

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第39卷 第1期

Vol.39 No.1

2018

中国科学院生态环境研究中心 主办

科学出版社出版



ENVIRONMENTAL SCIENCE

第39卷 第1期 2018年1月15日

目 次

2006~2015年北京市不同地区 O ₃ 浓度变化············王占山,李云婷,安欣欣,李倩,孙乃迪,王步英,潘锦秀(1)南京北郊黑碳气溶胶的来源解析············肖思晗,于兴娜,朱彬,何镓祺,吕睿,沙丹丹(9)电镀厂周边大气 PM ₁₀ 中重金属季节性分布特征及生态风险评价
2006~2015 年北京市不同地区 O, 浓度变化 王占山,李云婷,安欣欣,李倩,孙乃迪,王步英,潘锦秀(1)南京北郊黑碳气溶胶的来源解析
实际公司。
氨化松香基交联聚合树脂对水中诺氟沙星的吸附性能 ——马亚红,黄婉婷,刁开盛,李鹏飞,谭学才,董慧峪,覃方夸,雷福厚,刘绍刚(161)铁锰泥除砷颗粒吸附剂对As(V)的吸附去除 曾辉平,吕赛赛,杨航,尹灿,曹瑞华,王艳菊,李冬,张杰(170)水铁矿及其胶体对砷的吸附与吸附形态 马玉玲,马杰,陈雅丽,雷梅,郭华明,翁莉萍,李永涛(179)阳(阴)离子复配修饰两性磁性膨润土的表面特征差异及对苯酚吸附的影响 任爽,孟昭福,王腾,张洋,田凯,刘伟,闫东旭(187)典型城市污水中对羟基苯甲酸酯的污染特征 赵雪,张子峰,祝富杰,李一凡,马万里(195)水力停留时间对活性炭生物转盘处理污染河水的影响 许雯佳,成小英(202)环丙沙星对膜生物反应器运行效能的影响及其去除特性 戴琦,刘锐,舒小铭,张永明,陈吕军(212)AAO工艺低氧条件下的运行及其模拟 曹特特,王林,李咏梅(219)磷酸盐对亚硝化系统的抑制及恢复 顾澄伟,陈方敏,李祥,张程锦(227)碳源对污水处理厂 SAD 工艺小试的影响 李冬,赵世勋,王俊安,朱金凤,关宏伟,张杰(232)容积负荷对 ABR-MBR 工艺反硝化除磷性能的影响 李冬,赵世勋,王俊安,朱金凤,关宏伟,张杰(232)容积负荷对 ABR-MBR 工艺反硝化除磷性能的影响 李冬,赵世勋,王俊安,朱金凤,关宏伟,张杰(232)交替好氧/缺氧运行模式对生物脱氮效能及活性污泥胞外聚合物的影响
外洪伟,陈翠忠,吴长峰,赵华南,于雪,方晓航(256) 纳米零价铁对升流式颗粒污泥床反硝化性能的影响 ·············周丰,王翻翻,钱飞跃,黄慧敏,沈耀良,周建民(263) 高会周污泥匠菊消化中 Fo/S 及 pH 对原位机硫效率影响及其交互作用 ····································
等芸,曹玉芹,卓杨,王晓飞,韩雅婷,彭党聪(269) 浑河流域贮存污泥成分特征及演变规律分析
下の場所が相元音帳間人的切恋受化及兵利施風的响应: C-CO2
控源及改良措施对稻田土壤和水稻镉累积的影响 封文利,郭朝晖,史磊,肖细元,韩晓晴,冉洪珍,薛清华(399) 典型土壤双季稻对 Cd 吸收累积差异 李欣阳,龙坚,王树兵,陈齐,董霞,蒋凯,侯红波,彭佩钦,廖柏寒(406)
松花江上研兴及冯亚切开采区户事时万永分市得证。

鄱阳湖微囊藻毒素时空分布格局及其与理化和生物因 子的关系

袁丽娟1,廖且根1,张莉1,张大文1*,罗林广1,刘聚涛2

(1. 江西省农业科学院农产品质量安全与标准研究所, 南昌 330200; 2. 江西省水利科学研究院, 南昌 330029)

摘要:本文分别于 2012 年 4 月(春季)、8 月(夏季)、10 月(秋季)和 2013 年 1 月(冬季)在鄱阳湖进行了 4 次野外调查和样品采集,采用超高效液相色谱-串联质谱仪(UPLC-MS/MS)对鄱阳湖水柱中常见的 3 种微囊藻毒素(MC-RR、MC-YR 和 MC-LR)的质量浓度进行定量分析,探寻了微囊藻毒素(microcystins,MCs)质量浓度的时空变化规律及其与湖泊环境理化因子和生物因子之间的关系。结果表明,MC-RR 是鄱阳湖 MCs 的主要毒素种类。胞内微囊藻毒素(intracellular MCs,IMCs)与微囊藻生物量 (r=0.47, P<0.01)、颤藻生物量(r=0.68, P<0.01)、蓝藻生物量(r=0.56, P<0.01)、Chl-a(r=0.28, P<0.01)之间均具有显著的正相关关系,但与鱼腥藻生物量之间没有明显的相关关系(P>0.05),这说明微囊藻和颤藻是鄱阳湖微囊藻毒素的主要产毒藻类。IMCs 与水温(r=0.51, P<0.01)、透明度(r=0.69, P<0.01)、Fe(r=0.43, P<0.01)和 Zn (r=0.43, P<0.01)之间均呈现显著的正相关关系,与 TN (r=-0.44, P<0.01)、TP (r=-0.29, P<0.01)、NO $_2$ -N(r=-0.28, P<0.05)、NH $_4$ -N(r=-0.33, P<0.05)、Ca <math>(r=-0.34, P<0.01)和 Mg (r=-0.35, P<0.05),这说明光照强度(透明度反映)、氮、磷、水温是控制鄱阳湖微囊藻毒素产生的重要因子,金属离子 Ca、Mg、Fe、Zn 在一定程度上能影响微囊藻毒素的产生。鄱阳湖 IMCs 和胞外微囊藻毒素 (extracellular MCs,EMCs)呈现相似的季节变化趋势,即夏季最高,其次为秋季,冬季和春季较低。鄱阳湖 IMCs 的亳间分布整体上呈现东部湖汉群、松门山周围以及蚌湖和蚌湖进入鄱阳湖的入湖口较高,其它区域较低的趋势,而 EMCs 的高值区位于松门山周围和蚌湖及其入湖口.

关键词:微囊藻毒素; 胞内微囊藻毒素; 胞外微囊藻毒素; 鄱阳湖; 季节变化; 空间分布中图分类号: X524 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2018)01-0450-10 **DOI**: 10.13227/j. hjkx. 201708227

Seasonal and Spatial Variations of Microcystins and Their Relationships with Physiochemical and Biological Factors in Poyang Lake

YUAN Li-juan¹, LIAO Qie-gen¹, ZHANG Li¹, ZHANG Da-wen^{1*}, LUO Lin-guang¹, LIU Ju-tao²

(1. Institute for Quality & Safety and Standards of Agricultural Products Research, Jiangxi Academy of Agricultural Sciences, Nanchang 330200, China; 2. Jiangxi Provincial Institute of Water Sciences, Nanchang 330029, China)

Abstract: Poyang Lake is the largest freshwater lake in China and an important drinking water source for Jiangxi Province. Since the year 2000, toxic cyanobacteria have been observed frequently in Poyang Lake. In this study, water samples were collected in the lake quarterly (April 2012, August 2012, October 2012, and January 2013) to examine the spatial and seasonal variations in the concentrations of microcystins (MCs; MC-RR, -YR, and -LR) and their relationships with physiochemical and biological factors. MCs were determined by ultra-high-performance liquid chromatography-electrospray ionization tandem triple quadrupole/mass spectrometry (UPLC-MS/MS). MC-RR (accounting for 75.01% and 71.34% of intracellular MC (IMC) and extracellular MC (EMC) concentrations, respectively) was the most dominant variant in Poyang Lake, followed by MC-LR (accounting for 21.95% and 24.97% of IMC and EMC concentrations, respectively), while MC-YR was detected in low concentrations (accounting for 3.01% and 3.69% of IMC and EMC concentrations, respectively). Total MC concentrations (IMC + EMC, TMC) ranged from 0.49 to 3517.85 ng·L⁻¹, with an average of 337.43 ng·L⁻¹ and only 2.53% (2 out of 79 water samples) of the water samples contained MCs concentrations exceeding the drinking water guideline level of 1 ng·L -1 for MC-LR proposed by World Health Organization (WHO). IMC concentrations showed significant relationships with Microcystis biomass (r = 0.47, P < 0.01), Oscillatoria biomass (r = 0.68, P < 0.01) <0.01), Cyanobacteria biomass (r=0.56, P<0.01), and Chl-a (r=0.28, P<0.01), but no significant correlation was found between intracellular MC concentration and Anabena biomass (P > 0.05), suggesting that Microcystis and Oscillatoria might be the main MCs-producing cyanobacteria in Poyang Lake. In addition, IMC concentrations were positively correlated with water temperature (r = 0.51, P < 0.01), transparence (r = 0.69, P < 0.01), Fe (r = 0.43, P < 0.01), and Zn contents (r = 0.43, P < 0.01), and

收稿日期: 2017-08-28; 修订日期: 2017-10-20

基金项目: 国家自然科学基金项目(31360133)

作者简介: 袁丽娟(1988~), 女, 硕士研究生, 助理研究员, 主要研究方向为水环境安全, E-mail; ylj198820062467@163. com

^{*} 通信作者, E-mail: zdw3296@163. com

negatively correlated with TN (r = -0.44, P < 0.01), TP (r = -0.29, P < 0.01), NH₄⁺-N (r = -0.33, P < 0.05), NO₂⁻-N (r = -0.28, P < 0.05), Ca (r = -0.34, P < 0.01), and Mg(r = -0.35, P < 0.05), while no significant correlations were observed between IMC concentrations and pH, PO₄³-P, NO₃⁻-N, electrical conductivity, permanganate index, and Cu content (P > 0.05). These results indicated that light intensity (represented by transparence), nitrogen, phosphorus, and water temperature might be the regulating factors of MCs production in Poyang Lake and trace elements (Fe, Zn, Ca, and Mg) can influence the MC production to a certain extent. IMCs and EMCs exhibited similar seasonal variations in Poyang Lake. The highest values of IMCs (531.87 ng·L⁻¹) and EMCs (232.44 ng·L⁻¹) were observed in summer. The concentrations of IMCs and EMCs in autumn were 31.97 ng·L⁻¹ and 6.49 ng·L⁻¹, respectively. Low concentrations were observed in spring (0.55 ng·L⁻¹ and 0.88 ng·L⁻¹ of IMCs and EMCs, respectively) and winter (0.69 ng·L⁻¹ and 4.14 ng·L⁻¹ of IMCs and EMCs, respectively). The highest IMCs and EMCs values of Poyang Lake in summer were 2298.08 ng·L⁻¹ and 1219.77 ng·L⁻¹, respectively, and the lowest values were 92.53 ng·L⁻¹ and 38.80 ng·L⁻¹, respectively. Overall, the concentrations of IMCs in eastern bays, the vicinity of Songmen Mountain, Banghu Lake, and its outlet were higher than those in other regions. However, the spatial distributions of EMCs in Poyang Lake were different from those of IMCs. EMCs concentrations in the vicinity of Songmen Mountain, Banghu Lake, and its outlet were higher than those in other regions.

Key words: microcystins; intracellular microcystins; extracellular microcystins; Poyang Lake; seasonal variations; spatial distributions

近年来,由于湖泊富营养化引起的有毒蓝藻 "水华"问题越来越严重,引起了世界各国的广泛关注^[1].其中,由于有毒蓝藻产生的微囊藻毒素 (microcystins, MCs)对水环境和人类健康的影响成为关注的焦点和热点^[2].

MCs 是一类环状七肽肝毒素,相对分子质量在 $1\,000$ 左右 $^{[3]}$,迄今为止,已经发现了 $100\,$ 余种微囊 藻毒素 $^{[4]}$. 已有研究表明,MCs 能诱导肝癌的发生 $^{[5]}$,而流行病学调查结果显示,我国南方原发性 肝癌的高发病率被认为与其饮用水受到 MCs 的污染有关 $^{[6]}$. 因此,为了降低 MCs 对人类健康危害的 风险,世界卫生组织提出了饮用水中微囊藻毒素 MC-LR 的安全限量为 1 加索·L $^{-1}$,同时,根据这个限量标准,提出成人的每日允许摄入 MCs 的安全限量值(以 BW 计)为 $0.04\,$ μg·(kg·d) $^{-1}$ [7].

已有研究表明,不同时间和不同区域的水环境中 MCs 的质量浓度存在巨大差异,最大可达 5 个数量级^[1]. 水环境中 MCs 产生主要受蓝藻生物量和环境因子共同作用,但是不同水环境中 MCs 产生与环境因子和蓝藻生物量之间的关系并不完全一致^[1]. 譬如,有些研究发现, MCs 与温度、营养盐和蓝藻生物量之间存在正相关关系^[8,9],但是在另外一些研究中却是负相关或者没有明显的相关性^[10~12]. 此外,不同湖泊具有其独特的水文水环境特征. 因此,水环境中 MCs 的产生与环境因子之间的关系还需要大量的研究,识别影响 MCs 产生的关键控制因子,为水环境中 MCs 的防控提供科学依据.

鄱阳湖是我国的第一大淡水湖,也是仅有的两个通江湖泊之一.近年来,随着江西省经济的快速 发展和周边人类活动的加剧,鄱阳湖水污染日趋严 重,湖泊已经达到了富营养化的水平^[13].而且,鄱阳湖水体中已经检出了不同质量浓度 MCs 的污染^[9,14,15].但是,关于鄱阳湖 MCs 的研究比较少,本研究团队对鄱阳湖夏季 MCs 的空间分布格局进行了探讨^[15],Wu等^[9]和隋海霞等^[14]对鄱阳湖局部区域夏秋季节的 MCs 变化情况进行初步的研究,而关于整个鄱阳湖 MCs 季节变化的研究还未见报道.鉴于鄱阳湖与太湖、巢湖等封闭湖泊的水动力特点不同,因此,开展鄱阳湖 MCs 时空分布特征及影响因素研究非常必要,以期为鄱阳湖饮用水源地的选择和探索 MCs 的产生规律提供科学依据.

1 材料与方法

1.1 研究地点

鄱阳湖(28°04′~29°46′N,115°49′~116°46′E)位于江西省北部、长江中下游南岸,是我国最大的通江湖泊^[16].鄱阳湖多年平均水域面积3900km²,但其一年内的水域面积变化较大,星子站水位在7.12~22.50 m之间波动时,水域面积也在140~4500km²之间变化,呈现"洪水一片,枯水一线"的奇特景观^[16].鄱阳湖在长江流域中发挥着巨大的调蓄洪水和保护生物多样性等特殊生态功能,对维系区域和国家生态安全具有重要作用^[17].

1.2 主要试剂和仪器

1.2.1 试剂

实验用水为 Milli-Q 超纯水系统处理后的超纯水;甲醇、甲酸、乙酸铵均为色谱纯,其它化学试剂为分析纯;其中色谱纯甲醇购于美国 Tedia 公司,甲酸购于上海阿拉丁生化科技股份有限公司,乙酸铵购于美国的 Alfa Aesar 化学有限公司;标准品MC-RR 和 MC-YR 购于中国台湾藻研有限公司,

MC-LR 购于瑞士的 Alexis 生物化学公司. 0.45 μ m 的醋酸纤维滤膜,采用 1:1的盐酸浸泡 12 h,并用 Milli-Q 超纯水反复清洗至中性,干燥后密封备用. 玻璃纤维 GF/C 滤膜为 Whatman 公司产品(孔径:1.2 μ m;布伦特福德,英国), HLB 小柱为 Waters 公司的产品(Oasis HLB, 3 cc, 60 mg, 30 μ m;马萨诸塞州,美国).

1.2.2 仪器

Milli-Q 超纯水系统为 Millipore 公司产品(MA,美国),超声波数字测深仪(蒙德塞,奥地利),YSI 手持式野外水质分析测量仪(科罗拉多州,美国).超高效液相色谱-三重四极杆质谱/质谱联用仪(UPLC-MS/MS)(型号 Agilent 6460)(加利福尼亚州,美国).电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS;型号 Perkinelmer Sciex Elan 9000,马萨诸塞州,美国)

1.3 样品采集

根据鄱阳湖面积、地形地貌以及水体水质的变化规律等,在鄱阳湖一共设置了34个采样点(图1).采样时间为2012年的4月、8月、10月和2013年1月.根据鄱阳湖不同季节水位的变动情况,夏季(2012年8月)在设定的34个采样点进行样品的采集,而其它3次采样均在其中的15个采样点(1~8、10~12、17、19、20、34)采集.用5L玻璃采水器采集表层(离表面0.5 m)和底层(离湖底0.5 m)的水样,混合后取500 mL用于测定微囊藻毒素,另取1L水样用于测定叶绿素a(Chl-a)、营养盐、重金属和高锰酸盐指数.取1L混合水样,现场加入约为水样1%的鲁哥试剂进行固定,用于浮游植物的分析鉴定.

1.4 水质指标分析

现场采用超声波数字测深仪测定采样点水深, 采用 YSI 水质分析测量仪测定水温、电导率和 pH, 塞式透明度盘测定水体透明度. 叶绿素 a (Chl-a) 采用热乙醇法进行测定 [18], 高锰酸盐指数、总氮 (TN)、总磷 (TP)、磷酸盐 ($PO_4^{3-}-P$)、亚硝酸盐 ($NO_2^{-}-N$)、硝酸盐 ($NO_3^{-}-N$)和铵盐 ($NH_4^{+}-N$)按照 美国公共卫生协会的标准方法进行测定 [19].

1.5 金属分析

重金属样品的前处理参照张大文等^[20]的方法: 取 100 mL 水样过用硝酸处理后的醋酸纤维滤膜, 收集滤液用于测定水体中溶解性的 Ca、Mg、Fe、Cu 和 Zn. 滤液装入 50 mL 的塑料方瓶中, 加入浓硝酸固定至 pH 值小于 2, 密封后避光保存, 带回实验室

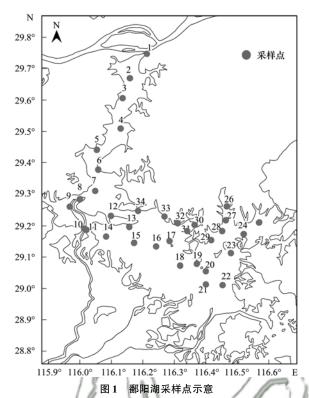


Fig. 1 Location of sampling sites in Poyang Lake

后放入4℃的冰箱中保存,水中溶解性 Ca、Mg、Fe、Cu 和 Zn 采用 ICP-MS 进行测定.

1.6 浮游植物的分析鉴定

现场鲁哥试剂固定后的样品带回实验室后,通过静置沉淀48 h 后去除上清液,浓缩至30 mL 后滴加福尔马林保存,显微镜镜检,对其中的浮游植物进行定性和定量分析.

1.7 水柱中微囊藻毒素的前处理与测定

MCs的前处理和分析测定方法参照 Zhang 等[15]的方法进行:量取 500 mL 混合水样经 GF/C 滤膜过滤, 收集滤液和滤膜分别用于胞外 MCs (extracellular MCs, EMCs 为胞外的 MC-RR、MC-YR 和 MC-LR 质量浓度的总和)和胞内 MCs (intracellular MCs, IMCs 为胞内的 MC-RR、MC-YR 和 MC-LR 质量浓度的总和)的测定. 滤液带回实验 室之后,采用 HLB 柱富集其中的 MCs. HLB 使用前 先用 10 mL 甲醇和 10 mL 水进行预处理, 富集完成 后采用 10 mL 20% 的甲醇淋洗, 最后用 10 mL 甲醇 将富集柱上的 MCs 洗脱, 收集后氮气吹干待测. 滤 膜带回实验室后放入 - 20℃的冰箱中冷冻 48 h 以 上,采用冷冻干燥机冻干,干燥后的滤膜放入锥形 瓶中,加入15 mL75%的甲醇,放在摇床上振荡3 h(220 r·min⁻¹), 用18 000 r·min⁻¹的超速离心机在 4℃下离心 10 min, 取出上清液, 按照上述的步骤再

重复两次,合并3次的上清液,用去离子水按照1:5(提取液:去离子水)的比例稀释后,按照滤液的处理方法富集滤膜中的 MCs.

氮吹后的样品用 1 mL 流动相定容后,采用Agilent 超高效液相色谱-串联质谱仪进行定量分析.液相色谱和质谱的条件参照 Zhang 等^[15]的方法进行.

1.8 质量控制与数据分析

以过 GF/C 滤膜后的去离子水作为流程空白对照,在 500 mL 的空白水样中添加 5 ng 的 MC-RR、MC-YR 和 MC-LR 标准品,按照样品的处理过程和仪器分析条件进行回收率检测.

本文采用 SPSS 13.0 对数据进行统计分析,采用 Surfer 8.0 和 Origin 8.0 制图.

2 结果与讨论

2.1 微囊藻毒素回收率

水样 MC-RR、MC-YR 和 MC-LR 加标回收率分别为 75.88%、89.65% 和 94.28% (n=3),相对标准偏差分别为 6.33%、5.67% 和 6.10%.

2.2 水体理化和生物因子

研究期间鄱阳湖各种理化和生物指标如表1所 示. 鄱阳湖水体理化指标(pH、透明度、水温、电导 率、高锰酸盐指数、TN、TP、PO3--P、NO,-N、 NO₃-N和 NH₄+-N)均值分别为 8.32、0.53 m、 21.55°C \ 126.63 $\mu \text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ \ 2.61 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ \ 1.30 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 0.08 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 0.03 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 0.02 mg·L⁻¹、0.69 mg·L⁻¹和 0.24 mg·L⁻¹, 其值范围分 别为 7.45~8.99、0.10~1.80 m、3.37~31.67℃、 74. 00 ~ 242. 10 $\mu \text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$, 1. 43 ~ 6. 06 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ $0.48 \sim 3.02 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \ 0.02 \sim 0.48 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \ 0.01 \sim$ $0.08 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $0.0 \sim 0.14 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $0.22 \sim 1.28$ mg·L⁻¹和 0.00 ~ 2.15 mg·L⁻¹. 研究期间生物学指 标 Chl-a、微囊藻生物量、鱼腥藻生物量、颤藻生物 量和蓝藻生物量的均值分别是 6.31 µg·L⁻¹、0.79 $mg \cdot L^{-1}$ 、 0.55 $mg \cdot L^{-1}$ 、 0.35 $mg \cdot L^{-1}$ 和 1.85mg·L⁻¹, 其值范围分别是 0.69~20.89 μg·L⁻¹、 $0.00 \sim 4.40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $0.00 \sim 3.51 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $0.00 \sim$ 3.57 mg·L⁻¹和 0.00 ~ 6.53 mg·L⁻¹. 研究期间 Ca、 Cu、Fe、Mg 和 Zn 离子均值分别为 9.30 mg·L⁻¹、 2. 17 μg·L⁻¹、141. 33 μg·L⁻¹、1. 72 mg·L⁻¹ 和 22.56 μg·L⁻¹, 其值范围分别为 2.57 ~ 29.18 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 0.38 ~ 4.89 $\mu \text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 34.19 ~ 294.13 $\mu g \cdot L^{-1}$ 、 0.55 ~ 4.47 $mg \cdot L^{-1}$ 和 1.14 ~ 77.99

表 1 研究期间鄱阳湖各种理化和生物指标

Table 1 Physico-chemical and biological parameters

in Poyang Lake during the study period

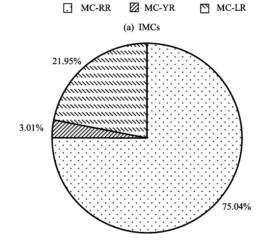
参数	最小值	最大值	平均值
pH	7. 45	8. 99	8. 32
透明度/m	0.10	1.80	0.53
水温/℃	3.37	31. 67	21. 55
电导率/μS·cm ⁻¹	74.00	242. 10	126. 63
高锰酸盐指数/mg·L-1	1.43	6.06	2. 61
$TN/mg \cdot L^{-1}$	0.48	3.02	1. 30
TP/mg·L ⁻¹	0.02	0.48	0.08
PO_4^{3-} -P/mg·L ⁻¹	0.01	0.08	0.03
NO_2^- -N/mg \cdot L $^{-1}$	0.00	0. 14	0.02
NO_3^- -N/mg • L $^{-1}$	0. 22	1. 28	0. 69
$\mathrm{NH_4^+}$ -N/mg \cdot L $^{-1}$	0.00	2. 15	0. 24
Chl-a/µg·L ⁻¹	0.69	20. 89	6. 31
微囊藻生物量/mg·L-1	0.00	4.40	0. 79
鱼腥藻生物量/mg·L-1	0.00	3.51	0. 55
颤藻生物量/mg·L-1	0.00	3. 57	0. 35
蓝藻生物量/mg·L-1	0.00	6. 53	1. 85
Ca/mg·L ⁻¹	2. 57	29. 18	9. 30
Cu/μg•L ⁻¹	0.38	4. 89	2. 17
Fe/μg·L ⁻¹	34. 19	294. 13	141. 33
Mg/mg·L ⁻¹	0. 55	4. 47	1. 72
Zn/μg·L ⁻¹	1.14	77. 99	22. 56

ւց•L⁻¹

2.3 鄱阳湖微囊藻毒素的组成及污染水平

迄今为止,已经发现了100余种微囊藻毒 素[4],其中, MC-RR、MC-YR 和 MC-LR 是自然水体 中最常见的3种[21]. 已有的研究表明, 天然水体中 MCs 的种类及组成比例与蓝藻的种类及群落结构有 关,同时不同地域水体中 MCs 的种类组成也存在差 异[10]. 在本研究中, 无论是胞内还是胞外毒素, MC-RR 所占比例均最高(IMC-RR 占 75.04%, EMC-RR 占 71.34%), 其次是 MC-LR (IMC-LR 占 21.95%, EMC-LR 占 24.97%), MC-YR 所占比例 最低(IMC-YR 和 EMC-YR 分别为 3.01% 和 3.69%)(图2),这与我国的洋河水库[8]、南非的 Hartbeesporrt Dam 水库^[22]、太湖^[23]、Oneida 湖 泊[24]和官厅水库[25]的研究结果一致,但与南非的 Swartspruit 河流^[26]、巢湖^[12]和 Mozambican 湖^[27]中 的结果存在差异,在这些水体中,MC-LR 是最主要 的毒素种类.

鄱阳湖水柱中 MCs 的质量浓度水平见表 2. 从中可知,鄱阳湖 4 个季度 IMCs 的均值为 235. 21 $\text{ng} \cdot \text{L}^{-1}$, EMCs 的均值为 103. 53 $\text{ng} \cdot \text{L}^{-1}$, 其质量浓度范围分别为 0. 00 ~ 2 298. 08 $\text{ng} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 0. 00 ~ 1 219. 77 $\text{ng} \cdot \text{L}^{-1}$, 而水柱中微囊藻毒素总量(IMCs



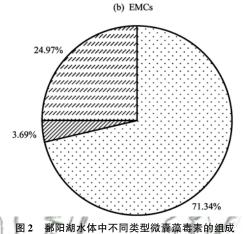


图 2 郵阳湖水体中不同类型侧囊藻毒素的组成 Fig. 2 Percentage that each variant contributed to the total microcystins concentration in water column of Poyang Lake

+ EMCs; TMCs) 均值为 337. 43 ng·L⁻¹, 范围为 $0.49 \sim 3517.85$ ng·L⁻¹. 与国内外其它水体中微囊藻毒素污染水平相比,鄱阳湖微囊藻毒素的污染处于较低的水平. 鄱阳湖微囊藻毒素的污染水平高于北极的 18 个湖泊($5 \sim 400$ ng·L⁻¹) 和北美洲的 Erie 湖泊($ND \sim 1900$ ng·L⁻¹),但低于美国内布拉斯加州湖泊群($ND \sim 44500$ ng·L⁻¹)、阿根廷的 Los Padres 湖泊($220 \sim 14960$ ng·L⁻¹)、巢湖($280 \sim 8860$ ng·L⁻¹)、土耳其的 Egirdir 湖($2900 \sim 13500$ ng·L⁻¹) [21] 和太湖($147 \sim 30992$ ng·L⁻¹) [23].

为了降低 MCs 对人类健康的潜在威胁,世界卫生组织(WHO)提出饮用水中 MC-LR 的安全限量为 $1 \mu g \cdot L^{-1[7]}$. 在本研究中,根据已有研究中关于小鼠中 MC-RR、MC-YR 和 MC-LR 的半致死剂量[28],将 MC-RR 和 MC-YR 的质量浓度转换为等量的 MC-LR(MC-LReq). 在所有分析的 79 个水样品中,有 2个水样品中 TMC-LReq 质量浓度超过 WHO 规定的安全限量值,所占比例为 2. 53%.

表 2 鄱阳湖水柱中微囊藻毒素水平1)/ng·L-1

Table 2 Microcystins levels in water column of Poyang Lake/ng·	L-	1
--	----	---

项目	指标	最小值	最大值	平均值
	IMC-RR	0.00	1 789. 70	176. 50
胞内毒素	IMC-YR	0.00	74. 57	7.08
)四八年末	IMC-LR	0.00	455.66	51.63
	IMCs	0.00	2 298. 08	235. 21
	EMC-RR	0.00	816. 90	73. 86
胞外毒素	EMC-YR	0.00	44. 35	3.82
旭川母泉	EMC-LR	0.00	358. 52	25. 85
	EMCs	0.00	1 219. 77	103. 53
胞内 + 胞外毒素	TMCs	0.49	3 517. 85	337. 43

1) IMCs 胞内毒素; EMCs 胞外毒素; TMCs 胞内毒素 + 胞外毒素

2.4 微囊藻毒素与生物和环境理化因子之间的 关系

已有的研究表明,自然水体中潜在产生 MCs 的 蓝藻种类有微囊藻、颤藻、鱼腥藻、项圈藻等[6]. 在本研究中,研究小组在鄱阳湖发现了微囊藻、颤藻和鱼腥藻这 3 种潜在的产毒蓝藻,且 IMCs 和 EMCs 与微囊藻生物量(IMCs 为 r=0.47, P<0.01; EMCs 为 r=0.35, P<0.01)、蓝藻生物量(IMCs 为 r=0.56, P<0.01; EMCs 为 r=0.68, P<0.01; EMCs 为 r=0.68, P<0.01; EMCs 为 r=0.64, P<0.01)、颤藻生物量(IMCs 为 r=0.68, P<0.01; EMCs 为 r=0.64, P<0.01)和 Chl-a(IMCs 为 r=0.28, P<0.01; EMCs 为 r=0.28, P<0.01

众所周知,微囊藻毒素的产量受一系列环境理化因子的共同作用,譬如,营养盐、水文因子(水流、扰动等)、水温、电导率、pH 等 $^{[1,29]}$. 在本研究中,微囊藻毒素与各种环境理化指标之间的相关关系分析如表 4 所示,IMCs 和 EMCs 均与水温 (IMCs 为 r=0.51, P<0.01; EMCs 为 r=0.48, P<0.01) 和透明度 (IMCs 为 r=0.69, P<0.01; EMCs 为 r=0.62, P<0.01)之间呈现显著的正相关关系,与 TN (IMCs 为 r=-0.44, P<0.01; EMCs 为 r=-0.29, P<0.01; EMCs 为 r=-0.29, P<0.01)、TP (IMCs 为 r=-0.29, P<0.01)、NO $^-_2$ -N (IMCs 为 r=-0.28, P<0.05; EMCs 为 r=-0.33, P<0.05; EMCs 为 r=-0.29, P<0.05) 是现显著的负相关关系,但与 pH、 PO_4^{3-} -P、 NO_3^{-} -N、电导率、

高锰酸盐指数之间没有显著的相关关系(P>0.05). 上述结果表明,光照强度(透明度反映)、氮、磷、水温是控制鄱阳湖微囊藻毒素产生的重要因子,这与滇池^[30]、洋河水库^[8]和太湖^[31]的研究结果一致. 这些研究中均发现氮、磷和水温对微囊藻毒素的产生起着非常重要的作用. 而本研究中鄱

阳湖微囊藻毒素与氮和磷的负相关关系可能是由于产毒蓝藻生长和产毒消耗^[1]所致,因为鄱阳湖丰水期水量远远大于枯水期(2012年8月鄱阳湖星子站平均水位是18.36 m,而1月的平均水位是8.93 m,数据来源于中国科学院鄱阳湖湖泊湿地观测研究站).

表3 鄱阳湖微囊藻毒素与生物因子之间相关关系1)(n=79)

Table 3 Correlation analysis between MCs concentrations and biological parameters in Poyan
--

指标	IMC-RR	IMC-YR	IMC-LR	IMCs	EMC-RR	EMC-YR	EMC-LR	EMCs	TMCs
微囊藻	0. 45 *	0.48 *	0.48 *	0. 47 *	0. 35 **	0. 36 **	0. 32 **	0. 35 **	0. 44 *
鱼腥藻	0. 03	0.02	0.05	0.03	-0.04	-0.04	-0.01	-0.03	0.02
颤藻	0. 68 *	0.53 *	0. 64 *	0. 68 *	0. 61 *	0. 65 *	0. 70 *	0. 64 *	0. 68 *
蓝藻	0. 55 *	0.51 *	0. 56 *	0. 56 *	0. 44 *	0. 46 *	0. 46 *	0.46*	0. 54 *
Chl-a	0. 26 **	0. 28 **	0. 35 *	0. 28 *	0.18	0. 23 **	0. 23 **	0. 23 **	0. 27 **

^{1) *}表示 P < 0.01; **表示 P < 0.05, 下同

表 4 鄱阳湖微囊藻毒素与环境理化之间相关关系(n=79)

Table 4 Correlation analysis between MCs concentrations and physicochemical parameters in Poyang Lake (n = 79)

指标	IMC-RR	IMC-YR	IMC-LR	IMCs	EMC-RR	EMC-YR	EMC-LR	EMCs TMCs
pH	-0.04	-0.09	-0.05	-0.05	0. 21	0. 17	0. 21	0. 22 0. 04
透明度	0. 69 *	0. 65 *	0.66*	0. 69 *	0. 63 *	0. 59 *	0. 56 *	0. 62 * 0. 68 *
水温	0. 50 *	0.48 *	0.49 *	0. 51 *	0. 49 *	0.48*	0. 43 *	0. 48 * 0. 51 *
电导率	-0.17	-0.19	-0.17	-0.17	-0.07	- O. 11	-0.11	-0.09 (-0.15)
TN	-0.43 *	-0.45 *	- 0. 44 *	-0.44 *	-0.36*	-0.37 *	-0. 35 *	-0.36 * -0.43 *
TP	-0. 29 *	-0.28 *	-0.27 *	-0. 29 *	-0. 28 *	- 0. 27 *	-0.25*	-0.29 * -0.29 *
高锰酸盐指数	-0.14	-0.12	-0.0.09	-0.13	-0. 27 **	-0.14	-0.11	-0. 23 -0. 17
PO ₄ = -P	-0.22	-0.20	-0.21	-0, 22	-0.21	-0.20	-0.18	-0.20 -0.22
NO_2^- -N	-0. 29 **	-0. 25 **	-0. 25 **	-0. 28 **	-0.21	-0.19	-0. 23 **	-0. 22 ** -0. 27 **
NO ₃ -N	0. 18	0. 13	0.11	0. 17	0. 24 **	0. 19	0.10	0. 21 0. 18
NH ₄ -N	-0.33*	-0.31 *	-0.33*	-0. 33 *	-0. 29 *	-0. 28 *	-0. 26 **	-0. 29 * -0. 33 *

微量元素 Ca、Fe、Mg、Cu、Zn 是藻类生长和代谢所必需的微量元素 $^{[1,32]}$,且已有的研究证实,这几种微量元素也能影响微囊藻毒素的产生 $^{[1,33,34]}$. 在本研究中,IMCs 和 EMCs 均与 Fe(IMCs 为 r = 0.43, r < 0.01;EMCs 为 r = 0.47, r < 0.01)和 Zn(IMCs 为 r = 0.43, r < 0.01;EMCs 为 r = 0.50, r < 0.01)之间存在显著的正相关关系(表5),与 Ca (IMCs 为 r = -0.34, r < 0.01;EMCs 为 r = -0.25, r < 0.01)和 Mg(IMCs 为 r = -0.35, r < 0.05;EMCs 为 r = -0.32, r < 0.05)之间存在显著的相关关系(r > 0.05),这

表明金属离子 Ca、Mg、Fe、Zn 在一定程度上能影响微囊藻毒素的产生. 微囊藻毒素与 Ca 和 Mg 离子之间的负相关关系可能是由微囊藻毒素合成中的消耗以及夏季大量地表径流的稀释所致,这与 Graham等^[34]在 Missouri 水库的结果一致,他们在研究中发现, Missouri 水库中微囊藻毒素与 Ca 和 Mg 离子之间呈现显著的负相关关系.同时,室内研究结果显示,微囊藻密度随钙、镁离子质量浓度的增加而增加^[32].此外,已有的研究表明,Fe 可以促进微囊藻毒素的合成,而 Cu 和 Zn 主要通过影响产毒藻类的生长繁殖从而间接影响微囊藻毒素的产生^[1,33,35].

表 5 鄱阳湖微囊藻毒素与金属离子之间相关关系(n=79)

Table 5 Correlation analysis between MCs concentrations and metal elements concentrations in Poyang Lake (n = 79)

		-					, 0	,	
指标	IMC-RR	IMC-YR	IMC-LR	IMCs	EMC-RR	EMC-YR	EMC-LR	EMCs	TMCs
Ca	-0.34*	- 0. 33 *	-0.33 *	-0.34 *	-0.24	-0.28 **	-0.26**	-0. 25 **	-0.32*
Cu	0.17	0. 19	0. 15	0. 17	0. 19	0. 15	0. 16	0.18	0. 18
Fe	0.43 *	0. 43 *	0. 39 *	0. 43 *	0.49 *	0.46 *	0. 39 *	0. 47 *	0. 46 *
Mg	-0.35 *	-0.32 **	-0.32 **	-0.35 *	-0.31 **	-0.34 *	-0.32 **	-0.32 **	-0.35 *
Zn	0.42 *	0. 45 *	0. 42 *	0. 43 *	0.49 *	0. 52 *	0. 47 *	0. 50 *	0. 46 *

2.5 鄱阳湖微囊藻毒素时空分布

总体而言, 水华中有毒蓝藻比例和生物量的变 动是导致 MCs 在时间和空间上产生变化的主要原 因[36], 而且, MCs 在时间和空间上的变化非常巨 大,可以相差数个数量级[34,37]. 在本研究中,鄱阳 湖胞内和胞外毒素呈现相似的季节变化规律,即夏 季最高(IMCs 为 531.87 ng·L⁻¹, EMCs 为 232.44 ng·L⁻¹), 其次为秋季(IMCs 为 31.97 ng·L⁻¹, EMCs 为 6.49 ng·L⁻¹), 冬季 (IMCs 为 0.69 ng·L⁻¹, EMCs 为 4.14 ng·L⁻¹)和春季(IMCs 为 0.55 ng·L⁻¹, EMCs 为 0.88 ng·L⁻¹) 较低(图 3), 这与鄱阳湖主要的产毒蓝藻(微囊藻和颤藻)的季 节变化是一致(图4). 鄱阳湖微囊藻和颤藻的峰值 均出现在夏季(微囊藻为 1.55 mg·L-1, 颤藻为 0.67 mg·L⁻¹), 其次为秋季(微囊藻为 0.54 mg·L⁻¹, 颤藻为 0.23 mg·L⁻¹), 冬季(微囊藻为 0.08 mg·L⁻¹, 颤藻为 0.13 mg·L⁻¹) 和春季(微囊 藻为 0. 10 mg·L⁻¹, 颤藻为 0. 00 mg·L⁻¹) 较低. 与 太湖[31] 和巢湖[12] 相比, 鄱阳湖 MCs 的季节变化尤 为明显, 其水位的剧烈变动(采样期间的1月鄱阳 湖星子站水位平均值为8.94 m、4月12.42 m、8月 18.36 m、10 月 12.73 m)和水交换频繁是其主要 原因.

本文以鄱阳湖丰水期 MCs 为对象探索其空间 分布规律. 研究结果显示, 鄱阳湖夏季 IMCs 和 EMCs 的最大值分别为2 298. 08 ng·L⁻¹ 和1 219. 77 ng·L⁻¹, 均出现在8号点(蚌湖进入鄱阳湖的入 口);最小值分别为92.53 ng·L⁻¹和38.80 ng·L⁻¹, 分别位于21号点(南矶乡和莲湖乡之间)和19号 点(主航道). IMCs 和 EMCs 的最大值和最小值分 别相差了25和34倍,这说明鄱阳湖微囊藻毒素具 有明显的空间分布. 鄱阳湖微囊藻毒素的空间分布 特征如图 5 所示. 鄱阳湖 IMCs 的空间分布整体上 呈现东部湖汊群、松门山周围以及蚌湖和蚌湖口较 高, 其它区域较低的趋势, 这是由鄱阳湖水文水动 力特点和营养盐的分布共同作用的结果. 鄱阳湖水 流由南向北流动,其主要入湖河流均分布湖泊的西 南部,水流进入之后向东北部和北部流动,从而致 使东部湖汊群的水流较缓,此外,东部湖汊群是鄱 阳湖水产的重要养殖区,污染相对较严重[38].鄱阳 湖水流和高营养水平共同导致了东部湖汊群高水平 的 MCs. 松门山周边水域 MCs 质量浓度较高可能是 由鄱阳湖水体流动和鄱阳湖的地形特点共同导致 的, 因为鄱阳湖南部的水流均需要经过松门山和都

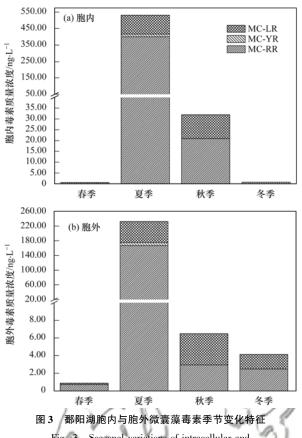


Fig. 3 Seasonal variations of intracellular and extracellular MCs in Poyang Lake

昌县之间的一条狭长水道,最终注入长江. 南部区域形成的蓝藻通过该水道的时候,由于松门山的阻挡作用而在其周边聚集,从而形成了 MCs 这一高污染区域. 蚌湖是位于鄱阳湖中西部的一个小湖汊,仅有一个小口与鄱阳湖相连,因此, 蚌湖相对封闭,水体流动相对缓慢,在夏季容易形成蓝藻水华,致使该湖泊及与鄱阳湖相连的区域 MCs 质量浓度较高.

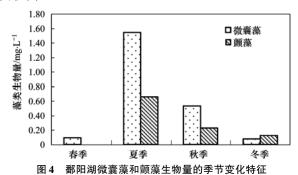


Fig. 4 Seasonal variations of *Microcystis* and *Oscillatoria* biomass in Poyang Lake

鄱阳湖 EMCs 的空间分布格局与 IMCs 之间存在一些差异, 其空间分布呈现松门山周围和蚌湖及附近区域较高, 其它区域较低的趋势(图 5), 这可

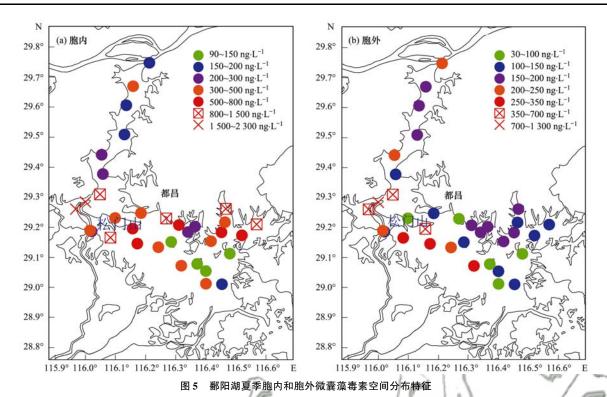


Fig. 5 Spatial distributions of intracellular and extracellular MCs of Poyang Lake in summer

能是由鄱阳湖退水和 EMCs 的产生特点共同导致的. 众所周知, 微囊藻毒素是胞内毒素, EMCs 是由有毒蓝藻细胞死亡破裂之后释放进入水体形成. 同时, 8 月的取样期间正处于鄱阳湖的退水时期. 本研究采样时间为 2012 年 8 月 14 ~ 18 日, 而鄱阳湖从 2012 年 8 月 13 日后处于持续退水时期. 8 月 13日鄱阳湖星子站水位为 19.44 m, 到此次采样结束的 8 月 18 日, 该点水位降低至 18.54 m.

3 结论

- (1)鄱阳湖微囊藻毒素的污染整体上处于较低的水平,但是局部区域污染严重,超过了 WHO 规定的饮用水安全限量标准.
- (2)微囊藻和颤藻是鄱阳湖微囊藻毒素的主要产毒种类.
- (3)鄱阳湖微囊藻毒素具有明显的季节变化, 呈现夏季最高, 秋季次之, 冬季和春季较低的 趋势.
- (4)鄱阳湖 IMCs 的空间分布在整体上呈现东部湖汊群、松门山周围以及蚌湖和蚌湖口较高,其它区域较低的趋势,而 EMCs 呈现松门山周围和蚌湖及附近区域较高,其它区域较低的趋势.
- (5)鄱阳湖 IMCs 与微囊藻生物量、颤藻生物量、蓝藻生物量、Chl-a、水温、透明度、Fe 和 Zn 之

间均具有显著的正相关关系,与 TN、TP、NO₂-N、NH₄+N、Ca 和 Mg 均呈现显著的负相关关系,这说明微囊藻和颤藻是鄱阳湖微囊藻毒素的主要产毒藻类,而光照强度(透明度反映)、氮、磷、水温是控制鄱阳湖微囊藻毒素产生的重要因子,金属离子Ca、Mg、Fe、Zn 在一定程度上能影响微囊藻毒素的产生.

致谢:感谢中国科学院鄱阳湖湖泊湿地综合研究站提供鄱阳湖水位数据以及在样品采集、处理、分析给予的大力支持和帮助.

参考文献:

- [1] Dai R H, Wang P F, Jia P L, et al. A review on factors affecting microcystins production by algae in aquatic environments [J].
 World Journal of Microbiology and Biotechnology, 2016, 32(3):
 51.
- [2] Brookes J D, Carey C C. Resilience to blooms [J]. Science, 2011, 334(6052): 46-47.
- [3] 谢平. 水生动物体内的微囊藻毒素及其对人类健康的潜在威胁[M]. 北京: 科学出版社, 2006.

 Xie P. Microcystins in aquatic animals with potential risk to human health[M]. Beijing; Science Press, 2006.
- [4] Bouhaddada R, Nélieu S, Nasri H, et al. High diversity of microcystins in a Microcystis bloom from an algerian lake [J]. Environmental Pollution, 2016, 216: 836-844.
- [5] Fujiki H, Suganuma M. Tumor promoters-microcystin-LR, nodularin and TNF-α and human cancer development[J]. Anti-Cancer Agents in Medicinal Chemistry, 2011, 11(1): 4-18.
- [6] 谢平. 微囊藻毒素对人类健康影响相关研究的回顾[J]. 湖

- 泊科学, 2009, 21(5): 603-613.
- Xie P. A review on the studies related to the effects of microcystins on human health $[\ J\]$. Journal of Lake Sciences, 2009, 21(5); 603-613.
- [7] Falconer I, Bartram J, Chorus I, et al. Safe levels and safe practice [A]. In: Chorus I, Bartram J (Eds.). Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management [C]. London: Spon Press, 1999. 155-178.
- [8] 王敏, 刘祥, 陈求稳, 等. 洋河水库微囊藻毒素及产毒株种群丰度的时空分布特征[J]. 环境科学学报, 2017, 37(4): 1307-1315.
 - Wang M, Liu X, Chen Q W, et al. Spatio-temporal distribution of microcystins and microcystin-producing cells in the Yanghe Reservoir [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2017, 37 (4): 1307-1315.
- [9] Wu S K, Xie P, Liang G D, et al. Relationships between microcystins and environmental parameters in 30 subtropical shallow lakes along the Yangtze River, China [J]. Freshwater Biology, 2006, 51(12): 2309-2319.
- [10] Jurczak T, Tarczyńska M, Karlsson K, et al. Characterization and diversity of cyano-bacterial hepatotoxins (microcystins) in blooms from polish freshwaters identified by liquid chromatography-electrospray ionisation mass spectrometry [J]. Chromatographia, 2004, 59(9-10): 571-578.
- [11] Duong T T, Le T P Q, Dao T S, et al. Seasonal variation of cyanobacteria and microcystins in the Nui Coc Reservoir, Northern Vietnam[J]. Journal of Applied Phycology, 2013, 25 (4): 1065-1075.
- [12] Yang H, Xie P, Xu J, et al. Seasonal variation of microcystin concentration in Lake Chaohu, a shallow subtropical lake in the People's Republic of China [J]. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 2006, 77(3): 367-374.
- [13] Liao M N, Yu G, Guo Y. Eutrophication in Poyang Lake (Eastern China) over the last 300 years in response to changes in climate and Lake Biomass [J]. PLoS One, 2017, 12 (1): e0169319.
- [14] 隋海霞,徐海滨,严卫星,等. 淀山湖及鄱阳湖水体中微囊 藻毒素的污染[J]. 环境与健康杂志,2007,24(3):136-138.
 - Sui H X, Xu H B, Yan W X, et al. Pollution status of microcystin in Dianshan Lake and Poyang Lake in China [J]. Journal of Environment and Health, 2007, 24(3): 136-138.
- [15] Zhang D W, Liao Q G, Zhang L, et al. Occurrence and spatial distributions of microcystins in Poyang Lake, the largest freshwater lake in China[J]. Ecotoxicology, 2015, 24(1): 19-28
- [16] 许继军,陈进. 鄱阳湖口生态水利工程方案探讨[J]. 人民长江,2009,40(3):17-19.
 Xu J J, Chen J. Discussion on the scheme of eco-hydraulic project on the estuary of Poyang Lake[J]. Yangtze River, 2009,40(3):17-19,24.
- [17] 李芬, 甄霖, 黄河清, 等. 土地利用功能变化与利益相关者 受偿意愿及经济补偿研究[J]. 资源科学, 2009, 31(4): 580-589.
 - Li F, Zhen L, Huang H Q, et al. Impacts of land use functional change on WTA and economic compensation for core stakeholders

- [J]. Resources Science, 2009, 31(4): 580-589.
- [18] 陈宇炜,高锡云. 浮游植物叶绿素 a 含量测定方法的比较测定[J]. 湖泊科学, 2000, **12**(2):185-188.

 Chen Y W, Gao X Y. Comparison of two methods for phytoplankton chlorophyll-a concentration measurement [J].

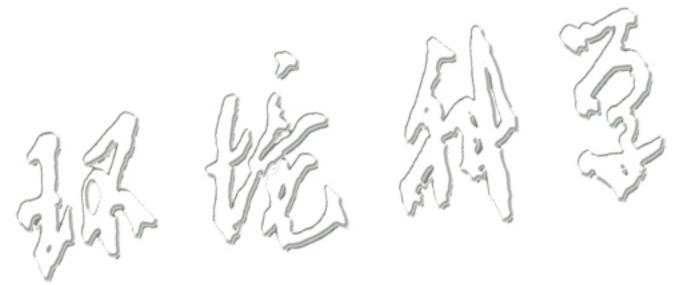
 Journal of Lake Sciences, 2000, **12**(2):185-188.

39 卷

- [19] American Public Health Association (APHA). Standard methods for the examination of water and wastewater, (20th ed.) [M]. Washington: American Public Health Association, 1998.
- [20] 张大文,张莉,何俊海,等. 鄱阳湖溶解态重金属空间分布格局及风险评估[J]. 生态学报, 2015, 35(24): 8028-8035. Zhang D W, Zhang L, He J H, et al. Spatial distributions and risk assessment of dissolved heavy metals in Poyang Lake [J]. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(24): 8028-8035.
- [21] Buratti F M, Manganelli M, Vichi S, et al. Cyanotoxins: producing organisms, occurrence, toxicity, mechanism of action and human health toxicological risk evaluation [J]. Archives of Toxicology, 2017, 91(3): 1049-1130.
- [22] Mbukwa E A, Msagati T A M, Mamba B B. Quantitative variations of intracellular microcystin-LR, -RR and -YR in samples collected from four locations in Hartbeespoort Dam in North West Province (South Africa) during the 2010/2011 summer season [J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2012, 9(10): 3484-3505.
- [23] Wang X Y, Sun M J, Wang J M, et al. Microcystis genotype succession and related environmental factors in Lake Taihu during cyanobacterial blooms [J]. Microbial Ecology, 2012, 64 (4): 986-999.
- [24] Hotto A M, Satchwell M F, Berry D L, et al. Spatial and temporal diversity of microcystins and microcystin-producing genotypes in Oneida Lake, NY [J]. Harmful Algae, 2008, 7 (5): 671-681.
- [25] Dai R H, Liu H J, Qu J H, et al. Cyanobacteria and their toxins in Guanting Reservoir of Beijing, China [J]. Journal of Hazardous Materials, 2008, 153(1-2): 470-477.
- [26] Eguzozie K, Mavumengwana V, Nkosi D, et al. Bioaccumulation and quantitative variations of Microcystins in the Swartspruit River, South Africa [J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2016, 71(2): 286-296.
- [27] Pedro O, Correia D, Lie E, et al. Polymerase chain reaction (PCR) detection of the predominant microcystin-producing genotype of cyanobacteria in Mozambican lakes [J]. African Journal of Biotechnology, 2011, 10(83): 19299-19308.
- [28] 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.
- [29] 魏代春, 苏婧, 王骥, 等. 微囊藻毒素分布及与理化因子关系的研究进展[J]. 环境科学与技术, 2013, **36**(S2): 127-132, 156.
 Wei D C, Su J, Wang J, *et al.* The research on the distribution
 - of microcystin and its relationship with physicochemical factors [J]. Environmental Science & Technology, 2013, **36** (S2): 127-132, 156.
- [30] 潘晓洁,常锋毅,沈银武,等. 滇池水体中微囊藻毒素含量变化与环境因子的相关性研究[J]. 湖泊科学,2006,18(6):572-578.

- Pan X J, Chang F Y, Shen Y W, et al. The correlation between the variation of microcystin content and environment factors in Dianchi Lake [J]. Journal of Lake Sciences, 2006, 18 (6): 572-578.
- [31] 王靖国, 邹华, 张强, 等. 太湖微囊藻毒素的时空分布特征 [J]. 环境科学研究, 2014, **27**(7): 696-703. Wang J G, Zou H, Zhang Q, *et al.* Spatial and temporal distribution of microcystin in Taihu Lake [J]. Research of Environmental Sciences, 2014, **27**(7): 696-703.
- [32] 李林,朱伟,罗永刚. 钙、镁离子在水流作用下对铜绿微囊藻生长的影响[J]. 环境科学与技术,2012,35(5):9-13. Li L, Zhu W, Luo Y G. Effects of calcium/magnesium ions on growth of *Microcystis aeruginosa* under water flow [J]. Environmental Science & Technology, 2012, 35(5):9-13.
- [33] Boopathi T, Ki J S. Impact of environmental factors on the regulation of cyanotoxin production [J]. Toxins, 2014, 6(7): 1951-1978.
- [34] Graham J L, Jones J R, Jones S B, et al. Spatial and temporal dynamics of microcystin in a Missouri reservoir [J]. Lake and

- Reservoir Management, 2006, 22(1): 59-68.
- [35] 李威、杨健、刘洪波、等。微量元素对水华发生、发展的影响[J]. 淡水渔业,2008,38(5):74-79.
 Li W, Yang J, Liu H B, et al. Effects of trace elements on the occurrence and development of water-blooms [J]. Freshwater Fisheries, 2008,38(5):74-79.
- [36] Chorus I. Cyanotoxins-occurrence, causes, consequences[M].
 Berlin; Springer, 2001.
- [37] Welker M, Von Döhren H, Täuscher H, et al. Toxic Microcystis in shallow lake Müggelsee (Germany)-dynamics, distribution, diversity[J]. Archiv für Hydrobiologie, 2003, 157 (2): 227-248
- [38] 郭春晶,周文斌. 鄱阳湖周边几种养殖水体的富营化现状及对水环境影响[J]. 南昌大学学报(理科版),2012,36(4):380-384.
 - Guo C J, Zhou W B. Eutrophic status in the aquaculture water around Poyang Lake and its effects on the water environment [J]. Journal of Nanchang University (Natural Science), 2012, 36 (4): 380-384.



HUANJING KEXUE

Environmental Science (monthly)

Vol. 39 No. 1 Jan. 15, 2018

CONTENTS

CONTENTS	
Variation of O ₃ Concentration in Different Regions of Beijing from 2006-2015	····· WANG Zhan-shan, LI Yun-ting, AN Xin-xin, et al. (1
Source Apportionment of Black Carbon Aerosol in the North Suburb of Nanjing	
Seasonal Characteristics and Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in PM ₁₀ Around Electroplating Plants	···· ZHAO Zhen-li, ZHAO Wei-tuo, HUANG Ting, et al. (18
Characteristics of Organic and Elemental Carbon in PM ₁₀ and PM _{2.5} in Yulin City, Guangxi	·· HUANG Jiong-li, CHEN Zhi-ming, MO Zhao-yu, et al. (27
Concentrations and Compositions of Different Forms of Nitrogen and Phosphorus in Atmospheric Aerosols in the Qingdao Coastal Regi	ion and over the Yellow and Bohai Sea
(-8)	······ ZHANG Rui-feng, QI Jian-hua, DING Xue, et al. (38
Air Quality Subarea Management: A case study of Guangdong Province	····· YANG Liu-lin, LI Min-hui, LIAO Cheng-hao, et al. (49
Remote Sensing Identification of Urban Black-Odor Water Bodies Based on High-Resolution Images: A Case Study in Nanjing	WEN Shuang, WANG Qiao, LI Yun-mei, et al. (57
Simulation of Nitrate Isotopic ($\delta^{15}N$ and $\delta^{18}O$) by Coupling the Hydrology and Transport Processes Described by the SWAT Model	WANG Kang, RAN Ning, LIN Zhong-bing, et al. (68
Estimation of and Control Strategies for Pollution Loads from Non-point Sources in the Chenghai Watershed	····· CHEN Xue-kai, LIU Xiao-bo, PENG Wen-gi, et al. (77
Distribution Characteristics and Health Risk Assessment of Metals in Drinking Water Sources from the Luhun Reservoir	
Distribution Characteristics and Health Risk Assessment of Antibiotics in the Water Supply System in Tianjin	
Organic Distribution Characteristics and Influence on Drinking Water Quality in the Typical Water Sources for Towns in the Southwest	st Hilly Area of China
organic production of the product of	······ WANG Oiong, LI Nai-wen, LI Lei, et al. (109
Health Risk Evaluation of Organochlorine and Organophosphorous Pesticides in Groundwater in Beijing	
Pollution Status and Risks of Dioxin-like Polychlorinated Biphenyls in the Soil of the Yellow River	············· YAO Hong, LJJ Shuang, ZHANG Xu, et al. (123
Effects of Flooding and Drying on the Transformation of Soil Inorganic Phosphorus in the Water-Level-Fluctuating Zone of the Three	Gorges Reservoir China
21.000 of 1.000mg and 21,112g of the Management of the Integrated Transported In the Water 22.00 Transported In the Management of the Integration	······ ZHOU Jian, LI Chun-hui, ZHANG Zhi-yong, et al. (130
Effect of Phosphate on the Ammonium Removal Performance of Iron-Manganese Co-oxide Film in Surface Water Treatment	
ZHU	O Rui-shuang, HUANG Ting-lin, ZHANG Rui-feng, et al. (137
Enhanced Photoelectrocatalytic Oxidation of Cu(CN)3 - and Synchronous Cathodic Deposition of Cu by Peroxydisulfate	
Using HKUST-1 as a Template for Copper Oxides Preparation to Activate Peroxymonosulfate for RhB Degradation	
Evaluation of Performance of an Aminated Rosin-based Resin for Adsorption of Norfloxacin from Aqueous Solutions	MA Ya-hong, HUANG Wan-ting, DIAO Kai-sheng, et al. (161
Arsenic (V) Removal by Granular Adsorbents Made from Backwashing Residuals from Biofilters for Iron and Manganese Removal	ZENG Hui-ping, LÜ Sai-sai, YANG Hang, et al. (170
Arsenic Adsorption and Its Species on Ferrihydrite and Ferrihydrite Colloid	MA Yu-ling, MA Jie, CHEN Ya-li, et al. (179
Comparison of Amphoteric-Cationic and Amphoteric-Anionic Modified Magnetic Bentonites: Characterization and Sorption Capacity of	f Phenol
	····· REN Shuang, MENG Zhao-fu, WANG Teng, et al. (187
Pollution Characteristics of Parabens in Typical Sewage Wastewater	ZHAO Xue, ZHANG Zi-feng, ZHU Fu-jie, et al. (195
Influence of Hydraulic Retention Time on the Treatment of Polluted River Water by an Activated Carbon Rotating Biological Contactor	
Removal and Influence of Ciprofloxacin in a Membrane Bioreactor	DAI Qi, LIU Rui, SHU Xiao-ming, et al. (212
Operation of the AAO Process Under Low Dissolved Oxygen Conditions and Its Simulation	CAO Te-te, WANG Lin, LI Yong-mei (219
Inhibitory Effects of Phosphate and Recovery on a Nitrification System	GU Cheng-wei, CHEN Fang-min, LI Xiang, et al. (227
Effect of Carbon Source on Lab-scale SAD Process in a Wastewater Treatment Plant	LI Dong, ZHAO Shi-xun, WANG Jun-an, et al. (232
Effect of Volume Loading Rate (VLR) on Denitrifying Phosphorus Removal by the ABR-MBR Process	LÜ Liang, YOU Wen, WEI Jia-min, et al. (239
Combined Process of DNBF-O ₃ -GAC for Nitrogen and Phosphorus and Metabolite Advanced Removal	· ZHONG Li-van, HAO Rui-xia, WANG Wei-dong, et al. (247)
Influence of Operating Modes for the Alternating Anoxic/Oxic Process on Biological Nitrogen Removal and Extracellular Polymeric St	ubstances of Activated Sludge
	SUN Hong-wei, CHEN Cui-zhong, WU Chang-feng, et al. (256
Effects of Nanoscale Zero-valent Iron (nZVI) on Denitrifying Performance of an Upflow Granular Sludge Bed Reactor	ZHOU Feng, WANG Fan-fan, QIAN Fei-yue, et al. (263
Influence on Desulfurization Efficiency and Interactions of Fe/S and pH During H ₂ S in situ Depression of High Solid Anaerobic Dige	
Analysis of Storage Sludge Composition Characteristics and Evolutionary Regularity in the Hunhe River Basin	
Enhancement of Anaerobic Methane Production by Removal of Organic-bonding Metals from Sewage Sludge	
Comparison of Different Leaching Methods for Heavy Metals in Sludge Fly Ash and Comprehensive Toxicity Evaluation	
Diurnal Variations of CH ₄ and N ₂ O Fluxes from the Drained Aquaculture Pond in the Minjiang River Estuary During Early Winter	
Effects of Three Soil Amendments on Greenhouse Gas Emissions From Corn Fields in the Hetao Irrigation District	
Effect of Organic Manure Substitution of Synthetic Nitrogen on Crop Yield and N2O Emission in the Winter Wheat-Summer Maize Ro	
Dynamics of Rice Photosynthesized Carbon Input and Its Response to Nitrogen Fertilization at the Jointing Stage: 13C-CO ₂ Pulse-labe	ling ····
	···· CHEN Shan, ZHU Zhen-ke, YUAN Hong-zhao, et al. (331
Profile Distribution of Soil Organic and Inorganic Carbon Under Different Land Use Types in the Loess Plateau of Northern Shaanxi	
Effect of Biochar on Ammonia Volatilization from Soils of Different Surface Conditions	
Effects of Straw and Biochar Return in Soil on Soil Aggregate and Carbon Sequestration	
Assessment of the Availability of Soil Copper and Related Influencing Factors at a County Scale	LI lin-fen, OU Ming-kai, LIU Gang, et al. (363
Application of the LUR Model in the Prediction of Spatial Distributions of Soil Heavy Metals	
Pollution Characteristics and Source Apportionment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Soils of Shenyang North New Area	
Passivation of Simulated Pb- and Cd-Contaminated Soil by Applying Combined Treatment of Phosphate, Humic Acid, and Fly Ash.	
Distribution and Accumulation of Cadmium in Paddy Soil and Rice Affected by Pollutant Sources Control and Improvement Measures	
Differences in Cd Accumulation in Typical Soils Under the Double Rice System	LI Xin-yang LONG lian WANG Shu-hing et al. (406
Distribution Characteristics of Mercury in Reed Leaves from the Jiapigou Gold Mine in the Songhua River Upstream	
Effect of Nitrate Amendment on Soil Denitrification Activity and Anthracene Anaerobic Degradation	• • • • • • • • • • • • • • • • • • • •
Effects of Annate Amendment on Son Demantication Activity and Anninacene Anaerobic Degradation Effects of Long-term Fertilization Regimes on Microbial Biomass, Community Structure and Activity in a Paddy Soil	
Analysis of Sulfate-Reducing and Sulfur-Oxidizing Prokaryote Community Structures in Marine Sediments with Different Sequencing T	
Analysis of Surfate-Aeducing and Sultur-Oxidizing Prokaryote Community Structures in Marine Sediments with Different Sequencing 1	
Seasonal and Spatial Variations of Microcystins and Their Relationships with Physiochemical and Biological Factors in Povang Lake	
	YUAN Li-juan, LIAO Qie-gen, ZHANG Li. et al. (450
Distribution of Multidrug-Resistant Bacteria and Antibiotic-Resistant Genes in Livestock Manures	
Influence of Air Pollution Control (APC) Systems and Furnace Type on the Characteristics of APC Residues from Municipal Solid W	aste Incinerators
(1.5) system (1.5)	ZHANG Hua, YU Si-vuan. SHAO Li-ming. et al. (467
	,,,, (10/