

## 城乡交互区典型浅水湖泊中全氟化合物在鱼类中的生物积累、生物放大及健康风险评估\*

黄仁强<sup>1</sup>, 陆滢<sup>2,3\*\*</sup>, 王寒凝<sup>1</sup>

(1: 长春工程学院, 长春 130012)

(2: 巢湖学院, 安徽省环巢湖乡村振兴协同技术服务中心, 生物与环境工程学院, 合肥 238024)

(3: 河海大学环境学院, 南京 210098)

**摘要:** 全氟化合物 (PFASs) 在城乡交互浅水湖泊中的环境行为与健康风险是当前研究热点。以中国东部典型城乡交互区浅水湖泊骆马湖为研究对象, 考察了 15 种 PFASs 在水体及 11 种鱼类不同组织 (肌肉与内脏) 中的分布、生物积累与生物放大特征, 初步评估了当地居民经水产品摄入的健康风险。结果表明: 水体中检出 9 种 PFASs ( $\sum$ PFASs: 58.80~90.59 ng/L), 鱼类肌肉和内脏组织中均检出全部 15 种 PFASs ( $\sum$ PFASs: 肌肉 166.59~417.65 ng/g dw; 内脏 76.04~897.83 ng/g dw); PFBA、PFOA 和 PFHpA 分别为水体、肌肉和内脏中的主要污染物。PFASs 呈现显著的组织特异性积累, 浓度分布依次为: 肾脏 > 肝脏 > 鳃 > 肌肉 > 肠 > 脑。城乡梯度效应显著影响生物体内 PFASs 浓度, 临近城市湖区鱼类的肌肉、肾脏、肝脏及鳃中 PFASs 浓度显著高于乡村湖区, 而脑和肠中浓度无显著差异。长链 PFASs 的生物富集因子 (BAF) 普遍高于短链 PFASs; 在食物链传递中, 长链 PFASs 表现出明显的生物放大效应 (营养级放大因子 TMF > 1), 短链 PFASs 则呈生物稀释趋势 (TMF < 1)。健康风险评估显示, 当前骆马湖水产品中 PFASs 对居民的健康风险处于可接受水平 (HR < 1), 但长期暴露的潜在风险及乡村湖区可能的累积毒性仍需关注。研究结果为深入理解城乡交互区浅水湖泊 PFASs 的环境行为、生态效应及健康风险管理提供了科学依据。

**关键词:** 全氟化合物; 城乡交互区; 组织分布; 生物积累; 生物放大; 健康风险评估

## Bioaccumulation, biomagnification, and health risk assessment of per- and polyfluoroalkyl Substances (PFASs) in fish from a typical peri-urban shallow Lake

Huang Renqiang<sup>1</sup>, Lu Ying<sup>2,3,\*</sup>, Wang Hanning<sup>1</sup>

(1: Changchun Institute of Technology, Changchun 130012, P.R. China)

(2: Chaohu Regional Collaborative Technology Service Center for Rural Revitalization of Anhui Province, College of Biology and Environmental Engineering, Chaohu University, Hefei 238024, P.R. China)

(3: College of Environment, Hohai University, Nanjing 210098, PR China)

**Abstract:** Per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in peri-urban shallow lakes have attracted increasing scientific attention due to their complex environmental behavior and potential health risks. This study investigated the occurrence,

\* 2025-11-27 收稿; 2026-04-02 收修改稿。

巢湖学院科研启动基金项目 (KYQD-2025032)、吉林省科技发展计划项目 (20240304149SF) 和企业委托项目 (hxkt20250081) 联合资助。

\*\* 通信作者, Email: luying9135@163.com

bioaccumulation, and trophic magnification of 15 PFASs in water and tissues (muscle and viscera) of 11 fish species from Lake Luoma, a representative peri-urban shallow lake in eastern China, and conducted a preliminary human health risk assessment associated with fish consumption. Results showed that nine PFASs were detected in surface water ( $\Sigma$ PFASs: 58.80 – 90.59 ng/L), while all 15 target compounds were present in both muscle and visceral tissues ( $\Sigma$ PFASs: 166.59 – 417.65 ng/g (dw) in muscle; 76.04 – 897.83 ng/g (dw) in viscera). PFBA, PFOA, and PFHpA were the predominant congeners in water, muscle, and viscera, respectively. PFASs exhibited pronounced tissue-specific accumulation, with concentrations following the order of kidney > liver > gill > muscle > intestine > brain, indicating preferential enrichment in excretory and metabolic organs. A significant urban–rural gradient was observed: PFAS concentrations in muscle, kidney, liver, and gill of fish from the urban zone were significantly higher than those from the rural zone, whereas no significant differences were found in brain and intestine. Long-chain PFASs generally displayed higher bioaccumulation factors (BAFs) than short-chain analogues. Trophic transfer analysis revealed that long-chain PFASs underwent significant biomagnification (trophic magnification factor, TMF > 1), whereas short-chain PFASs tended to be bio-diluted (TMF < 1). Health risk assessment indicated that current dietary exposure to PFASs via consumption of fish from Luoma Lake is within acceptable limits (HR < 1). Nevertheless, potential risks from long-term low-dose exposure and the relatively high cumulative toxicity in rural zones warrant further attention. These findings provide valuable insights into the environmental fate, ecological effects, and health risk management of PFASs in peri-urban shallow lake ecosystems.

**Keywords:** PFASs; urban-rural interaction areas; tissue distribution; bioaccumulation; biomagnification; health risk assessment

全氟化合物 (Per- and polyfluoroalkyl substances, PFASs) 是一类具有优异化学稳定性、低表面张力及疏水疏油特性的人工合成化学品<sup>[1-3]</sup>。自 20 世纪 50 年代投入使用以来, PFASs 已在食品加工、电镀、纺织和汽车制造等领域广泛应用<sup>[4,5]</sup>。其全球性扩散导致该类污染物在水体、沉积物及生物群中广泛检出<sup>[6,7]</sup>。值得注意的是, PFASs 不仅具有显著的生物积累潜力<sup>[8]</sup>, 更能通过水生食物链发生营养级放大<sup>[9]</sup>, 最终经膳食途径进入人体, 对生态系统和公共健康构成严重威胁<sup>[9,10]</sup>。因此, 阐明 PFASs 在水生食物链中的积累与迁移机制, 是生态与健康风险评估的科学基础。

近年来, 随着城乡交互区土地利用格局的快速演变, 兼具城市工业源与农业面源复合污染特征的浅水湖泊生态系统面临严峻挑战, 使得此类区域更易受到 PFASs 污染<sup>[11-13]</sup>。一方面, 传统污水处理工艺对 PFASs 去除效率有限<sup>[14,15]</sup>, 导致处理尾水携带污染物排入受纳水体, 并经支流输入湖泊<sup>[16]</sup>; 另一方面, 乡村区域排水基础设施的不完善<sup>[17]</sup>, 使得含 PFASs 的未经处理废水直接排入周边水系, 加剧了污染负荷<sup>[18]</sup>。这种城乡耦合污染负荷形成了与人类活动梯度相关联的空间分异特征。更关键的是, 此类承担蓄洪、水产品供给、生物多样性维持与供水功能的湖泊<sup>[19]</sup>, 其人为水文调控 (如水位管理) 进一步增加了 PFASs 时空分布的不确定性<sup>[20]</sup>。上述因素共同作用于湖泊系统, 显著改变了 PFASs 的环境行为轨迹可能导致城乡受污染区域内 PFASs 的生物积累与放大模式存在显著差异。

本研究以中国东部典型城乡交互区湖泊——骆马湖为研究对象, 解析 PFASs 在水生食物链中的分布特征及其潜在的健康风险。具体目标包括: (1) 阐明 PFASs 在湖区水体及鱼类中的污染水平与空间分布特征; (2) 揭示 PFASs 在关键水生食物链中的生物积累与生物放大规律; (3) 评估居民通过食用水产品摄入 PFASs 的潜在健康风险。研究成果不仅为深入理解城乡交互区浅水湖泊中 PFASs 的环境行为、生态效应及健康影响提供了关键科学数据, 还为城乡生态过渡带 PFASs 污染管控提供了关键科学依据。

## 1. 材料与方法

### 1.1 试剂材料

针对中国东部水系 PFASs 污染特征, 选取了 15 种在该区域频繁检出且具有不同链长和官能团的 PFASs 作为目标化合物<sup>[20-22]</sup>。目标物包括: 11 种全氟羧酸类化合物 (PFCAs) [全氟丁酸 (PFBA, C4)、

全氟戊酸 (PFPeA, C5)、全氟己酸 (PFHxA, C6)、全氟庚酸 (PFHpA, C7)、全氟辛酸 (PFOA, C8)、全氟壬酸 (PFNA, C9)、全氟癸酸 (PFDA, C10)、全氟十一酸 (PFUnDA, C11)、全氟十二酸 (PFDoDA, C12)、全氟十三酸 (PFTrDA, C13)、全氟十四酸 (PFTeDA, C14) ]、4种全氟磺酸类化合物 (PFASs) [全氟丁烷磺酸 (PFBS, C4)、全氟己烷磺酸 (PFHxS, C6)、全氟庚烷磺酸 (PFHpS, C7)、全氟辛烷磺酸 (PFOS, C8) ]。为校正分析过程中的基质效应和回收率, 采用以下同位素标记化合物作为内标: MPFBA、MPFHxA、MPFOA、MPFDA、MPFHxS 和 MPFOS (纯度均 ≥ 98%)。

15 种目标 PFASs 标准品及内标均购自 Sigma-Aldrich (Flanders, USA) 和加拿大威灵顿实验室 (Guelph, ON, Canada)。实验所用有机溶剂 (甲醇、乙腈、氨水甲醇) 均为色谱级, 购自 Merck (Darmstadt, Germany)。石墨化碳黑 (CNWBOND Carbon-GCB) 购自上海安谱实验室技术公司。

## 1.2 研究区域概况和样品采集

选择骆马湖 (34°00'–34°14'N, 118°06'–118°18'E) 作为典型城乡交互区浅水湖泊研究对象<sup>[23]</sup>。该湖位于苏北平原, 面积 290 km<sup>2</sup>, 平均水深 3.3 m, 是江苏省第四大湖泊<sup>[7]</sup>, 位于淮海流域中下游。其独特之处在于紧邻宿迁市和新沂市 (城市源), 同时被众多村庄和工厂 (乡村/混合源) 包围, 是研究城乡复合污染输入对 PFASs 环境行为影响的理想场所。该湖不仅提供多种生态系统服务, 也是重要渔业基地 (年产量约 12777 吨), 其水产品是评估居民膳食暴露风险的关键介质<sup>[24]</sup>。值得注意的是, 骆马湖通过支流和非点源输入接收大量生活和工业污水厂尾水, 而现有污水处理工艺对 PFASs 去除有限, 使其成为湖体 PFASs 的主要潜在来源之一<sup>[23]</sup>。

为揭示城乡空间梯度对 PFASs 分布与积累的影响, 本研究于 2021 年 1 月实施了系统性采样。基于网格布点法, 共布设 20 个采样点 (覆盖城市近岸、乡村近岸及开阔湖体区域) (图 1)。使用 PP 材质采水器采集 6 L 上覆水样, 储存于预先经 Milli-Q 水和甲醇润洗的棕色 PP 瓶中。每瓶加入 1 mL 甲醇抑制微生物活动, 样品于 4°C 冰盒保存并迅速运回实验室。

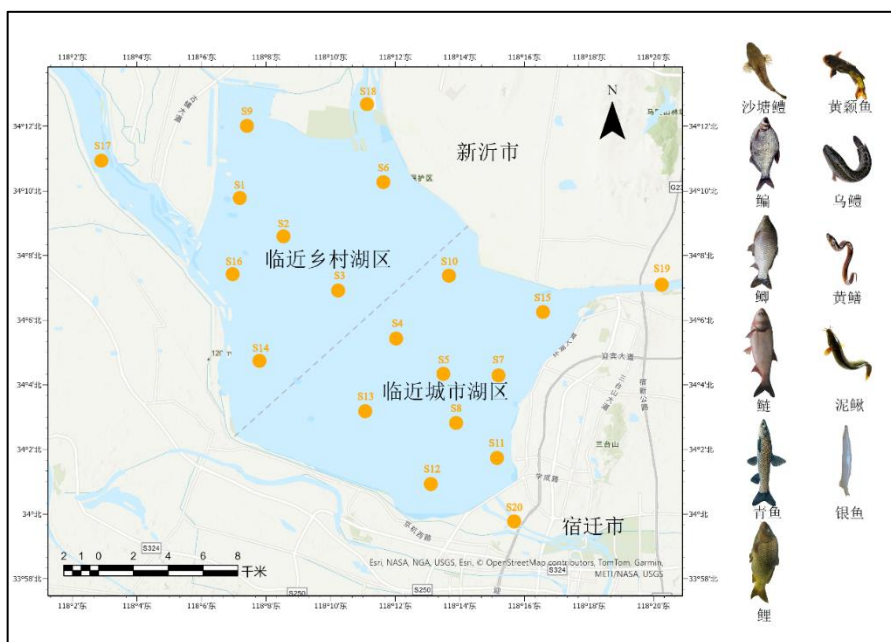


图 1 骆马湖中水体样品和鱼类样品的采样点图

Fig.1 Map of sampling points for water and fish in Luoma Lake

同时在骆马湖临近城市湖区 (代表高强度人为活动) 和临近乡村湖区 (代表相对低强度但存在复合污染输入) 分别采集代表性鱼类样品。在当地渔民协助下, 使用固定渔网和撒网捕获 11 种常见鱼类:

乌鳢 (*Ophiocephalus argus* Cantor)、鲤 (*Cyprinus carpio*)、鲫 (*Carassius auratus*)、沙塘鳢 (*Odontobutis obscurus*)、泥鳅 (*Misgurnus anguillicaudatus*)、黄颡鱼 (*Pelteobagrus fulvidraco*)、青鱼 (*Mylopharyngodon piceus*)、鳊 (*Parabramis pekinensis*)、银鱼 (*Neosalanx taihuensis*)、黄鳝 (*Monopterus albus*) 和鲢 (*Hypophthalmichthys molitrix*)。捕获后立即用纯净水冲洗体表以减少上覆水残留污染影响,同时测量并记录鱼类的种类、全长和重量等数据(表 1),随后置于 4 °C 冰盒中快速运回实验室,于 -80 °C 冷冻保存。

表 1 各采样区鱼类样品基本信息

Tab.1 Basic information of fish samples collected from each sampling zone

采样区域	物种名称	拉丁名	数量	全长 (cm)	重量(g)
临近乡村湖区	乌鳢	<i>Ophiocephalus argus</i> Cantor	6	29.17±11.02	461.45±128.95
	鲤	<i>Cyprinus carpio</i>	3	37.55±14.87	689.22±178.49
	鲫	<i>Carassius auratus auratus</i>	14	16.73±9.44	125.73±54.83
	沙塘鳢	<i>Odontobutis obscurus</i>	8	8.77±4.06	59.47±24.39
	泥鳅	<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	5	6.65±4.51	49.55±28.43
	黄颡鱼	<i>Pelteobagrus fulvidraco</i>	11	13.92±6.62	105.38±53.48
	青鱼	<i>Mylopharyngodon piceus</i>	7	39.12±10.63	702.45±387.41
	鳊	<i>Parabramis pekinensis</i>	15	21.11±8.95	342.63±164.73
	黄鳝	<i>Monopterus albus</i>	3	32.64±8.09	205.44±81.27
临近城市湖区	银鱼	<i>Neosalanx taihuensis</i>	34	5.11±1.23	1.21±0.78
	鲤	<i>Cyprinus carpio</i>	5	35.44±11.82	671.23±247.28
	沙塘鳢	<i>Odontobutis obscurus</i>	6	7.12±3.45	57.36±23.45
	黄鳝	<i>Monopterus albus</i>	3	33.54±6.72	212.83±67.46
	鲫	<i>Carassius auratus auratus</i>	14	17.41±11.63	137.28±87.81
	泥鳅	<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	5	5.89±3.46	48.32±20.37
	黄颡鱼	<i>Pelteobagrus fulvidraco</i>	9	11.97±6.85	101.54±47.12
	乌鳢	<i>Ophiocephalus argus</i> Cantor	3	31.53±10.54	505.48±193.54
	鲢	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	6	35.68±11.63	761.29±297.33

### 1.3 样品前处理和分析

基于文献的方法<sup>[25,26]</sup>,采用固相萃取法富集和净化水体中 PFASs。具体步骤如下:1 L 上覆水样品过 0.7 μm 的玻璃纤维滤膜后,加入 5ng 内标(MPFBA、MPFHxA、MPFOA、MPFDA、MPFHxS 和 MPFOS),使用 Waters Oasis® WAX SPE 固相萃取柱(Waters; 6 mL, 150 mg, 30 μm)进行提取上覆水中 PFASs。SPE 固相萃取柱依次用 4 mL 0.1% (v/v)氨水甲醇、4 mL 甲醇、4 mL 去离子水进行活化;活化后,以大约每秒 1 滴的速度使得上覆水样品通过固相萃取柱进行富集和纯化;上样结束后,使用 4 mL 25 mM 乙酸铵缓冲液(pH 为 4)和 4 mL 去离子水淋洗固相萃取柱,去除杂质,并用真空泵抽干 30 min,去除水份;最后,采用 8 mL 0.1% (v/v)氨水甲醇洗脱 PFASs。洗脱液在 40°C 下氮气吹干,并采用甲醇定容至 1 mL,等待进一步分析。

每个采样点的同种鱼类样品均采用混合样方式进行前处理。具体而言,从每种鱼类中取等质量的不同个体组织样品进行混合,以代表该物种在该点位的整体污染水平。随后,将混合后的鱼类样品按组织类型分别进行均质化处理,经冷冻干燥、研磨并过筛。采用分散萃取法提取鱼类组织中的 PFASs<sup>[8,27]</sup>,步骤如下:首先,称取 1 g 筛分后的样品,放入 50 mL 聚丙烯离心管中,加入 5 ng 内标物;然后,加入 1 mL 0.5 M 四丁基硫酸氢铵溶液(TBAHs)和 2 mL 0.25 M Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> 缓冲液(pH = 10),涡旋混合;加入

5 mL 甲基叔丁基醚 (MTBE) 在 250 rpm 条件下摇匀 15 min, 采用离心机在 3000 rpm 条件下离心 10 min; 离心后, 将上清液移入新的 15 mL 离心管中。提取过程重复 2 次, 将 2 次的上清液混合, 并将上清液在 40 °C 下氮气吹干, 并采用甲醇定容至 1 mL; 最后, 加入 50 mg 石墨化碳黑 (CNWBOND Carbon-GCB), 涡旋 1 min 后, 在 10 °C 条件下, 15000 rpm 离心 10 min 后, 上清液过 0.22 μm 有机相尼龙滤头后, 等待进一步分析。

采用高效液相色谱-电喷雾负离子源串联质谱 (SCIEX Triple® Quad 4500, AB Sciex) 检测分析提取液中的目标 PFASs。质谱采用负离子模式电喷雾 (ESI<sup>-</sup>) 离子源以及多反应监测模式 (MRM) 定量分析目标 PFASs。目标 PFASs 的质谱参数如表 2 所示。

表 2 目标 PFASs 的质谱参数

Tab.2 The quantitative mass spectrometry parameters of PFASs

物质	Q1 (Da)	Q3 (Da)	停留时间(msec)	去簇电压 (volts)	碰撞能量 (volts)
PFBA	212.9	168.9	7.0	-23.0	-12.0
PFPeA	262.9	218.9	7.0	-40.0	-11.0
PFBS	298.9	80.0	7.0	-70.0	-65.0
PFHxA	312.9	268.9	7.0	-35.0	-11.0
PFHpA	362.9	318.9	7.0	-30.0	-13.0
PFHxS	398.9	80.0	7.0	-70.0	-75.0
PFOA	412.9	368.9	7.0	-30.0	-15.0
PFNA	462.9	418.7	7.0	-21.0	-14.0
PFOS	498.9	80.0	7.0	-60.0	-96.0
PFHpS	448.9	99.0	7.0	-50.0	-80.0
PFDA	512.9	468.9	7.0	-31.0	-16.0
PFUnDA	562.9	518.9	7.0	-29.0	-15.0
PFDoDA	612.8	568.8	7.0	-30.0	-16.0
PFTTrDA	662.8	618.8	7.0	-60.0	-17.0
PFTeDA	712.8	668.8	7.0	-30.0	-17.0

#### 1.4 质量控制与保证

为了避免采样和预处理过程中的潜在的 PFASs 污染, 在整个试验过程中, 玻璃器皿及其它含氟材料的器皿被禁止使用, 实验过程中储存和运输样品的材料均为聚丙烯材料 (PP 材料)。每 10 个样品中分别加入 1 个溶剂空白 (纯甲醇)、1 个程序空白和 1 个加标样品用来避免高浓度样品对低浓度样品的污染以及检测方法的稳定性的影响, 结果表明空白样品的检出浓度均低于检出限。仪器检测限 (LODs) 和定量限 (LOQs) 分别定义为 PFASs 的最低浓度, 信噪比分别为 3:1 和 10:1。在水和鱼类样品中分别加入 5 ng 的 PFASs 进行回收率试验, PFASs 在水和鱼类样品中的回收率分别为 82~117 %、80~125 % 和 81~109 %。详细的回收率如表 3 所示。

#### 1.5 营养级计算与健康风险评估

采用稳定同位素比值质谱仪 (IsPrime 100, isprime, Cheadle, UK) 测定了鱼类中碳 ( $\delta^{13}\text{C}$ ) 和氮 ( $\delta^{15}\text{N}$ ) 稳定同位素比值。利用  $\delta^{13}\text{C}$  和  $\delta^{15}\text{N}$  值测定鱼类的营养级 (TL) [22]:

$$TL = 2 + \frac{\delta^{15}\text{N}_{\text{消费者}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{基线生物}}}{3.8} \quad (1)$$

式中,  $\delta^{15}\text{N}_{\text{消费者}}$  为鱼类测定的  $\delta^{15}\text{N}$  值;  $\delta^{15}\text{N}_{\text{基线生物}}$  为浮游植物的  $\delta^{15}\text{N}$  值, 取值为 6.11 [28]。

鱼类的生物富集因子 (BAF) 和生物放大因子 (TMF) 采用公式 (2) 和公式 (3) [29] 计算:

$$BAF = \frac{C_o}{C_w} \quad (2)$$

$$TMF = 10^a \quad (3)$$

$$\text{Log}(C_m) = a \times TL + b \quad (4)$$

表 3 PFASs 回收率

Tab.3 Recovery rate of the target PFASs

物质	水体样本					鱼类样本		
	检测限	定量限	方法检测限	方法定量限	回收率	方法检测限	方法定量限	回收率
	(ng/L)	(ng/L)	(ng/L)	(ng/L)	(%)	(ng/g dw)	(ng/g dw)	(%)
PFBA	0.39	1.17	0.014	0.058	108.15±6.85	0.1	0.5	103.71±10.21
PFPeA	0.97	2.91	0.017	0.063	91.21±7.46	0.05	0.15	118.59±7.61
PFHxA	0.495	1.485	0.008	0.028	102.15±12.47	0.02	0.07	95.93±10.16
PFHpA	1.174	3.522	0.015	0.051	82.26±9.56	0.03	0.1	112.05±12.82
PFOA	0.401	1.203	0.019	0.053	100.12±14.44	0.01	0.05	115.52±7.9
PFNA	0.169	0.507	0.005	0.010	96±8.42	0.01	0.05	117.28±6.07
PFDA	0.2	0.6	0.019	0.060	102.91±13.95	0.02	0.06	84.96±9.99
PFUnDA	0.148	0.444	0.011	0.031	94.7±8.42	0.03	0.1	91.03±6.54
PFDoDA	0.243	0.729	0.007	0.026	110.38±12.7	0.02	0.06	103.03±12.52
PFTTrDA	0.4	1.2	0.009	0.030	89.43±14.66	0.01	0.05	109.15±12.55
PFTeDA	0.49	1.47	0.028	0.078	93.4±8.31	0.01	0.04	119.73±10.62
PFBS	0.302	0.906	0.012	0.032	114.74±9.55	0.01	0.04	88.92±9.28
PFHxS	0.04	0.12	0.009	0.032	91.97±13.39	0.02	0.04	99.86±12.94
PFOS	0.548	1.644	0.008	0.030	106.65±13.24	0.02	0.05	117.2±8.7
PFHpS	0.721	1.411	0.007	0.014	98.13±8	0.01	0.04	108.04±8.77

式中， $C_o$ 和 $C_w$ 分别为鱼类和水体中PFASs的浓度，ng/g dw和ng/L； $C_m$ 为鱼类肌肉中PFASs的浓度，ng/g dw； $a$ 和 $b$ 分别为斜率和截距。当 $TMF > 1$ 时，代表PFASs在食物网中具有营养放大潜力。

相对碳源（RCS）是指有机物在碳基础上对水生生物饮食的比例贡献<sup>[30]</sup>，可以作为一种度量来评估被研究的不同物种是否属于同一食物网，并阐明水生生物的觅食习性的指标。

$$RCS = 1 - \frac{\delta^{13}C_{\text{浮游植物}} - \delta^{13}C_{\text{消费者}} + \Delta\delta^{13}C \times (TL_{\text{消费者}} - TL_{\text{浮游植物}})}{\delta^{13}C_{\text{浮游植物}} - \delta^{13}C_{\text{底栖生物}}} \quad (5)$$

式中， $\delta^{13}C_{\text{浮游植物}}$ 和 $\delta^{13}C_{\text{消费者}}$ 分别为浮游植物和鱼类的 $\delta^{13}C$ 值； $\delta^{13}C_{\text{底栖生物}}$ 为底栖生物的 $\delta^{13}C$ 值，取1.3‰<sup>[28]</sup>。

采用日摄入量（EDI）（ng/kg/天）来定量描述水产品的每日摄入量：

$$EDI = \frac{C_b \times ADC}{BW} \quad (6)$$

式中，ADC为水产品的每日平均消费量，取值71.23 g/天<sup>[31]</sup>；BW为消费者的平均体重，取值60 kg<sup>[22]</sup>。

采用风险熵法计算居民摄入水产品的健康风险：

$$HR = \frac{EDI}{RfD} \quad (7)$$

式中, HR 为健康风险熵; RfD 为每日可接受摄入量值 (ug/kg), 其中, PFBS、PFHxA、PFHpA、PFHxS、PFOA、PFNA、PFOS、PFDA、PFUnDA 和 PFDoDA 分别取值为 500、100、100、5、0.2、4.15、0.15、6、5.05 和 0.1 ug/kg<sup>[32-34]</sup>。当 HR > 1 时, 表明通过食用鱼类摄入 PFASs 所致的暴露水平可能对人类健康构成潜在风险。

## 2. 结果与讨论

### 2.1 水生生物的营养级关系

利用  $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$  稳定同位素比值解析了骆马湖 11 种代表性鱼类的营养结构和碳源利用特征 (图 2)。测定结果显示, 鱼类的  $\delta^{13}\text{C}$  值变幅相对较窄 (-30.61 ‰~-20.53 ‰), 表明这些物种具有相似的基础碳源和食物来源, 主要依赖于湖泊底栖或近底栖的初级生产力<sup>[35]</sup>。相比之下,  $\delta^{15}\text{N}$  值范围较宽 (7.78 ‰~20.77 ‰), 反映了物种间显著的营养级分异, 这主要源于其差异化的取食行为 (如植食性、肉食性、杂食性) 和食物链位置。

基于  $\delta^{15}\text{N}$  值计算的营养级 (TL), 量化了物种在食物网中的位置。所研究物种的 TL 范围介于 2.44 至 5.86 之间, 呈现出多样化的营养生态位。其中, 乌鳢 (*Ophiocephalus argus Cantor*) 和青鱼 (*Mylopharyngodon piceus*) 占据最高的平均营养级 (分别为 5.54 和 5.30), 表明它们是该湖泊食物网中主要的捕食者。相反, 黄颡鱼 (*Pelteobagrus fulvidraco*) 的平均营养级最低 (2.76), 处于较低的营养层次。

为深入探究碳源贡献模式, 计算了相对碳源 (RCS) 值。所有物种的 RCS 值范围为 0.06~0.74, 均值为  $0.34 \pm 0.25$ 。这一结果 (RCS 均值显著低于 0.5) 明确揭示了所研究的 11 种鱼类普遍表现出强烈的底栖摄食倾向<sup>[30]</sup>, 即它们主要依赖底栖有机质或以此为食的生物作为能量来源。同时, 所有物种的 RCS 值均未接近 0 或 1 的极端值, 且  $\delta^{13}\text{C}$  值范围相对集中, 有力地证明了这些物种同属于骆马湖的一个主要食物网系统。该发现 (底栖摄食主导、物种共存于同一食物网) 为后续分析 PFASs 在鱼类间的积累、放大模式及其空间 (城乡梯度) 和种间差异提供了关键的生态学背景。不同物种在食物网中的位置和摄食习性 (底栖为主) 将显著影响其 PFASs 的暴露途径和富集程度。

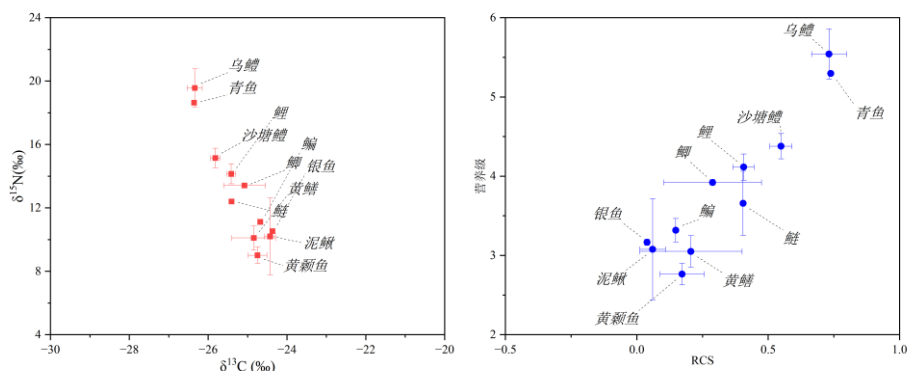


图 2 骆马湖不同鱼类间的营养级关系

Fig. 2 Trophic relationships among fish species in Luoma Lake

### 2.2 水体中 PFASs 浓度的分布

骆马湖上覆水中 PFASs 的污染水平、组成特征与空间分布如图 3 所示。研究共检出 9 种目标 PFASs (PFBA、PFPeA、PFBS、PFHxA、PFHpA、PFHxS、PFOA、PFHpS、PFOS), 检出率分别为 100%、100%、100%、100%、100%、100%、100%、100%和 75%。 $\sum$ PFASs 浓度范围为 58.80~90.59 ng/L, 平均值为  $77.09 \pm 9.07$  ng/L。从组成特征看, PFBA 是水体中的主要污染物, 占比最高 (40.11%), 其次依次为 PFPeA (20.00%)、PFBS (10.07%)、PFOA (9.43%)、PFHxA (8.41%)、PFHpS (4.15%)、PFHpA (4.07%)、PFOS (3.84%) 和 PFHxS (1.12%)。

值得注意的是，短链 $\Sigma$ PFASs 的平均浓度 (67.52 ng/L) 显著高于长链 $\Sigma$ PFASs (21.93 ng/L)，表明短链 PFASs 在骆马湖水体污染中占据主导地位。这一现象与前期研究一致<sup>[13]</sup>，主要归因于短链 PFASs 具有更高的水溶性和迁移性。更重要的是，这种短链主导的组成特征强烈提示骆马湖流域的 PFASs 污染源结构可能已发生显著转变，即从传统长链 PFASs 的生产与应用逐步转向短链 PFASs<sup>[28]</sup>。

空间分布分析进一步揭示了污染物输入的关键路径。 $\Sigma$ PFASs 浓度在空间上呈现显著差异：入湖河流区域的平均浓度最高 (129.48 ng/L)，显著高于开阔湖体 (78.35 ng/L) 和河口区域 (76.10 ng/L)。这一清晰的梯度分布格局直接表明，携带污染物的入湖河流是骆马湖 PFASs 的主要外部输入源，构成了污染物进入湖泊水体的首要途径。这凸显了在城乡交互区背景下，管控入湖河流污染负荷对于控制湖泊 PFASs 污染的重要性。

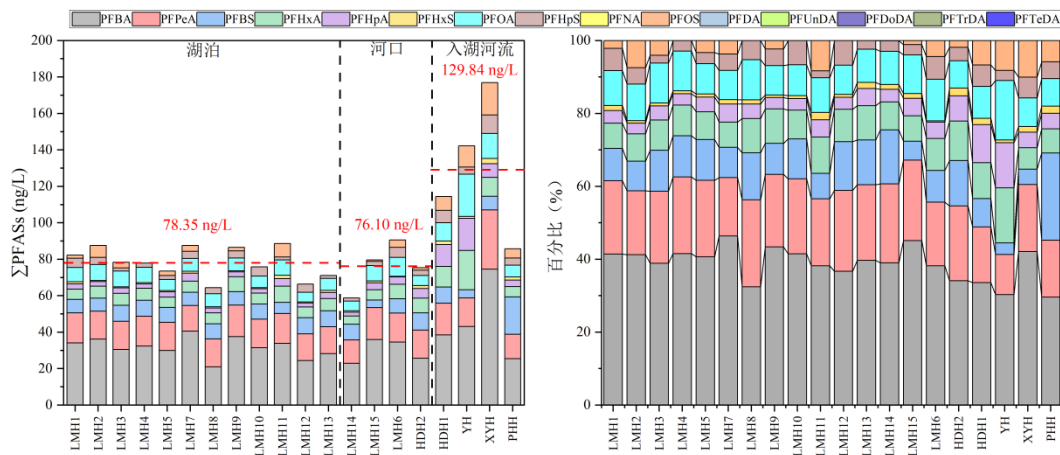


图 3 水体中 PFASs 的分布特征

Fig. 3 Distributions of PFASs in the water samples

### 2.3 鱼类样品中 PFASs 的组织分布特征

在骆马湖采集的 11 种鱼类样本中，15 种目标 PFASs 均被检出，揭示了其在鱼类体内的普遍赋存。在肌肉组织中，PFBA、PFBS、PFHxA、PFHpA、PFHxS、PFOA、PFHpS、PFNA、PFUnDA、PFDoDA 和 PFTeDA 的检出率为 100%，PFPeA、PFOS、PFDA 和 PFTTrDA 的检出率分别为 96%、85%、74% 和 93%。如图 4 所示，不同物种肌肉中 $\Sigma$ PFASs 浓度范围为 166.59 ng/g dw (鲮鱼) 至 417.65 ng/g dw (银鱼)，平均值为 296.63 ng/g dw。该均值高于部分已报道的海洋及河口区域生物浓度<sup>[36-38]</sup>，低于法国罗纳河、美国皮迪河、德国波茨坦的坦普林湖等河流、湖泊区域的生物浓度<sup>[39-41]</sup>。在 PFASs 组成上，长链 PFASs (占比 80.11%) 显著主导了肌肉组织中的污染负荷，远高于短链 PFASs (占比 19.89%)，表明长链 PFASs 在生物肌肉中具有更强的生物累积倾向。PFOA 是肌肉中最主要的单体，平均占比达 23.83%，其次为 PFTTrDA (16.77%)。这种长链主导的组成特征与 Chen 等<sup>[36]</sup>在太湖鱼类中的研究结果相似。

在脏器组织样本中，同样检测到全部 15 种 PFASs， $\Sigma$ PFASs 浓度范围更大 (76.04~897.83 ng/g dw)，均值为 337.82 ng/g dw。其中，PFHpA 的平均浓度最高，其次是 PFBA、PFHxA、PFOA、PFTTrDA、PFPeA、PFOS、PFNA、PFHxS、PFHpS、PFDA、PFUnDA、PFBS、PFDoDA 和 PFTeDA。值得注意的是，PFASs 在不同脏器中的积累表现出显著的组织特异性。为深入探究，分析了鱼类的肠、鳃、肝脏、肾脏和脑五种组织中的 PFASs 浓度 (图 5)。结果显示， $\Sigma$ PFASs 平均浓度呈现肾脏 (454.52 ng/g dw) > 肝脏 (403.08 ng/g dw) > 鳃 (351.77 ng/g dw) > 肠道 (288.71 ng/g dw) > 脑 (191.01 ng/g dw) 的分布规律 (图 5)。这一结果与前期研究的结果趋势一致<sup>[22]</sup>，表明肾脏和肝脏是 PFASs 在生物体内的主要蓄积器官。鳃组织也积累了较高浓度的 PFASs，这与其作为呼吸器官直接暴露于水体污染物 (除饮食摄入外) 的功能密切相关，揭示了水生生物呼吸途径的重要贡献<sup>[42]</sup>。相反，脑组织中 PFASs 浓度最低，反

映了血脑屏障对这类物质的阻隔作用或其在该器官中的低亲和力<sup>[43]</sup>。

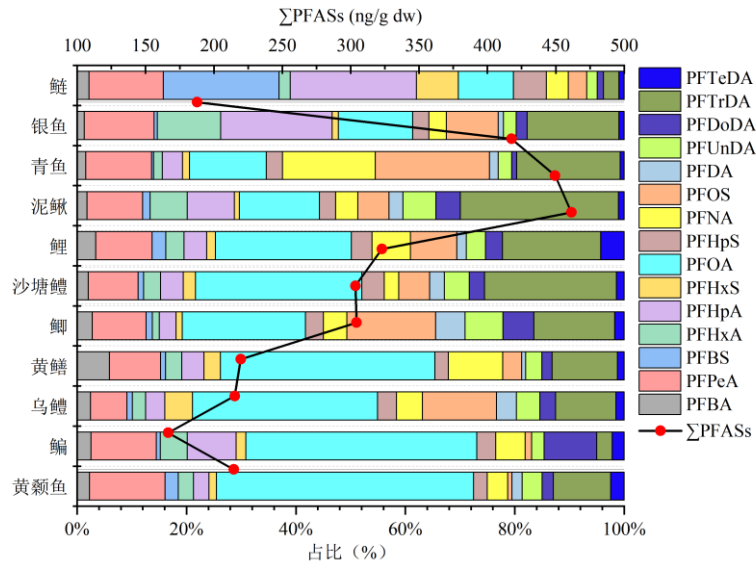


图 4 鱼类肌肉中各种 PFASs 的浓度及占比

Fig. 4 The concentrations and proportions of various PFASs in the muscles of fish

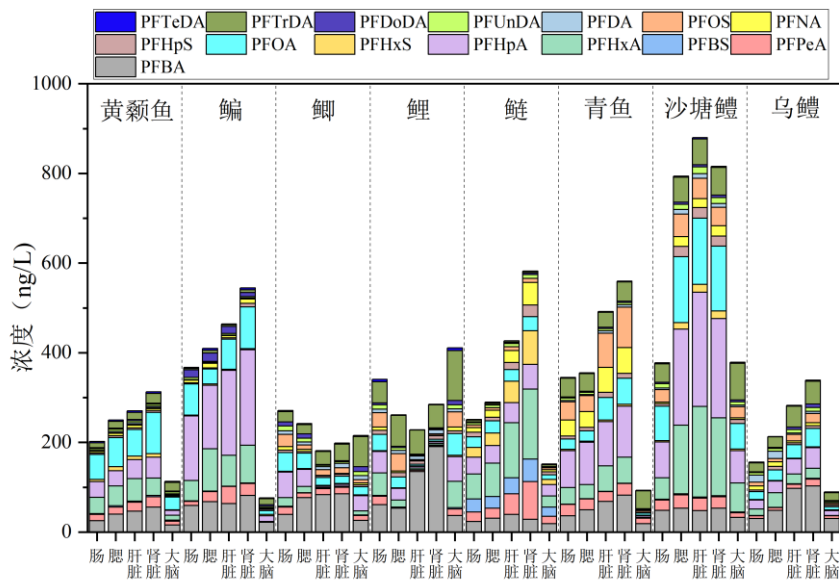


图 5 鱼类组织中 PFASs 的分布

Fig. 5 Distribution of PFASs in different tissues of fish

脏器内部的 PFASs 组成上也存在差异：PFHpA 在肝脏（平均占比 20.75 %）、肾脏（19.34 %）和鳃（21.84 %）中占据主导地位；而 PFOA 和 PFTrDA 则分别是肠道（14.88%）和脑（23.23%）中最丰富的单体。长链 PFASs 在所有脏器组织中的占比均高于短链 PFASs，进一步证实了其在器官组织中的优先富集趋势。值得注意的是，脑组织中长链 PFASs 占  $\Sigma$ PFASs 的比例最高（66.76 %），提示长链 PFASs 可能对神经器官具有特殊的积累潜力，其潜在神经毒性影响需引起关注。肝脏和肾脏中长链 PFASs 的相对占比（均值分别为 56.04 %和 55.76 %）虽低于脑部，但仍显著主导，其相对略低的现象可能与长链 PFASs 同某些饱和脂肪酸的结构相似性及由此可能促进的转运或代谢有关<sup>[13]</sup>。

此外, PFASs 在脏器组织中的浓度存在明显的物种差异。例如, 沙塘鳢 (小型底栖肉食性鱼类) 的肠道、肝脏、肾脏和鳃中 $\Sigma$ PFASs 浓度最高; 鲤 (底栖杂食性鱼类) 的脑中 $\Sigma$ PFASs 浓度最高; 而乌鳢 (大型底栖肉食性鱼类) 的肠道和鳃、鲫 (中下层草食性鱼类) 的肝脏和肾脏、以及鳙 (中上层浮游动物食性和藻食性鱼类) 的脑中 $\Sigma$ PFASs 浓度最低。这些差异主要归因于不同物种的摄食行为 (食性、营养级)、栖息水层 (栖息地) 以及潜在的代谢能力差异<sup>[28]</sup>。

对比临近城市湖区与乡村湖区的鱼类中 PFASs 浓度的差异 (图 6), 发现临近城市湖区的鱼类肌肉中 $\Sigma$ PFASs 平均浓度 (312.83 ng/g dw) 显著高于临近乡村湖区的 (273.90 ng/g dw)。这主要归因于城市湖区更高强度的人为输入和 PFASs 排放源, 以及其较浅水深和缓慢水流阻碍了污染物扩散交换, 加剧了生物积累<sup>[44]</sup>。在脏器组织中, 城乡梯度的影响也具有组织特异性: 临近城市湖区的鱼类肾脏、肝脏及鳃中 $\Sigma$ PFASs 浓度显著高于临近乡村湖区的。然而, 鱼类大脑和肠道组织中的 PFASs 浓度在城乡湖区之间未呈现显著差异。这一结果清晰地表明, 城乡差异 (主要体现为污染输入强度和人文条件) 对 PFASs 在鱼类肌肉、肾脏、肝脏和鳃中的富集程度影响更为显著, 而对大脑和肠道的的影响相对较小。

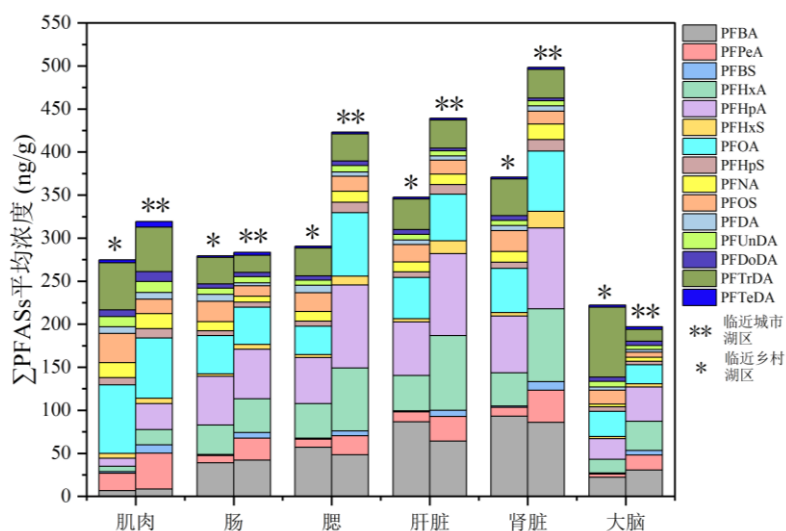


图 6 临近城市湖区与乡村湖区的鱼类中 PFASs 浓度差异

Fig. 6 Comparative analysis of PFASs levels in fish between urban-adjacent and rural lake regions

#### 2.4 全氟化合物的生物累积与生物放大特性

本研究计算了 15 种 PFASs 在骆马湖 11 种鱼类肌肉组织中的生物富集因子 (BAF)。结果显示, 单个 PFASs 的 BAF 值范围在 0.02 至 327.55 之间,  $\Sigma$ PFASs 的平均 BAF 值为 1.95。其中, PFDoDA 和 PFUnDA 展现出最高的生物累积潜力, 其平均 BAF 值分别为 96.54 和 20.92。值得注意的是, 长链 PFASs 的平均 BAF 值 (17.16) 显著高于短链 PFASs (2.87) ( $p < 0.05$ )。这一现象与前人研究一致<sup>[22,36]</sup>, 主要归因于长链 PFASs 更强的疏水性、更低的溶解性及其与生物体内蛋白质、脂肪酸和脂类的高亲和力<sup>[45-47]</sup>, 导致其在生物体内滞留时间延长。

进一步分析不同器官组织中 $\Sigma$ PFASs 的平均 BAF 值, 发现其分布具有组织特异性: 肾脏 (2.85) > 肝脏 (2.60) > 鳃 (2.33) > 肠道 (1.89) > 大脑 (1.42)。该分布趋势与 $\Sigma$ PFASs 在各组织中的浓度分布 (肾脏>肝脏>鳃>肠道>大脑) 高度吻合。这表明 PFASs 倾向于在承担排泄 (肾脏)、消化代谢与解毒 (肝脏) 和呼吸/界面交换与排泄 (鳃) 功能的关键器官中优先富集, 而血脑屏障的存在则限制了 PFASs 向脑组织的迁移<sup>[43]</sup>。

对比临近乡村与临近城市湖区鱼类肌肉中 $\Sigma$ PFASs 的平均 BAF 值, 发现北部湖区 (1.98) 高于南部湖区 (1.85)。这一结果与水体中 $\Sigma$ PFASs 浓度呈现的“南高北低”空间分布格局 (南部城市区暴露水平更高) 形成鲜明对比。这种看似矛盾的现象可通过以下机制解释: (1) 暴露浓度与生物响应非线性关系:

临近乡村湖区鱼类常需在更广阔的湖区觅食，其活动范围更大、摄食来源可能更复杂，增加了接触和累积 PFASs 的机会，从而相对增强了其对环境中低浓度 PFASs 的累积效率<sup>[22,28]</sup>；(2) 不同区域的生物可能因环境压力存在代谢状态差异，影响其对污染物的吸收、转化和排泄效率<sup>[40]</sup>。对不同湖区脏器组织  $\Sigma$ PFASs 平均 BAF 值的分析进一步支持了上述解释：临近乡村湖区的鱼类肠道和大脑中  $\Sigma$ PFASs 的 BAF 值（分别为 2.02 和 1.61）高于临近城市湖区的（分别为 1.73 和 1.20）；而鳃、肝脏和肾脏的 BAF 值则呈现相反趋势。

为阐明 PFASs 沿水生食物链的传递规律，本研究计算了其营养级放大因子（TMF）。如表 4 所示，不同 PFASs 的 TMF 值差异显著，范围从 0.60（PFPeA）至 1.74（PFOS）， $\Sigma$ PFASs 的 TMF 值为 1.10 (>1)，表明 PFASs 在骆马湖食物网中存在整体性的生物放大效应。链长对生物放大模式的显著影响，例如：短链 PFASs（如 PFBA, PFPeA, PFBS, PFHxA），其 TMF 值均小于 1（范围 0.60~0.90），表明这些化合物在食物链传递过程中呈现生物稀释趋势，这与其较高的水溶性、较低的生物累积潜力以及可能被生物体更有效地代谢或排泄有关。相反，长链 PFASs（C7-C14，如 PFHpA, PFHxS, PFOA, PFOS, PFDA 等），其 TMF 值均显著大于 1（范围 1.02~1.74），表明其在食物链中具有明确的生物放大能力。其中 PFOS 的放大效应最为突出（TMF=1.74）。此外，我们研究中 PFASs 的生物放大潜力与之前的研究存在一些差异。本研究中食物网中部分 PFASs 的 TMF 值相对低于相关报道。例如，PFOS 略低于我国渤海<sup>[48]</sup>、太湖<sup>[49]</sup>、法国布尔布雷河<sup>[50]</sup>和罗讷河<sup>[40]</sup>、加拿大的安大略湖<sup>[51]</sup>、比利时佛兰德斯水域<sup>[52]</sup>等水体先前的研究。这个差异主要归因于以下 2 个原因：首先，TMF 的计算方法和模型会导致这种差异<sup>[53]</sup>；不同的回归模型、基线生物的选择以及对未检出数据的处理方式对斜率有显著影响，从而导致 TMF 值出现误差；其次，不同区域的食物网的特征可能会影响 TMF 值的变化，例如，骆马湖的食物链结构相对较短（最高营养级 TL 约 5.86），较短的营养级传递路径在一定程度上削弱了放大效应的强度<sup>[12]</sup>。

表 4 PFASs 在食物链中的生物放大因子

Table 4 The bioaccumulation factors of PFASs in the food chain

区域	PF B A	PF Pe A	P F B S	PF Hx A	PF Hp A	PF Hx S	PF O A	PF Hp S	PF N A	P F O S	PF D A	PF Un DA	PF Do DA	PF Tr DA	PF Te DA	$\Sigma$ P FA Ss
整个湖区	0.93	0.60	0.97	1.12	1.14	1.18	1.14	1.12	1.14	1.74	1.57	1.11	1.02	1.14	1.10	1.10
临近乡村湖区	0.86	0.60	0.99	0.98	1.03	1.34	1.00	1.00	1.35	2.98	2.02	1.23	1.07	1.71	1.03	1.16
临近城市湖区	1.07	1.08	0.84	1.46	1.37	0.89	0.97	1.28	0.79	1.15	0.93	0.89	1.23	0.48	1.07	0.98
低营养级生物	1.50	0.50	1.22	1.53	1.63	1.34	1.27	0.51	0.28	0.74	0.57	0.27	0.93	0.43	0.98	0.71
高营养级生物	0.82	0.52	0.39	0.90	0.66	1.23	1.28	0.78	1.33	1.19	1.17	1.05	0.85	0.63	0.96	0.95

值得注意的是，城乡梯度对生物放大存在影响。在临近乡村湖区，短链 PFASs 的 TMF<0，表现为稀释；而在临近城市湖区，除 PFBS 外，短链 PFASs 的 TMF>0，暗示其存在微弱的放大或稀释程度较低的趋势。长链 PFASs 则在临近乡村湖区的 TMF 普遍高于临近城市湖区。这种区域差异反映了不同人类活动强度下，鱼类群落结构（如物种组成、优势种）、生态位分化和摄食行为的改变，深刻影响了污染物在食物网中的迁移路径和效率。

此外，营养级对 PFASs 的生物放大作用同样有影响。将生物按营养级分为低营养级组（TL ≤ 3.50）和高营养级组（TL > 3.50），结果显示，短链  $\Sigma$ PFASs 在低营养级组的平均 TMF（1.22）显著高于高营

养级组 (0.77) ( $p < 0.05$ )。这表明短链 PFASs 在高营养级生物中被稀释,但在低营养级生物中(主要由底栖性鱼类和滤食性鱼类构成)却观察到了显著的生物放大现象。这一反常现象的可能机制包括:(1)低营养级生物(尤其底栖性生物)直接暴露于沉积物/水体界面,该区域可能富集短链 PFASs<sup>[30]</sup>;(2)低营养级生物对外源化合物的代谢和排泄效率可能相对较低<sup>[28]</sup>;(3)低营养级生物的摄食方式(如滤食、沉积物摄食)导致对溶解态或吸附态短链 PFASs 的高效摄入。对于长链 PFASs,长链  $\Sigma$  PFASs 在低营养级组的平均 TMF (0.76) 显著低于高营养级组 (0.99) ( $p < 0.05$ ),进一步印证了长链 PFASs 主要在高营养级生物(主要由杂食性和肉食性鱼类构成)中发生明显的生物放大。

总的来说,骆马湖 PFASs 的生物累积与放大表现出复杂的链长依赖性、组织特异性和空间异质性。长链 PFASs 具有更强的生物累积潜力和明确的生物放大效应,是生态风险关注的重点。城乡梯度通过改变暴露环境和生物群落特征,显著影响了 PFASs 的富集与传递模式,特别是北部乡村湖区鱼类在较低环境浓度下表现出更高的 BAF 值,以及低营养级生物中短链 PFASs 的放大现象,揭示了环境-生物相互作用的复杂性。

## 2.5 全氟化合物的健康风险评估

水产品摄入是人体暴露 PFASs 的重要途径。本研究对 10 种具有明确毒理学参数的 PFASs (PFBS、PFHxA、PFHpA、PFHxS、PFOA、PFNA、PFOS、PFDA、PFUnDA、PFDoDA) 进行评估 (PFBA 等 5 种化合物因缺乏 RfD 值未纳入)。如图 7 所示,所有目标 PFASs 的 HR 值均小于 1,表明骆马湖水产品对当地居民未构成可识别的健康风险。其中, PFOA 对骆马湖周边居民的风险影响最大,其次是 PFOS、PFOS、PFDoDA、PFNA、PFUnDA、PFHxS、PFDA、PFHpA、PFHxA 和 PFBS。值得注意的是,在单次高暴露情景下估算,若居民一次性摄入约 160.49 g 鱼类肌肉,其日暴露量超过限值,这表明在极端摄食情形下, PFOA 的潜在健康风险阈值仍可能被突破。此外,对比临近乡村和临近城市湖区,发现短链 PFASs 的风险在临近城市湖区的风险值要远高于其在临近乡村湖区 (图 7),对于长链 PFASs,其风险值则无显著差异,这表明短链 PFASs 在临近城区湖区中应值得重视。

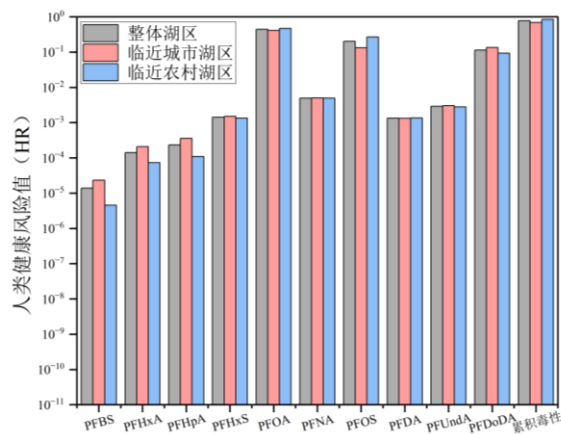


图 7 人类健康风险评估

Fig. 7 The results of human health risk assessment

对  $\Sigma$ PFASs 风险因子进行加权,计算累积风险,结果显示,临近乡村湖区  $\Sigma$ PFASs 累积毒性 (0.85) 显著高于城市湖区 (0.69),主要归因于乡村湖区鱼类肌肉中更高的 BAF 值 (详见章节 2.4),这个结果表明除城市点源污染外,乡村湖区低暴露-高响应的独特暴露模式也需重点关注。

总体而言,骆马湖水产品中目前的 PFASs 对居民没有潜在的健康风险。尽管当前风险水平可控,鉴于 PFASs 的持久性及生物放大效应,长期接触这些 PFASs 所带来的健康风险则需要进一步研究,其风险削减措施有待进一步探索。

源头控制是减少 PFASs 环境污染的关键措施。因此,为城镇污水处理厂制定针对性的 PFASs 削减

策略,对降低尾水排放对水环境的污染负荷具有重要意义。已有研究表明,通过优化活性污泥工艺的运行条件,如延长污泥龄、提高反应器中混合液悬浮固体浓度等,可显著提升对 PFASs 的去除效果<sup>[54]</sup>;而反应器温度、水力停留时间的波动,以及进水 PFASs 浓度与污水流量的动态变化,会直接影响生物处理系统的稳定性,进而成为制约 PFASs 去除效能的关键因子<sup>[55]</sup>。在工艺升级层面,在常规处理流程中增设电化学氧化、膜分离等深度处理单元,可针对性削减水中难降解的 PFASs 组分<sup>[56]</sup>;对于经多级处理后的污水厂尾水,进一步采用活性炭吸附技术或水生生物净化技术进行深度处理,能实现 PFASs 排放量的阶梯式削减,确保尾水排放满足环境安全要求<sup>[57]</sup>。

### 3. 结论

本研究以城乡交互区浅水湖泊骆马湖为对象,解析了 15 种 PFASs 的环境分布、生物累积与健康风险,主要结论如下:水体中检出以短链 PFBA 为主的 9 种 PFASs,浓度分布呈现入湖河流高于开阔湖体的特征。鱼类各组织均检出 15 种目标物, $\Sigma$ PFASs 在脏器中显著高于肌肉,其中 PFOA(肌肉)与 PFHpA(脏器)为优势污染物。城市湖区鱼类肌肉、肝脏、肾脏及鳃中 PFASs 浓度显著高于乡村湖区,而肠道与脑组织无显著差异。PFASs 在鱼类体内呈现组织特异性分布:肾脏 > 肝脏 > 鳃 > 肌肉 > 肠 > 脑,表明其优先富集于排泄与代谢器官。长链 PFASs 表现出更强的生物富集潜力,短链同系物则相对较低。值得注意的是,尽管城市湖区水体浓度更高,乡村湖区鱼类肌肉的 BAF 却更高,提示环境浓度与生物累积之间并非简单线性关系。食物链传递分析显示,长链 PFASs 呈现显著生物放大效应,短链 PFASs 多表现为生物稀释,但在部分低营养级生物中仍出现异常放大。健康风险评估表明,当前水产品消费的 PFASs 暴露总体处于安全水平,PFOA 与 PFOS 为主要风险贡献因子。此外,城市湖区以短链 PFASs 暴露风险为主,乡村湖区 $\Sigma$ PFASs 累积毒性更高,反映城乡污染特征的差异,凸显协同管控的必要性。

### 4 参考文献

- [1] 郭衍锦,卢鸿武,张苗苗,等.全氟或多氟烷基物质(PFAS)管控及替代.有机氟工业,2023(03):43-51.
- [2] BOSSI R, RIGET F F, DIETZ R. Temporal and spatial trends of perfluorinated compounds in ringed seal (*Phoca hispida*) from Greenland. *Environ Sci Technol*, 2005, 39(19):7416-7422.
- [3] CAMPOS PEREIRA H, ULLBERG M, KLEJA D B, et al. Sorption of perfluoroalkyl substances (PFASs) to an organic soil horizon - Effect of cation composition and pH. *Chemosphere*, 2018, 207:183-191.
- [4] 阎苗. 巢湖全氟化合物赋存特征及风险评估研究[D]. 2022. <https://link.cnki.net/doi/10.27761/d.cnki.gaqsf.2022.000127>.
- [5] LI S, ZHOU L, WANG H, et al. Feeding habits and habitats preferences affecting mercury bioaccumulation in 37 subtropical fish species from Wujiang River, China. *Ecotoxicology*, 2009, 18(2):204-210.
- [6] 雷嘉敏,李冬,李静,等.沉水植物对短链全(多)氟烷基化合物的生物富集.中国环境科学,2025,45(07):3905-3915.
- [7] 黄家浩,吴玮,黄天寅,等.骆马湖表层水和沉积物中全氟化合物赋存特征、来源及健康风险评估.环境科学,2022,43(07):3562-3574.
- [8] HUA Z-L, GAO C, ZHANG J-Y, et al. Perfluoroalkyl acids in the aquatic environment of a fluorine industry-impacted region: Spatiotemporal distribution, partition behavior, source, and risk assessment. *Sci Total Environ*, 2023, 857(Pt 2):159452.
- [9] CHEN Z, ZHAN X, ZHANG J, et al. Bioaccumulation and risk mitigation of legacy and novel perfluoroalkyl substances in seafood: Insights from trophic transfer and cooking method. *Environ Int*, 2023, 177:108023.
- [10] YU L, LIU X, HUA Z, et al. Intense Turbulent Bursts Promote the Release of Perfluoroalkyl Acids from Sediments at High Flow Velocity. *Environ Sci Technol*, 2024, 58(26):11737-11747.
- [11] YU L, HUA Z, LIU X, et al. Assessment of activated carbon as a sorbent amendment for immobilizing perfluoroalkyl acids for surface sediment remediation. *Chemical Engineering Journal*, 2024, 493(1):152693.
- [12] CHU K, LU Y, HUA Z, et al. Perfluoroalkyl acids (PFAAs) in the aquatic food web of a temperate urban lake in East

- China: Bioaccumulation, biomagnification, and probabilistic human health risk. *Environ Pollut*, 2021, 296:118748.
- [13] LU Y, PANG X, GAO C, et al. Tissue distribution, biomagnification, human health risk, and risk mitigation of perfluoroalkyl acids (PFAAs) in the aquatic food web of an urban fringe lake: Insights from urban-rural and seasonal scales. *Environ Res*, 2024, 263(Pt 2):120146.
- [14] BEŠKOSKI V P, TAKEMINE S, NAKANO T, et al. Perfluorinated compounds in sediment samples from the wastewater canal of Pančevo (Serbia) industrial area. *Chemosphere*, 2013, 91(10):1408–1415.
- [15] GARCIA-GARIN O, BORRELL A, COLOMER-VIDAL P, et al. Biomagnification and temporal trends (1990-2021) of perfluoroalkyl substances in striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) from the NW Mediterranean sea. *Environ Pollut*, 2023, 339:122738.
- [16] HUA Z, YU L, LIU X, et al. Perfluoroalkyl acids in surface sediments from the lower Yangtze River: Occurrence, distribution, sources, inventory, and risk assessment. *Sci Total Environ*, 2021, 798:149332.
- [17] LIU W, HE W, WU J, et al. Distribution, partitioning and inhalation exposure of perfluoroalkyl acids (PFAAs) in urban and rural air near Lake Chaohu, China. *Environ Pollut*, 2018, 243(Pt A):143–151.
- [18] LU G-H, JIAO X-C, PIAO H-T, et al. The Extent of the Impact of a Fluorochemical Industrial Park in Eastern China on Adjacent Rural Areas. *Arch Environ Contam Toxicol*, 2018, 74(3):484–491.
- [19] CHU K, LIU Y, HUA Z, et al. Spatio-temporal distribution and dynamics of antibiotic resistance genes in a water-diversion lake, China. *J Environ Manage*, 2023, 348:119232.
- [20] HUA Z, LU Y, CHU K, et al. Shift in the distribution and fate of perfluoroalkyl acids by sluice gates in the multi-environment media of rivers. *J Environ Manage*, 2022, 305(9):114436.
- [21] LU Y, HUA Z, CHU K, et al. Distribution behavior and risk assessment of emerging perfluoroalkyl acids in multiple environmental media at Luoma Lake, East China. *Environ Res*, 2021:110733.
- [22] CHEN M, ZHU L, WANG Q, et al. Tissue distribution and bioaccumulation of legacy and emerging per-and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in edible fishes from Taihu Lake, China. *Environ Pollut*, 2021, 268(Pt A):115887.
- [23] LU Y, HUA Z, CHU K, et al. Distribution behavior and risk assessment of emerging perfluoroalkyl acids in multiple environmental media at Luoma Lake, East China. *Environ Res*, 2021, 194:110733.
- [24] 褚克坚, 叶福竹, 张建, 等. 骆马湖诺氟沙星、氧氟沙星归趋及风险评估. *华中科技大学学报(自然科学版)*, 2023, 51(04):128 - 135.
- [25] LU Y, CHU K, HUA Z, et al. The response of PFAA mobility in highly contaminated sediment to sluice operation: Coupled effects of scour behavior and physicochemical properties. *Water Res*, 2025, 276(8):123260.
- [26] LIU X, YU L, ZHANG Y, et al. Release of perfluoroalkyl acids from sediments under the effects of the discharge ratio and flow flux at a Y-shaped confluence. *Water Res*, 2024, 260:121947.
- [27] LI X-Q, HUA Z-L, ZHANG J-Y, et al. Interactions between dissolved organic matter and perfluoroalkyl acids in natural rivers and lakes: A case study of the northwest of Taihu Lake Basin, China. *Water Res*, 2022, 216:118324.
- [28] CHU K, LU Y, HUA Z, et al. Perfluoroalkyl acids (PFAAs) in the aquatic food web of a temperate urban lake in East China: Bioaccumulation, biomagnification, and probabilistic human health risk. *Environ Pollut*, 2022, 296:118748.
- [29] 杨心一. 新型全氟化合物水生食物网模型构建及食物链传递机制研究[D]. 2023. <https://link.cnki.net/doi/10.27409/d.cnki.gxbnu.2023.000957>.
- [30] WANG P, LU Y, SU H, et al. Managing health risks of perfluoroalkyl acids in aquatic food from a river-estuary-sea environment affected by fluorochemical industry. *Environ Int*, 2020, 138:105621.
- [31] 江苏省统计局. *江苏统计年鉴 2025*[M], 2025. <https://tj.jiangsu.gov.cn/2025/index.htm>
- [32] RIVA F, CASTIGLIONI S, FATTORE E, et al. Monitoring emerging contaminants in the drinking water of Milan and assessment of the human risk. *Int J Hyg Environ Health*, 2018, 221(3):451–457.
- [33] SCHWANZ T G, LLORCA M, FARRÉ M, et al. Perfluoroalkyl substances assessment in drinking waters from Brazil, France and Spain. *Sci Total Environ*, 2016, 539:143–152.

- [34] KNUTSEN H K, ALEXANDER J, BARREGÅRD L, et al. Risk to human health related to the presence of perfluorooctane sulfonic acid and perfluorooctanoic acid in food. *EFSA J*, 2018, 16(12):e05194.
- [35] PAN C-G, XIAO S-K, YU K-F, et al. Legacy and alternative per- and polyfluoroalkyl substances in a subtropical marine food web from the Beibu Gulf, South China: Fate, trophic transfer and health risk assessment. *J Hazard Mater*, 2021:123618.
- [36] CHEN H, HAN J, CHENG J, et al. Distribution, bioaccumulation and trophic transfer of chlorinated polyfluoroalkyl ether sulfonic acids in the marine food web of Bohai, China. *Environ Pollut*, 2018, 241:504–510.
- [37] WANG W, RHODES G, GE J, et al. Uptake and accumulation of per- and polyfluoroalkyl substances in plants. *Chemosphere*, 2020, 261:127584.
- [38] REN J, POINT A D, BAYGI S F, et al. Bioaccumulation of polyfluoroalkyl substances in the Lake Huron aquatic food web. *Sci Total Environ*, 2022, 819:152974.
- [39] PENLAND T N, COPE W G, KWAK T J, et al. Trophodynamics of Per- and Polyfluoroalkyl Substances in the Food Web of a Large Atlantic Slope River. *Environ Sci Technol*, 2020, 54(11):6800–6811.
- [40] BABUT M, LABADIE P, SIMONNET-LAPRADE C, et al. Per- and poly-fluoroalkyl compounds in freshwater fish from the Rhône River: Influence of fish size, diet, prey contamination and biotransformation. *Sci Total Environ*, 2017, 605-606:38–47.
- [41] FU Q, MEYER C, PATRICK M, et al. Comprehensive screening of polar emerging organic contaminants including PFASs and evaluation of the trophic transfer behavior in a freshwater food web. *Water Res*, 2022, 218:118514.
- [42] REN J, POINT A D, BAYGI S F, et al. Bioaccumulation of perfluoroalkyl substances in the Lake Erie food web. *Environ Pollut*, 2023, 317:120677.
- [43] GAO C, HUA Z-L, LI X-Q. Distribution, sources, and dietetic-related health risk assessment of perfluoroalkyl acids (PFAAs) in the agricultural environment of an industrial-agricultural interaction region (IAIR), Changshu, East China. *Sci Total Environ*, 2022, 809:152159.
- [44] LIU Y, HUA Z, LU Y, et al. Quinolone distribution, trophodynamics, and human exposure risk in a transit-station lake for water diversion in east China. *Environ Pollut*, 2022, 311:119985.
- [45] ZHAO X, HAN Y, FU M, et al. In vitro assessment of dermal penetration and skin barrier impairment by per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) from consumer products. *Environ Pollut*, 2025, 385:127049.
- [46] LIN H, LIU Z, YANG H, et al. Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs) Impair Lipid Metabolism in *Rana nigromaculata*: A Field Investigation and Laboratory Study. *Environ Sci Technol*, 2022, 56(18):13222–13232.
- [47] FISCHER F C, LUDTKE S, THACKRAY C, et al. Binding of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) to Serum Proteins: Implications for Toxicokinetics in Humans. *Environ Sci Technol*, 2024, 58(2):1055–1063.
- [48] LIU Y, RUAN T, LIN Y, et al. Chlorinated Polyfluoroalkyl Ether Sulfonic Acids in Marine Organisms from Bohai Sea, China: Occurrence, Temporal Variations, and Trophic Transfer Behavior. *Environ Sci Technol*, 2017, 51(8):4407–4414.
- [49] XU J, GUO C-S, ZHANG Y, et al. Bioaccumulation and trophic transfer of perfluorinated compounds in a eutrophic freshwater food web. *Environ Pollut*, 2014, 184:254–261.
- [50] SIMONNET-LAPRADE C, BUDZINSKI H, MACIEJEWSKI K, et al. Biomagnification of perfluoroalkyl acids (PFAAs) in the food web of an urban river: assessment of the trophic transfer of targeted and unknown precursors and implications. *Environ Sci Process Impacts*, 2019, 21(11):1864–1874.
- [51] MARTIN J W, WHITTLE D M, MUIR D C G, et al. Perfluoroalkyl contaminants in a food web from Lake Ontario. *Environ Sci Technol*, 2004, 38(20):5379–5385.
- [52] TEUNEN L, BERVOETS L, BELPAIRE C, et al. PFAS accumulation in indigenous and translocated aquatic organisms from Belgium, with translation to human and ecological health risk. *Environ Sci Eur*, 2021, 33(1):475.
- [53] SIMONNET-LAPRADE C, BUDZINSKI H, BABUT M, et al. Investigation of the spatial variability of poly- and perfluoroalkyl substance trophic magnification in selected riverine ecosystems. *Sci Total Environ*, 2019, 686:393–401.

- [54] KIBAMBE M G, MOMBA M N B, DASO A P, et al. Evaluation of the efficiency of selected wastewater treatment processes in removing selected perfluoroalkyl substances (PFASs). *J Environ Manage*, 2020, 255:109945.
- [55] KUNACHEVA C, TANAKA S, FUJII S, et al. Mass flows of perfluorinated compounds (PFCs) in central wastewater treatment plants of industrial zones in Thailand. *Chemosphere*, 2011, 83(6):737–744.
- [56] GOMEZ-RUIZ B, GÓMEZ-LAVÍN S, DIBAN N, et al. Efficient electrochemical degradation of poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs) from the effluents of an industrial wastewater treatment plant. *Chemical Engineering Journal*, 2017, 322:196–204.
- [57] GUO X, ZHANG X, CHEN J, et al. Identification of a PFAS hyperaccumulator and elucidation of its translocation mechanism for sustainable phytoremediation. *Nat Commun*, 2025, 16(1):10283.