

## 上海地区水产养殖环境及非药品类渔药投入品中农兽药的污染特征及风险评估

刘洋锋, 张海燕, 孔聪, 顾润润, 席寅峰, 杨光昕, 张楷文, 沈晓盛

### 引用本文:

刘洋锋, 张海燕, 孔聪, 顾润润, 席寅峰, 杨光昕, 张楷文, 沈晓盛. 上海地区水产养殖环境及非药品类渔药投入品中农兽药的污染特征及风险评估[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(9): 2055–2063.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2022-0203>

## 您可能感兴趣的其他文章

### Articles you may be interested in

#### 江苏典型斑点叉尾(Ictalurus punctatus)养殖区多环芳烃生态风险及健康风险评价

徐志华, 刘熠, 刘崇万, 任娣, 耿雪冰, 葛筱琴, 朱晓华

农业环境科学学报. 2021, 40(10): 2198–2207 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0201>

#### 典型养鸡场及其周边土壤中抗生素的污染特征和风险评估

涂棋, 徐艳, 李二虎, 师荣光, 郑向群, 耿以工

农业环境科学学报. 2020, 39(1): 97–107 <https://doi.org/10.11654/jaes.2019-0823>

#### 会仙湿地水体有机磷农药污染特征及生态风险

张健威, 曾莎莎, 梁延鹏, 覃礼堂, 曾鸿鹄, 马诚佑

农业环境科学学报. 2021, 40(9): 1990–1997 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0208>

#### 小清河流域抗生素污染分布特征与生态风险评估

李嘉, 张瑞杰, 王润梅, 张华, 姜德娟, 邹涛, 唐建辉, 吕剑

农业环境科学学报. 2016, 35(7): 1384–1391 <https://doi.org/10.11654/jaes.2016.07.022>

#### 某规模化猪场废水中抗生素污染特征及生态风险评估

李盟军, 申健, 姚建武, 宁建凤, 王荣辉, 周凯军, 艾绍英

农业环境科学学报. 2021, 40(4): 884–893 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1166>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

刘洋锋, 张海燕, 孔聪, 等. 上海地区水产养殖环境及非药品类渔药投入品中农兽药的污染特征及风险评估[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(9): 2055–2063.

LIU Y F, ZHANG H Y, KONG C, et al. Pollution characteristics and risk assessment of pesticides and veterinary drugs in aquaculture environment and non-drugs fishery inputs in Shanghai, China[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2022, 41(9): 2055–2063.



开放科学 OSID

# 上海地区水产养殖环境及非药品类渔药投入品中农兽药的污染特征及风险评估

刘洋锋<sup>1,2</sup>, 张海燕<sup>1</sup>, 孔聪<sup>1</sup>, 顾润润<sup>1</sup>, 席寅峰<sup>1</sup>, 杨光昕<sup>1</sup>, 张楷文<sup>1,2</sup>, 沈晓盛<sup>1\*</sup>

(1. 中国水产科学研究院东海水产研究所, 上海 200090; 2. 上海海洋大学食品学院, 上海 201306)

**摘要:** 为了解水产养殖环境及非药品类渔药投入品中的农兽药的污染特征和生态风险, 本研究采用超高压液相色谱-静电场轨道离子阱质谱分析方法对上海地区 27 家主要水产养殖场中养殖水体、底泥以及正使用的非药品类渔药投入品进行农兽药残留分析, 运用风险商值(RQ)法对筛查结果进行生态风险评估。结果表明: 27 家养殖场的 180 个样品(水体 27 个、底泥 43 个、投入品 110 个)中共筛查出 13 种药物, 包括兽药 9 种(金刚烷胺、地西泮、恩诺沙星、氟苯尼考、加替沙星、甲氧苄啶、阿维菌素 B1a、红霉素、培氟沙星)和农药 4 种(多菌灵、扑草净、西草净、乙氧喹啉)。水体中筛出 9 种 70 个药物, 底泥中筛出 6 种 93 个药物, 投入品中筛出 7 种 37 个药物, 其中多菌灵、恩诺沙星、甲氧苄啶药物在 3 类样品中均存在。水体、底泥、非药品类渔药投入品中筛出药物的浓度范围分别为  $6.00 \times 10^{-3} \sim 1.88$ 、 $1.47 \sim 292$ 、 $9.68 \sim 1.39 \times 10^4 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。风险商值评价结果显示, 水产养殖场水体与底泥样品中农兽药均存在一定程度的中高风险, 其中水体中扑草净生态风险最高, RQ 值为 3.14, 底泥中红霉素生态风险最高, RQ 值为 2.22, 两种药物 RQ 值均大于 1, 表现为高风险。建议加强对农兽药, 尤其是非药品类渔药投入品等产品全链条的监管与控制, 以保护水产养殖生态系统的健康。

**关键词:** 养殖环境; 农兽药; 污染特征; 风险评估

**中图分类号:** X820.4; X174    **文献标志码:** A    **文章编号:** 1672-2043(2022)09-2055-09    **doi:** 10.11654/jaes.2022-0203

## Pollution characteristics and risk assessment of pesticides and veterinary drugs in aquaculture environment and non-drugs fishery inputs in Shanghai, China

LIU Yangfeng<sup>1,2</sup>, ZHANG Haiyan<sup>1</sup>, KONG Cong<sup>1</sup>, GU Runrun<sup>1</sup>, XI Yinfeng<sup>1</sup>, YANG Guangxin<sup>1</sup>, ZHANG Kaiwen<sup>1,2</sup>, SHEN Xiaosheng<sup>1\*</sup>

(1. East China Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Shanghai 200090, China; 2. College of Food Science, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China)

**Abstract:** To understand the pollution characteristics and ecological risks of pesticides and veterinary drugs in aquaculture environment and non-drugs fishery inputs, the residues of pesticides and veterinary drugs in aquaculture water, sediment, and non-drugs fishery inputs in Shanghai were analyzed using ultra-high pressure liquid chromatography electrostatic field orbital ion trap mass spectrometry. The risk quotient(RQ) method was used to evaluate the ecological risk of the screening results. The results showed that a total of 13 drugs were screened from 180 samples (27 waters, 43 sediments, and 110 inputs) from 27 farms; they include nine veterinary drugs (amantadine, diazepam, enrofloxacin, florfenicol, gatifloxacin, trimethoprim, avermectin B1a, erythromycin, and pefloxacin) and four types of pesticides (carbendazim, prometryne, simetryne, and ethoxyquin) were included. Nine types of 70 drugs were screened from the water, six types of

收稿日期: 2022-03-01    录用日期: 2022-05-10

作者简介: 刘洋锋(1998—), 男, 山东菏泽人, 硕士研究生, 主要研究方向为水产品质量安全。E-mail: liuyangfeng1998@163.com

\*通信作者: 沈晓盛    E-mail: foodsmc98@126.com

基金项目: 上海市科技兴农重点攻关项目(2020-02-08-00-07-F01464)

Project supported: Shanghai Agriculture Applied Technology Development Program, China(2020-02-08-00-07-F01464)

93 drugs were screened from the sediment, and seven types of 37 drugs were screened from the input. Carbendazim, enrofloxacin, and trimethoprim were all present in the three types of samples. The range of the concentration of drugs screened from water, sediment, and non-drugs fishery inputs was  $6.00 \times 10^{-3} \sim 1.88$ ,  $1.47 \sim 292 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ , and  $9.68 \sim 1.39 \times 10^5 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ , respectively. The results of risk quotient evaluation showed that pesticides and veterinary drugs in the water and sediment samples of aquaculture farms have a certain degree of medium and high risk. Among them, prometazine in the water had the highest ecological risk, with an  $RQ$  value of 3.14, and erythromycin in the sediment had the highest ecological risk, with an  $RQ$  value of 2.22. The  $RQ$  values of the two drugs exceed 1, indicating high risk. These results suggest that the supervision and control of the whole chain of pesticides and veterinary drugs, especially from non-drugs fishery inputs, need to be strengthened to protect the health of aquaculture ecosystem.

**Keywords:** aquaculture environment; pesticide and veterinary drug; pollution characteristic; risk assessment

农兽药通常用于农业和畜牧业生产<sup>[1-2]</sup>,以提高生产力。正常情况下,农兽药在国家及产品规定的限量范围内使用,不会造成农产品药物残留超标及生态环境污染。然而,过量使用或滥用农兽药可能造成农作物或养殖动物体内农兽药的残留超标<sup>[3]</sup>。相关研究表明,养殖过程中渔药等投入品的使用是水产品中农兽药残留超标的主要来源之一<sup>[4-6]</sup>。农兽药的残留不但会造成水产品不合格,也会对养殖环境造成一定污染,本课题组就曾经在上海地区各水产养殖场养殖水体中检测出一定浓度的地西泮<sup>[7]</sup>。尽管我国对渔药的生产和使用有严格的标准,但实际上,一些养殖户对渔药等投入品的使用较为随意,没有完全按照产品规定的要求,甚至出现滥用药物的情况。此外,一些非药品类渔药投入品存在添加农兽药的现象<sup>[8]</sup>,如2016年重庆市某养殖场因使用含有孔雀石绿的非渔用药品导致养殖的鲤鱼药物超标<sup>[9]</sup>;2020年广东省某水产养殖场的乌鳢检测出氧氟沙星药物( $355 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ )<sup>[10]</sup>,该浓度下水产养殖环境中也可能存在一定含量的药物残留<sup>[11]</sup>。目前农兽药残留的主要检测方法为液相色谱-三重四极杆串联质谱法<sup>[12-13]</sup>,由于三重四极杆质谱仪分辨率和质量精度较低,利用其建立的方法大多局限于结构类似的同族化合物或少数几类化合物。随着越来越多种类农兽药在水产养殖中的使用,需要监测的化合物也越来越多。近年来,高分辨质谱因其扫描范围宽、测定灵敏度高,结合相关数据库可实现对未知化合物的定性和定量监测<sup>[14]</sup>,更加适用于多种农兽药物的非定向筛查分析。

为了进一步确认养殖环境及生产过程中非药品类渔药投入品中农兽药的污染现状,评估农兽药残留带来的生态风险,本研究选取上海地区主要水产养殖场为研究对象,通过采集养殖场养殖水体、底泥及正在使用的非药品类渔药投入品3类样品,利用超高压液相色谱-静电场轨道离子阱质谱筛查样品中的农

兽药,分析各种农兽药的污染特征,并结合文献中标农兽药急性毒性数据,预测本研究水产养殖环境中农兽药的无效应浓度,利用风险商值法(Risk quotient)对水产养殖环境中农兽药进行生态风险评估,以期对日后水产养殖中农兽药污染防治提供依据,为渔业监管部门对非药品类渔药投入品使用的监管提供数据支撑。

## 1 材料与方法

### 1.1 样品采集

2020年5月和10月分两个批次于上海市宝山区、崇明区、奉贤区、嘉定区、青浦区的27家养殖场进行水体、底泥、非药品类渔药投入品样品的采集,共采集27份水体样品、43份底泥样品、110份非药品类渔药投入品,取样地点分布见图1。养殖水体采集按照《水质 采样技术指导》(HJ 494—2009)进行,底泥采集按照《土壤环境监测技术规范》(HJ/T 166—2004)进行。采集的环境样品与非药品类渔药投入品样品于3 h内运回实验室,在冰箱内4℃下保存待测。

### 1.2 农兽药筛查

#### 1.2.1 农兽药及试剂

课题组前期从养殖病害、养殖用药、违禁药物使用、养殖环境及渔业相关标准等方面出发,经初步调研、查阅文献和相关研究,将266种、22类药物确定为水产养殖场农兽药监管时筛查测定的对象,并建立了筛查方法<sup>[15]</sup>。22类药物包括激素类、 $\beta$ -激动剂类、镇静剂类、磺胺类、氨基甲酸酯类、喹诺酮类、苯并咪唑类、 $\beta$ -内酰胺类、大环内酯类、头孢菌素类、染料类、硝基呋喃类、咪唑类、三嗪类、四环素类、有机氯类、杀菌剂类、促生长剂类、硝基咪唑类、抗病毒药类、酰胺醇类、阿维菌素类。

各药物标准品购于Dr. Ehrenstorfer公司;乙腈、甲醇(质谱纯)购于J.T.Baker公司;甲酸(ACS纯)购于

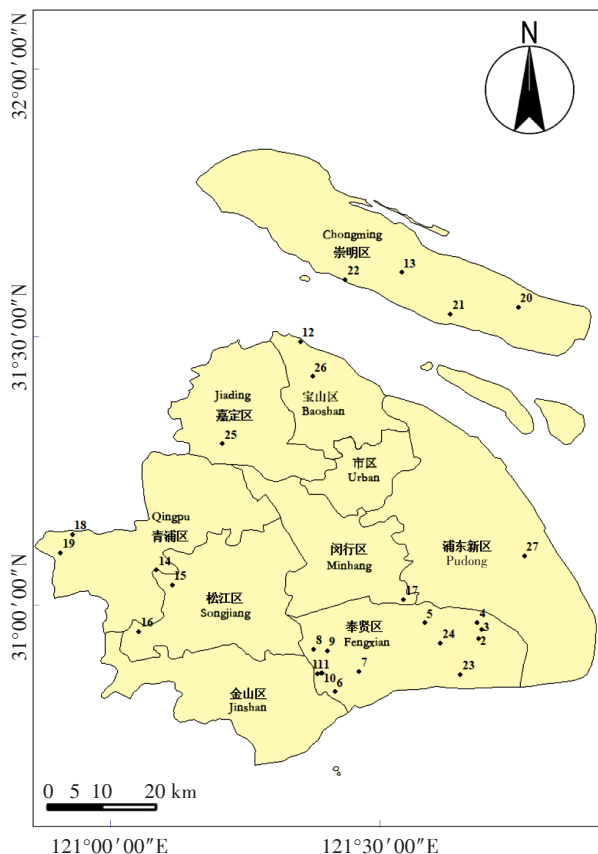


图1 取样地点分布图

Figure 1 Distribution of sampling sites

美国Sigma公司。

### 1.2.2 样品前处理

#### (1) 养殖水体前处理

养殖水体前处理参考WANG等<sup>[16]</sup>的实验方法。取水样1.0 L,使用Titan 9 cm快速定性滤纸和布氏漏斗进行真空抽滤,去除水样中的泥沙、悬浮物等杂质。取HLB(1 g)固相萃取柱,首先使用15 mL甲醇对其进行活化,再使用15 mL去离子水进行平衡。过滤水样通过蠕动泵进入固相萃取柱富集,泵流速设为50 mL·min<sup>-1</sup>。富集完成后,依次使用15 mL 5%甲醇水溶液进行淋洗,15 mL甲醇洗脱后收集至鸡心瓶中,旋转蒸发至近干,用1 mL甲醇复溶,涡旋30 s后取清液,待上机筛查。

#### (2) 底泥与非药品类渔药投入品前处理

底泥与非药品类渔药投入品前处理分别参考王守英<sup>[17]</sup>和孔聪等<sup>[18]</sup>的实验方法。称取(5.00±0.05) g底泥样品或(0.50±0.05) g非药品类渔药投入品样品,加入5 mL纯甲醇后,超声5 min,2 500 r·min<sup>-1</sup>涡旋10 min。待样品充分溶解后,于4 ℃、3 500 r·min<sup>-1</sup>离心10 min,取上清液,待上机分析。离心不充分的样品

取2 mL上层溶液置于2 mL离心管,4 ℃、10 000 r·min<sup>-1</sup>离心10 min,取上清液,待上机分析。

### 1.2.3 仪器分析方法

参考课题组前期建立的超高压液相色谱-静电场轨道离子阱质谱系统对非药品类渔药投入品中禁用药物进行快速筛查与定量<sup>[7,18]</sup>。色谱分析条件:ACQUITY UPLC HSS T3 色谱柱(2.1×100 mm, 1.8 μm);流速0.5 mL·min<sup>-1</sup>;柱温35 ℃;进样量4 μL;流动相A为水(含0.1%甲酸),流动相B为乙腈;洗脱梯度:0~1.0 min, 1% B; 1.0~8.0 min, 1%~99% B; 8.0~10.0 min, 99% B; 10.0~12.0 min, 1% B。质谱分析条件:HESI离子源,喷雾电压3 200 V(+);鞘气40 arb;辅气10 arb;吹扫气1 arb;气体加热温度350 ℃;离子传输管温度325 ℃;质谱数据获取模式:正离子Full MS及ddMS<sup>2</sup>扫描模式。Full MS一级全扫描获得的高质量精确质谱数据用于筛选及定性分析,ddMS<sup>2</sup>扫描获得的二级碎片离子信息用于进一步定性确证。

### 1.2.4 定性和定量原则

对药物标准品与实际样品进行分析比对时,母离子质荷比与标准品相对偏差<3×10<sup>-6</sup>;保留时间偏差<0.10 min;同位素质荷比相对偏差<10<sup>-5</sup>,相对丰度偏差<25%,确定样品中药物成分的存在。利用液相色谱-高分辨质谱系统自带的Xcalibur软件获取数据,并通过Tracefinder编辑药物成分的比对信息,最终实现对样品中农兽药的定性筛查。采用空白基质液配制标液进行定量,目标化合物的回收率均在30%~90%之间。

### 1.3 风险评估

本研究采用风险商值法来评估目标农兽药在水产养殖环境的残留对生态系统的潜在风险。风险商值法对毒理数据的要求较少,操作难度低,已被广泛用于评估环境中农兽药潜在生态风险的大小<sup>[19]</sup>,风险商值(RQ值)分为3个污染等级<sup>[20]</sup>:0.01≤RQ<0.1,为低风险;0.1≤RQ<1,为中等风险;RQ≥1,为高风险。

农兽药的RQ值按下式计算:

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

式中:MEC为实测环境浓度,μg·kg<sup>-1</sup>或μg·L<sup>-1</sup>;PNEC为用于农兽药的预测无效应浓度,μg·kg<sup>-1</sup>或μg·L<sup>-1</sup>。

农兽药在底泥中毒性数据较少,且难以对其PNEC值进行估算,因此采用公式(2)根据水体中农兽药的PNEC值计算底泥中农兽药的PNEC值:

$$PNEC_{sed} = PNEC_{water} \times K_{dsed} \quad (2)$$

式中:PNEC<sub>sed</sub>和PNEC<sub>water</sub>分别用于预测底泥和水环



境中抗生素抗性选择的无效应浓度,  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  和  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ , 其中  $PNEC_{\text{water}}$  值通过收集相关急性或慢性毒理学实验数据得出(表2);  $K_{\text{dscd}}$  为底泥-水的分配系数,  $\text{L}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

$$PNEC_{\text{water}}=EC_{50}/AF \tag{3}$$

式中:  $EC_{50}$  为急性毒性参考因子的半最大效应浓度,  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ;  $AF$  为评估因子, 根据欧盟《关于风险评价技术导则文件》<sup>[21]</sup>,  $AF$  根据毒性数据情况选取, 当采用急性毒性数据  $EC_{50}$  时,  $AF$  取值为 1 000; 当采用慢性毒性数据 NOEC 时,  $AF$  取值为 100, 故本研究  $AF$  取值为 1 000。为了最大化估计水产养殖环境中农兽药的影响, 选择现有研究中目标农兽药的毒性数据, 取值来源于相关文献, 基于最坏情况考虑, 筛选出最敏感水生物种的  $PNEC$  值以计算  $RQ$  值。

1.4 数据分析

采用 Tracefinder、Xcalibur 软件对样品中农兽药进行筛查与定量, 采用 Excel 对农兽药筛查数据进行统计分析, 采用 Origin 2018 制图, 通过风险商值法来评估目标农兽药的污染特征和生态风险。

2 结果与讨论

2.1 上海地区水产养殖环境及非药品类渔药投入品中农兽药的污染特征

采集于上海地区 27 家水产养殖场的 180 个样品

中共筛查出 13 种农兽药, 所有水体和底泥样品中均筛查出农兽药, 14 个养殖场中的 25 个非药品类渔药投入品中筛查出农兽药, 筛出率为 52%(表 1)。其中 27 份养殖水体样品中筛出 9 种 70 个农兽药, 包括 6 种兽药[金刚烷胺(Amantadine, AMA)、地西泮(Diazepam, DIA)、恩诺沙星(Enrofloxacin, ENR)、氟苯尼考(Florfenicol, FLO)、加替沙星(Gatifloxacin, GAT)、甲氧苄啶(Trimethoprim, TRI)]和 3 种农药[多菌灵(Carbendazim, CAR)、扑草净(Prometrazine, PRO)、西草净(Simetryne, SIM)]。43 份池塘底泥样品中筛出 6 种 93 个农兽药, 包括 5 种兽药[恩诺沙星、阿维菌素 B1a(Avermectin B1a, AVE)、地西泮、甲氧苄啶、红霉素(Erythronmycin, ERY)]和 1 种农药(多菌灵)。110 份非药品类渔药投入品样品中共筛出 7 种 37 个农兽药, 包括 4 种兽药[甲氧苄啶、红霉素、恩诺沙星、培氟沙星(Pefloxacin, PEF)]和 3 种农药[多菌灵、乙氧喹(Ethoxyquin, ETH)、西草净]。由表 1 可知, 水体、底泥与非药品类渔药投入品中均筛查出多种农兽药, 3 类样品筛出的农兽药浓度水平为水体<底泥<非药品类渔药投入品, 浓度范围分别为  $6.00\times 10^{-3}\sim 1.88\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $1.47\sim 292$ 、 $9.68\sim 1.39\times 10^5\ \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

水体样品的药物检出率依次为多菌灵>金刚烷胺>扑草净>地西泮>西草净>恩诺沙星=氟苯尼考>加替沙星=甲氧苄啶, 平均值依次为 0.064、0.018、0.16、

表 1 上海地区水产养殖场水体、底泥与非药样品中农兽药的总体检出水平

Table 1 Total detection levels of pesticides and veterinary drugs in water, sediment and non-drug samples of aquaculture farms in Shanghai

| 种类<br>Type | 水体样品 Water sample           |                                                        |                                                        |                                                        | 底泥样品 Sediment sample        |                                                         |                                                         |                                                         | 非药样品 Non-drug sample        |                                                         |                                                         |                                                         |
|------------|-----------------------------|--------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------|-----------------------------|---------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------|-----------------------------|---------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------|
|            | 检出率<br>Occurrence<br>rate/% | 最大值<br>Maximum/<br>( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) | 最小值<br>Minimum/<br>( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) | 平均值<br>Average/<br>( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) | 检出率<br>Occurrence<br>rate/% | 最大值<br>Maximum/<br>( $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) | 最小值<br>Minimum/<br>( $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) | 平均值<br>Average/<br>( $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) | 检出率<br>Occurrence<br>rate/% | 最大值<br>Maximum/<br>( $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) | 最小值<br>Minimum/<br>( $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) | 平均值<br>Average/<br>( $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) |
| CAR        | 81                          | 0.480                                                  | 0.006                                                  | 0.064±0.100                                            | 100                         | 8.12                                                    | 1.60                                                    | 3.03±1.21                                               | 4                           | 2 359.22                                                | 9.68                                                    | 645.29±1 145.40                                         |
| AMA        | 52                          | 0.030                                                  | 0.008                                                  | 0.018±0.007                                            | 0                           | ND                                                      | ND                                                      | ND                                                      | 0                           | ND                                                      | ND                                                      | ND                                                      |
| PRO        | 44                          | 0.45                                                   | 0.03                                                   | 0.16±0.13                                              | 0                           | ND                                                      | ND                                                      | ND                                                      | 0                           | ND                                                      | ND                                                      | ND                                                      |
| DIA        | 30                          | 0.470                                                  | 0.007                                                  | 0.071±0.160                                            | 14                          | 11.57                                                   | 1.78                                                    | 8.12±3.88                                               | 0                           | ND                                                      | ND                                                      | ND                                                      |
| SIM        | 15                          | 0.050                                                  | 0.020                                                  | 0.034±0.020                                            | 0                           | ND                                                      | ND                                                      | ND                                                      | 6                           | 139 436.62                                              | 44.86                                                   | 38 096.98±65 001.55                                     |
| ENR        | 11                          | 0.120                                                  | 0.007                                                  | 0.047±0.070                                            | 56                          | 2.82                                                    | 1.47                                                    | 2.02±0.33                                               | 5                           | 545.02                                                  | 75.82                                                   | 265.48±187.74                                           |
| FLO        | 11                          | 0.58                                                   | 0.05                                                   | 0.37±0.29                                              | 0                           | ND                                                      | ND                                                      | ND                                                      | 0                           | ND                                                      | ND                                                      | ND                                                      |
| GAT        | 7                           | 0.090                                                  | 0.007                                                  | 0.048±0.060                                            | 0                           | ND                                                      | ND                                                      | ND                                                      | 0                           | ND                                                      | ND                                                      | ND                                                      |
| TRI        | 7                           | 1.88                                                   | 0.02                                                   | 0.95±1.31                                              | 14                          | 27.08                                                   | 2.39                                                    | 9.43±9.50                                               | 5                           | 352.16                                                  | 13.22                                                   | 101.71±129.69                                           |
| AVE        | 0                           | ND                                                     | ND                                                     | ND                                                     | 30                          | 292.08                                                  | 36.14                                                   | 90.82±75.98                                             | 0                           | ND                                                      | ND                                                      | ND                                                      |
| ERY        | 0                           | ND                                                     | ND                                                     | ND                                                     | 2                           | 6.34                                                    | 6.34                                                    | 6.34±0.00                                               | 10                          | 1 482.14                                                | 102.56                                                  | 570.83±433.71                                           |
| PEF        | 0                           | ND                                                     | ND                                                     | ND                                                     | 0                           | ND                                                      | ND                                                      | ND                                                      | 1                           | 6 666.66                                                | 6 666.66                                                | 6 666.66±0.00                                           |
| ETH        | 0                           | ND                                                     | ND                                                     | ND                                                     | 0                           | ND                                                      | ND                                                      | ND                                                      | 2                           | 41 534.52                                               | 20 818.42                                               | 31 176.47±14 648.49                                     |

注:“ND”表示未检出。  
Note:“ND” indicates not detected.

0.071、0.034、0.047、0.37、0.048、0.95  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ,其中甲氧苄啶在水体中的最高浓度达到1.88  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 。甲氧苄啶作为抗菌增效剂,广泛应用在水产养殖病害防治中<sup>[22]</sup>,而我国规定其鱼体内最大残留限量为50  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。余军楠等<sup>[23]</sup>在江苏某养殖虾池水体中检测出喹诺酮类药物的浓度为2.043~18.93  $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$ ,与本研究结果的含量水平相当。相关研究显示<sup>[24]</sup>,上海市地表水中检测到的农兽药浓度在0.01~100  $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间,极少数(如磺胺类药物)最大浓度超过100  $\text{ng}\cdot\text{L}^{-1}$ ,证明大部分所筛出的农兽药可能来自人为添加等外部来源。

底泥样品的药物检出率依次为多菌灵>恩诺沙星>阿维菌素 B1a>地西泮=甲氧苄啶>红霉素,平均值依次为3.03、2.02、90.8、8.12、9.43、6.34  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,其中多菌灵在底泥中的检出率为100%,浓度范围为1.60~8.12  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,而在水体中的检出率也达到81%。多菌灵是一种广谱性苯并咪唑类杀菌剂,属于微毒性农药,该结果表明多菌灵在上海地区水产养殖中被广泛使用。多菌灵的 $K_d$ 值较高<sup>[25]</sup>,其在底泥中吸附聚积的潜能也较高,从而影响养殖池塘底泥中微生物的群落组成,促使微生物产生抗性,存在不可忽视的生态风险。阿维菌素 B1a在底泥样品中最高浓度达到292.08  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,作为一种阿维菌素类杀虫剂<sup>[26]</sup>,其在羊体内的最大残留限量为20~50  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,而底泥中筛出的最高浓度已超过此最大残留限量的几倍甚至十几倍。

非药品类渔药投入品样品的药物检出率依次为红霉素>西草净>恩诺沙星=甲氧苄啶>多菌灵>培氟沙星,平均值依次为570.83、38 097、265.48、101.71、645.29、6 666.7  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,其中西草净与培氟沙星的浓

度远超其他药物。西草净作为一种三嗪类除草剂,属于低毒性农药,筛出西草净的非药品类渔药投入品标识功效与西草净相似,故此类非药品类渔药投入品产品中的西草净极可能来自人为添加。培氟沙星是一种喹诺酮类抗生素,具有抗菌谱广、高效、促生长等优点,但由于其可通过食物链传递,进而对人体产生一系列危害<sup>[27]</sup>,2015年农业部规定停止使用培氟沙星兽药,并撤销相关兽药产品批准文号。汪洋<sup>[15]</sup>在市场购买的渔药样品中筛查出恩诺沙星、甲氧苄啶、红霉素等产品未标识药物,浓度范围为0.20~4.5 $\times 10^3$   $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,其筛出药物最高浓度高于本研究结果,可能是由于其样品为渔药,含有的有效成分浓度更高。由此表明,非药品类渔药投入品生产中存在人为添加农兽药的现象。

由图2可知,多菌灵、恩诺沙星、甲氧苄啶3种药物均存在于水体、底泥与非药品类渔药投入品中,其中多菌灵在3类样品的平均浓度分别为0.064  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、3.03  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、645  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,恩诺沙星平均浓度分别为0.047  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、2.02  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、265  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,甲氧苄啶平均浓度分别为0.950  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、9.43  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、102  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。西草净、红霉素2种药物均存在于水产养殖环境与非药品类渔药投入品中,西草净在水体和非药品类渔药投入品中平均浓度分别为0.034  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、3.80 $\times 10^4$   $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,红霉素在底泥和非药品类渔药投入品中平均浓度分别为6.34  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、571  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。结合实地走访调查结果表明,养殖者大量使用含有农兽药的非药品类渔药投入品,从而造成农兽药在水产养殖环境中的残留和迁移。养殖水产品对农兽药蓄积效应是农兽药环境风险的重要表现,许凯伦等<sup>[28]</sup>在浙

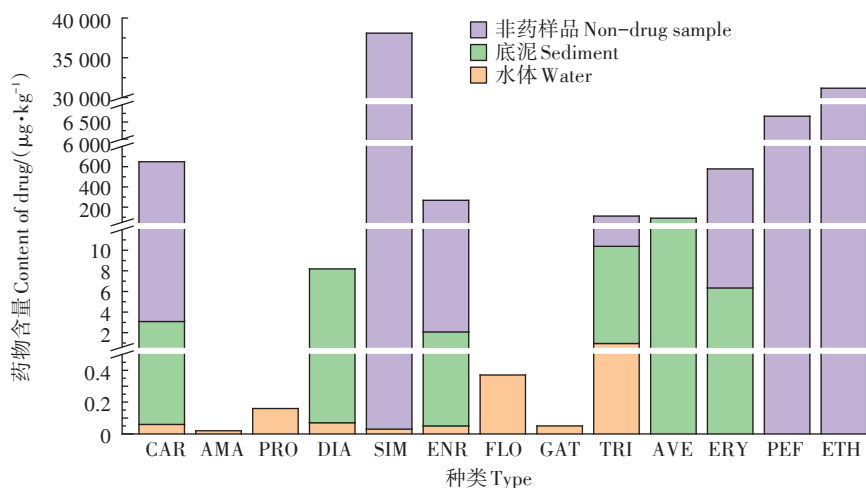


图2 上海地区水产养殖场中农兽药的浓度水平和分布特征

Figure 2 Concentration and distribution of pesticides and veterinary drugs in aquaculture farms in Shanghai

江省20个中华鳖养殖场的中华鳖体内检测出恩诺沙星等喹诺酮类药物,浓度最高可达 $127.44 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ,而养殖水体中恩诺沙星浓度最高仅为 $0.421 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ;聂湘平等<sup>[29]</sup>在珠三角淡水养殖区鱼类肌肉组织中检测出喹诺酮类药物,浓度最高可达 $100.54 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$  ( $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ),而养殖池塘底泥中喹诺酮类药物浓度最高仅为 $13.28 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$  ( $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ),养殖水体中未检出喹诺酮类药物;黄铎玉<sup>[30]</sup>研究发现,中华绒螯蟹在水产养殖中恩诺沙星的蓄积量随着暴露时间的增加呈现先升高后降低的趋势,恩诺沙星可从水体中蓄积到生物体内,且与水体中恩诺沙星浓度呈正相关。以上研究表明,典型农兽药在常见养殖水产品中有很强的蓄积能力,在大量投加含有农兽药的非药品类渔药投入品养殖方式下,养殖水产品长期暴露于高浓度环境中,由于一些农兽药的化学性质较为稳定,难以被养殖水产品自身代谢或完全排出,从而在水产品体内形成蓄积。农兽药在养殖水产品生物体内的蓄积是一项潜在的环境风险,需要予以重视。

## 2.2 上海地区水产养殖环境中农兽药的生态风险评估

不同农兽药对应的最敏感物种的水体无效应浓度( $PENC_{\text{water}}$ )和底泥无效应浓度( $PENC_{\text{sed}}$ )如表2所示。 $RQ$ 值越大,表明该农兽药对环境的风险越大,由图3可见,养殖水体的 $RQ$ 值平均水平略高于养殖池塘底泥的 $RQ$ 值平均水平,这可能与养殖者通常将非药品类渔药投入品直接泼洒到养殖池塘水体中有关,其中的农兽药可直接进入到养殖水体中。养殖水体中扑草净的生态风险最高, $RQ$ 值为3.14。多菌灵、金刚烷胺、扑草净、西草净、恩诺沙星、加替沙星6种药

表2 预测水体与土壤中农兽药的无效应浓度

Table 2 Predicts the unaffected concentration of target pesticides and veterinary drugs in water and sediment

| 种类<br>Type | 半最大效应<br>浓度 $EC_{50}$ /<br>( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) | 水体无效应浓<br>度 $PENC_{\text{water}}$ /<br>( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) | 土壤分配系<br>数 $K_d$ /<br>( $\text{L}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) | 底泥无效应<br>浓度 $PENC_{\text{sed}}$ /<br>( $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) |
|------------|--------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------|
| CAR        | 0.025 <sup>[31]</sup>                                        | 0.025                                                                      | 127 <sup>[25]</sup>                                     | 3.18                                                                      |
| AMA        | 0.0142 <sup>[32]</sup>                                       | 0.014 2                                                                    | —                                                       | —                                                                         |
| PRO        | 0.051 <sup>[33]</sup>                                        | 0.051                                                                      | —                                                       | —                                                                         |
| DIA        | 0.073 <sup>[34]</sup>                                        | 0.073                                                                      | 101.6 <sup>[35]</sup>                                   | 7.42                                                                      |
| SIM        | 0.011 <sup>[36]</sup>                                        | 0.011                                                                      | —                                                       | —                                                                         |
| ENR        | 0.049 <sup>[37]</sup>                                        | 0.049                                                                      | 260 <sup>[37]</sup>                                     | 12.74                                                                     |
| FLO        | 1.3 <sup>[38]</sup>                                          | 1.3                                                                        | —                                                       | —                                                                         |
| GAT        | 0.025 3 <sup>[39]</sup>                                      | 0.025 3                                                                    | —                                                       | —                                                                         |
| TRI        | 6.9 <sup>[37]</sup>                                          | 6.9                                                                        | 7.4 <sup>[37]</sup>                                     | 51.06                                                                     |
| AVE        | 0.68 <sup>[40]</sup>                                         | 0.68                                                                       | 122.22 <sup>[41]</sup>                                  | 83.11                                                                     |
| ERY        | 0.022 <sup>[37]</sup>                                        | 0.022                                                                      | 130 <sup>[37]</sup>                                     | 2.86                                                                      |

注:“—”表示该数据不参与风险评估。

Note: “—” indicates that this data is not involved in the risk assessment.

物的 $RQ$ 值均大于1,生态风险表现为高风险。地西洋、氟苯尼考、甲氧苄啶 $RQ$ 值在0.1~1之间,均为中等风险。养殖池塘底泥中红霉素的生态风险最高, $RQ$ 值为2.22,且红霉素、地西洋、阿维菌素B1a的 $RQ$ 值均大于1,生态风险为高风险。多菌灵、恩诺沙星、甲氧苄啶 $RQ$ 值均在0.1~1之间,为中等风险。

由表3可见,多菌灵、地西洋、恩诺沙星药物均同时存在于养殖水体和底泥中,且均为高风险或中等风险,这3种药物在养殖池塘水体与底泥中生态风险之和均大于1,为高风险,甲氧苄啶在水体和底泥环境中均表现为中等风险,其 $RQ$ 之和也为中等风险。考

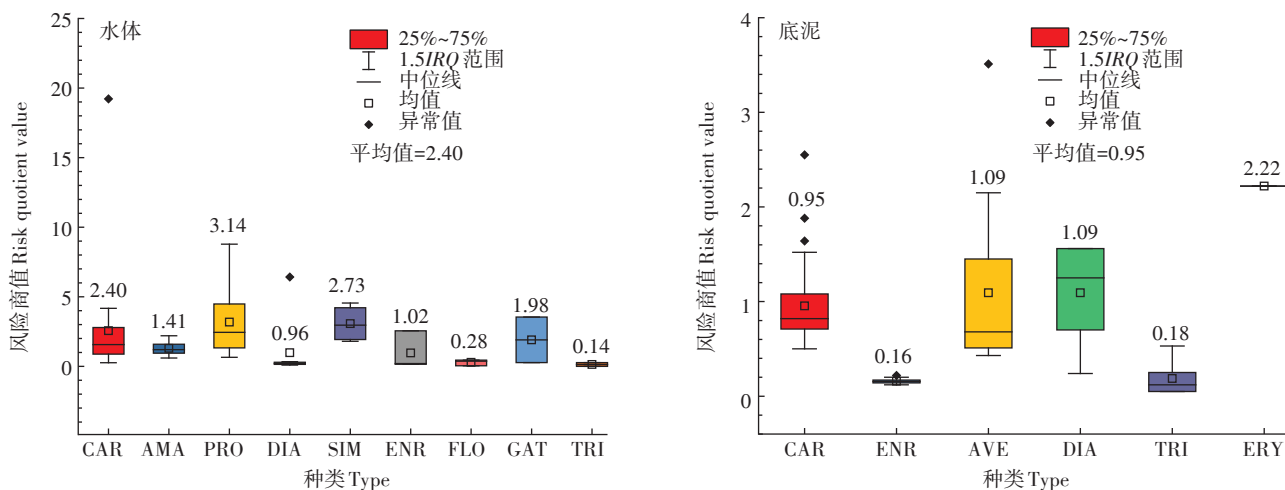


图3 上海地区水产养殖场水体及底泥中农兽药的 $RQ$ 值

Figure 3 Risk quotient of pesticides and veterinary drugs in water and sediment of aquaculture farms in Shanghai

表3 养殖池塘水体与底泥中共同存在药物的RQ值之和

Table 3 Sum of RQ value of drugs in aquaculture pond water and sediment

| 种类 Type | $\Sigma RQ$ |
|---------|-------------|
| CAR     | 3.35        |
| DIA     | 2.05        |
| ENR     | 1.18        |
| TRI     | 0.32        |

虑到各农兽药的联合毒性作用,对27个水产养殖场的单个养殖池塘水体与底泥中所有药物的生态风险进行加和,其RQ值之和可能略高于其实际生态风险,但可以在一定程度上表征常见农兽药对水产养殖环境造成的生态风险的高低。由表4可见,27家水产养殖场单个池塘的RQ值均大于1,最高可达25.77,生态风险均为高风险,表明水产养殖场水体与底泥中的农兽药均存在一定的生态风险,对养殖环境造成不同程度的污染,因此亟需开展有关水产品生物体-水体-底泥中农兽药环境行为与调控等方面的研究。

### 3 结论

(1)本研究调查的上海地区水产养殖场水体、底泥与非药品类渔药投入品中均筛查出不同程度的农兽药残留,其中3种药物在水体、底泥与非药品类渔药投入品中均有筛出;药物种类和含量分布特征表明,养殖环境中的农兽药残留是由于非药品类渔药投

入品中的农兽药向环境中迁移转化所致。

(2)基于农兽药在养殖环境中的风险商值进行的风险评估表明,水产养殖环境筛查出的农兽药均存在中高风险,所有养殖场单个养殖池塘总的生态风险均为高风险。

(3)由于农兽药残留带来中高生态风险,有必要加强对水产养殖投入品的使用管理,以减少农兽药对水生生物和环境的污染,达到环境友好和安全生产的目的。

### 参考文献:

- [1] 王俊菊,史艳艳,侯慧文.我国动物性食品中兽药残留的现状、问题及对策[J].中国动物保健,2021,23(3):5,7. WANG J J, SHI Y Y, HOU H W. Current situation, problems and countermeasures of veterinary drug residues in animal food in China[J]. *China Animal Health*, 2021, 23(3):5, 7.
- [2] 刘祥军.水产养殖中有毒有害污染物残留及其环境影响[J].当代水产,2021,46(3):72,74. LIU X J. Residues of toxic and harmful pollutants in aquaculture and their environmental impact[J]. *Current Fisheries*, 2021, 46(3):72, 74.
- [3] 刘玉荣.兽药经营企业现状监管重点及趋势展望[J].中国畜牧兽医文摘,2018,34(5):48. LIU Y R. Current situation, supervision focus and trend prospect of veterinary drug enterprises[J]. *Chinese Abstracts of Animal Husbandry and Veterinary Medicine*, 2018, 34(5):48.
- [4] 刘文静,潘葳,吴建鸿.超高效液相串联质谱法测定水产品中乙酰甲喹及其代谢物[J].食品安全质量检测学报,2020,11(3):883-890. LIU W J, PAN W, WU J H. Determination of mequinox and its metabolites in aquatic products by ultra liquid chromatography tandem mass spectrometry[J]. *Journal of Food Safety & Quality*, 2020, 11(3): 883-890.
- [5] 李学才.加强水产非药品管理促进水产养殖业健康发展[J].安徽农学通报,2019,25(5):63-64,76. LI X C. Strengthening the management of aquatic non drugs and promoting the healthy development of aquaculture[J]. *Anhui Agricultural Science Bulletin*, 2019, 25(5): 63-64, 76.
- [6] 黄宣运,沈晓盛,史永富,等.呋喃唑酮代谢物在中华绒螯蟹体内消除规律[J].海洋渔业,2020,42(6):732-739. HUANG X Y, SHEN X S, SHI Y F, et al. Studies on the elimination rules of furazolidone metabolite residue in *Eriocheir sinensis*[J]. *Marine Fisheries*, 2020, 42(6): 732-739.
- [7] 刘洋锋,孔聪,张海燕,等.基于高分辨质谱法筛查养殖水体中地西泮含量[J].食品安全质量检测学报,2021,12(8):3300-3305. LIU Y F, KONG C, ZHANG H Y, et al. Screening of diazepam content in aquaculture water based on high resolution mass spectrometry[J]. *Journal of Food Safety & Quality*, 2021, 12(8):3300-3305.
- [8] 任源远,韩刚,曾昊,等.我国水产养殖用兽药及其他投入品安全隐患排查概况及思考[J].中国渔业质量与标准,2020,10(5):7-11. REN Y Y, HAN G, ZENG H, et al. General situation and strategy of the potential safety hazard investigation on aquaculture veterinary

表4 27个水产养殖场单个养殖池塘RQ值

Table 4 RQ value of single aquaculture pond in 27 aquaculture farms

| 养殖场<br>Aquaculture farm | $\Sigma RQ$ | 养殖场<br>Aquaculture farm | $\Sigma RQ$ |
|-------------------------|-------------|-------------------------|-------------|
| F1                      | 2.32        | F15                     | 2.06        |
| F2                      | 17.74       | F16                     | 3.47        |
| F3                      | 3.65        | F17                     | 2.67        |
| F4                      | 1.20        | F18                     | 2.84        |
| F5                      | 5.77        | F19                     | 3.16        |
| F6                      | 19.50       | F20                     | 1.39        |
| F7                      | 8.84        | F21                     | 1.84        |
| F8                      | 12.41       | F22                     | 1.02        |
| F9                      | 4.62        | F23                     | 3.18        |
| F10                     | 11.23       | F24                     | 7.71        |
| F11                     | 5.63        | F25                     | 14.21       |
| F12                     | 25.77       | F26                     | 3.44        |
| F13                     | 5.64        | F27                     | 5.28        |
| F14                     | 5.24        |                         |             |



- drugs and other inputs in China[J]. *Chinese Fishery Quality and Standards*, 2020, 10(5):7-11.
- [9] 梅会清, 王波, 翟旭亮, 等. 重庆市渔用非药品流通与使用情况分析[J]. 中国水产, 2019, (7):41-42. MEI H Q, WANG B, ZHAI X L, et al. Analysis on the circulation and use of fishery non-drugs in Chongqing[J]. *China Fisheries*, 2019, (7):41-42.
- [10] 农业农村部. 2020年国家产地水产品兽药残留监测合格率为99.1%[EB/OL]. [2020-12-25]. [http://www.moa.gov.cn/xw/zwdt/202012/20201225\\_6358883.htm](http://www.moa.gov.cn/xw/zwdt/202012/20201225_6358883.htm). Ministry of Agriculture and Rural Affairs. In 2020, the qualified rate of veterinary drug residue monitoring of aquatic products from national origin was 99.1%[EB/OL]. [2020-12-25]. [http://www.moa.gov.cn/xw/zwdt/202012/20201225\\_6358883.htm](http://www.moa.gov.cn/xw/zwdt/202012/20201225_6358883.htm).
- [11] LI W, SHI Y, GAO L, 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.
- [12] YU W, LIU Z L, GAO S Q, et al. Determination of sulfonamides in blood using acetonitrile-salt aqueous two-phase extraction coupled with high-performance liquid chromatography and liquid chromatography-tandem mass spectrometry[J]. *Analytical Methods*, 2021, 5(21):5983-5989.
- [13] DREOLIN N, AZNAR M, MORET S, et al. Development and validation of a LC-MS/MS method for the analysis of bisphenol A in polyethylene terephthalate[J]. *Food Chemistry*, 2019, 274:246-253.
- [14] GUO T R, YE M, KE H, et al. Application of high resolution mass spectrometry in the detection of veterinary drug residues in animal foods[J]. *Food Science and Technology*, 2020, 45(7):371-377.
- [15] 汪洋. 超高压液相色谱-四极杆/静电场轨道阱高分辨质谱快速筛查养殖水产品及其渔用投入品中多种类药物的研究[D]. 上海: 上海海洋大学, 2018:63-64. WANG Y. Study on multi-residue screening in fishery input and aquaculture products by UPLC-Q/Orbitrap HRMS[D]. Shanghai: Shanghai Ocean University, 2018:63-64.
- [16] WANG S Y, FODJO E K, KONG C, et al. Multi-residue screening of pesticides in aquaculture waters through ultra-high-performance liquid chromatography-Q/Orbitrap mass spectrometry[J]. *Water*, 2020, 12(5):1238.
- [17] 王守英. 高压液相色谱-高分辨质谱快速筛查养殖环境及水产品中农药残留的研究[D]. 上海: 上海海洋大学, 2020:29-32. WANG S Y. Research on rapid screening of pesticide residues in aquaculture environment and aquatic products by high performance liquid chromatography high resolution mass spectrometry[D]. Shanghai: Shanghai Ocean University, 2020:29-32.
- [18] 孔聪, 周哲, 汪洋, 等. 超高压液相色谱串联高分辨质谱筛查渔用投入品中禁用药物[J]. 分析化学, 2017, 45(2):245-252. KONG C, ZHOU Z, WANG Y, et al. Screening of chemical drugs in fishery inputs by ultrahigh performance liquid chromatography-orbitrap high resolution mass spectroscopy[J]. *Chinese Journal of Analytical Chemistry*, 2017, 45(2):245-252.
- [19] ZHAO F K, YANG L, CHEN L D, et al. Soil contamination with antibiotics in a typical peri-urban area in eastern China: Seasonal variation, risk assessment, and microbial responses[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2019, 79:200-212.
- [20] ZHANG M, HE L Y, LIU Y S, et al. Fate of veterinary antibiotics during animal manure composting[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 650(1):1363-1370.
- [21] European Chemicals Bureau. Technical guidance document on risk assessment[R]. European Communities: European Commission Joint Research Center, 2003:93-101.
- [22] CHOI S Y, KANG H S. Multi-residue determination of sulfonamides, dapsone, ormethoprim, and trimethoprim in fish and shrimp using dispersive solid phase extraction with LC-MS/MS[J]. *Food Analytical Methods*, 2021, 14(6):1256-1268.
- [23] 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. YU J N, FANG H, HU J L, et al. Contamination characteristics and ecological risk assessment of antibiotics in four typical *Procambarus clarkii* aquaculture environments in Jiangsu Province[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(2):386-393.
- [24] 朱峰. 上海市地表水中抗生素类药物污染特性及电子束辐照降解研究[D]. 上海: 上海大学, 2021:42-44. ZHU F. Occurrence, fate and irradiation degradation of typical antibiotics in surface water of Shanghai[D]. Shanghai: Shanghai University, 2021:42-44.
- [25] BERGLOF T, VAN D T, KYLIN H, et al. Carbendazim sorption-desorption in Vietnamese soils[J]. *Chemosphere*, 2002, 48(3):267-273.
- [26] DENG Q, XIAO L Q Z, LIU Y, et al. Streptomyces avermitilis industrial strain as cell factory for ivermectin B1a production[J]. *Synthetic and Systems Biotechnology*, 2019, 4(1):34-39.
- [27] 费丹, 王梦芝, 周瑶敏, 等. 超高效液相色谱-串联质谱法测定畜禽毛发中4种违禁氟喹诺酮类兽药[J]. 分析科学学报, 2021, 37(5):618-624. FEI D, WANG M Z, ZHOU Y M, et al. Determination of four illegal fluoroquinolone veterinary drugs in animal hair by ultra-high performance liquid chromatography-tandem mass spectrometry[J]. *Journal of Analytical Science*, 2021, 37(5):618-624.
- [28] 许凯伦, 蒋倩倩, 郑伊诺, 等. 固相萃取-超高效液相色谱-串联质谱法同时分析养殖水体及中华鳖中6种喹诺酮类药物残留[J]. 安徽农业科学, 2021, 49(1):181-185. XU K L, JIANG Q Q, ZHENG Y N, et al. Simultaneous analysis of 6 quinolones residues in aquaculture water and *Trionyx sinensis* by solid phase extraction-ultra performance liquid chromatography-tandem mass spectrometry[J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2021, 49(1):181-185.
- [29] 聂湘平, 何秀婷, 杨永涛, 等. 珠江三角洲养殖水体中喹诺酮类药物残留分析[J]. 环境科学, 2009, 30(1):266-270. NIE X P, HE X T, YANG Y T, et al. Investigation of quinolones in aquaculture environment of the Pearl River Delta[J]. *Environmental Science*, 2009, 30(1):266-270.
- [30] 黄铢玉. 中华绒螯蟹养殖过程恩诺沙星使用的风险评估[D]. 南京: 南京农业大学, 2020. HUANG Z Y. Risk assessment of enrofloxacin usage in the cultured Chinese mitten crab[D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2020.
- [31] WIJNGAARD R, CRUM S, DECRAENE K, et al. Toxicity of derosal (active ingredient carbendazim) to aquatic invertebrates[J]. *Chemosphere*, 1998, 37(4):673-683.

- [32] JACOB A, RICHA S, VICTORIA C, et al. Amantadine resistance among highly pathogenic avian influenza viruses (H5N1) isolated from India[J]. *Microbial Pathogenesis*, 2016, 91:35-40.
- [33] 桂英爱, 葛祥武, 孙程鹏, 等. 扑草净在环境和生物体内的降解代谢、毒性及安全性评价研究进展[J]. 大连海洋大学学报, 2019, 34(6):846-852. GUI Y A, GE X W, SUN C P, et al. Research progress: Degradation, metabolism, toxicity and safety evaluation of prometryne in environment and organisms[J]. *Journal of Dalian Ocean University*, 2019, 34(6):846-852.
- [34] GAO Y, FANG L, CAI R, et al. Comparison of the endothelial toxicity induced by short-term amiodarone and diazepam exposure in a human umbilical vein endothelial cell line (EVC304)[J]. *Pharmaceutical Biology*, 2014, 52(10):1256.
- [35] STUER-LAURIDSEN F, BIRKVED M, HANSEN L P, et al. Environmental risk assessment of human pharmaceuticals in Denmark after normal therapeutic use[J]. *Chemosphere*, 2000, 40:783-793.
- [36] 卞咏梅, 田中净, 笠井文绘, 等. 几种绿藻对西草净的抗性与活性氧防御物质[J]. 植物资源与环境, 1994(1):15-19. BIAN Y M, TANAKA K, KASAI F, et al. Resistance of several green algae to xicajing and reactive oxygen species defense substances[J]. *Journal of Plant Resources and Environment*, 1994(1):15-19.
- [37] 涂棋, 徐艳, 李二虎, 等. 典型养鸡场及其周边土壤中抗生素的污染特征和风险评估[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(1):97-107. TU Q, XU Y, LI E H, et al. Occurrence and risk assessment of antibiotics in typical chicken farms and surrounding soils[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(1):97-107.
- [38] 孙继超, 董朕, 张继瑜, 等. 氟苯尼考毒性的研究进展[J]. 湖北农业科学, 2020, 59(12):9-12. SUN J C, DONG Z, ZHANG J Y, et al. Research progress on the toxicity of florfenicol[J]. *Hubei Agricultural Sciences*, 2020, 59(12):9-12.
- [39] WAN L, WU Y, ZHANG B, et al. Effects of moxifloxacin and gatifloxacin stress on growth, photosynthesis, antioxidant responses, and microcystin release in *Microcystis aeruginosa*[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 409:124518.
- [40] YUE X, LI F, WANG B. Activity of four nematicides against *Meloidogyne incognita* race 2 on tomato plants[J]. *Journal of Phytopathology*, 2020, 168(7/8):399-404.
- [41] ROHRER S P, MEINKE P T, HAYES E C, et al. Photoaffinity labeling of avermectin binding sites from *Caenorhabditis elegans* and *Drosophila melanogaster*[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 1992, 89(9):4168-4172.

(责任编辑:宋潇)