

# 典型湖泊抗生素污染特征与生态风险分析

刘雨波<sup>1</sup>, 张春梅<sup>2\*</sup>, 张祖会<sup>1</sup>, 何永婷<sup>1</sup>, 王楠<sup>1</sup>, 何文辉<sup>1</sup>, 王艳容<sup>1</sup>, 海婷<sup>1</sup>, 赵斌<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>玉溪师范学院, 化学生物与环境学院, 云南 玉溪

<sup>2</sup>云南炳森环境工程有限公司, 云南 玉溪

收稿日期: 2023年1月15日; 录用日期: 2023年2月14日; 发布日期: 2023年2月22日

## 摘要

针对中国典型湖泊环境抗生素污染严重问题, 本文概述了湖泊环境中主要抗生素的种类、来源及危害。比较分析了抗生素的生态环境风险, 阐述抗生素引起的环境破坏。目前, 在地表水体中, 常见的抗生素为磺胺嘧啶(SDZ)、磺胺二甲嘧啶(SMZ)、磺胺甲恶唑(SMX)、罗红霉素(RTM)、环丙沙星(CFX)和四环素(TC)等, 其主要来源于养殖废水、医疗废水及人类和动物的排泄物。抗生素污染不仅会对土壤或者水体造成影响还会对水体中特定生物体的生存造成威胁。抗生素及其代谢产物会使湖泊环境中原有的致病细菌产生耐药性, 耐药病原菌不断增多和变异会破坏原有的水体微生物群落影响水生植物性能, 改变湖泊土壤环境微生物的群落。对微生物、植物、动物和人类构成潜在威胁, 破坏原有环境的生态平衡。本文旨在为今后抗生素污染的治理提供一定的参考依据。

## 关键词

抗生素污染, 微生物群落, 生态风险

# Characteristics and Ecological Risk Analysis of Antibiotic Pollution in Typical Lake

Yubo Liu<sup>1</sup>, Chunmei Zhang<sup>2\*</sup>, Zuhui Zhang<sup>1</sup>, Yongting He<sup>1</sup>, Nan Wang<sup>1</sup>, Wenhui He<sup>1</sup>, Yanrong Wang<sup>1</sup>, Ting Hai<sup>1</sup>, Bin Zhao<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>College of Chemistry, Biology and Environment, Yuxi Normal University, Yuxi Yunnan

<sup>2</sup>Yunnan Bingsen Environmental Engineering Co., Ltd, Yuxi Yunnan

Received: Jan. 15<sup>th</sup>, 2023; accepted: Feb. 14<sup>th</sup>, 2023; published: Feb. 22<sup>nd</sup>, 2023

## Abstract

In response to the serious problem of antibiotic pollution in typical lake environments in China,

\*通讯作者。

文章引用: 刘雨波, 张春梅, 张祖会, 何永婷, 王楠, 何文辉, 王艳容, 海婷, 赵斌. 典型湖泊抗生素污染特征与生态风险分析[J]. 环境保护前沿, 2023, 13(1): 88-98. DOI: 10.12677/aep.2023.131011

this paper provides an overview of the main types, sources and hazards of antibiotics in lake environments. The ecological and environmental risks of antibiotics are comparatively analyzed, and the environmental damage caused by antibiotics is elaborated. Currently, the common antibiotics in surface water bodies are sulfadiazine (SDZ), sulfadi-methoxine (SMZ), sulfamethoxazole (SMX), roxithromycin (RTM), ciprofloxacin (CFX) and tetracycline (TC), which mainly originate from farming wastewater, medical wastewater and human and animal excreta. Antibiotic contamination not only affects soil or water bodies but also poses a threat to the survival of specific organisms in the water body. Antibiotics and their metabolites can make the original pathogenic bacteria in the lake environment become resistant, and the increasing number and mutation of drug-resistant pathogens will destroy the original water microbial community, affect the performance of aquatic plants, and change the microbial community of the lake soil environment. It poses a potential threat to microorganisms, plants, animals and humans, and destroys the ecological balance of the original environment. The purpose of this paper is to provide some reference basis for the future management of antibiotic pollution.

## Keywords

Antibiotic Contamination, Microbial Community, Ecological Risk

Copyright © 2023 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

## 1. 引言

抗生素(antibiotics)是生物(微生物、植物和动物)在其生命活动过程中产生的,或由其它方法获得的,能在低微浓度下有选择地抑制或影响其它生物功能的有机物质[1]。自首次发现青霉素这一抗生素以来,抗生素的合成,生产和使用成为常态,20世纪以来,抗生素被大量应用于医疗、畜禽和水产养殖业。抗生素的使用甚至滥用会增加环境中抗生素抗性基因(ARGs)的含量,抗生素抗性基因可在生物体内和环境中长时间残留[2]。中国是抗生素生产和使用大国,2013年抗生素使用量约为16.2万吨[3],每年约生产21万吨抗生素,其中42%被用于医疗,48%被用于畜牧业[4]。抗生素类药物使用范围广、用量较大,导致其在自然水环境中出现的概率较大。诸多国内外的研究报道指出,自然水环境中已经检测出多种抗生素,包括海洋、河流、湖泊和地下水等自然水体[5]。而且每年的使用量都在增长,对生态环境的威胁也在增大。

针对中国日益严重的湖泊环境抗生素污染问题,本文概述了典型湖泊水体中抗生素的种类、来源及危害,分析了其污染特征和对生态环境的风险。阐述了抗生素污染对水体生物体造成的影响,对湖泊土壤环境将会造成的危害以及对水体环境的威胁。为湖泊抗生素的污染控制与风险评估提供数据支撑,为湖泊抗生素的科学治理提供参考依据。

## 2. 现状分析

### 2.1. 抗生素的来源

抗生素的种类繁多,自然环境中大约有200~220种抗生素[6]。水中抗生素的污染主要来源有医疗废水、生活污水、养殖业废水和制药工业废水等[7]。由图1得,根据使用对象可将来源分为两类,一类是人用抗生素,另外一类是兽用抗生素。人用抗生素通过排泄物,医疗处理等途径迁移到污水处理厂和废物处置点然后集中到地表水中;兽用抗生素可直接造成地表水的污染,也可通过排泄物间接作用到地下水最后作用

到地表水。其中人用抗生素是主要来源，其中有两个主要的原因[8]：一方面与国家有关部门对抗生素类药物使用的监管力度不足有关；另一方面也与居民对抗生素的滥用及医疗机构的不良用药习惯有关。

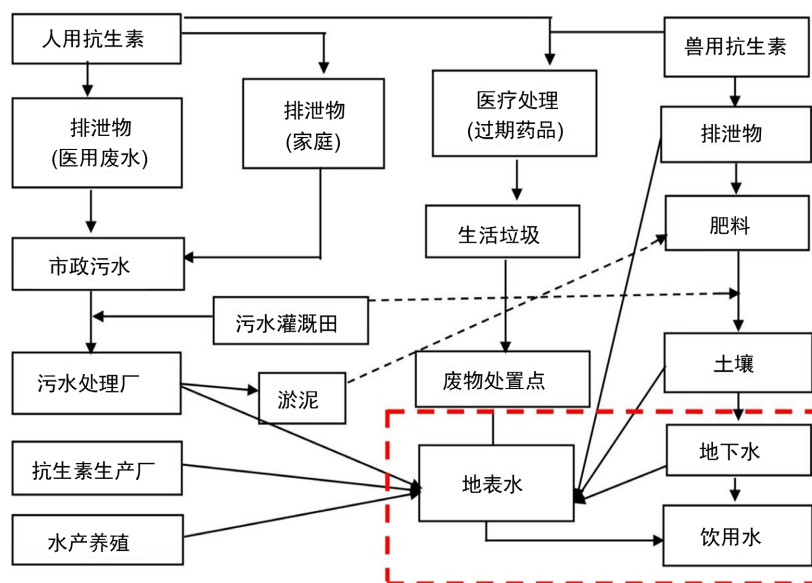


Figure 1. Schematic diagram of the pathway of the natural environment of antibiotics  
图 1. 抗生素自然环境的途径示意图

### 2.1.1. 医疗废水和生活污水

人用抗生素主要是为病人提供药物辅助作用，通常由医院直接为患者应用，或者是以开药形式给患者自用[4]。郭隽等[9]研究表明，大多数的医疗废水并未进行合理的处理，直接排入城市排水系统，造成城市污水中氟喹诺酮的污染问题严重。屈桃李等[10]从医院废水、污水处理厂及水产养殖场中均检测出磺胺类药物，污水处理厂的磺胺类药物浓度最高。含抗生素污水排入城市排水系统后会给后续污水的处理工作造成显著影响，严重降低处理效果。

### 2.1.2. 养殖场废水

随着集约化畜牧养殖业的不断发展，抗生素类药物被广泛用于提高畜禽生产性能以及疾病的预防和治疗[4]。畜禽摄入抗生素类药物后，仅有少量通过葡萄糖苷化、裂解等生物作用生成无活性的产物，大部分通过粪便和尿液以药物的形式排出体外[11]。随着养殖废水排放到湖泊水体，土壤，农田等，会有一定的积累效应，对细菌种群结构造成破坏、降低湖泊生态环境的自净效率，对湖泊的生态环境平衡造成很大的威胁。

### 2.1.3. 制药工业废水

抗生素生产厂家排放的污水中含有难以降解的抗生素。在抗生素制备的过程中，产生的废水含有多种难降解的活性抗生素，它们具有一定的生物毒性，并且浓度较高，在废水生化处理中抑制微生物的生长，使抗生素生产废水很难降解[12]。污水处理厂含抗生素污染的废水主要来源就是制药厂。

## 2.2. 湖泊抗生素污染的种类

由数据得，根据抗生素不同的功能化学结构，可分为 10 大类：氨基糖苷类， $\beta$ -内酰胺类，林可酰胺类，大环内酯类(MLs)，多肽类，喹诺酮类(QNs)，磺胺类(SAs)，四环素类(TCs)和氯霉素类等，其中，SAs, TCs, QNs, MLs 是中国消费量最大的四类抗生素[6]。在湖泊水体中常见的有磺胺嘧啶(SMZ)、磺胺二甲嘧啶(SMX)、磺胺甲恶唑(SMX)、罗红霉素(RTM)、环丙沙星(CFX)和四环素(TC)等，这些抗生素的环境检测量

高,产量高,使用相对较频繁[13]。许多湖泊复杂的水生环境还承担着水产养殖、收纳污水和水上娱乐等功能。大规模的水产养殖容易产生大量抗生素并在沉积物中富集,柴油观光船以及附近村庄煤炭未完全燃烧也极易产生毒性较大的多环芳烃等污染[14]。有文献报道,美国 USGS 调查了抗生素滥用较严重地区的污水、饮用水以及地表水中抗生素的含量,其中磺胺类药物的检出率最高[15]。磺胺类药物代谢时间较长、存在潜在的致癌性和很强的积累效应,能通过食物链传递,人类食用含污染物的水产品后,沉积物中的抗生素含量普遍偏低,但是还是存在潜在风险。会对人体的健康产生很大的影响,产生严重的安全隐患。据表 1,我国部分典型湖泊四大类抗生素均有检出且浓度且有一定的差异。洪湖、淀山湖、白洋淀这些湖区四类抗生素的检出浓度均高于洞庭湖、南四湖、巢湖等,这说明前者面临着更为严重的抗生素污染。出现这样的状况,与湖泊周边的环境、工业发展情况、居民的环保意识、人口密度、地理位置等因素密切相关。

**Table 1.** Concentration of antibiotics in the overlying water of typical lakes in China ( $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$ ) [16]

**表 1.** 中国典型湖泊上覆水中抗生素的浓度( $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$ ) [16]

项目	种类	长江流域 [17]	珠江流域 [17]	黄河流域 [17]	青藏高原 [18]	巢湖流域 [19]	东部平原湖区 [20]
TCs	四环素	2.4	349.7	64.9	—	2.2	19.0
	土霉素	22.5	359.4	67.6	—	—	22.7
	强力霉素	14.6	—	—	—	—	52.8
	金霉素	15.0	33.0	—	—	7.5	47.9
	环丙沙星	2.3	91.8	41.5	—	2.5	—
	诺氟沙星	14.2	54.2	55.7	—	4.0	—
	氧氟沙星	12.4	703.4	23.4	—	—	—
QNs	依诺沙星	16.4	—	—	632.5	—	9.8
	恩诺沙星	8.6	—	20.9	256.5	—	5.4
	洛美沙星	—	—	—	70.3	—	1.6
	氟甲喹	—	463.0	—	185.1	—	—
	克拉霉素	103.0	104.7	—	—	—	0.3
	吉他霉素	—	4.2	—	—	—	9.9
MLs	脱水红霉素	—	301.0	102.0	—	—	16.5
	罗红霉素	8.2	366.0	14.1	740.9	—	27.7
	阿奇霉素	7.1	—	—	—	—	5.2
	泰乐菌素	—	—	—	69.2	—	16.9
	红霉素	45.4	70.2	17.9	6.93	—	ND
	磺胺氯吡啶	—	192.0	—	2.27	—	—
	磺胺嘧啶	71.8	18.7	—	1.64	—	—
	磺胺二甲基嘧啶	—	—	—	—	—	—
	磺胺甲基嘧啶	ND	57.9	—	—	—	—
	磺胺甲嘧啶	89.1	410.0	—	—	—	—
磺胺甲恶唑	56.8	138.0	56.0	—	—	—	

Continued

	磺胺间甲氧嘧啶	8.0	29.5	—	—	—	—
	磺胺吡啶	219.0	26.1	—	670.2	—	0.4
	磺胺噻恶啉	—	2.8	—	—	6.2	0.3
	磺胺醋酰	—	—	—	13.5	—	1.9
SAs	磺胺二甲嘧啶	—	—	—	15.9	79.6	16.1
	磺胺二甲氧哒嗪	—	—	—	976.1	—	17.8
	磺胺异恶唑	—	—	—	—	5.5	0.3
	磺胺甲氧哒嗪	—	—	—	—	—	—
	磺胺噻唑	5.2	108.0	—	—	—	—

ND: 未检出。

### 2.3. 湖泊抗生素污染的危害

生产并广泛使用于医疗、农业、畜牧和水产养殖等行业的抗生素类药物会随市政污水进入附近的污水处理厂中，然而现阶段国内污水处理厂的处理工艺并不能将废水中残留的抗生素有效的去除。因此，仍残留着抗生素的污水处理厂出水又会被重新排入地表水中。同时，一些并未被污水处理厂收集的施用过粪肥或农药的农业用水和残留兽药的养殖尾水等直接排入江、河、湖、海中，这些残留的抗生素经过地表水与地下水之间复杂的循环又造成地下水的污染[21]。长期的抗生素污染将改变湖泊土壤微生物和水生微生物的群落，最终经食物链传递对人体健康产生不可逆转的危害。虽然抗生素的环境浓度普遍较低，但长期暴露于低剂量抗生素环境中，仍可能对微生物、植物、动物和人类构成潜在威胁，破坏原有环境的生态平衡。

抗生素作为治疗感染性疾病的药物，其使用广泛且用量较大，卫生价值巨大。然而，抗生素进入人体或动物体内之后很难被完全吸收，有5%~90%是以母体结构形态或代谢产物形态通过尿液或粪便排出体外[22]。抗生素的长期大量使用不仅会造成有机污染，还会使动物肠道微生物产生耐药性，影响抗生素疗效。另外，这些耐药性微生物通过粪污方式排出体外，再次进入环境中诱导其他介质中的微生物产生抗生素抗性基因(ARGs) [23]。抗性基因可以持久性存在于湖泊环境之中并可以通过基因水平转移功能广泛传播于菌群之间，对湖泊环境内动植物生长以及周边人类健康造成巨大威胁[24]。目前抗生素耐药已经成为公共卫生、食品保护和可持续医疗的最严重挑战之一[25]。

从表2得，通过对比我国的主要流域及部分湖泊抗生素种类和浓度的数据得出，两者均有抗生素的检出，尤其是珠江流域抗生素污染种类多且浓度相比于其他流域较高。青藏高原部分湖区喹诺酮类抗生素污染较为严重，以及由于我国东部人口密度较大，导致东部平原湖抗生素污染也显示较为严重的现象。抗生素污染不容忽视，应采取相应的措施对其进行控制和处理，降低对人类和人类赖以生存的生态环境的影响。

**Table 2.** Antibiotic contamination in typical water environments in China (ng·L<sup>-1</sup>)

**表 2.** 中国典型水环境抗生素污染状况(ng·L<sup>-1</sup>)

种类	抗生素	太湖	巢湖	洞庭湖	洪湖	白洋淀	南四湖	淀山湖
磺胺类	磺胺甲恶唑	0.06~490.6	ND~171.6	ND~47.4	ND~254.9	0.71~452.0	ND~62.0	0~646.0
	磺胺嘧啶	0.07~15.0	ND~54.7	ND~61.3	ND~322.5	ND~642.0	ND~139.0	ND~211.0
	磺胺二甲嘧啶	0.02~12.8	ND~214.0	ND~14.9	ND~172.4	0.14~47.7	ND~39.0	ND~408.0

Continued

四环素类	四环素	0.13~69.0	ND~17.8	ND~21.5	ND~965.7	ND~27.5	ND~126.0	0.19~11.6
	土霉素	0.10~11.7	ND~4.9	ND	ND~2199.5	ND~156.0	ND~5.9	0.01~187.2
	金霉素	0.13~91.7	ND~4.0	ND~6.5	ND~828.9	ND~25.3	ND~3.2	0.01~58.6
喹诺酮类	诺氟沙星	0.06~31.3	ND~80.6	ND~1.7	—	1.2~123.0	ND~74.8	0.07~229.2
	氧氟沙星	0.07~57.8	1.2~182.7	ND~0.53	ND~105.1	0.06~1000.0	ND~50.0	ND~25.0
	恩诺沙星	3.3~52.7	ND~82.7	ND~4.6	—	ND~182.0	ND~0.94	0.13~22.8
大环内酯类	红霉素	0.07~272.3	ND~136.2	—	ND	—	ND~29.9	ND~564.7
	脱水红霉素	—	—	—	—	0.18~273.0	ND~16.0	—
	罗红霉素	0.03~60.2	ND	—	ND	0.14~526.0	ND~89.0	ND~116.0

## 2.4. 抗生素的污染特征

根据中国抗生素十年调查报告[26]显示, 全国 58 个流域中, 北方的海河、南方的珠江流域抗生素预测环境浓度值最高, 单位面积的排放量每年平均超过  $79.3 \text{ kg/km}^2$ , 比青藏高原湖区、高原湖泊, 巢湖流域数值高出几十倍。总体而言, 我国水体中抗生素的污染分布情况大致呈现如下特征: 东部大于西部, 城市大于农村, 经济发达地区大于经济欠发达地区, 人口密集地区大于人口稀少地区, 养殖业发达地区大于养殖业欠发达地区。这个结论描述的是我国整个水体环境的污染特征, 也从侧面反应了湖泊水体环境的污染特征, 因为湖泊是水体环境的重要组成部分。根据图 2 得出, 我国幅原辽阔, 人口众多, 抗生素的生产和使用位居世界首位, 同样我国水体中抗生素的污染情况较世界其它国家也更为严重[4]。虽然湖泊水环境抗生素污染程度与典型流域相比较轻, 但湖泊与我们人类日常生产生活的联系更为紧密, 湖泊的自净能力非常有限, 且具有一定的寿命, 部分湖泊的给水也与流域密不可分。流域中部分的抗生素污染也会迁移到湖泊中, 造成污染的加重。

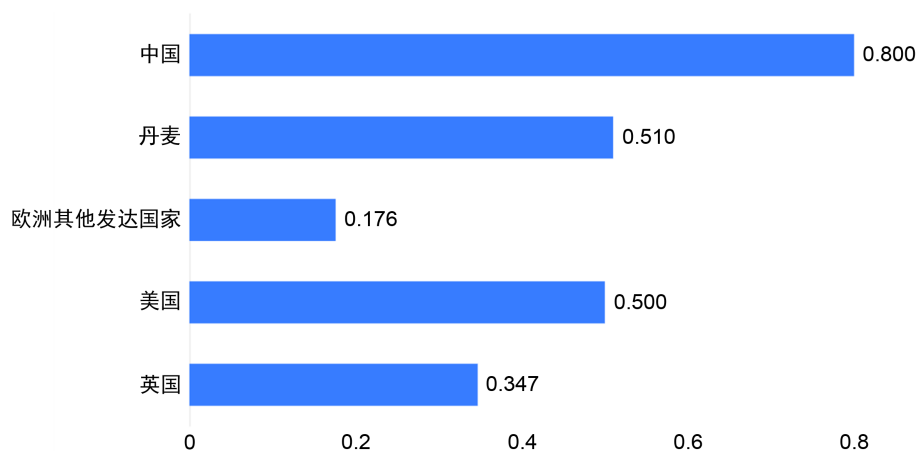


Figure 2. Antibiotic use rate by country (%) [27]

图 2. 各国抗生素使用率 (%) [27]

抗生素污染会随不同的季节特征的改变发生变化, 由于冬季部分疾病的发病率会比夏季高, 抗菌药物的使用频率也较高, 从而冬季的检出浓度较高。其次, 由于夏季是丰水期, 水流量比较大, 对水中抗生素的残留进行了稀释, 使水中抗生素的检出浓度相对较低。此外, 夏季气温高会利于水中微生物

物的活动,微生物对抗生素有降解作用,从而影响水中抗生素的检出浓度[28]。关于我国地下水中抗生素污染的研究较少,有研究表明,各城市间地下水中抗生素残留分布存在较大的差异,半潮湿地区检出含量远高于半干旱地区[29]。国内有研究对不同深度的地下水中抗生素残留进行调查,结果表明,地下水中抗生素残留浓度会随着地表以下的采样深度的变化而发生改变[30]。白杨[31]对北部城市2个污水处理厂的调查表明,磺胺类抗生素的平均日用量显示出一些季节性规律,在秋季污水处理厂的进水口处的抗生素残留浓度明显高于夏季。GAO等[32]对北京的8个污水处理厂调查结果显示,抗生素污染水平随季节变化而变化,冬季抗生素浓度略高于春季和秋季。其原因可能是夏季降水多于冬季,稀释了含抗生素生物污水从而降低了污水中抗生素残留的浓度,另外冬季城市居民用水量少于春季和秋季而造成浓度的差异。

**Table 3.** Seasonal distribution data for the four classes of antibiotics (ng·L<sup>-1</sup>)

**表 3.** 四类抗生素季节分布数据(ng·L<sup>-1</sup>)

项目 季节	地区	大环内酯类	四环素类	喹诺酮类	磺胺类	参考文献
6 月份		1.00	—	18.70	98.20	[33]
8 月份		—	—	32.48	—	[34]
5 月份	华东地区	16.52	57.14	18.92	0.65	[35]
3 月份		—	—	—	—	
10 月份		—	—	94.20	76.30	[36]
12 月份		16.60	18.70	98.20	53.20	[37]
		—	—	—	23.00	[38]
11 月份	华中地区	95.14	162.28	96.55	298.51	[39]
		—	—	45.20	—	
		5.36	716.00	40.20	20.00	[40]
9 月份	华南地区	—	32.70	22.70	44.30	[41]
5 月份		—	40.92	78.29	—	[42]
3 月份		11.70	—	192.00	382.00	[43]

表 3 通过整理及分析各文献中抗生素浓度特点,发现不同季节、人口密度、不同空间地理位置抗生素的污染,大都会间接作用于湖泊水体。人口密度较大、养殖业较发达地区的湖泊、季节变化和水量变化较大的湖泊,受抗生素的影响较大,地下水也会受到不同程度的影响。污水处理厂出水少部分会被用作农业灌溉用水,大部分会排被放至天然水体中参与水的循环,而随着这部分水的排放,将带有抗生素污染的低污染水将会直接作用于湖泊水体环境,进而引发一系列的生态问题。

## 2.5. 生态环境风险

随着畜禽养殖业的快速发展,抗生素被大量应用于预防和治疗细菌性疾病,因为其存在不规范的使用和排放,导致大量的抗生素出现在水体环境中,一部分直接排放到湖泊水体中,其他则随地表径流汇集到湖泊或其他水体或流域中。有学者对不同畜牧养殖基地的猪、牛和鸡粪便样品进行调查,结果显示

金霉素、土霉素、强力霉素、四环素以及部分喹诺酮类和磺胺类抗生素均被检出[44] [45]。部分抗生素会在有机肥的生产过程中被微生物降解, 但仍有大多数残留。唐春玲等人[46]对上海市销售的 40 种商品有机肥进行调查, 结果显示均有不同浓度的四环素类抗生素被检出。此外, 在施加畜禽粪肥的农田表层土壤和个别蔬菜中也都检出了较高含量的土霉素和金霉素[47] [48]。进入土壤环境中的抗生素经过迁移转化, 会对植物、土壤动物和微生物的生长发育和繁殖造成不同程度的影响, 甚至会诱导抗性细菌和抗性基因的丰度增加, 继而随着食物链对人类健康造成潜在威胁。

抗生素耐药性能够使细菌耐受临床治疗浓度的抗生素, 导致抗生素失去治疗的效力[49]。据美国疾病控制和预防中心(Centers for Disease Control and Prevention, CDC)统计, 美国每年有近 2.3 万人死于产生了对抗生素具有耐药性的细菌感染[50]。据 O'Neill J 等预测, 到 2050 年, 由多重耐药性造成的人类死亡数将增加到 1000 万, 超过癌症的死亡人数, 成为全球人类死亡的主要原因之一[51]。控制耐药性的发展对我们来说是亟需开展的一项重大研究。细菌是通过内在的耐药机制及获得性的耐药机制产生对所使用抗生素的耐药性, 不同种类的抗生素诱发细菌产生的主要耐药机制也不同, 导致其研究工作的复杂性和不确定性。微生物的抗生素抗药性传播依赖于生态环境, 在各类生态环境中贮存了大量污染, 成为污染源头的同时, 也是抗生素污染危害的受害者。湖泊极易成为抗生素污染的源头, 湖泊是居民生活用水和农耕用水的主要来源, 用作农耕的水若其中带有抗生素污染, 这些污染物将会从湖泊迁移到土壤和农作物中, 这不仅给土壤环境造成破坏, 还会使污染物随土壤渗透进而转移到地下水中, 能使地下水也受到一定的影响。

### 3. 结论

抗生素普遍存在于我国湖泊中, 太湖、巢湖、洪湖、洞庭湖、南四湖等湖泊中被检出的类型主要有磺胺类、四环素类、喹诺酮类和大环内酯类等, 其中洪湖四环素类浓度最高, 高达  $2199.5 \text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$ , 而大环内酯类抗生素几乎没有检测到。南四湖中四类抗生素均有检出, 浓度普遍较低。较发达的地区, 人口密度大, 与其相应配套的医疗业、制药工业、养殖业等越发达, 对抗生素的使用也越多, 在这个过程中就会有更多的抗生素流入自然水体环境。通过对中国部分流域不同季节各类抗生素浓度进行分析, 华东地区夏季只有磺胺类污染检出达  $98.20 \text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$ , 其余污染浓度均较低, 春冬季节均有检出且浓度均较高, 特别是华南地区春季磺胺类污染检出高达  $383.00 \text{ ng}\cdot\text{L}^{-1}$ 。不同水体中抗生素浓度和种类存在显著差异。水中抗生素的污染主要来源有医疗废水、生活污水、养殖业废水和制药工业废水等。抗生素污染会随季节、人口密度、空间地理位置的变化发生变化而作用于湖泊水环境。不断累积的抗生素已经给我国自然水体造成了不同程度的生态破坏。以期为今后湖泊抗生素的环境行为研究及风险评估提供借鉴。

### 4. 讨论

湖泊水体内抗生素种类复杂, 且监测数据具有较强的时效性, 因此难以进行综合性、准确性的分析研究。目前研究区域局限于东部平原湖区, 其他湖区的研究数据较为薄弱。目前大部分研究主要针对湖泊水体和沉积物中的抗生素污染情况, 缺乏对湖泊中生物体内抗生素的赋存和影响及纵向污染特征研究。将来应加大湖泊环境中抗生素监测技术的研发投入, 实现实时监测湖泊中抗生素浓度的动态变化, 确定湖泊环境的抗生素浓度背景值, 为湖泊环境介质制定抗生素的最大阈值, 明确抗生素的环境标准。另外, 针对抗生素非达标排放的问题, 应该建立完善的监测体系, 厘清抗生素污染的源头; 也要加强风险评估, 获取更多的可利用数据, 完善抗生素风险评估依据。对污水处理厂目标污染物的去除范围做一定的调整, 优化抗生素污染的去除效率; 建议相关部门加强对医疗、抗生素生产等部门产生的废水进行抗生素含量的检测, 确保其排放浓度达到限值标准。



## 基金项目

大学生创新创业训练计划项目(2021A029, 202111390021)。

## 参考文献

- [1] Christopher, W. (2003) *Antibiotics: Actions, Origins, Resistance*. American Society for Microbiology, Washington DC, 3.
- [2] 徐冰洁, 罗义, 周启星, 等. 抗生素抗性基因在环境中的来源、传播扩散及生态风险[J]. 环境化学, 2010, 29(2): 169-178.
- [3] 应光国. 中国抗生素使用与流域污染[C]//中国化学会. 中国化学会第 30 届学术年会摘要集——第二十六分会: 环境化学. 2016: 144.
- [4] 殷光权, 赵扬, 戴前梅. 我国水体中抗生素的污染现状、危害及防治建议(综述) [J]. 安徽卫生职业技术学院学报, 2017, 16(5): 6-8+10.
- [5] 叶刘鹏霄, 王旭, 冯玲. 自然水环境中抗生素的污染现状、来源及危害研究进展[J]. 环境工程, 2020, 38(5): 36-42. <https://doi.org/10.13205/j.hjgc.202005007>
- [6] Zhang, Q.Q., Ying, G.G., Pan, C.G., *et al.* (2015) Comprehensive Evaluation of Antibiotics Emission and Fate in the River Basins of China: Source Analysis, Multimedia Modeling, and Linkage to Bacterial Resistance. *Environmental Science & Technology*, **49**, 6772-6782. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00729>
- [7] 杨晓辉. 抗生素在水中的污染及其对环境的危害[J]. 科技信息, 2012(29): 431.
- [8] 陈宇, 许亚南, 庞燕. 抗生素赋存、来源及风险评估研究进展[J]. 环境工程技术学报, 2021, 11(3): 562-570.
- [9] 郭隽, 张亚雷, 周雪飞, 等. 城市污水中氟喹诺酮类抗生素药物的来源与去除研究进展[J]. 环境污染与防治, 2016, 38(2): 75-80.
- [10] 屈桃李, 危志峰, 周红艳, 等. 恩施城区典型区域水体中磺胺类药物的检测评价[J]. 化学与生物工程, 2014, 31(9): 76-78.
- [11] 王惠惠, 王淑平. 畜禽排泄物中抗生素残留与控制技术研究进展[J]. 土壤通报, 2011, 42(1): 250-256.
- [12] 叶必雄, 张岚. 环境水体及饮用水中抗生素污染现状及健康影响分析[J]. 环境与健康杂志, 2015, 32(2): 173-178.
- [13] 文汉卿, 史俊, 寻昊, 等. 抗生素抗性基因在水环境中的分布、传播扩散与去除研究进展[J]. 应用生态学报, 2015, 26(2): 625-635.
- [14] 王同飞, 张伟军, 李立青, 张美一, 廖桂英, 王东升. 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, 2021, 42(11): 5303-5311. <https://doi.org/10.13227/j.hjcx.202103061>
- [15] Kolpin, D.W., Furlong, E., TMeyer, M.T., *et al.* (2002) Pharmaceuticals, Hormones, and Other Organic Wastewater Contaminants in US Streams, 1999-2000: A National Reconnaissance. *Environmental Science & Technology*, **36**, 1202-1211. <https://doi.org/10.1021/es011055j>
- [16] 张焕军, 王席席, 李轶. 水体中抗生素污染现状及其对氮转化过程的影响研究进展[J]. 环境化学, 2022, 41(4): 1168-1181.
- [17] 封梦娟, 杨正标, 张芹, 等. 高效液相色谱-串联质谱法同时测定表层水体中 5 类 40 种抗生素[J]. 色谱, 2019, 37(5): 525-532.
- [18] 刘昔, 王智, 王学雷, 李珍, 杨超, 厉恩华, 位慧敏. 我国典型区域地表水环境中抗生素污染现状及其生态风险评估[J]. 环境科学, 2019, 4(5): 2094-2100.
- [19] 侯先宇, 高俊敏, 王德睿, 郭劲松, 张利霞, 朱彤. 西藏申扎镇水土环境中抗素的残留水平与分布特征[J]. 中国环境科学, 2021(12): 5849-5856.
- [20] 张晶晶, 陈娟, 王沛芳, 王超, 高寒, 胡煜. 中国典型湖泊四大类抗生素污染特征[J]. 中国环境科学, 2021, 41(9): 4271-4283. <https://doi.org/10.19674/j.cnki.issn1000-6923.20210510.007>
- [21] Tong, L., Li, P., Wang, Y.X., *et al.* (2009) Analysis of Veterinary Antibiotic Residues in Swine Wastewater and Environmental Water Samples Using Optimized SPE-LC/MS/MS. *Chemosphere*, **74**, 1090-1097. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.10.051>
- [22] Dinh, Q.T., *et al.* (2011) Measurement of Trace Levels of Antibiotics in River Water Using Online Enrichment and Triple-Quadrupole LC-MS/MS. *Talanta*, **85**, 1238-1245. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2011.05.013>
- [23] Mao, D., Yu, S., Rysz, M., *et al.* (2015) Prevalence and Proliferation of Antibiotic Resistance Genes in Two Municipal

- Wastewater Treatment Plants. *Water Research*, **85**, 458-466. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.09.010>
- [24] 隋倩雯, 张俊亚, 魏源送, 等. 畜禽养殖过程抗生素使用与耐药病原菌及其抗性基因赋存的研究进展[J]. 生态毒理学学报, 2015, 10(5): 20-34.
- [25] 孙双勇, 王蒙蒙, 李丽, 任戎, 李虎玲, 任萌, 李汉卿, 章彦文, 王玉丽, 刘昌孝. 抗生素耐药与抗生素新药开发的研究进展[J]. 现代药物与临床, 2022, 37(2): 221-229.
- [26] 梁月静. 流域环境抗生素浓度哪里最高? [J]. 环境经济, 2015(15): 32.
- [27] 刘越男, 张艳晶, 呼明明, 李培军. 浅谈国外抗生素管理策略[J]. 中国新药杂志, 2014, 23(15): 1836-1842.
- [28] 杨其帆, 臧金鑫, 付朝伟, 王娜. 中国典型区域水环境中抗生素的污染情况[J]. 职业与健康, 2022, 38(9): 1291-1296. <https://doi.org/10.13329/j.cnki.zyzyjk.2022.0237>
- [29] Ma, Y.P., Li, M., Wu, M.M., *et al.* (2015) Occurrences and Regional Distributions of 20 Antibiotics in Water Bodies during Groundwater Recharge. *Science of the Total Environment*, **518-519**, 498-506. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.02.100>
- [30] Hu, X.G., Zhou, Q.X. and Luo, Y. (2010) Occurrence and Source Analysis of Typical Veterinary Antibiotics in Manure, Soil, Vegetables and Groundwater from Organic Vegetable Bases, Northern China. *Environmental Pollution*, **158**, 2992-2998. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.05.023>
- [31] Xu, J., Zhang, Y., Zhou, C.B., *et al.* (2014) Distribution, Sources and Composition of Antibiotics in Sediment, Overlying Water and Pore Water from Taihu Lake, China. *Science of the Total Environment*, **497-498**, 267-273. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.114>
- [32] Gao, L.H., Shi, Y.L., Li, W.H., *et al.* (2012) Occurrence of Antibiotics in Eight Sewage Treatment Plants in Beijing, China. *Chemosphere*, **86**, 665-671. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.11.019>
- [33] 杜鹃, 赵洪霞, 陈景文. 固相萃取-高效液相色谱-串联质谱法同时测定养殖海水中 23 种抗生素[J]. 色谱, 2015, 33(4): 348-353.
- [34] 董晓. 渔业养殖环境中抗生素残留检测及消除技术[D]: [硕士学位论文]. 上海: 上海海洋大学, 2017.
- [35] 余军楠, 方昊, 胡建林, 等. 江苏四个典型克氏原螯虾养殖区抗生素污染特征与生态风险评估[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(2): 386-393.
- [36] 陈国鑫. 水产养殖水中抗生素的残留特性及其去除技术研究[D]: [硕士学位论文]. 广州: 广东工业大学, 2015.
- [37] 闫如玉. 上海市养殖场抗生素及其他药物的赋存特征与风险评估[D]: [硕士学位论文]. 上海: 华东师范大学, 2019.
- [38] 郑重莺, 吴洪喜, 黎飞, 等. 浙江省典型淡水养殖区水体质量评价[J]. 浙江农业科学, 2017, 58(12): 2268-2274.
- [39] 李佩佩, 张小军, 梅光明, 等. 超高效液相色谱-串联质谱检测养殖水体中喹诺酮类抗生素[J]. 浙江大学学报(理学版), 2015, 42(3): 334-338.
- [40] 卓丽, 王美欢, 石运刚, 等. 南方典型水源地及水产养殖区抗生素的复合污染特征及生态风险[J]. 生态毒理学学报, 2019, 14(2): 164-175.
- [41] 王志芳. 广西罗非鱼主产区养殖池塘的重金属和抗生素检测及风险评价[D]: [硕士学位论文]. 南宁: 广西大学, 2018.
- [42] 梁惜梅, 施震, 黄小平. 珠江口典型水产养殖区抗生素的污染特征[J]. 生态环境学报, 2013, 22(2): 304-310.
- [43] 杨基峰, 应光国, 赵建亮, 等. 配套养殖体系中部分抗生素的污染特征[J]. 环境化学, 2015, 34(1): 54-59.
- [44] 胡献刚, 罗义, 周启星, 等. 固相萃取-高效液相色谱法测定畜牧粪便中 13 种抗生素药物残留[J]. 分析化学, 2008, 36(9): 1162-1166.
- [45] 邵义萍, 罗晓栋, 莫测辉, 等. 广东省畜牧粪便中喹诺酮类和磺胺类抗生素的含量与分布特征研究[J]. 环境科学, 2011, 32(4): 1188-1193.
- [46] 唐春玲, 张文清, 夏玮, 等. 固相萃取-高效液相色谱法测定有机肥中四环素类抗生素药物残留[J]. 中国土壤与肥料, 2011(2): 92-95.
- [47] 王瑾, 韩剑众. 饲料中重金属和抗生素对土壤和蔬菜的影响[J]. 生态与农村环境学报, 2008, 24(4): 90-93.
- [48] 陈海燕, 樊霆, 叶文玲, 等. 安徽省菜地土壤中 3 种磺胺类抗生素的残留调查[J]. 安徽农业大学学报, 2014, 41(3): 474-478.
- [49] Lee, J.H. (2019) Perspectives towards Antibiotic Resistance: From Molecules to Population. *Journal of Microbiology*, **57**, 181-184. <https://doi.org/10.1007/s12275-019-0718-8>

- [50] Kuehn, B.M. (2011) Proposals Seek to Reduce Resistance, Boost Development of New Antibiotics. *JAMA*, **305**, 1845-1846. <https://doi.org/10.1001/jama.2011.598>
- [51] O'Neill, J. (2014) Tackling a Crisis for the Health and Wealth of Nations. *Review on Antimicrobial Resistance*, **20**, 1-16.