,或由急性毒性测试结果 (LC₅₀/EC₅₀) 除以评价因子 (AF = 100) 获得^[22]。概率风险评估常用的方法是联合概率分布曲线法,它是将所有生物毒性

数据的累积函数和污染物暴露浓度的反累积函数作图,将风险评价的结论以连续分布曲线的形式表述,同时也考虑了环境暴露浓度和毒性值的不确定性和可变性,能反映各水平下浓度超过临界浓度值的概率,体现暴露状况和暴露风险之间的关系。

2 结果与讨论

2.1 东湖抗生素的监测结果

东湖抗生素监测结果见图 2,箱式图中从高到低依次为本次监测的最大值、75% 位值、平均值、中位值、25% 位值和最小值。由图 2 可见,在 16 个点位的监测结果中,有 20 种抗生素有检出,检出质量浓度最高的是达诺沙星、恶唑酸、氟甲喹和氟苯尼考,分别为 ND ~ 13.3,0.4 ~ 26.2,0.1 ~ 27.7 和 2.7 ~ 27.8 ng/L,检出率分别为 93.8%,100%,100% 和 100%,头孢菌素在全部 16 个点位都没有检出。对比 3 类有检出的抗生素总量,发现此次监测中的抗生素检出量由大到小为:喹诺酮类 > 氯霉素类 > 磺胺类。肖鑫鑫等^[23-24] 调查了 2017—2018 年东湖不同点位喹诺酮类、磺胺类和四环素类抗生素污染状况,结果显示,喹诺酮类物质的污染状况最严重,5 种喹诺酮类物质的总质量浓度为 121.98 ~ 126.65 ng/L,磺胺类物质的质量浓度最小。该研究与本次研究结果比较,说明近几年东湖水体中喹诺酮类和磺胺类的浓度水平都有所降低,但喹诺酮仍是几类抗生素中浓度相对较高的。

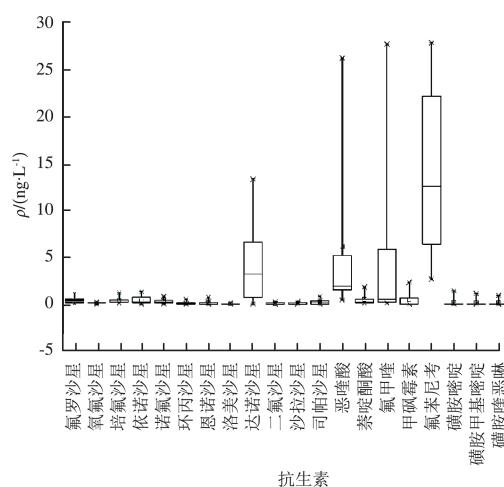


图 2 东湖抗生素监测结果

东湖与我国其他城市地表水抗生素检出水平对比见表 1。由表 1 可见,东湖中磺胺嘧啶的质量

浓度(ND~1.4 ng/L)与清远市典型水源地相当(ND~0.98 ng/L)^[25],低于南昌城市湖泊(ND~16 ng/L)^[26]、洪湖(0.81~77.26 ng/L)和东洞庭湖(1.54~38.69 ng/L)^[27];氧氟沙星、环丙沙星的质量浓度(ND~0.2, ND~0.8 ng/L)远低于海口市城区地表水^[28](100.9~499.8, 119.7~634.5 ng/L);诺氟沙星的质量浓度(ND~0.8 ng/L)高于长江三峡库区(ND)^[29],低于南昌市城市湖泊(ND

~22.8 ng/L)^[26]和清远市水源地(ND~10.99 ng/L)^[25];氯霉素类(氯霉素、甲矾霉素、氟苯尼考)的质量浓度水平与贵阳市南明河(43.6 ng/L)^[30]、重庆市地表水(9.97~14.3 ng/L)^[31]相当。结合Li^[32]等的统计,我国地表水中磺胺嘧啶、诺氟沙星质量浓度的中位值为1~10 ng/L,这表明东湖水体中磺胺类和喹诺酮类抗生素的浓度处在全国湖泊的中等偏低水平。

表1 东湖与我国其他城市地表水抗生素检出水平对比^①

湖泊(调查年份)	磺胺嘧啶	氧氟沙星	环丙沙星	诺氟沙星	氯霉素类
东湖(2021)	ND~1.4	ND~0.2	ND~0.5	ND~0.8	2.7~27.8
东湖(2018)	2.14~11.15	8.51~10.36	23.86~31.16	13.85~97.44	
清远市水源地(2017)	ND~0.98			ND~10.99	
南昌市城市湖泊(2016)	ND~16			ND~22.8	
洪湖(2016)	0.81~77.26				
洞庭湖(2016)	1.54~38.69				
海口市城区地表水(2013)		100.9~499.8	119.7~634.5		
长江三峡库区(2018)				ND	
贵阳市南明河(2020)					43.6
重庆市地表水(2020)					9.97~14.3

①ND代表未检出。

2.2 东湖抗生素的分布特征

东湖抗生素的点位分布见图3。由图3可见,有检出的抗生素总量在S2和S4点位的质量浓度最高,在S11至S16这6个点位的质量浓度最低。有5种物质在所有采样点位中都有检出,包括4种喹诺酮类及1种氯霉素类物质。奥比沙星、氯霉素、磺胺甲基嘧啶、磺胺甲恶唑、磺胺间甲氧嘧啶和磺胺二甲氧嘧啶和头孢菌素在16个采样点位均无检出。氟苯尼考在S4点位的检出质量浓度最大,为27.84 ng/L;恶喹酸在S2和S4点位的检出质量浓度最大,同为26.2 ng/L;氟甲喹在S2点位的检出质量浓度最大,为27.7 ng/L;达诺沙星在S4点位的检出质量浓度最大,为13.3 ng/L。

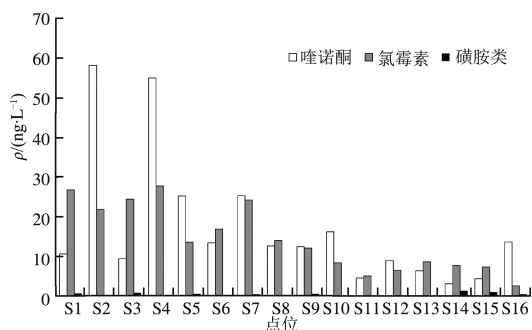


图3 东湖抗生素的点位分布

S2点位位于东湖南部,南面是武汉市东湖医院和东湖风光村,北面是东湖渔场、东湖梅园,东面有多个茶园和植物苗圃园等。S4点位位于S2点位西面,其南面也是东湖医院、东湖风光村和数个盆景园。S11、S13、S14这3个点位位于东湖听涛风景区周边,毗邻东湖国际会议中心,区域内人类活动较少,是东湖水质最好的区域之一。S12、S15、S16处于小潭湖、汤菱湖和郭郑湖湖心,人为影响较小。综合比较发现,本次监测中东湖抗生素分布基本呈现“南高北低,东高西低”的结果。

Choi等^[33]在水产养殖场对抗生素进行监测,结果显示,土霉素、恶喹酸和氟苯尼考等抗生素在养殖废水中的质量浓度数量级能够高达 $10^2 \mu\text{g/L}$,并且需要添加氧化剂才容易降解。李嘉等^[34]在研究济南小清河时发现,高浓度的抗生素常在人口密集区和水产养殖密集区的下游区域检测到,生活污水和水产养殖废水的排放及生活污水的不完全处理是城市湖泊抗生素污染的主要来源。杨俊等^[35]在调查苏州地表水抗生素时发现,城区地表水和沉积物中的抗生素浓度明显高于城郊,而人为干扰较少的湖泊水体中抗生素浓度较低。本次监测中,靠近医院、渔场、苗圃园和村落的点位,抗生素检出浓度明显高于风景区周边和湖心点位。这与上述文

献的结论一致,印证了城市表层水体中的抗生素浓度与人类活动强度密切相关。

2.3 生态环境风险表征结果

为了更好地评价东湖的抗生素风险水平,本研究采用风险商法对定性检出的 20 种抗生素类物质进行初步分析,从文献资料筛选了各化合物的毒性数据,利用评价因子法计算 PNEC 值(表 2)。在 20 种有检出的化合物中,氟罗沙星、培氟沙星、达诺沙星和磺胺嘧啶由于缺乏毒性数据,无法推导 PNEC 值,故在此不作生态风险评估。达诺沙星的绝对检出量在 16 种喹诺酮类抗生素中相对较高,平均质量浓度为 4.2 ng/L,最大质量浓度为 13.3 ng/L,其生态环境风险应当受到关注。

表 2 东湖抗生素生态风险评估数据 $\mu\text{g/L}$

化合物	PNEC	参考文献	化合物	PNEC	参考文献
氧氟沙星	0.113	[36]	司帕沙星	0.064	[41]
依诺沙星	0.288	[36]	恶喹酸	0.0731	[36]
诺氟沙星	1.038	[36]	萘啶酮酸	7.246	[36]
环丙沙星	30	[37]	氟甲喹	0.264	[36]
恩诺沙星	490	[38]	甲砒霉素	1	[41]
洛美沙星	0.199	[36]	氟苯尼考	2	[42]
二氟沙星	242	[39]	磺胺嘧啶	0.135	[43]
沙拉沙星	3	[40]	磺胺甲基嘧啶	1.97	[43]

用每个点位各污染物的平均质量浓度和最大质量浓度分别计算风险商。将结果分为 3 个等级:当 $RQ > 1$ 时,污染物的生态环境风险较高; $0.1 < RQ \leq 1$ 时,污染物的生态环境风险较低或有潜在的生态环境风险;当 $RQ \leq 0.1$ 时,认为污染物的生态环境风险可忽略。根据评估结果可以发现,所有污染物基于平均质量浓度的 RQ 值都 ≤ 0.1 ,生态环境风险可忽略。

16 种抗生素基于最大浓度的 RQ 值见图 4。由图 4 可见,恶喹酸在 S2、S4 和 S7 这 3 个点位的 RQ 值分别为 0.358,0.358 和 0.228,生态环境风险处于较低水平;氟甲喹在 S2 点位的 RQ 值为 0.105,生态环境风险也处于较低水平。值得注意的是,虽然氟苯尼考检出质量浓度较大(2.00 ~ 27.84 ng/L),但因其 PNEC 也较大,其 $RQ \leq 0.1$,生态环境风险可忽略;而恶喹酸虽然检出质量浓度(0.4 ~ 26.2 ng/L)不及氟苯尼考,但因其 PNEC 值较小,导致其 3 个点位的 RQ 为 0.1 ~ 1,有潜在的生态环境风险。其他化合物的生态环境风险均可以忽略。

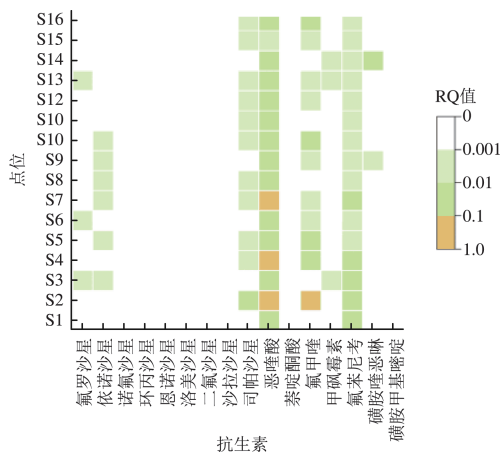


图 4 16 种抗生素基于最大浓度的 RQ 值

此外,由于一些抗生素缺乏毒理学数据,在此未对其开展生态风险评估。但有些抗生素的生物毒性并不小,比如达诺沙星对鱼类的毒性要大于环丙沙星和恶喹酸^[44],其对昆明小白鼠的口服、腹腔注射和静脉注射的 LD_{50} 值与其他喹诺酮类药物相比偏低,毒性偏大^[45]。此次在东湖 10 个点位都检出了达诺沙星,质量浓度为 ND ~ 13 ng/L,值得进一步关注。考虑到东湖南部农业种植和畜禽养殖对东湖的潜在抗生素污染,后续应继续开展在这些点位其他大类抗生素的监测工作,完善对东湖抗生素污染和生态环境风险的评价,并进一步规范畜禽养殖抗生素的使用,并研究在农田畜禽业中使用抗生素的限值,制定相关技术规范。

2.4 不确定性分析

上述结论只能反映本次调查的结果,由于目前抗生素毒理学数据有限,该方法还存在一些不确定因素。首先,本研究暂未对不同水期(丰、平、枯)或季节的东湖抗生素污染情况做进一步调查。有研究表明,抗生素污染的季节差异明显,如西安市 4 个城市湖泊夏季以磺胺类、喹诺酮类和四环素类为主,冬季以大环内酯类为主^[46]。其次,尽管 Jin 等^[47]认为本土物种与非本土物种推导的 PNEC 值没有显著性差异,但仍有人认为需要用当地调查的毒理学数据来真实地评估污染物对本地物种的毒性。最后,在毒理学数据充足的情况下,对 RQ 值较大的抗生素采用物种敏感度分布曲线法评价,构建分析模型,开展更高层次的生态环境风险评估,能更好地反映被调查区域的生态环境风险。

3 结论

对东湖水域内16个点位中28种抗生素做了污染现状调查及生态风险评估,得出以下结论:

(1)此次共检出20种抗生素,检出浓度由高到低依次为:喹诺酮类、氯霉素类和磺胺类。喹诺酮浓度较2017—2018年有所下降,但仍是几类抗生素中较高的。东湖水体中磺胺类和喹诺酮类抗生素的浓度处在全国湖泊的中等偏低的水平。

(2)抗生素在空间分布上呈现“南高北低,东高西低”的结果。靠近医院、渔场、苗圃园和村落点位的抗生素浓度明显高于风景区周边和湖心的点位,印证了城市表层水体中的抗生素浓度与人类活动强度密切相关。

(3)采用风险商法对检出的抗生素做了生态风险评估,除恶喹酸和氟甲喹的生态环境风险处于较低水平,其他抗生素的生态环境风险可以忽略。

[参考文献]

- [1] 朱永官,欧阳纬莹,吴楠,等. 抗生素耐药性的来源与控制对策[J]. 中国科学院院刊,2015,30(4):509-516.
- [2] 陈聪. 血、尿中青霉素类抗生素及其代谢物的检测与评价研究[D]. 上海:复旦大学,2011.
- [3] 章强,辛琦,朱静敏,等. 中国主要水域抗生素污染现状及其生态环境效应研究进展[J]. 环境化学,2014,33(7):1075-1083.
- [4] 张慧敏,章明奎,顾国平. 浙北地区畜禽粪便和农田土壤中四环素类抗生素残留[J]. 生态与农村环境学报,2008,24(3):69-73.
- [5] 王同飞,张伟军,李立青,等. 白洋淀清淤示范区沉积物中抗生素和多环芳烃的分布特征与风险评估[J]. 环境科学,42(11):1-15.
- [6] 周启星,罗义,王美娥. 抗生素的环境残留、生态毒性及抗性基因污染[J]. 生态毒理学报,2007,2(3):243-251.
- [7] 罗义,周启星. 抗生素抗性基因(ARGs)——一种新型环境污染物[J]. 环境科学学报,2008,28(8):1499-1505.
- [8] 章强,辛琦,朱静敏,等. 中国主要水域抗生素污染现状及其生态环境效应研究进展[J]. 环境化学,2014,33(7):1075-1083.
- [9] 谢新鑫,杨青廷,旷满华,等. 2004~2015年中国儿童抗生素使用情况分析[J]. 中南医学科学杂志,2016,44(2):130-134.
- [10] XU J, ZHANG Y, ZHOU C, et al. Distribution, sources and composition of antibiotics in sediment, overlying water and pore water from Taihu Lake, China[J]. Science of The Total Environment, 2014, 497: 267-273.
- [11] XU Z, LI T, BI J, et al. Spatiotemporal heterogeneity of antibiotic pollution and ecological risk assessment in Taihu Lake Basin, China[J]. Science of The Total Environment, 2018, 643: 12-20.
- [12] 丁剑楠,刘舒娇,邹杰明,等. 太湖表层水体典型抗生素时空分布和生态风险评估[J]. 环境科学,2021,42(4):1811-1819.
- [13] TANG J, SHI T, WU X, et al. The occurrence and distribution of antibiotics in Lake Chaohu, China; seasonal variation, potential source and risk assessment[J]. Chemosphere, 2015, 122: 154-161.
- [14] TANG J, ZHANG F H, WANG C C, et al. Investigation of sulfonamide antibiotics residue in the water of Chaohu Lake and its inlet rivers[J]. Journal of Safety and Environment, 2014, 14(4):334-338.
- [15] 陈琼,丁惠君,张维昊,等. 滨湖底泥对2种喹诺酮类抗生素的吸附作用研究[J]. 环境科学与技术,2019,42(6):106-114.
- [16] DING H, WU Y, ZHANG W, et al. Occurrence, distribution, and risk assessment of antibiotics in the surface water of Poyang Lake, the largest freshwater lake in China[J]. Chemosphere, 2017, 184: 137-147.
- [17] LIANG X, GUAN F, CHEN B, et al. Spatial and seasonal variations of antibiotic resistance genes and antibiotics in the surface waters of Poyang Lake in China[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2020, 196: 110543.
- [18] 李根. 基于landsat8图像的叶绿素a反演模型构建及其在武汉东湖应用研究[D]. 武汉:华中科技大学,2017.
- [19] 李晓明,周密. 武汉东湖沉积物重金属分布特征及其污染评价[J]. 环境科学与技术,2016,39(10):161-169,184.
- [20] 金莹莹. 基于生态保护的东湖国家湿地公园景观营建研究[D]. 武汉:华中农业大学,2013.
- [21] 刘娜,金小伟,王业耀,等. 生态毒理学数据筛查与评价准则研究[J]. 生态毒理学报,2016,11(3):1-10.
- [22] CHAPMAN P M, FAIRBROTHER A, BROWN D. A critical evaluation of safety (uncertainty) factors for ecological risk assessment[J]. Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal,1998,17(1):99-108.
- [23] XIAO X X, WU Y X, DING H J, et al. Pollution characteristics of antibiotics and antibiotic resistance genes in urban lakes of Wuhan[J]. Environmental Science & Technology (China), 2019, 42(3):9-16.
- [24] 肖鑫鑫. 武汉城市湖泊抗生素及抗性基因的污染特征与风险评估[D]. 武汉:武汉大学,2019.
- [25] 代鹤峰. 清远市及东莞市水源地抗生素污染特征分析与生态风险评估[D]. 西安:西安工程大学,2019.
- [26] 丁惠君,钟家有,吴亦潇,等. 鄱阳湖流域南昌市城市湖泊水体抗生素污染特征及生态风险分析[J]. 湖泊科学,2017,29(4):848-858.
- [27] YANG Y Y, CAO X H, LIN H, et al. Antibiotics and antibiotic resistance genes in sediment of Honghu Lake and East Dongting Lake, China[J]. Microbial Ecology,2016,72(4).

- [28] 徐浩,肖湘波,唐文浩,等. 海口城区地表水环境中抗生素含量特征研究[J]. 环境科学与技术,2013,36(9):60-65.
- [29] YAN M T, XU C, HUANG Y M, et al. Tetracyclines, sulfonamides and quinolones and their corresponding resistance genes in the Three Gorges Reservoir, China[J]. Science of The Total Environment,2018,631-632:840-848.
- [30] 王娅南,彭洁,谢双,等. 固相萃取-高效液相色谱-串联质谱法测定地表水中40种抗生素[J]. 环境化学,2020,39(1):188-196.
- [31] 李莉,郑璇,张晓岭,等. 高效液相色谱-串联质谱法同时测定水体中氯霉素类抗生素[J]. 化学分析计量,2020,29(5):57-61.
- [32] LI Z, LI M, ZHANG Z, et al. Antibiotics in aquatic environments of China: A review and meta-analysis[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety,2020,199(11):110668.
- [33] SANGKI C, WOOHYUNG S, DONG J, et al. Antibiotics in coastal aquaculture waters: Occurrence and elimination efficiency in oxidative water treatment processes[J]. Journal of Hazardous Materials,2020,396:122585.
- [34] 李嘉,张瑞杰,王润梅,等. 小清河流域抗生素污染分布特征与生态风险评估[J]. 农业环境科学学报,2016,35(7):1384-1391.
- [35] 杨俊,王汉欣,吴韵斐,等. 苏州市水环境中典型抗生素污染特征及生态风险评估[J]. 生态环境学报,2019,28(2):359-368.
- [36] BACKHAUS T, SCHOLZE M, GRIMME L H. The single substance and mixture toxicity of quinolones to the bioluminescent bacterium *Vibrio fischeri*[J]. Aquatic Toxicology,2000,49(1-2):49-61.
- [37] BRAIN R A, JOHNSON D J, RICHARDS S M, et al. Effects of 25 pharmaceutical compounds to *Lemna gibba* using a seven - day static - renewal test[J]. Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal,2004,23(2):371-382.
- [38] ROBINSON A A, BELDEN J B, LYDY M J. Toxicity of fluoroquinolone antibiotics to aquatic organisms [J]. Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal, 2005, 24(2):423-430.
- [39] TEGLIA C M, PEREZ F A, MICHLIG N, et al. Occurrence, distribution, and ecological risk of fluoroquinolones in rivers and wastewaters[J]. Environmental Toxicology and Chemistry,2019,38(10):2305-2313.
- [40] MHMM M. The trigger values in the environmental risk assessment for (veterinary) medicines in the European Union: a critical appraisal[J]. Rijksinstituut Voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), 2005.
- [41] BENGTSSON-PALME J, LARSSON D G J. Concentrations of antibiotics predicted to select for resistant bacteria: proposed limits for environmental regulation [J]. Environment International, 2016,86:140-149.
- [42] 赵腾辉,陈奕涵,韩巍,等. 东江上游典型抗生素污染特征及生态风险评估[J]. 生态环境学报,2016,25(10):1707-1713.
- [43] 赵富强,高会,张克玉,等. 中国典型河流域抗生素的赋存状况及风险评估研究[J]. 环境污染与防治,2021,43(1):94-102.
- [44] 卢彤岩,杨雨辉,徐连伟,等. 达氟沙星对施氏鲟的急性毒性及组织残留检测[J]. 中国水产科学,2004,11(6):542-548.
- [45] 刘远飞,佟恒敏. 单诺沙星对昆明种小白鼠的亚急性毒性研究[J]. 黑龙江畜牧兽医,2001(2):10-11.
- [46] 黄晨. 西安市典型景观湖泊中抗生素分布特征及其生态风险评估[D]. 西安:西安理工大学,2021.
- [47] JIN X, ZHA J, XU Y, et al. Derivation of aquatic predicted no-effect concentration (PNEC) for 2, 4-dichlorophenol: comparing native species data with non-native species data [J]. Chemosphere, 2011, 84(10):1506-1511.

栏目编辑 谭艳 周立平