

DOI:10.7524/j.issn.0254-6108.2014.02.011

太湖鲫鱼和鲤鱼体内微囊藻毒素的累积及健康风险^{*}

贾军梅^{1,2} 罗 维^{1**} 吕永龙¹

(1. 中国科学院生态环境研究中心城市与区域生态国家重点实验室, 北京, 100085; 2. 中国科学院大学, 北京, 100049)

摘 要 为揭示微囊藻毒素(MCs)在湖泊的不同区域、杂食性鱼种的不同器官累积的规律,评价其潜在的健康风险,分别在太湖的梅梁湖、西部沿岸区、南部沿岸区和湖心区采集了鲫鱼和鲤鱼样本,利用固相萃取和高效液相色谱-质谱联用提取和测定样本中 MCs 的 3 种异构体 MC-RR、MC-YR 和 MC-LR 的含量. 研究结果显示,鲫鱼与鲤鱼各器官累积 MCs 的程度不同,鲫鱼累积 MCs 含量的顺序为:肠壁>肾脏>心脏>肝脏>肌肉,而鲤鱼为:肠壁>肾脏>肌肉>肝脏>心脏. 鲫鱼和鲤鱼肠壁中的 MCs 含量均高于其他器官. 除鲤鱼肠壁中 MC-LR 所占 MCs 的比例超过 50% 以外,鲫鱼和鲤鱼其他各器官累积 MCs 均以 MC-RR 为主. 对比鲫鱼和鲤鱼相同器官累积的 MCs 含量发现:鲤鱼肌肉累积 MCs 较高,为 $31.7 \pm 12.1 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (干重);而鲫鱼肝脏、肾脏、肠壁和心脏所含 MCs 较高,分别为 45.4 ± 44.5 、 114.0 ± 51.1 、 2042.9 ± 4426.0 、 $59.5 \pm 26.7 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (干重). 基于鲫鱼和鲤鱼肌肉累积的 MCs 估算的人体每日 MCs 摄入量已超过世界卫生组织(WTO)颁布的每日最大摄入量($0.04 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$),其中人体每日通过鲤鱼而摄入 MCs 的量较高,为 $0.0525 \text{ } \mu\text{g MC-LR eq} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, 存在一定潜在健康风险.

关键词 微囊藻毒素, 鲫鱼, 鲤鱼, 累积, 健康风险.

Accumulation of microcystins in *Carassius auratus* and *Cyprinus carpio* from the Taihu Lake and its human health risk

JIA Junmei^{1,2} LUO Wei^{1**} LYU Yonglong¹

(1. State Key Lab of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing, 100085, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing, 100049, China)

Abstract: Microcystins (MCs), one of the most common, toxic and harmful cyanotoxins, could have adverse effects on animals, ecosystems and even human health through food chains. In order to examine accumulation of MCs in different organs of omnivorous fish in the Taihu Lake and to evaluate its potential human health risk, two typical omnivorous fish species, *Carassius auratus* and *Cyprinus carpio*, were sampled and MCs (MC-LR, MC-YR, and MC-RR) in their muscle, liver, heart, kidney and intestine wall were analyzed by high performance liquid chromatography tandem mass spectrometric. The results showed that accumulation of MCs in different organs of the fish was quite different. MCs concentrations in different organs of *Carassius auratus* were of such order: intestine wall > kidney > heart > liver > muscle, while those in *Cyprinus carpio* were: intestine wall > kidney > muscle > liver > heart. Concentration of MCs in intestine wall was higher than those in kidney, liver, muscle and heart. Except that the intestine wall of *Cyprinus carpio* had MC-LR as the main isomer of MCs, the other organs of both fish species had MC-RR as the main isomer of MCs. *Cyprinus carpio* had higher concentration of MCs in its muscle than *Carassius auratus*, while MCs

2013 年 6 月 5 日收稿.

^{*} 国家重点基础研究计划 973 计划课题(2008CB418106);国家自然科学基金资助项目(41271502, C031001);科技部科技基础性工作专项课题(2013FY111100)资助.

^{**} 通讯联系人, E-mail: luow@rcees.ac.cn

concentrations in liver, kidney, intestine wall and heart of *Cyprinus carpio* were lower than those of *Carassius auratus*. The tolerance daily intake ($0.04\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$) set by World Health Organization were exceeded by the estimated daily intake (EDI) of muscle of both fish species and may pose potential health risk to human, especially *Cyprinus carpio* with EDI of $0.0525\text{ }\mu\text{g MC-LR eq}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$.

Keywords: microcystins, *Carassius auratus*, *Cyprinus carpio*, accumulation, health risk.

日益严重的湖泊富营养化导致了一系列震惊世界的蓝藻水华事件(包括2007年太湖的蓝藻水华事件),蓝藻水华对生态环境及人体健康风险的影响是当前关注的焦点和热点问题^[1].蓝藻能产生有毒并对生物甚至人体健康造成威胁的微囊藻毒素(MCs),研究表明,MCs对生物的肝脏、肾脏、肠及心脏会产生一定毒害作用,尤其是肝脏(肝损伤、肝脏指标变化等)、心脏(心率降低、心包水肿、管状心等)^[2];还能导致一系列人类健康问题(如肠胃炎、肝损伤、喉痛、发热呕吐、腹痛,并与原发性肝癌有一定关联)^[3-4].淡水鱼是中国甚至亚洲国家普遍食用且产量较高的水产品,MCs在淡水鱼体内的累积及其导致生态系统和人类健康的风险已受到越来越多的关注.国内外的研究表明,MCs在浮游食性鱼(白鲢),草食性鱼(鳊鱼)、杂食性鱼(鲫鱼)和肉食性鱼(黄颡鱼)体内都有不同程度的累积,但对于何种鱼累积MCs较高还没有定论^[5-6].国外主要集中研究室内条件下罗非鱼、鲢鱼、大头鱼和虹鳟鱼体内MCs的累积及其肝细胞的凋亡^[6-9],但是,自然环境中一些典型淡水鱼类例如杂食性鱼类鲤鱼和鲫鱼,其体内累积MC的规律及其潜在的健康风险仍不清楚.

太湖是中国第三大淡水湖,对周边地区的渔业起重要作用.20世纪70年代、80年代和90年代太湖年均产鱼量分别为11304.5、14193.0和17869.7吨^[10],到了2008年其产量已达29279.2吨.然而,自80年代以来,太湖水体富营养化程度显著增加,蓝藻水华事件频发^[5,11],严重影响了处于食物链顶端的鱼类的生长繁殖^[12];太湖原有24属108鱼种,而在2002—2003年仅存在15属48鱼种^[10].目前绝大多数的研究关注太湖的水质、富营养化和蓝藻水华,较少报道MCs在太湖杂食性鱼种体内的累积规律及其潜在的人类健康风险^[8,13-14].已有的研究表明,太湖水生生物累积MCs的研究区域大多集中在北部的梅梁湖和贡湖^[5,15-16],且浮游食性鱼(例如鲢鱼、大头鱼)肝脏、肾脏、肠壁累积MCs最高,杂食鱼鲤鱼和鲫鱼在肌肉中累积MCs较高,肉食性鱼(例如刀鲚鱼、翘嘴鲌)累积最低,但巢湖的研究结果则正好相反^[5-6];另外,杂食性鱼的不同器官具有不同功能,且较高营养级的生物可能食用这些鱼类,因而鱼体内脏累积的MCs可对鱼自身及其生态系统甚至人体健康造成严重危害,为此有必要对太湖不同杂食性鱼种的不同器官累积MCs以及鱼的体重和体长对MCs累积的影响进行系统深入的研究.

本文考察太湖不同鱼种的器官累积MCs及其对体重和体长的影响并进行健康风险评价,目的在于:(1)测定太湖不同区域杂食性鱼种累积MCs的差异;(2)揭示MCs在不同杂食性鱼种的不同器官的累积特点及其与体重和体长的关系;(3)评价杂食性鱼累积MCs的潜在健康风险.本研究对于揭示MCs对水生生态系统健康及水产品质量安全的影响具有重要的意义.

1 材料和方法

1.1 采样点布设及样品采集

一般将太湖分为9个区,分别为竺山湖(ZSB)、梅梁湖(MLB)、五里湖(WLB)、贡湖(GHB)、西部沿岸区(WC)、湖心区(LC)、胥湖(EC)、南部沿岸区(SC)以及东太湖(ETH)(图1).基于以往的研究和太湖蓝藻水华的发生状况,选择受蓝藻污染最为严重的梅梁湖,相对较严重的西部沿岸区和南部沿岸区以及占太湖面积比例较大且水产品量较大的湖心区等4个区域作为采样点.

鲤鱼和鲫鱼是太湖代表性杂食鱼种.在2011年9月的太湖捕鱼期,在4个研究区域内分别采集鲤鱼和鲫鱼样品各3条,共计24条,记录采样点、器官、体重、体长以及样品的编号(表1).现场进行解剖,每条鱼均取肌肉、肝脏、肾脏、肠壁以及心脏,用清水洗涤避免交叉污染,然后放入采样管中封口.室内分析前置于-20℃冰箱中保存.

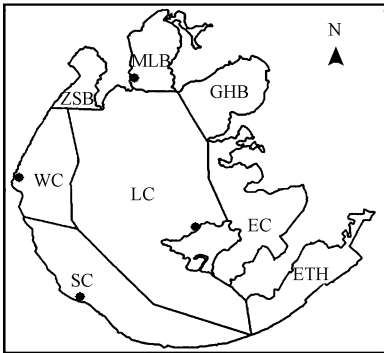


图 1 太湖采样区示意图

Fig. 1 Sampling locations in the Taihu Lake

表 1 太湖杂食性鱼种采样信息

Table 1 Sampling information for omnivorous fish species in the Taihu Lake

鱼种	种名	样本数	长度 ± SD/ cm	湿重 ± SD/ g	食性
鲫鱼	<i>Carassius auratus</i>	12	21.8 ± 3.4	187 ± 90	杂食性;附着藻、碎屑、底栖硅藻、丝状藻类 ^[12]
鲤鱼	<i>Cyprinus carpio</i>	12	36.6 ± 5.4	748 ± 331	杂食性;碎屑、底栖无脊椎动物 ^[12]

1.2 MCs 提取和测定方法

MCs 的提取采用 Xie 等人报道的测定鱼体内 MCs 的方法和步骤^[6]. 首先将样品冷冻干燥,然后用研钵磨碎. 每个器官称取约 0.4 g 的样品,加入 10 mL 丁醇:甲醇:水 = 1:4:15 的混合液,在摇床上振荡 24 h,然后以 18000 r·min⁻¹离心 30 min,析出上清液. 将加入混合液振荡到析出上清液,这一过程重复 3 遍. 3 次上清液合并,加超纯水稀释至甲醇小于 15%,稀释液过 0.5 g C18 固相萃取小柱(预先依次用 50 mL 甲醇和 50 mL 超纯水润洗),然后用 100 mL 20% 甲醇洗脱杂质,用 100 mL 90% 甲醇水溶液洗脱目标物,洗提液在旋转蒸发仪上蒸发近干. 用 5 mL 甲醇分 3 次溶解,然后过 10 mL 甲醇润洗过的硅胶小柱,用 20 mL 70% 甲醇水溶液洗脱,洗提液用旋转蒸发仪蒸发近干,用 1 mL 纯甲醇分 3 次溶解,转入 2 mL 棕色样品瓶待测.

采用安捷伦 6460 QQQ 高效液相色谱质谱联用仪 (HPLC/MS/MS) 并配 ODS 色谱柱 (Cosmosil 5C18-AR, 4.6 mm × 150 mm, Nacalai, Japan) 检测分析 MCs 的 3 种主要异构体 MC-LR、MC-RR 和 MC-YR 的含量^[17]. MC-LR、MC-RR 和 MC-YR 是自然界中普遍存在的 MCs 的 3 种异构体,其中 L、R、Y 分别代表亮氨酸、精氨酸和酪氨酸^[3]. 流动相 A 为甲醇,流动相 B 为 0.1% 甲酸水溶液,流速为 0.5 mL·min⁻¹,柱温为 40 ℃,梯度洗脱程序为(*t*_{分钟}(A)): *t*₀ = 80%; *t*₃ = 65%; *t*₅ = 65%; *t*₇ = 35%; *t*₈ = 35%; *t*_{8.5} = 80%; *t*₁₂ = 80%. 目标成分在色谱柱分离后直接进入正离子 ESI 模式下的三重四极杆质谱检测器. 氮气用作两级干燥和屏蔽气体以及碰撞气体. 离子源参数设置如下:气体温度 350 ℃,气体流速 11 L·min⁻¹,喷雾器气体压力 50 psi,毛细管电压 5 kV. 样品检测在多反应检测模式(MRM)下进行,delta EMV 设为(+) 400. 碰撞电压 100—250 V,碰撞能量 20—100 eV,根据每种化合物成分不同而设置^[17].

利用 Musshunter 软件控制仪器并进行数据处理和分析. 3 种异构体的标准曲线 *R*² > 99%,通过与标准样品的测试曲线对比,获得 MCs 浓度(标准样品 MC-LR、MC-RR 和 MC-YR 来自 AXXORA, EUROPE-Switzerland).

1.3 回收率实验

平行称取 6 份 0.4 g 冷冻干燥的肝脏,按照 1 μg·g⁻¹ 的标准加入 0.4 μg MC-RR、MC-YR 和 MC-LR 的标准品,按照“1.2 节”中的方法提取和检测 MC-RR、MC-YR 和 MC-LR. MC-RR、MC-YR 和 MC-LR 的回收率分别为 48.2%、93.3% 和 86.2%,相应的相对标准差(RSD)分别为 9.6%、0.2% 和 0.5%.

1.4 统计分析方法

实验数据近似服从正态分布,利用 SPSS 17.0 进行方差分析(ANOVA),研究不同区域不同鱼种的

不同器官累积 MCs 是否存在显著差异. 对鲫鱼和鲤鱼各器官累积 MCs 和异构体进行 Pearson 相关分析. 判断显著的标准为 $P < 0.05$, 极显著的标准为 $P < 0.01$.

2 结果与讨论

2.1 MCs 在鲫鱼体内累积

由太湖鲫鱼不同器官累积 MCs 及 MC-RR、MC-LR 和 MC-YR 的差异可知, 鲫鱼各器官中累积的 MCs 顺序为: 肠壁 > 肾脏 > 心脏 > 肝脏 > 肌肉 (图 2). 鲫鱼肠壁内 MCs 含量显著高于肌肉、肝脏、肾脏和心脏 ($P < 0.05$), 而其他器官的 MCs 含量无显著的差异 ($P > 0.05$), 进一步证明了以往关于肠壁可能阻止 MCs 进入其他内脏器官的论断^[6, 18]. 肝脏累积 MCs 含量较低, 与 Mohamed 等人获得的研究结果一致^[7]. MCs 在肝脏中累积会对鱼本身带来一定的危害, 已有研究显示 MCs 可造成鲫鱼肝脏的严重病变 (肝细胞核变形、大量的脂肪滴扩散)^[15].

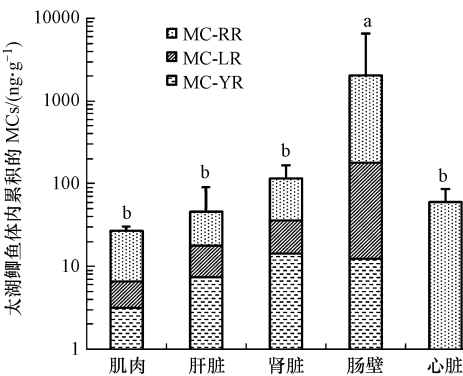


图 2 太湖鲫鱼不同器官累积 MCs (MC-RR、MC-YR 和 MC-LR) 的差异 (不同字母表示差异显著)
Fig. 2 Accumulation of MCs (MC-RR, MC-YR and MC-LR) in different tissues of *Carassius auratus* collected from the Taihu Lake (Different letters showed significant difference)

鲫鱼各器官中 MCs 的异构体含量分别为: MC-RR > MC-LR > MC-YR, 且心脏中仅检测到 MC-RR. 本研究首次报道了野生鲫鱼心脏累积的 MCs 含量, 由此推断 MCs 可能是导致一系列鱼的心脏疾病 (例如心率降低、心脏水肿、管状心脏以及心动过缓问题) 的重要原因^[2, 19-20].

由太湖不同区域鲫鱼体内各器官累积的 MCs 表明, 各区域鲫鱼肌肉和肾脏中累积无显著差异, 但梅梁湖的鲫鱼肝脏中 MCs 显著高于湖心区 ($P < 0.05$) (图 3). 且梅梁湖鲫鱼肠壁中累积 MCs 极显著高于西部沿岸区、南部沿岸区和湖心区 ($P < 0.01$). 太湖不同区域鲫鱼心脏中累积 MCs 由高到低分别为: 湖心区 > 西部沿岸区 > 南部沿岸区 > 梅梁湖 ($P < 0.05$). 太湖不同区域鲫鱼肠壁和心脏中累积 MCs 差异可能受外界环境的影响, 例如梅梁湖鲫鱼的肠壁中 MCs 最高可能是由于太湖梅梁湖受到蓝藻污染最严重所致^[5]. 太湖不同区域的其他水质指标的差异、鱼生活习性 (例如游动性) 以及不同器官功能的差异也是影响 MCs 在鱼体不同器官累积的重要因素, 对此今后需要进行深入、细致的研究.

鲫鱼肝脏和肠壁中累积的 MCs 与其体长均呈显著相关 ($P < 0.05$), 心脏中累积的 MC-RR 与其体重呈显著负相关 ($P < 0.05$)、与体长呈极显著负相关 ($P < 0.01$) (表 2); 由此说明鲫鱼体长可能是影响其肝脏、肠壁及心脏累积 MCs 的重要因素. 鲫鱼肝脏中 MCs (MC-RR、MC-YR 和 MC-LR) 与其他器官累积 MCs 或异构体 (MC-RR、MC-YR 和 MC-LR) 存在显著相关关系, 进一步说明肝脏是鲫鱼累积和净化 MCs 的重要器官. 鉴于肠壁中累积的 MC-RR 与肌肉、肝脏和肠壁累积的 MCs 均呈显著正相关, 并结合前面的讨论, 说明鲫鱼肠壁首先抑制毒性较强的 MC-YR 和 MC-LR 从而抑制 MCs 进入鱼体.

2.2 MCs 在鲤鱼体内的累积

鲤鱼各器官中 MCs 的累积由高到低的顺序为: 肠壁 > 肾脏 > 肌肉 > 肝脏 > 心脏 (图 4). 鲤鱼肠壁累积的 MCs 显著高于心脏 ($P < 0.05$), 其余器官中的 MCs 无显著差异 ($P > 0.05$). 尽管这一结果和鲫鱼类似, 但是其他器官累积 MCs 的顺序却并不相同. 鲤鱼肌肉所含各异构体的量由高到低为: MC-RR >

MC-YR > MC-LR, 但肝脏和肾脏为: MC-RR > MC-LR > MC-YR, 肠壁为: MC-LR > MC-YR > MC-RR, 且肠壁所含 MC-LR 超过 MCs 的 50%, 心脏中仅检测出 MC-RR. MCs 在鱼体内累积的同时还可能对鱼本身产生危害, 例如减少幼年鲤鱼成活数量^[21]. 以往研究显示: 在鲤鱼肌肉中累积 MCs 小于 $0.65 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (干重) 和肝脏小于 $1.55 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (干重) 时, 已经观察到鲤鱼的生化指标变化 (降低鲤鱼白蛋白、丙氨酸转氨酶等的含量), 长期累积可能造成鲤鱼肝脏、肾脏等器官的病理学改变^[22-23].

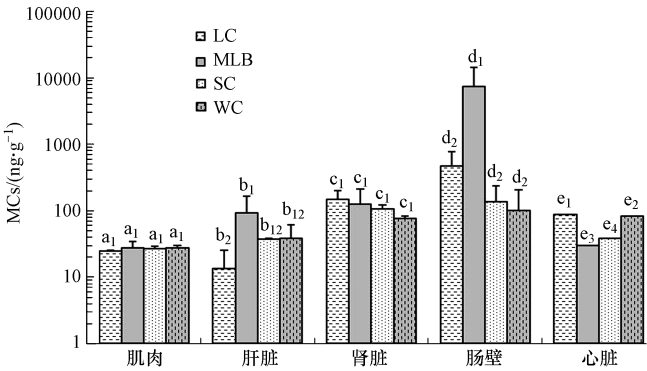


图3 太湖不同区域 (LC:湖心区, MLB:梅梁湖, SC:南部沿岸区, WC:西部沿岸区) 鲫鱼不同器官累积 MCs 的差异 (相同字母不同下标表示显著差异, 不同字母未作比较)

Fig.3 Accumulation of MCs in tissues of *Carassius auratus* from different areas (LC: lake center, MLB: Meiliang Bay, SC: south coast, WC: west coast) of the Taihu Lake (The subscript numbers with the different letter indicated significant difference)

鲤鱼各器官累积 MC-RR、MC-YR 和 MC-LR 的比例与鲫鱼也不同. 对比鲫鱼和鲤鱼相同器官所含 MCs 的量发现, 鲤鱼的肌肉、鲫鱼的肝脏、肾脏、肠壁和心脏所含 MCs 较高, 分别为 31.7 ± 12.1 、 45.4 ± 44.5 、 114.0 ± 51.1 、 2042.9 ± 4426.0 、 $59.5 \pm 26.7 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (干重). 统计分析显示, 鲤鱼肌肉内累积的 MCs 显著高于鲫鱼 ($P < 0.01$), 而鲫鱼肾脏、肠壁以及心脏中 MCs 含量则显著高于鲤鱼的相应器官 ($P < 0.05$ 、 $P < 0.01$ 、 $P < 0.01$). 虽然鲫鱼和鲤鱼均为杂食鱼, 但是鲫鱼一般以藻类和有机碎屑为食, 而鲤鱼一般以有机碎屑和底栖无脊椎动物为食 (表 1). 以往的研究显示, 太湖夏季鲫鱼食物中微囊藻占 93%, 而鲤鱼却不食用微囊藻^[24], 因此, 鲫鱼和鲤鱼的食物结构差异可能是鱼类各器官累积 MCs 及异构体分配比例不同的重要原因.

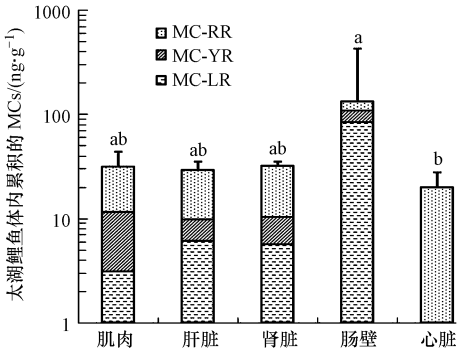


图4 太湖鲤鱼不同器官累积 MCs (MC-RR、MC-YR 和 MC-LR) 的差异 (不同字母表示差异显著)

Fig.4 Accumulation of MCs (MC-RR, MC-YR and MC-LR) in different tissues of *Cyprinus carpio* collected from the Taihu Lake (Different letters showed significant difference)

湖心区鲤鱼肌肉累积的 MCs 极显著高于梅梁湖、南部沿岸区和西部沿岸区 ($P < 0.01$) (图 5). 西部沿岸区鲤鱼肝脏中累积 MCs 显著低于湖心区、梅梁湖及南部沿岸区 ($P < 0.05$). 不同区域鲤鱼肾脏中累积的 MCs 相差不大, 仅湖心区的鲤鱼肾脏中 MCs 显著高于南部沿岸区 ($P < 0.05$). 梅梁湖和湖心区鲤鱼肠壁累积的 MCs 均极显著高于西部沿岸区 ($P < 0.01$), 且梅梁湖鲤鱼肠壁显著高于南部沿岸区 ($P < 0.05$). 鲤鱼心脏累积的 MCs 含量由高到低为: 湖心区 > 梅梁湖 > 西部沿岸区 > 南部沿岸区 ($P < 0.05$).

与鲫鱼不同,不同区域的鲤鱼在肌肉、肝脏、肠壁和心脏中累积 MCs 均存在显著差异,由此说明鱼种差异可能对 MCs 累积产生更大的影响.

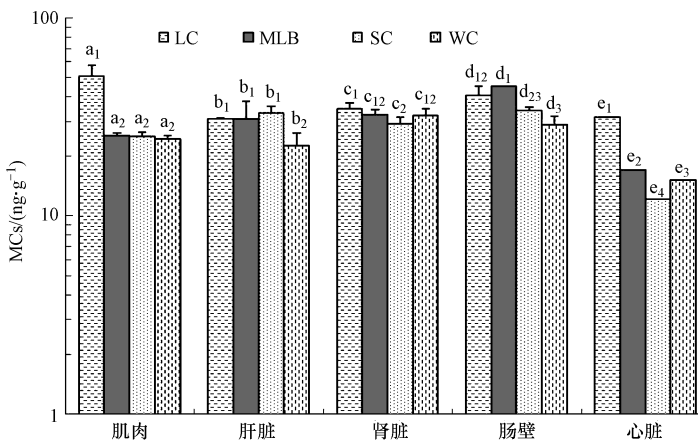


图5 太湖不同区域(LC:湖心区, MLB:梅梁湖, SC:南部沿岸区, WC:西部沿岸区)的鲤鱼不同器官累积 MCs 的差异(相同字母不同下标表示显著差异,不同字母未作比较)

Fig. 5 Accumulation of MCs in *Cyprinus carpio* from different areas

(LC: lake center, MLB: Meiliang Bay, SC: south coast, WC: west coast) of the Taihu Lake
(The subscript numbers with the same letter indicated significant difference)

鲤鱼肾脏中累积的 MCs 及其心脏中累积的 MC-RR 均与其体长呈显著负相关($P < 0.05$) (表3) 说明, 鲤鱼体长可能是影响其肾脏和心脏累积 MCs 的重要因素. 由于鲤鱼肾脏中累积的 MCs 与体重呈极显著负相关($P < 0.01$), 由此表明体重是影响肾脏累积 MCs 的更重要因素. 尽管鲤鱼的同一器官累积 MCs 及异构体之间存在显著相关关系, 但不同器官累积 MCs 及异构体不存在明显相关(表3).

目前鱼体内累积 MCs 对鱼本身造成的健康风险还没有定量的评价方法, 世界卫生组织(WHO)根据小鼠口服实验的血清酶水平和肝组织病理, 提出了 MCs 的无明显损害作用浓度(No observed adverse effect level)为 $40 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, 不确定系数设定为 1000, MC-LR 的每日耐受摄入量(Tolerable daily intake, TDI)为 $0.04 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. 根据猪口服实验结果, 提出了 MCs 的最低明显损害浓度(Lowest observed adverse effect level)为 $184 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, 不确定系数设定为 1500, MC-LR 的 TDI 为 $0.067 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. 采用上述较小的 TDI, 最终获得了 MCs 对人体的最大摄入量为 $0.04 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ (以 MC-LR 为基准)^[3]. 基于此, 可对 MCs 带来的人群健康风险进行评价. 由小鼠腹腔注射实验可知, MC-RR 和 MC-YR 对小鼠的半致死剂量分别为 MC-LR 的 5 倍和 2.5 倍^[25]. 因而, 在估算人体通过鱼类摄入 MCs 的健康风险时, 一般将 MC-RR 和 MC-YR 换算为 0.2 和 0.4 倍的 MC-LR, 同时将干重浓度转化为 0.2 倍的湿重浓度. 按照以往健康风险估算的惯例, 假定中国成人体重为 60 kg, 每天摄入鱼肉为 300 g^[5, 26], 则本研究中成人每天通过食用鲫鱼和鲤鱼而摄入 MC-LR 的量分别为 $0.0435 \mu\text{g MC-LR} \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 和 $0.0525 \mu\text{g MC-LR eq} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, 这些值分别是 WHO 颁布的 MCs 最大摄入量的 1.09 和 1.31 倍, 存在一定潜在健康风险. 由于湖泊周围的人群不仅通过水产品摄入 MCs, 还通过饮用水等多种途径摄入 MCs. 以往的研究表明, 通过水产品 and 饮用水途径摄入 MCs 已给人群带来了一些健康问题(例如肝损伤以及更易感染 HBV)^[27-28]; 因此, 通过饮用水和水产品的 MCs 暴露对太湖流域人群的综合健康风险还有待进一步深入研究.

3 结论

通过对太湖鲫鱼和鲤鱼的取样分析, 鲫鱼与鲤鱼各器官累积 MCs 的程度不同, 鲫鱼累积 MCs 含量的顺序为: 肠壁 > 肾脏 > 心脏 > 肝脏 > 肌肉, 而鲤鱼为: 肠壁 > 肾脏 > 肌肉 > 肝脏 > 心脏. 鲫鱼和鲤鱼肠壁中的 MCs 含量均高于其他器官.

表 2 鲫鱼不同器官累积 MCs 及其与体重、体长的相关关系
Table 2 Correlations between MCs in different organs of *Carassius auratus* and its body weight and length

	体长	体重	肌肉				肝脏				肾脏				肠壁				心脏	
			MC-RR	MC-YR	MC-LR	MCs	MC-RR	MC-YR	MC-LR	MCs	MC-RR	MC-YR	MC-LR	MCs	MC-RR	MC-YR	MC-LR	MCs	MC-RR	MC-RR
MCs _{肌肉}	0.14	0.02	0.43	0.82**	0.56	1	0.69*	0.73**	0.79**	0.75**	0.45	-0.06	0.27	0.33	0.63*	-0.10	-0.20	0.60*	-0.19	
MCs _{肝脏}	0.63*	0.51	0.20	0.94**	-0.04	0.75**	0.98**	0.95**	0.93**	1	0.61*	0.23	0.32	0.52	0.87**	0.04	-0.04	0.85**	-0.53	
MCs _{肾脏}	0.04	-0.04	-0.39	0.58	-0.11	0.33	0.59*	0.45	0.34	0.52	0.98**	0.85**	0.89**	1	0.52	-0.22	-0.12	0.50	-0.03	
MCs _{肠壁}	0.64*	0.54	0.04	0.80**	-0.08	0.60*	0.92**	0.76**	0.66*	0.85**	0.57	0.29	0.29	0.50	0.99**	0.44	0.37	1	-0.48	
MC-RR _{心脏}	-0.73**	-0.71*	-0.01	-0.34	0.15	-0.19	-0.53	-0.59*	-0.38	-0.53	-0.02	-0.19	0.20	-0.03	-0.48	-0.32	-0.19	-0.48	1	

注: * $P<0.05$, ** $P<0.01$.

表 3 鲤鱼不同器官累积 MCs 之间及与其体重、体长的相关关系
Table 3 Correlations between MCs in different organs of *Cyprinus carpio* and its body weight and length

	体长	体重	肌肉				肝脏				肾脏				肠壁				心脏	
			MC-RR	MC-YR	MC-LR	MCs	MC-RR	MC-YR	MC-LR	MCs	MC-RR	MC-YR	MC-LR	MCs	MC-RR	MC-YR	MC-LR	MCs	MC-RR	MC-RR
MCs _{肌肉}	-0.54	-0.46	-0.06	0.99**	0.10	1	0.26	0.14	-0.03	0.19	0.72**	-0.07	0.08	0.54	-0.07	-0.21	-0.17	-0.18	0.94**	
MCs _{肝脏}	0.49	0.36	0.21	0.17	0.29	0.19	0.87**	0.39	0.91**	1	0.16	0.47	-0.79**	-0.08	0.32	0.39	0.34	0.35	0.10	
MCs _{肾脏}	-0.70*	-0.74**	-0.56	0.57	0.05	0.54	-0.06	0.09	-0.21	-0.08	0.78**	0.29	0.47	1	0.06	-0.02	-0.03	-0.02	0.63*	
MCs _{肠壁}	0.19	0.03	-0.20	-0.17	0.11	-0.18	0.63*	-0.53	0.47	0.35	-0.07	0.08	-0.03	-0.02	0.87**	0.99**	1.00**	1	-0.07	
MC-RR _{心脏}	-0.64*	-0.58	-0.07	0.93**	0.30	0.94**	0.26	-0.01	-0.10	0.10	0.77**	-0.04	0.14	0.63*	-0.06	-0.10	-0.07	-0.07	1	

注: * $P<0.05$, ** $P<0.01$.

除鲤鱼肠壁(MC-LR 所占比例超过 50%)以外,鲫鱼和鲤鱼其他器官累积 MCs 均以 MC-RR 为主。鲤鱼和鲫鱼相同器官累积的 MCs 含量存在显著差异:鲤鱼肌肉累积 MCs 较高,而鲫鱼肝脏、肾脏、肠壁和心脏所含 MCs 较高。

基于太湖鲫鱼和鲤鱼肌肉累积的 MCs 估算的人体每日摄入 MCs 的量均超过世界卫生组织(WTO)的每日最大摄入量($0.04 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$),其中鲤鱼较高($0.0525 \mu\text{g MC-LR eq}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)为每日最大摄入量的 1.31 倍,存在一定潜在健康风险。

参 考 文 献

- [1] Yang M, Yu J W, Li Z L, et al. Taihu lake not to blame for Wuxi's woes[J]. Science,2008;15
- [2] Malbrouck C, Kestemont P. Effects of microcystins on fish[J]. Environmental Toxicology and Chemistry,2006,25(1):72-86
- [3] Chorus I, Bartram J. Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management[M]. London and New York: E & FN Spon, 1999
- [4] Yu S Z. Primary prevention of hepatocellular Carcinoma[J]. J Gastroenterol Hepatol,1995,10(6):674-682
- [5] Zhang D W, Xie P, Liu Y Q, et al. Transfer, distribution and bioaccumulation of microcystins in the aquatic food web in Lake Taihu, China, with potential risks to human health[J]. Science of the Total Environment,2009,407(7):2191-2199
- [6] Xie L Q, Xie P, Ozawa K, et al. Dynamics of microcystins-LR and -RR in the phytoplanktivorous silver carp in a sub-chronic toxicity experiment[J]. Environmental Pollution,2004,127(3):431-439
- [7] Mohamed Z A, Carmichael W W, Hussein A A. Estimation of microcystins in the freshwater fish *Oreochromis niloticus* in an Egyptian fish farm containing a Microcystis bloom[J]. Environmental Toxicology,2003,18(2):137-141
- [8] Li L, Xie P, Chen J. *In vivo* studies on toxin accumulation in liver and ultrastructural changes of hepatocytes of the phytoplanktivorous bighead carp i. p. -injected with extracted microcystins[J]. Toxicon,2005,46(5):533-545
- [9] Kotak B G, Semalulu S, Fritz D L, et al. Hepatic and renal pathology of intraperitoneally administered microcystin-LR in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*)[J]. Toxicon,1996,34(5):517-525
- [10] Chen Y F, Zhu S Q. Change of fish fauna and long-term dynamics of the harvest of aquatic product in a large shallow lake (Lake Taihu, China)[J]. J Fish Aquat Sci,2008,3:72-76
- [11] Pu P M, Hu W P, Yan J S, et al. A physico-ecological engineering experiment for water treatment in a hypertrophic lake in China[J]. Ecological Engineering,1998,10(2):179-190
- [12] Xie L Q, Xie P, Guo L G, et al. Organ distribution and bioaccumulation of microcystins in freshwater fish at different trophic levels from the eutrophic Lake Chaohu, China[J]. Environmental Toxicology,2005,20(3):293-300
- [13] Otten T G, Xu H, Qin B, et al. Spatiotemporal patterns and ecophysiology of toxigenic microcystis blooms in Lake Taihu, China: implications for water quality management[J]. Environmental Science & Technology,2012,46(6):3480-3488
- [14] Chen Q, Mynett A E. Integration of data mining techniques and heuristic knowledge in fuzzy logic modelling of eutrophication in Taihu Lake[J]. Ecological Modelling,2003,162(1/2):55-67
- [15] Qiu T, Xie P, Ke Z X, et al. In situ studies on physiological and biochemical responses of four fishes with different trophic levels to toxic cyanobacterial blooms in a large Chinese lake[J]. Toxicon,2007,50(3):365-376
- [16] Chen J, Xie P, Zhang D W, et al. *In situ* studies on the bioaccumulation of microcystins in the phytoplanktivorous silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) stocked in Lake Taihu with dense toxic Microcystis blooms[J]. Aquaculture,2006,261(3):1026-1038
- [17] 李建中. Agilent1260UHPLC/6460QQQ 用于微囊藻毒素的检测[J]. 环境化学,2011,30(3):731-733
- [18] Tencalla F, Dietrich D. Biochemical characterization of microcystin toxicity in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*)[J]. Toxicon, 1997, 35(4):583-395
- [19] Oberemm A, Becker J, Codd G A, et al. Effects of cyanobacterial toxins and aqueous crude extracts of cyanobacteria on the development of fish and amphibians[J]. Environmental Toxicology,1999,14(1):77-88
- [20] Jacquet C, Thermes V, de Luze A, et al. Effects of microcystin-LR on development of medaka fish embryos (*Oryzias latipes*)[J]. Toxicon,2004,43(2):141-147
- [21] Palikova M, Navratil S, Marsalek B, et al. Toxicity of crude extract of cyanobacteria for embryos and larvae of carp (*Cyprinus carpio* L.) [J]. Acta Veterinaria Brno,2003,72(3):437-443
- [22] Kopp R, Palikova M, Mares J, et al. Haematological indices are modulated in juvenile carp, *Cyprinus carpio* L., exposed to microcystins produced by cyanobacterial water bloom[J]. Journal of Fish Diseases,2011,34(2):103-114
- [23] Kopp R, Mares J, Palikova M, et al. Biochemical parameters of blood plasma and content of microcystins in tissues of common carp (*Cyprinus carpio* L.) from a hypertrophic pond with cyanobacterial water bloom[J]. Aquaculture Research,2009,40(15):1683-1693
- [24] 刘恩生. 太湖主要鱼类的食物组成[J]. 水产学报,2008,32(5):395-401
- [25] Gupta N, Pant S C, Vijayaraghavan R, et al. Comparative toxicity evaluation of cyanobacterial cyclic peptide toxin microcystin variants (LR, RR, YR) in mice[J]. Toxicology,2003,188(2/3):285-296
- [26] Ibelings B W, Chorus I. Accumulation of cyanobacterial toxins in freshwater "seafood" and its consequences for public health: A review [J]. Environmental Pollution,2007,150(1):177-192
- [27] Chen J, Xie P, Li L, et al. First identification of the Hepatotoxic microcystins in the serum of a chronically exposed human population together with indication of hepatocellular damage[J]. Toxicological Sciences,2009,108(1):81-89
- [28] Li Y, Chen J A, Zhao Q, et al. A cross-sectional investigation of chronic exposure to microcystin in relationship to childhood liver damage in the Three Gorges Reservoir region, China[J]. Environmental Health Perspectives,2011,119(10):1483-1488