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.12

第41卷 第12期

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第41卷 第12期
2020年12月15日

目 次(卷终)

Eco-Environmental Knowledge Web
环 境 科 学
Environmental Science
第41卷第12期 2020年12月
Vol.41, No.12 Dec., 2020

白洋淀优势鱼类中喹诺酮类抗生素的生物累积特征及其与环境因子相关性

申立娜, 付雨, 张璐璐*, 秦珊, 剧泽佳, 姚波, 崔建升
(河北科技大学环境科学与工程学院, 河北省污染防治生物技术实验室, 石家庄 050000)

摘要: 喹诺酮类抗生素(quinolone antibiotics, QNs)易富集于水生生物中,近年来在我国湖泊中广泛检出,且其生物富集系数和营养传递行为具有明显的时空异质性. 本研究选取白洋淀9种优势鱼类为研究对象,分析14种QNs的生物累积特征及其与环境因子的相关性,评估了QNs健康风险. 结果表明,白洋淀水体中 $\sum$QNs质量浓度范围为0.740 0~1 590 ng·L^{-1},其中氟甲喹(flumequine, FLU)、噁喹酸(oxolinic acid, OXO)和氧氟沙星(ofloxacin, OFL)检出率较高,FLU平均质量浓度最高; 鱼类体内 $\sum$QNs含量范围为17.1~146 ng·g^{-1},其中环丙沙星(ciprofloxacin, CIP)和FLU平均含量较高. 生物累积系数(bioaccumulation factors, BAF)范围(L·kg^{-1})为96.2(BAF_{MAR})~489(BAF_{CIP}),表明QNs在鱼类中的生物累积能力较低. 5种检出率较高的QNs[恩诺沙星(enrofloxacin, ENR)、FLU、马波沙星(marbofloxacin, MAR)、诺氟沙星(norfloxacin, NOR)和OFL]的营养放大因子(trophic magnification factors, TMF)范围为0.714(TMF_{MAR})~1.33(TMF_{ENR}),其中ENR呈营养放大,FLU、MAR和QNs呈营养稀释. 理化参数与BAF和TMF相关性分析结果表明,pH、T、SD、DO、COD、TP、TN、NH_4^+-N、NO_3^--N和PO_4^{3-}-P与BAF和TMF相关性较为显著. 健康风险评估结果表明,CIP的危害系数(hazard quotient, HQ, 0.004 0~0.026)显著高于其它QNs(≤0.005 0),危害指数(hazard index, HI)范围为0.001 0~0.035,具有高健康风险. 因此,应制定更为严格的抗生素排放标准,减少湖泊外源有机质和营养物质输入,以减少污染物在鱼类体内的生物累积,降低抗生素污染水平和健康风险.

关键词: 喹诺酮类抗生素(QNs); 白洋淀; 优势鱼类; 生物累积; 营养传递; 环境因子
中图分类号: X171.5 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2020)12-5470-10 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.202005129

Bioaccumulation Characteristics of Quinolones (QNs) in Dominant Fish Species and Their Correlation with Environmental Factors in Baiyangdian Lake

SHEN Li-na, FU Yu, ZHANG Lu-lu*, QIN Shan, JU Ze-jia, YAO Bo, CUI Jian-sheng
(Pollution Prevention Biotechnology Laboratory of Hebei Province, School of Environmental Science and Engineering, Hebei University of Science and Technology, Shijiazhuang 050000, China)

Abstract: In recent years, quinolone antibiotics (QNs), which easily bioaccumulate in aquatic organisms, have been widely detected in lake ecosystems, and the bioaccumulation and trophic transfer behavior are obviously spatiotemporally different. In this study, the bioaccumulation and trophic transfer behavior of fourteen QNs in nine dominant fish species were studied, the correlation with environmental factors was analyzed, and the health risk of QNs was evaluated in Baiyangdian Lake. The results showed that the mass concentrations of $\sum$QNs in water varied from 0.740 0 to 1 590 ng·L^{-1}. Furthermore, the detected frequencies of flumequine (FLU), oxolinic acid (OXO), and ofloxacin (OFL) were higher, and the average mass concentration of FLU was the highest. The content of $\sum$QNs in fish ranged from 17.1 to 146 ng·g^{-1}, and the average contents of ciprofloxacin (CIP) and OFL were higher. The bioaccumulation factors (BAF) were in the range of 96.2 (BAF_{MAR})-489 (BAF_{CIP}) L·kg^{-1}, indicating the bioaccumulation of QNs was low in dominant fish species. The trophic magnification factors (TMF) of five QNs (enrofloxacin (ENR), FLU, marbofloxacin (MAR), norfloxacin (NOR), and OFL) varied from 0.714 (TMF_{MAR}) to 1.33 (TMF_{ENR}), indicating ENR exhibited trophic magnification, while FLU, MAR, and $\sum$QNs exhibited trophic dilution. The results of correlation analysis between environmental parameters and BAF/TMF showed that pH, T, SD, DO, COD, TP, TN, NH_4^+-N, NO_3^--N, and PO_4^{3-}-P were significantly related to the bioaccumulation of QNs in fish. The results of human health risk showed that the hazard quotient (HQ) of CIP (0.004 0-0.026) was significantly higher than that of other QNs (≤0.005 0), and the hazard indices (HI) ranged from 0.0010 to 0.035, indicating a high level of health risk. Therefore, to reduce the health risk, the standard and residue limits of QNs should be set in Baiyangdian Lake.

Key words: quinolone antibiotics (QNs); Baiyangdian Lake; dominant fish species; bioaccumulation; trophic transfer; environmental factors

收稿日期: 2020-05-13; **修订日期**: 2020-06-27
基金项目: 河北省自然科学基金项目(D2019208152)
作者简介: 申立娜(1993~),女,硕士研究生,主要研究方向为湖泊生态风险,E-mail:13014367080@163.com
* 通信作者,E-mail:zhanglulu19850703@163.com

抗生素作为一种抑菌和杀菌化合物，被广泛用于人类或动物的疾病治疗，常用于畜牧业和鱼类养殖中以促进动物生长[1,2]．据第三届畜禽养殖污染防治与资源化国际会议数据统计，我国畜禽养殖抗生素年使用量达 9.7 万 t，占全国抗生素年消耗量近 50%．抗生素因其分子较大，不能被机体完全吸收，约 90% 以母体化合物或代谢产物随粪便或尿液排出体外[3,4]，最终进入水环境[5]．研究表明，即使抗生素处于低浓度，对水生生物也会产生负面影响[6~8]．不同来源的抗生素长期输入，呈现假持久性，加强了抗生素在水环境中的生物累积和传递[9,10]．

按照化学结构和性质划分，抗生素包括磺胺类、喹诺酮类、四环素类、大环内酯类、聚醚类和 β-内酰胺类等[11,12]，其中喹诺酮类抗生素（quinolone antibiotics，QNs）常用于人类和动物的疾病治疗[13]．QNs 的生物降解率较低，在地表水[14~17]、地下水[18,19]、饮用水[20,21]和海洋[22]中广泛检出．有研究表明，QNs 易富集于水生生物中[9,23,24]，海河中环丙沙星和诺氟沙星在鲫鱼体内具有生物累积作用，平均生物累积系数分别为 3 262 $L\cdot kg^{-1}$ 和 284 $L\cdot kg^{-1}$[6]．Li 等[23]的研究结果表明，恩诺沙星和氟罗沙星在白洋淀鱼类中的生物累积系数分别为 4 490 $L\cdot kg^{-1}$ 和 4 130 $L\cdot kg^{-1}$．莱州湾鱼体内环丙沙星、依诺沙星、恩诺沙星、诺氟沙星和氧氟沙星的平均生物累积系数分别为 159、200、6 310、501 和 1 000 $L\cdot kg^{-1}$[25]．珠江中环丙沙星和恩诺沙星在罗非鱼体内的生物累积系数范围分别为 468 ~ 525 $L\cdot kg^{-1}$ 和 95.5 ~ 1 479 $L\cdot kg^{-1}$，氧氟沙星在鲫鱼体内的生物累积系数范围为 33.9 ~ 1.38 × 10^4 $L\cdot kg^{-1}$[26]．不同水环境中抗生素污染情况不同，不同鱼类对抗生素的生物累积和传递作用也存在显著差异．然而此前的研究多集中于抗生素在生物体内的生物富集和营养传递行为，对抗生素生物富集和营养传递行为与环境因子的相关性研究较为缺乏．

白洋淀位于雄安新区核心区，为构建蓝绿交织的新区提供重要的生态支撑．然而，白洋淀长期遭受保定市城市污水、水产养殖废水以及周边居民生活污水排放的综合影响，抗生素污染处于较高水平[23,27,28]．喹诺酮类、四环素类和大环内酯类等多类抗生素在白洋淀水体、沉积物和水生生物中均被检出[5,14,23,28]．有研究表明，白洋淀的环境因子和 QNs 呈现显著空间差异性[27,29]，而生物体内的污染物含量与环境因素密切相关[30]．因此，为明晰抗生素生物富集和营养传递行为与环境因子的相关性，本文以白洋淀为研究区域，通过分析白洋淀优势鱼类的 QNs 含量，探讨 QNs 在优势鱼类中的生物累积和营养传递特征，研究其与环境因子相关性，评估 QNs 的健康风险，以期为白洋淀抗生素污染排放和风险管理提供理论依据和数据支撑．

1　材料与方法

1.1　样品采集

2018 年 4 月和 8 月于白洋淀 32 个采样点采集水样和鱼类样品，采样点如图 1 所示．每个采样点采集 4 L 表层水，做好标记，保存于冷藏箱中，运回实验室于 −20℃ 冰柜内储存待用[27]；共采集 9 种优势鱼类样品，包括鲢鱼、鲫鱼、草鱼、鲤鱼、泥鳅、乌鳢、黄黝鱼、黄鳝和棒花鱼，每种鱼类样品不少于 10 条，共采集 197 条．两批次样品混合后进行测定分析．水样进行理化分析［水深（water depth，WD）、水温（temperature，T）、pH、溶解氧（dissolved oxygen，DO）、透明度（secchi depth，SD）、化学需氧量（chemical oxygen demand，COD）、总磷（total phosphorus，TP）、总氮（total nitrogen，TN）、氨氮（ammonia nitrogen，NH_4^+-N）、硝氮（nitrate nitrogen，NO_3^--N）和 PO_4^{3-}-P 等］和 QNs 质量浓度测定；鱼类样品进行 QNs 含量测定．

依据白洋淀水体理化特征（表略），将采样点进行聚类分析（图 2），聚类结果显示 S1 ~ S7 为生境 1，S8 ~ S24 为生境 2，S25 ~ S32 为生境 3．生境 1 主要受上游保定市城市污水影响，生境 2 主要受当地水产养殖废水和居民生活污水影响，生境 3 受人类活动干扰较少．

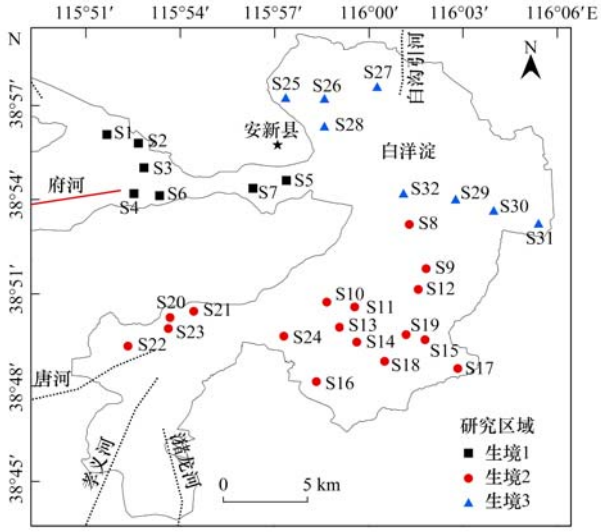


图 1　白洋淀采样点示意

Fig. 1　Sampling sites of Baiyangdian Lake

1.2　QNs 测定

水样预处理和 QNs 质量浓度测定方法参考文献[25]．

鱼类样品运回实验室后于 −50℃ 条件下冷冻干

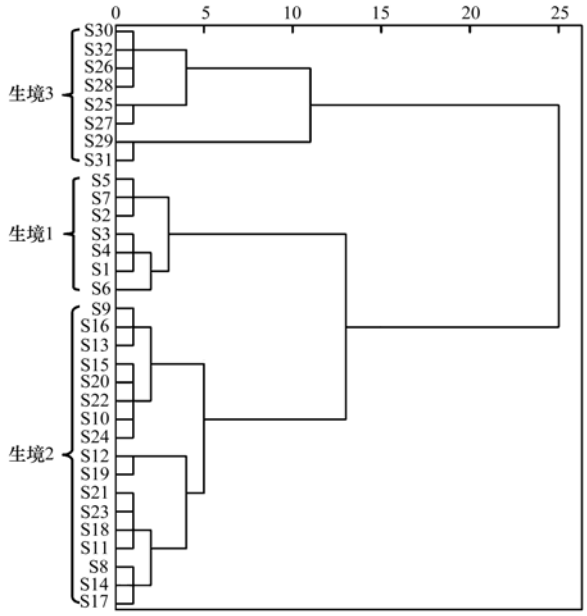


图 2 依据水体理化参数的聚类分析

Fig. 2 Classification analysis results for sampling sites based on physical and chemical attributes in water

燥,然后粉碎,过 10 目筛子,筛下物于 -20℃条件下装袋标记,冷冻保存,以备分析[31]. 鱼类样品中 QNs 含量测定方法如下:称取 0.5 g 鱼粉末于暗处放置 24 h 后,倒入快速溶剂萃取仪(吉天 APLE-3000 多通道全自动快速溶剂萃取仪)的萃取池,加入适量硅藻土. 提取溶剂为丙酮/甲醇(1/1,体积比). 工作条件如下:萃取温度为 70℃; 萃取压力为 1 500 psi(10 350 kPa); 预热 5 min; 静态萃取 5 min; 最终萃取体积 60 mL,冲洗体积为萃取池体积的 60%; 氮气吹扫 90 s; 萃取循环 3 次. 萃取液用旋转蒸发仪浓缩至 2 mL,然后用蒸馏水稀释至 500 mL. 剩余操作同水样分析.

本研究的目标抗生素为 14 种 QNs:环丙沙星(ciprofloxacin,CIP)、达氟沙星(difloxacin,DIF)、依诺沙星(enoxacin,ENO)、恩诺沙星(enrofloxacin,ENR)、氟罗沙星(fleroxacin,FLE)、氟甲喹(flumequine,FLU)、马波沙星(marbofloxacin,MAR)、诺氟沙星(norfloxacin,NOR)、氧氟沙星(ofloxacin,OFL)、沙氟沙星(sarafloxacin,SAR)、司帕沙星(sparfloxacin,SPA)、奥比沙星(orbifloxacin,ORB)、噁喹酸(oxolinic acid,OXO)和吡哌酸(pipemidic acid,PIP). 本研究使用安捷伦 1200 超高效液相色谱-电喷雾串联质谱(high performance liquid chromatography-electrospray ionization tandem mass spectrometry,HPLC-ESI-MS-MS)和多反应监测(multiple reaction monitoring,MRM)分析样品中 QNs 含量.

1.3 QNs 在鱼类中的富集和传递

鱼类对 QNs 的累积效应用生物累积系数(bioaccumulation factors,BAF)表征[32],计算公式如下:

$$BAF = (C_{鱼}/C_{水}) \times 1\,000 \quad (1)$$

式中,$C_{鱼}$ 为鱼体内 QNs 含量($ng \cdot g^{-1}$),$C_{水}$ 为水体中 QNs 的质量浓度($ng \cdot L^{-1}$).

QNs 在鱼类中的营养传递水平用营养放大因子(trophic magnification factor,TMF)表征,计算公式如下:

$$\lg C_{鱼} = a + b \times TL \quad (2)$$

$$TMF = e^{b} \quad (3)$$

式中,TL 为鱼类的营养级,a 为 y 轴的截距,b 为斜率.

鱼类的营养级根据文献[33]计算:

$$TL = [(\delta^{15}N_{鱼} - \delta^{15}N_{基准})/2.98] + 2 \quad (4)$$

式中,$\delta^{15}N_{鱼}$ 是鱼类的同位素值,$\delta^{15}N_{基准}$ 是基准生物(中国圆田螺)的平均同位素值,其值选择之前研究[5]中的数值[10.36‰(生境 1)、9.43‰(生境 2)和 8.74‰(生境 3)]计算, 2.98 是每个营养级水平的预期 $\delta^{15}N$ 值[34], 2 是基线生物(中国圆田螺)的理论营养级水平[33, 35]. 白洋淀鱼类同位素 $\delta^{15}N$ 分析和结果详见文献[5].

1.4 健康风险评估方法

为评估食用 QNs 污染鱼类的潜在健康风险,根据鱼类体内 QNs 计算日估摄入量(estimated daily intake,EDI)[36]. 计算公式如下:

$$EDI = C_{鱼} \times FR/BW \quad (5)$$

式中,$C_{鱼}$ 为鱼体内 QNs 含量($\mu g \cdot g^{-1}$),FR 为中国成年人日估摄入鱼量($g \cdot d^{-1}$),依据《中国食物与营养发展纲要(2014 ~ 2020 年)》,FR 取 49.30 $g \cdot d^{-1}$; BW 为设定的成人平均体重(kg),按 60 kg 计算.

本研究用危害系数(hazard quotient,HQ)表征健康风险[37],计算公式如下:

$$HQ = EDI/ADI \quad (6)$$

式中,ADI 为日均可接受摄入量,依据联合国粮食农业组织,世界卫生组织和相关文献[38]可知,CIP、ENR、FLU、NOR 和 OFL 的 ADI 分别为 1.6、2.0、30.0、11.4 和 5.7 $\mu g \cdot (kg \cdot d)^{-1}$.

本研究中利用危害指数(hazard index, $HI = \sum HQ$)计算食用白洋淀鱼类的健康风险[9]. 当 $HI < 0.01$ 表示该健康风险可忽略; 当 $HI \geq 0.01$ 表示健康风险较大[39].

1.5 数据统计与分析

采用 SPSS 22.0 软件进行统计分析和单因素方差检验(One-way ANOVA),$P < 0.05$ 表明存在显著差异. 利用 ArcGIS 10.7 软件和 Origin 2018 软件制

图. BAF 和 TMF 与环境因子间的相关性采用 SPSS 22.0 软件进行 Spearman 秩相关分析.

2　结果与分析

2.1　白洋淀水体理化和 QNs 的分布特征

白洋淀水体理化参数表明(表 1),大部分理化参数(COD、TP、TN、NH_4^+-N、NO_3^--N 和 PO_4^{3-}-P)呈现生境 1 > 生境 2 > 生境 3 的趋势,其中 DO、COD、TP 和 TN 超出Ⅲ类水水质标准(GB 3838-2002). 白洋淀水体中共检出 11 种 QNs,FLU 检出率最高,其次为 OXO 和 OFL; $\sum$QNs 质量浓度范围为0.740 0 ~ 1 590 ng·L^{-1},FLU 平均质量浓度最高(168.0 ng·L^{-1}),除 PIP、OXO、FLU 和 ENO 外,其余 QNs 均呈现生境 1 > 生境 2 > 生境 3 的趋势(图 3). 单因素方差检验结果表明(表略),PIP、MAR、NOR 和 ENO 在 3 类生境中呈现显著差异($P < 0.05$),其它 QNs 差异不显著.

表 1　水体理化特征

Table 1　Physico-chemical parameters in water samples

项目	水体										
	WD/m	pH	T/℃	SD/m	DO /mg·L^{-1}	COD /mg·L^{-1}	TP /mg·L^{-1}	TN /mg·L^{-1}	NH_4^+-N /mg·L^{-1}	NO_3^--N /mg·L^{-1}	PO_4^{3-}-P /mg·L^{-1}
生境 1	2.04	7.97	8.38	0.48	4.43	41.45	0.49	4.46	0.85	0.78	0.09
生境 2	2.64	8.62	9.95	0.65	5.33	31.78	0.23	3.13	0.62	0.14	0.06
生境 3	2.94	8.10	11.1	0.97	8.75	20.25	0.11	2.23	0.31	0.071	0.04

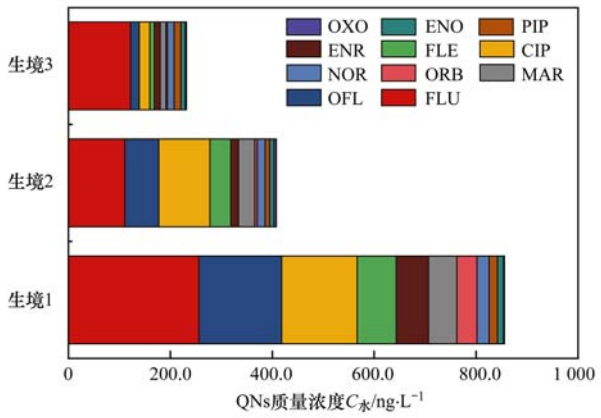


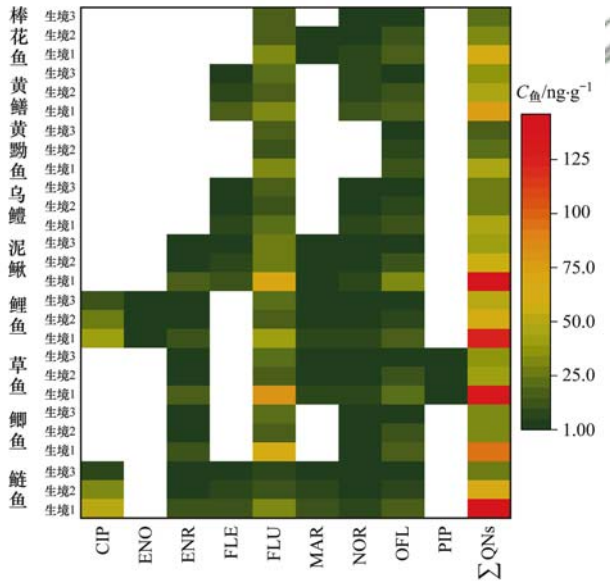
图 3　白洋淀水体 QNs 质量浓度

Fig. 3　Mass concentration of QNs in Baiyangdian Lake

2.2　白洋淀鱼体内的 QNs 含量

白洋淀鱼类样品中共检出 9 种 QNs,其中 FLU 和 OFL 检出率最高(100%),其次为 NOR、ENR 和 MAR(≥50.0%),QNs 平均含量(ng·g^{-1})范围为 1.85(ENO) ~ 28.1(CIP)(图 4). 鱼类体内 $\sum$QNs 含量范围为 17.1 ~ 146 ng·g^{-1},其中泥鳅体内 $\sum$QNs 平均含量最高(80.4 ng·g^{-1}),黄黝鱼体内 $\sum$QNs 平均含量最低(28.5 ng·g^{-1}). CIP(28.1 ng·g^{-1})和 FLU(27.3 ng·g^{-1})在鱼类体内的平均含量高于其它 QNs(< 15.0 ng·g^{-1}). 就空间差异而言,除 ENO、FLU 和 PIP 外,其余 QNs 均呈现生境 1 > 生境 2 > 生境 3,与水体中 QNs 质量浓度空间分布一致.

不同 QNs 在不同鱼类中的含量存在差异(图 5),鲢鱼、鲤鱼、草鱼和泥鳅中 QNs 检出种类较多(>5 种). 就 QNs 种类而言,鱼类体内 FLU 平均相对含量最高(52%),其次为 OFL(18%),与水体中各 QNs 相对质量浓度基本一致,表明鱼体内与其生活的水环境中 QNs 相对含量特征具有一定相似性.



空白部分表示未检出

图 4　鱼类体内 QNs 含量特征

Fig. 4　Characteristics of QNs concentrations in fish species

2.3　白洋淀 QNs 在优势鱼类中的 BAF 和 TMF

白洋淀优势鱼类中 QNs 的 BAF 结果见图 6 和表 2. 就优势鱼类的 BAF 差异而言(图 6),鲤鱼的 BAF 平均值最高(163 L·kg^{-1}),黄黝鱼的 BAF 平均值最低(58.3 L·kg^{-1}); 鲤鱼、乌鳢、黄鳝和棒花鱼的 BAF 呈现生境 3 > 生境 2 > 生境 1,鲫鱼、草鱼、泥鳅和黄黝鱼的 BAF 则在生境 2 值最小. 就 QNs 种类差异而言(表 2),BAF_{CIP} 平均值最高(361 L·kg^{-1}),BAF_{MAR}的平均值最低(122 L·kg^{-1}); BAF

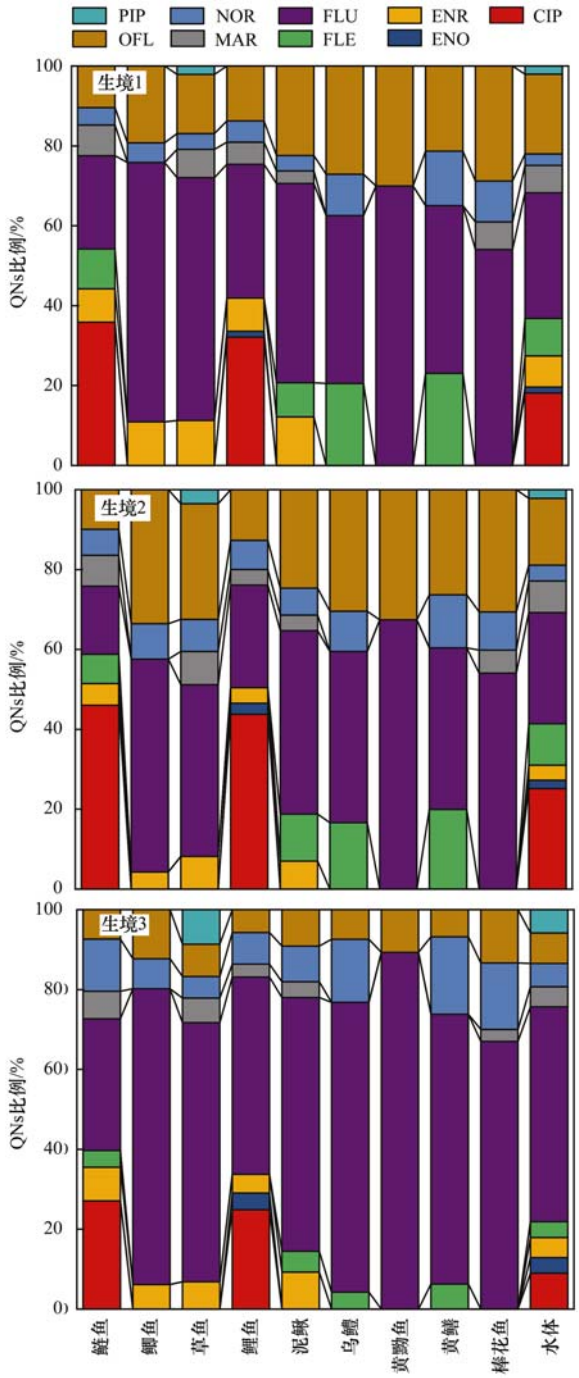


图5 白洋淀3个生境鱼类及水体中QNs丰度特征

Fig. 5 Characteristics of QNs in fish species and water of three habitats in Baiyangdian Lake

在生境1、生境2和生境3的范围($L\cdot kg^{-1}$)分别为111(BAF_{OFL})~309(BAF_{CIP})、96.2(BAF_{MAR})~286(BAF_{CIP})和140(BAF_{MAR})~489(BAF_{CIP}).

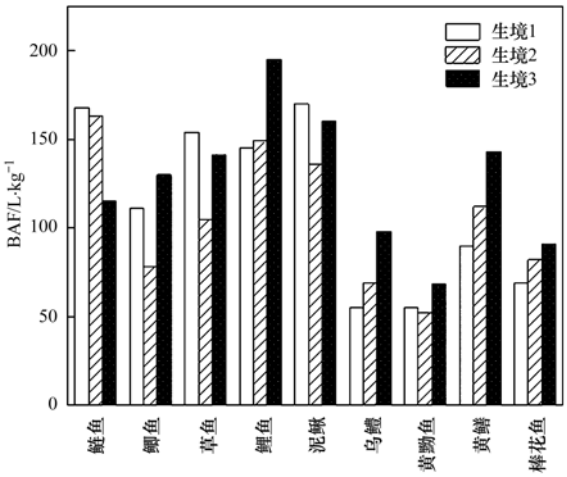


图6 鱼类QNs的BAF

Fig. 6 BAF of QNs in fish

不同生境的鱼类$\delta^{15}N$稳定同位素数据存在差异性(表3),生境1[11.36‰(鲤鱼)~15.34‰(乌鳢)]和生境2[10.62‰(鲤鱼)~14.80‰(乌鳢)]的$\delta^{15}N$高于生境3[9.722‰(鲤鱼)~14.35‰(乌鳢)]. 就鱼种类而言,鲤鱼的$\delta^{15}N$值最低,乌鳢的最高. 3个生境中各鱼类营养级(TL)范围为2.33~3.88,TL值空间分布为生境3(2.33~3.88)>生境2(2.40~3.80)>生境1(2.33~3.67).

本研究中,鱼类体内QNs检出率存在较大差异,因此,选择检出率>50%的QNs(ENR、FLU、MAR、NOR、OFL)和$\sum$QNs计算TMF值(图7),3个生境中各QNs的TMF范围为0.714($TMF_{MAR,生境3}$)~1.33($TMF_{ENR,生境3}$),MAR和OFL的TMF值在生境2最大,ENR、FLU和NOR的TMF值在生境3最大. 就QNs而言,TMF呈现出$TMF_{ENR}>TMF_{NOR}>TMF_{OFL}>TMF_{FLU}>TMF_{MAR}$.

2.4 白洋淀QNs的BAF和TMF与环境因子的相关性

Spearman秩相关分析结果表明(表4),理化因子与BAF/TMF存在相关性. 除WD外,其余水体理化因子均与BAF和TMF显著相关($P<0.05$或$P<0.01$),其中pH与BAF呈负相关,与TMF呈正相关;BAF_{ENO}、BAF_{OFL}、BAF_{PIP}、TMF_{ENR}、TMF_{FLU}、TMF_{NOR}和TMF_{QNs}与T、SD和DO显著正相关,与COD、TP、TN、NH_4^+-N、NO_3^--N和PO_4^{3-}-P显著负相关.

表2 白洋淀3个生境中鱼类体内QNs的BAF/$L\cdot kg^{-1}$

Table 2 Observed BAF of QNs in fish from three habitats in Baiyangdian Lake/$L\cdot kg^{-1}$

项目	BAF_{CIP}	BAF_{ENO}	BAF_{ENR}	BAF_{FLE}	BAF_{FLU}	BAF_{MAR}	BAF_{NOR}	BAF_{OFL}	BAF_{PIP}
生境1	309	151	207	177	176	129	266	111	167
生境2	286	202	198	153	151	96.2	243	148	175
生境3	489	237	225	182	163	140	285	158	230

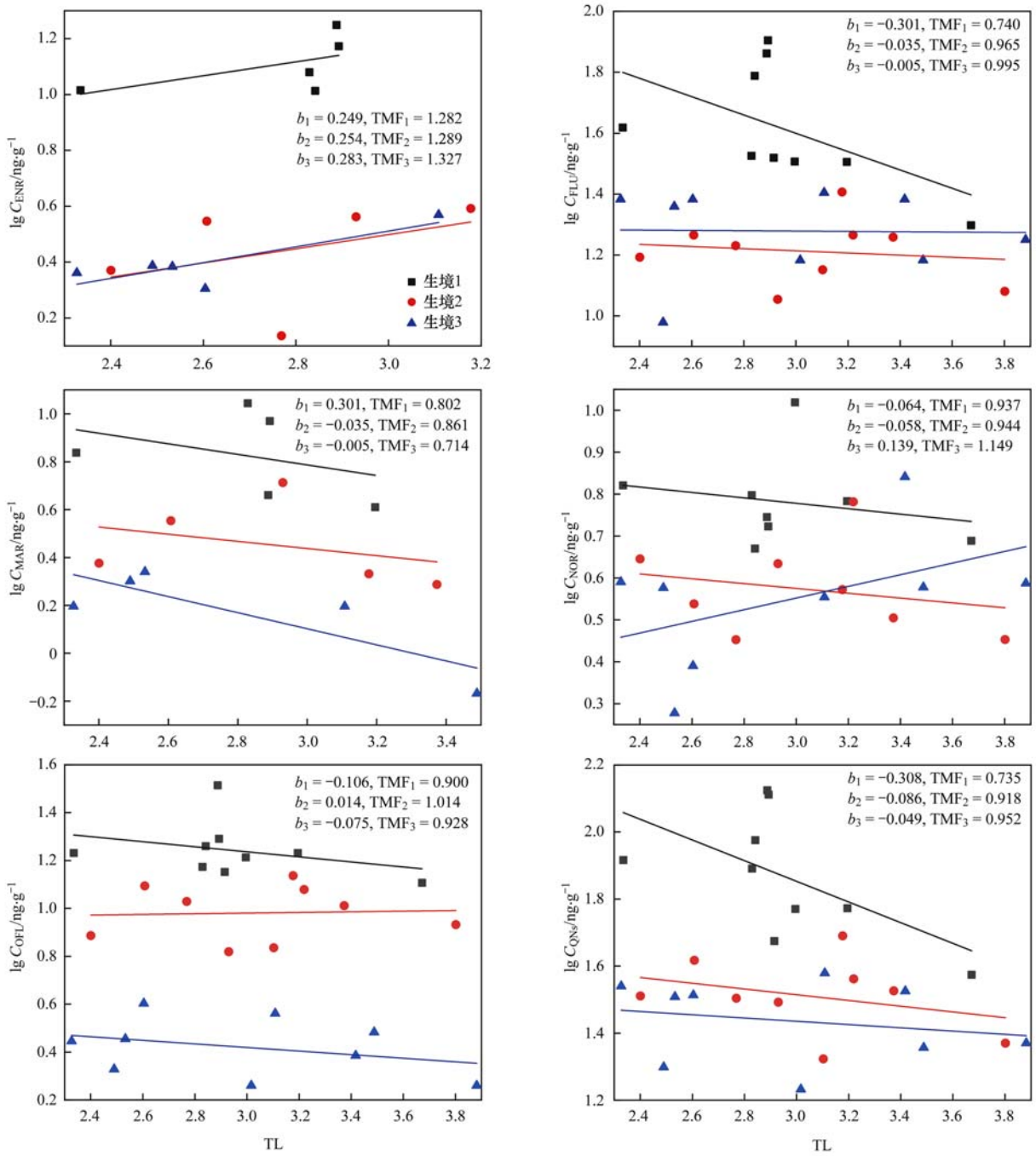
表 3　白洋淀鱼类 $\delta^{15}N$ 稳定同位素和营养级(TL)空间差异

Table 3　Spatial variation in stable isotope diagram ($\delta^{15}N$) and trophic level (TL) of fish in Baiyangdian Lake

鱼类	生境 1		生境 2		生境 3	
	$\delta^{15}N$/‰	TL	$\delta^{15}N$/‰	TL	$\delta^{15}N$/‰	TL
鲢鱼	12.83	2.83	12.20	2.93	10.20	2.49
鲫鱼	12.87	2.84	11.72	2.77	10.54	2.60
草鱼	13.02	2.89	11.24	2.61	10.33	2.53
鲤鱼	11.36	2.33	10.62	2.40	9.722	2.33
乌鲤	15.34	3.67	14.80	3.80	14.35	3.88
黄黝鱼	13.09	2.91	12.72	3.10	11.77	3.02
棒花鱼	13.92	3.20	13.52	3.37	13.18	3.49
泥鳅	13.01	2.89	12.94	3.18	12.04	3.11
黄鳝	13.33	3.00	13.06	3.22	12.96	3.42

2.5　白洋淀食用鱼的健康风险

各 QNs 的健康风险如图 8 所示. 就各 QNs 而言,HQ_{CIP}(0.0040 ~ 0.026)显著高于其他 QNs 的 HQ(<0.005 0). 就空间差异而言,生境 1 的 HQ 值最高,生境 3 最低,与水体 QNs 质量浓度和鱼类中 QNs 含量趋势一致. HI 范围为 0.001 ~ 0.035,$HI_{鲢鱼,生境1}$(0.035)、$HI_{鲢鱼,生境2}$(0.019)、$HI_{草鱼,生境1}$(0.012)、$HI_{鲤鱼,生境1}$(0.029)、$HI_{鲤鱼,生境2}$(0.016)和 $HI_{泥鳅,生境1}$(0.014)均大于 0.01,处于高健康风险水平,表明食用白洋淀鱼类存在较大风险. 就各鱼



b_1、b_2 和 b_3 分别为生境 1、生境 2 和生境 3 中对应的公式(2)中的 b 值;

TMF_1、TMF_2 和 TMF_3 分别为生境 1、生境 2 和生境 3 中鱼类的营养放大因子(TMF)

图 7　3 个生境中鱼类体内 QNs 含量对数与 TL 的关系

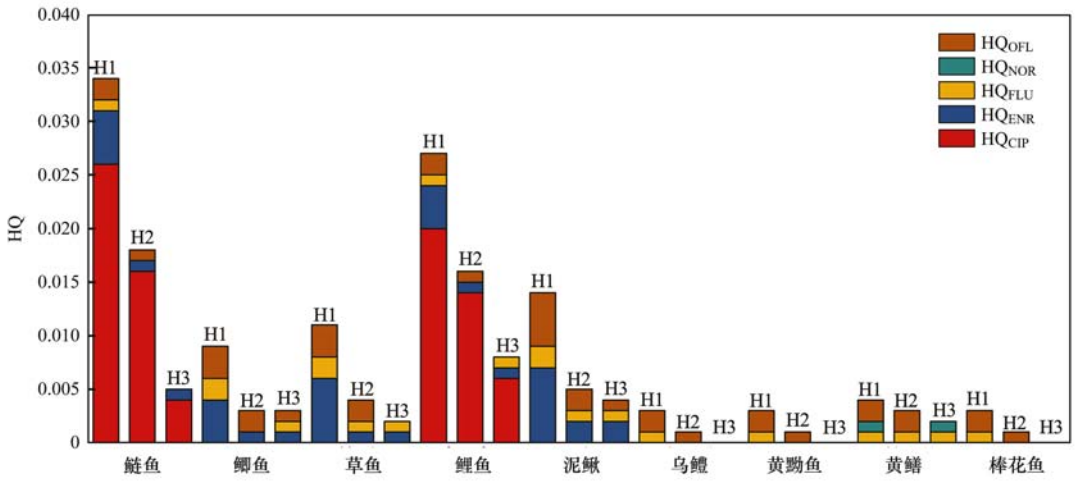
Fig. 7　Relationships between log-transformed concentrations of QNs and trophic levels (TL) in fish from three habitats

表 4 环境因子与 QNs 的 BAF/TMF 的 Spearman 相关性

Table 4 Spearman rank correlation between environmental factors and the BAF/TMF of QNs

	WD	pH	*T*	SD	DO	COD	TP	TN	NH_4^+-N	NO_3^--N	PO_4^{3-}-P
BAF_{CIP}	0.103	−0.772*	0.051	0.309	0.309	−0.309	−0.180	−0.309	−0.463	−0.309	−0.323
BAF_{ENO}	0.309	0.154	0.772*	0.926**	0.926**	−0.926**	−0.849**	−0.926**	−0.772*	−0.926**	−0.815*
BAF_{ENR}	0.103	−0.772*	0.051	0.309	0.309	−0.309	−0.18	−0.309	−0.463	−0.309	−0.323
BAF_{FLE}	0.103	−0.772*	0.051	0.309	0.309	−0.309	−0.18	−0.309	−0.463	−0.309	−0.323
BAF_{FLU}	−0.103	−0.874**	−0.463	−0.309	−0.309	0.309	0.386	0.309	0.051	0.309	0.220
BAF_{MAR}	0.103	−0.772*	0.051	0.309	0.309	−0.309	−0.180	−0.309	−0.463	−0.309	−0.323
BAF_{NOR}	0.103	−0.772*	0.051	0.309	0.309	−0.309	−0.18	−0.309	−0.463	−0.309	−0.323
BAF_{OFL}	0.309	0.154	0.772*	0.926**	0.926**	−0.926**	−0.849**	−0.926**	−0.772*	−0.926**	−0.815*
BAF_{PIP}	0.309	0.154	0.772*	0.926**	0.926**	−0.926**	−0.849**	−0.926**	−0.772*	−.926**	−0.815*
BAF_{QNs}	0.103	−0.772*	0.051	0.309	0.309	−0.309	−0.18	−0.309	−0.463	−0.309	−0.323
TMF_{ENR}	0.309	0.154	0.772*	0.926**	0.926**	−0.926**	−0.849**	−0.926**	−0.772*	−0.926**	−0.815*
TMF_{FLU}	0.309	0.154	0.772*	0.926**	0.926**	−0.926**	−0.849**	−0.926**	−0.772*	−0.926**	−0.815*
TMF_{MAR}	−0.103	0.772*	−0.051	−0.309	−0.309	0.309	0.180	0.309	0.463	0.309	0.323
TMF_{NOR}	0.309	0.154	0.772*	0.926**	0.926**	−0.926**	−0.849**	−0.926**	−0.772*	−0.926**	−0.815*
TMF_{OFL}	0.103	0.874**	0.463	0.309	0.309	−0.309	−0.386	−0.309	−0.051	−0.309	−0.220
TMF_{QNs}	0.309	0.154	0.772*	0.926**	0.926**	−0.926**	−0.849**	−0.926**	−0.772*	−0.926**	−0.815*

1) * 表示 $P<0.05$ 水平显著相关；** 表示 $P<0.01$ 水平显著相关



H1、H2 和 H3 分别代表生境 1、生境 2 和生境 3

图 8 白洋淀鱼类体内 QNs 的 HQ

Fig. 8 HQ for QNs in Baiyangdian Lake fish

类而言,鲢鱼、鲤鱼的食用风险显著高于其他鱼类.

3 讨论

3.1 白洋淀水体和鱼类体内 QNs 含量特征

QNs 在我国地表水环境中被广泛检出,其在水体中的质量浓度量级从$ng \cdot L^{-1}$到$\mu g \cdot L^{-1}$. 本研究中白洋淀水体中 $\sum$QNs 的质量浓度范围为0.740 0 ~ 1 590 $ng \cdot L^{-1}$,高于巢湖[40]、博斯腾湖[41]、洪湖[42]、鄱阳湖[43]和长江南段[44]等水域,低于太湖贡湖湾[45]等,这与水体周围环境密切相关. 而与之前的白洋淀研究相比,本研究结果水体中的 $\sum$QNs 质量浓度低于 Cheng 等[28]的研究结果,这可能是因为近些年国家政府加大了对畜禽业和渔业中的抗生素使用的管控[46],降低了 QNs 的排放.

白洋淀鱼体内 QNs 水平(91.8 $ng \cdot g^{-1}$)高于莱州湾(56.0 $ng \cdot g^{-1}$)[9],鱼体 CIP 含量(ND ~ 51.5 $ng \cdot g^{-1}$)高于珠江三角洲(4.61 ~ 33.3 $ng \cdot g^{-1}$)[26]和海河(1.67 ~ 12.5 $ng \cdot g^{-1}$)[6],而鱼体 NOR 含量(ND ~ 10.5 $ng \cdot g^{-1}$)则低于珠江三角洲(3.38 ~ 101 $ng \cdot g^{-1}$)[26]和海河(0.500 ~ 51.6 $ng \cdot g^{-1}$)[6],各地区抗生素使用水平不同,导致水体抗生素污染也存在差异.

3.2 白洋淀 QNs 在鱼体内的生物累积及其与环境因子相关性

白洋淀 3 个生境中鱼体内 9 种 QNs 的 BAF 范围为: 96.2 $L \cdot kg^{-1}$ ($BAF_{MAR,生境2}$) ~ 489 $L \cdot kg^{-1}$ ($BAF_{CIP,生境3}$),小于1 000 $L \cdot kg^{-1}$,表明 QNs 在鱼类体内的生物富集相对较低[32]. BAF_{OFL}、BAF_{NOR}、

BAF_{CIP}和 BAF_{ENR}的平均值分别为 139、265、361 和 210 $L\cdot kg^{-1}$，低于太湖和之前的白洋淀研究结果[88.0 ~ 214 $L\cdot kg^{-1}$（BAF_{OFL}）、251 ~ 512 $L\cdot kg^{-1}$（BAF_{NOR}）、545 ~ 2 008 $L\cdot kg^{-1}$（BAF_{CIP}）和 4 490 $L\cdot kg^{-1}$（BAF_{ENR}）][23,24]. 环境因子对抗生素的归趋和残留起着重要的作用[47,48]，这种现象可能是环境因子在不同地区的时空差异所导致[24,49].

本研究中的 TMF_{OFL}（0.900 ~ 1.01）和 TMF_{ENR}（1.28 ~ 1.33）高于之前的白洋淀研究中的值（0.380 ~ 0.520）[23]，TMF_{NOR}（0.937 ~ 1.15）低于太湖[24]和莱州湾[9]中的值（1.24 ~ 1.25）. 由文献[50]可知，白洋淀中 ENR、生境 3 的 NOR 和生境 2 的 OFL 呈营养放大，其他 QNs（FLU、MAR、生境 1 和生境 2 的 NOR、生境 1 和生境 3 的 OFL、$\sum$QNs）呈营养稀释，与之前的研究结果基本一致[24,51]. 而目前抗生素的生物稀释机制尚不明晰，但可推测其与环境因子密切相关.

白洋淀 QNs 的 BAF/TMF 与环境因子的相关性结果表明，pH、*T*、SD、DO、COD、TP、TN、NH_4^+-N、NO_3^--N 和 PO_4^{3-}-P 与 QNs 在鱼类体内富集和传递显著相关. 有研究发现 QNs 具有较强的吸附能力（吸附系数高达 260 ~ 5 012 $L\cdot kg^{-1}$）[52]，可与水环境中的有机质发生吸附作用，沉降于沉积物中，进而导致水环境中 QNs 浓度降低，最终鱼类对 QNs 的生物累积降低. 有研究表明[49]，黄海南部和长江口中 pH 对抗生素的富集存在影响. 另外当环境条件（pH、离子条件等）发生变化时，沉积物中的抗生素解吸附进入水环境中，最终被生物富集. 因此，理化参数是影响抗生素生物富集和传递的重要因素，且 pH 对其影响极大[53]. 有研究表明，pH 可影响抗生素的解离，而非解离形态的抗生素易跨过细胞膜被生物吸附[54]. Bergsjø 等[55]的研究发现 pH 可影响虹鳟鱼对磺胺二甲嘧啶的生物富集，在 pH 为 7 ~ 8 时，生物富集能力最强. 温度可以通过影响抗生素在水中和生物膜之间扩散过程、抗生素和蛋白质的结合速率和类脂物成分发生改变等，进而影响抗生素的生物吸附和释放. 另有研究表明，水体中其它污染物、盐度和离子强度等均可影响抗生素的形态和理化特性[56,57]，从而影响抗生素的生物富集和营养传递.

4　结论

（1）白洋淀水体中 QNs 存在显著空间差异，鱼类体内 QNs 也存在空间和物种差异性.

（2）鱼类对 QNs 的生物富集能力在生境 3 最高，其次为生境 2 和生境 1；ENR 呈营养放大，FLU、MAR 和 $\sum$QNs 呈营养稀释.

（3）pH、*T*、SD、DO、COD、TP、TN、NH_4^+-N、NO_3^--N 和 PO_4^{3-}-P 与 QNs 在鱼类体内的生物富集和传递显著相关.

（4）白洋淀鱼类整体存在较大的食用健康风险，因此，应制定更为严格的抗生素排放标准，减少湖泊外源有机质和营养物质输入，以降低抗生素污染水平和健康风险.

参考文献：

[1] Chung H S, Lee Y J, Rahman M, *et al*. Uptake of the veterinary antibiotics chlortetracycline, enrofloxacin, and sulphathiazole from soil by radish[J]. Science of the Total Environment, 2017, **605-606**: 322-331.

[2] 张盼伟. 海河流域典型水体中 PPCPs 的环境行为及潜在风险研究[D]. 北京：中国水利水电科学研究院, 2018. 1-3, 35-37.
Zhang P W. Environmental behavior and pollution characteristics of pharmaceuticals and personal care products, and their associated environmental risks in typical water-body from Haihe River basin, China[D]. Beijing: China Institute of Water Resources and Hydropower Research, 2018. 1-3, 35-37.

[3] Carvalho I T, Santos L. Antibiotics in the aquatic environments: a review of the European scenario [J]. Environment International, 2016, **94**: 736-757.

[4] Yang S F, Lin C F, Lin A Y C, *et al*. Sorption and biodegradation of sulfonamide antibiotics by activated sludge: experimental assessment using batch data obtained under aerobic conditions[J]. Water Research, 2011, **45**(11): 3389-3397.

[5] Zhang L L, Qin S, Shen L N, *et al*. Bioaccumulation, trophic transfer, and human health risk of quinolones antibiotics in the benthic food web from a macrophyte-dominated shallow lake, North China[J]. Science of the Total Environment, 2020, **712**: 136557.

[6] Gao L H, Shi Y L, Li W H, *et al*. Occurrence, distribution and bioaccumulation of antibiotics in the Haihe River in China[J]. Journal of Environmental Monitoring, 2012, **14**(4): 1247-1254.

[7] Bouki C, Venieri D, Diamadopoulos E. Detection and fate of antibiotic resistant bacteria in wastewater treatment plants: a review[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2013, **91**: 1-9.

[8] Deng W J, Li N, Zheng H L, *et al*. Occurrence and risk assessment of antibiotics in river water in Hong Kong[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2016, **125**: 121-127.

[9] Liu S S, Zhao H X, Lehmler H J, *et al*. Antibiotic pollution in marine food webs in Laizhou Bay, North China: trophodynamics and human exposure implication[J]. Environmental Science & Technology, 2017, **51**(4): 2392-2400.

[10] Liu X H, Lu S Y, Guo W, *et al*. Antibiotics in the aquatic environments: a review of lakes, China[J]. Science of the Total Environment, 2018, **627**: 1195-1208.

[11] Kümmerer K. Antibiotics in the aquatic environment-A review-Part Ⅰ[J]. Chemosphere, 2009, **75**(4): 417-434.

[12] Wu W, Zhao X H, Liu X, *et al*. The review of antibiotics in the global water environment [A]. In: Proceedings of 2011 International Conference on Multimedia Technology [C].

Hangzhou: IEEE, 2011. 4205-4208.

[13] Robinson A A, Belden J B, Lydy M J. Toxicity of fluoroquinolone antibiotics to aquatic organisms [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2005, **24**(2): 423-430.

[14] Cheng D M, Liu X H, Zhao S N, *et al*. Influence of the natural colloids on the multi-phase distributions of antibiotics in the surface water from the largest lake in North China[J]. Science of the Total Environment, 2017, **578**: 649-659.

[15] 孙秋根, 王智源, 董建玮, 等. 太湖流域河网4种典型抗生素的时空分布和风险评价[J]. 环境科学学报, 2018, **38**(11): 4400-4410.
Sun Q G, Wang Z Y, Dong J W, *et al*. Spatial-temporal distribution and risk evaluation of four typical antibiotics in river networks of Taihu Lake Basin [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2018, **38**(11): 4400-4410.

[16] 张国栋. 南四湖流域典型抗生素时空分布及迁移规律研究[D]. 济南: 山东师范大学, 2019. 21-26.
Zhang G D. Spatial and temporal distribution and migration of typical antibiotics in Nansihu Lake basin[D]. Ji'nan: Shandong Normal University, 2019. 21-26.

[17] 刘昔, 王智, 王学雷, 等. 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价[J]. 环境科学, 2019, **40**(5): 2094-2100.
Liu X, Wang Z, Wang X L, *et al*. Status of antibiotic contamination and ecological risks assessment of several typical Chinese surface-water environments[J]. Environmental Science, 2019, **40**(5): 2094-2100.

[18] Yao L L, Wang Y X, Tong L, *et al*. Occurrence and risk assessment of antibiotics in surface water and groundwater from different depths of aquifers: a case study at Jianghan Plain, central China [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2017, **135**: 236-242.

[19] 陈卫平, 彭程伟, 杨阳, 等. 北京市地下水中典型抗生素分布特征与潜在风险[J]. 环境科学, 2017, **38**(12): 5074-5080.
Chen W P, Peng C W, Yang Y, *et al*. Distribution characteristics and risk analysis of antibiotic in the groundwater in Beijing[J]. Environmental Science, 2017, **38**(12): 5074-5080.

[20] Zhang R J, Zhang G, Tang J H, *et al*. Levels, spatial distribution and sources of selected antibiotics in the East River (Dongjiang), South China[J]. Aquatic Ecosystem Health & Management, 2012, **15**(2): 210-218.

[21] 廖杰, 魏晓琴, 肖燕琴, 等. 莲花水库水体中抗生素污染特征及生态风险评价[J]. 环境科学, 2020, **41**(9): 4081-4087.
Liao J, Wei X Q, Xiao Y Q, *et al*. Pollution characteristics and risk assessment of antibiotics in Lianhua Reservoir [J]. Environmental Science, 2020, **41**(9): 4081-4087.

[22] Liu K, Yin X F, Zhang D L, *et al*. Distribution, sources, and ecological risk assessment of quinotone antibiotics in the surface sediments from Jiaozhou Bay wetland, China [J]. Marine Pollution Bulletin, 2018, **129**(2): 859-865.

[23] Li W H, Shi Y L, Gao L H, *et al*. Occurrence of antibiotics in water, sediments, aquatic plants, and animals from Baiyangdian Lake in North China[J]. Chemosphere, 2012, **89**(11): 1307-1315.

[24] Xie Z X, Lu G H, Yan Z H, *et al*. Bioaccumulation and trophic transfer of pharmaceuticals in food webs from a large freshwater lake[J]. Environmental Pollution, 2017, **222**: 356-366.

[25] 刘思思. 抗生素在莱州湾近岸食物网中的生物积累与食物链传递[D]. 大连: 大连理工大学, 2018. 76-91.
Liu S S. Bioaccumulation and trophic transfer of antibiotics in a food web from coastal area of Laizhou Bay[D]. Dalian: Dalian University of Technology, 2018. 76-91.

[26] Zhao J L, Liu Y S, Liu W R, *et al*. Tissue-specific bioaccumulation of human and veterinary antibiotics in bile, plasma, liver and muscle tissues of wild fish from a highly urbanized region[J]. Environmental Pollution, 2015, **198**: 15-24.

[27] 申立娜, 张璐璐, 秦珊, 等. 白洋淀喹诺酮类抗生素污染特征及其与环境因子相关性研究[J]. 环境科学学报, 2019, **39**(11): 3888-3897.
Shen L N, Zhang L L, Qin S, *et al*. The occurrence and distribution of quinolones (QNs) and correlation analysis between QNs and physical-chemical parameters in Baiyangdian Lake, North China [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2019, **39**(11): 3888-3897.

[28] Cheng D M, Liu X H, Wang L, *et al*. Seasonal variation and sediment-water exchange of antibiotics in a shallower large lake in North China[J]. Science of the Total Environment, 2014, **476-477**: 266-275.

[29] Zhang L L, Shen L N, Qin S, *et al*. Quinolones antibiotics in the Baiyangdian Lake, China: Occurrence, distribution, Predicted No-Effect Concentrations (PNECs) and ecological risks by three methods [J]. Environmental Pollution, 2020, **256**: 113458.

[30] Borgå K, Kidd K A, Muir D C G, *et al*. Trophic magnification factors: considerations of ecology, ecosystems, and study design [J]. Integrated Environmental Assessment and Management, 2012, **8**(1): 64-84.

[31] 刘叶新, 周志洪, 区晖, 等. 珠江广州河段沉积物中典型抗生素的污染特征[J]. 华南师范大学学报(自然科学版), 2018, **50**(4): 48-54.
Liu Y X, Zhou Z H, Ou H, *et al*. Occurrence of typical antibiotics in sediments of Guangzhou section of the Pearl River [J]. Journal of South China Normal University (Natural Science Edition), 2018, **50**(4): 48-54.

[32] Arnot J A, Gobas F A P C. A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms [J]. Environmental Reviews, 2006, **14**(4): 257-297.

[33] Post D M. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions [J]. Ecology, 2002, **83**(3): 703-718.

[34] Vanderklift M A, Ponsard S. Sources of variation in consumer-diet δ^{15}N enrichment: a meta-analysis [J]. Oecologia, 2003, **136**(2): 169-182.

[35] Iglesias C, Meerhoff M, Johansson L S, *et al*. Stable isotope analysis confirms substantial differences between subtropical and temperate shallow lake food webs[J]. Hydrobiologia, 2017, **784**(1): 111-123.

[36] World Health Organisation, Food Griculture Organisation. Evaluation of certain food additives and contaminants (Technical Report No. 751) [R]. Cambridge, England: Cambridge University Press, 1987.

[37] EPA/540/R-92/003, Risk assessment guidance for superfund, volume 1, human health evaluation manual (Part B, development of risk-based preliminary remediation goals)[S].

[38] Kim Y, Jung J Y, Kim M, *et al*. Prioritizing veterinary pharmaceuticals for aquatic environment in Korea [J].

Environmental Toxicology and Pharmacology, 2008, **26**(2): 167-176.

[39] Vragović N, Bažulić D, Njari B. Risk assessment of streptomycin and tetracycline residues in meat and milk on Croatian market [J]. Food and Chemical Toxicology, 2011, **49**(2): 352-355.

[40] Tang J, Shi T Z, Wu X W, *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.

[41] Lei X N, Lu J J, Liu Z L, *et al*. Concentration and distribution of antibiotics in water-sediment system of Bosten Lake, Xinjiang [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2015, **22**(3): 1670-1678.

[42] Wang Z, Du Y, Yang C, *et al*. Occurrence and ecological hazard assessment of selected antibiotics in the surface waters in and around Lake Honghu, China [J]. Science of the Total Environment, 2017, **609**: 1423-1432.

[43] 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.
Ding H J, Zhong J Y, Wu Y X, *et al*. Characteristics and ecological risk assessment of antibiotics in five city lakes in Nanchang City, Lake Poyang Catchment [J]. Journal of Lake Sciences, 2017, **29**(4): 848-858.

[44] 封梦娟, 张芹, 宋宁慧, 等. 长江南京段水源水中抗生素的赋存特征与风险评估[J]. 环境科学, 2019, **40**(12): 5286-5293.
Feng M J, Zhang Q, Song N H, *et al*. Occurrence characteristics and risk assessment of antibiotics in source water of the Nanjing reach of the Yangtze River[J]. Environmental Science, 2019, **40**(12): 5286-5293.

[45] 武旭跃, 邹华, 朱荣, 等. 太湖贡湖湾水域抗生素污染特征分析与生态风险评价[J]. 环境科学, 2016, **37**(12): 4596-4604.
Wu X Y, Zhou H, Zhu R, *et al*. Occurrence, distribution and ecological risk of antibiotics in surface water of the Gonghu Bay, Taihu Lake[J]. Environmental Science, 2016, **37**(12): 4596-4604.

[46] 国务院食品安全办, 工业和信息化部, 农业部, 等. 畜禽水产品抗生素、禁用化合物及兽药残留超标专项整治行动方案[R]. 国务院食品安全办, 工业和信息化部, 农业部, 2016.

[47] Petrie B, Barden R, Kasprzyk-Hordern B, *et al*. A review on emerging contaminants in wastewaters and the environment: current knowledge, understudied areas and recommendations for future monitoring[J]. Water Research, 2015, **72**: 3-27.

[48] Zhang S Y, Chen J W, Xie Q, *et al*. Effect of dissolved organic matter on the transformation of contaminants induced by excited triplet states and the hydroxyl radical[J]. Environmental Science & Technology, 2011, **45**(18): 7945-7946.

[49] Du B W, Haddad S P, Luek A, *et al*. Bioaccumulation of human pharmaceuticals in fish across habitats of a tidally influenced urban bayou [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2016, **35**(4): 966-974.

[50] Fisk A T, Hobson K A, Norstrom R J. Influence of chemical and biological factors on trophic transfer of persistent organic pollutants in the northwater polynya marine food web [J]. Environmental Science & Technology, 2001, **35**(4): 732-738.

[51] Du B W, Haddad S P, Luek A, *et al*. Bioaccumulation and trophic dilution of human pharmaceuticals across trophic positions of an effluent-dependent wadeable stream [J]. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 2014, **369**(1656): 20140058, doi: 10.1098/rstb.2014.0058.

[52] Sarmah A K, Meyer M T, Boxall A B A. A global perspective on the use, sales, exposure pathways, occurrence, fate and effects of veterinary antibiotics (VAs) in the environment [J]. Chemosphere, 2006, **65**(5): 725-759.

[53] Nichols J W, Du B W, Berninger J P, *et al*. Observed and modeled effects of pH on bioconcentration of diphenhydramine, a weakly basic pharmaceutical, in fathead minnows [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2015, **34**(6): 1425-1435.

[54] Rendal C, Kusk K O, Trapp S. Optimal choice of pH for toxicity and bioaccumulation studies of ionizing organic chemicals[J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2011, **30**(11): 2395-2406.

[55] Bergsjø T, Bergsjø T H. Absorption from water as an alternative method for the administration of sulphonamides to rainbow trout, salmo gairdneri. The significance of the pKa value of the sulphonamides and the pH and salt content of the water[J]. Acta Veterinaria Scandinavica, 1978, **19**(1): 102-109.

[56] Chen Y, Zhou J L, Cheng L, *et al*. Sediment and salinity effects on the bioaccumulation of sulfamethoxazole in zebrafish (*Danio rerio*)[J]. Chemosphere, 2017, **180**: 467-475.

[57] Yan Z H, Lu G H, Sun H W, *et al*. Influence of multi-walled carbon nanotubes on the effects of roxithromycin in crucian carp (*Carassius auratus*) in the presence of natural organic matter [J]. Chemosphere, 2017, **178**: 165-172.

HUANJING KEXUE Vol. 41 No. 12
Environmental Science (monthly) Dec. 15, 2020

CONTENTS