

综述

富营养化水体藻毒素污染与食品安全

张萍¹ 钟儒刚¹ 郑大威² 崔海信³

(1. 北京工业大学生命科学与生物工程学院, 北京 100124;

2. 北京市饮料及食品添加剂质量监督检验站, 北京 100124;

3. 中国农业科学院农业环境与可持续发展研究所, 北京 100081)

摘要: 围绕水体富营养化及蓝藻水华暴发现状、蓝藻毒素的主要种类和特征及其对食品安全的潜在危害展开阐述, 以期制定藻毒素对食品污染的限量标准提供参考依据。

关键词: 富营养化; 毒素类; 食品; 安全; 食物链; 富集; 水

Contamination and Food Safety of Cyanobacterial Toxins in Eutrophic Freshwater

ZHANG Ping, ZHONG Ru-gang, ZHENG Da-wei, CUI Hai-xin

(College of Life Science and Bioengineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China)

Abstract: The occurring actuality of freshwater eutrophication and water bloom and the main species and characters of cyanobacterial toxins were briefly reviewed in this paper. The potential risks of cyanobacterial toxins on food safety were specially focused. The reference standards for allowable content of cyanobacterial toxins in food supplement should be established.

Key word: Eutrophication; Toxins; Food; Safety; Food Chain; Accumulation; Water

近年来,富营养化导致的蓝藻水华大规模暴发已成为危害生态环境和人类健康的全球性问题^[1]。蓝藻水华暴发时,水体极度缺氧并散发出难闻的气味,使水产品的风味和品质受到严重破坏。蓝藻生长过程中产生的次级代谢产物蓝藻毒素,不仅引起一些水生和陆生生物中毒,还能在鱼、虾、食用藻类等水生生物体内累积^[2-8],并通过食物链进行传递。用被污染的水源灌溉农田,毒素会在土壤中累积^[9,10],被作物吸收^[11-13]。目前,食品中藻毒素污染的相关检测方法还不成熟,长期、低剂量的暴露对人体产生的长远危害还是未知数,因此,长期监测藻毒素在食物链中的累积,特别是通过长期、少量摄入对人体造成的急性或慢性效应是值得关注的食品安全问题。目前,我国《生活饮用水卫生标准》已经将饮用水中微囊藻毒素(microcystins, MCs)的含量列为检测指标^[14],但是尚未见食品中藻毒素污染的检测标准。本文围绕水体富营养化及蓝藻水华暴发现状、蓝藻毒素的主要种类和特征及对食品安全的潜在危害展开阐述,以期制定藻毒素对食品污染的

限量标准提供参考依据。

1 水体富营养化及蓝藻水华暴发现状

目前,工业污染、农业面源污染和生活垃圾污染等原因导致的水体富营养化问题十分严峻。亚太地区、欧洲、北美洲、南美洲和非洲分别有54%、53%、48%、41%和28%的湖泊存在不同程度的富营养化现象^[15]。20世纪80年代,我国一半以上面积的湖泊富营养化,并且这些富营养化湖泊主要集中在城市的近郊。20世纪90年代以来,我国淡水水体富营养状态日益严重,涉及范围不断扩大,据2005年国家环保总局公布的《中国环境状况公报》统计,全国28个国控重点湖(库)中,大多数存在富营养化现象(见表1)。随着湖泊富营养化的发生,有毒水华暴发的地点遍布全球各地^[1](见表2),其面积、强度、持续时间以及藻毒素的含量,均在大幅度增长。我国是世界上蓝藻水华最严重、水华蓝藻种类最多、分布最广泛的国家之一。在夏秋季,“三湖”蓝藻水华发生更为严重,有时长达7-8个月,水华堆积区每升水中蓝藻的浓度可达到几百亿个细胞。另外,长江、黄河中下游的许多水库、湖泊也检测出蓝藻毒素。2000年10月鄱阳湖的蓝藻数量占藻类总量的74%,武汉东湖蓝藻数量占总量的90%^[16]。全国每年都有许多自来水厂因蓝藻暴发造成水源污染而被

基金项目: 国家科技支撑计划课题(2006BAI19B03);

PHR(IHLB)资助项目

作者简介: 张萍女 助理研究员

通讯作者: 钟儒刚 男 教授

表 1 2005 年国内重点湖(库)水质状况调查表

| 湖库名称 | 营养状态指数 | 营养状态级别 | 水质类别 | 主要污染指标 | |
|-------|--------|--------|---------|--------|----------------|
| 三湖 | 滇池(草海) | 76 | 重度富营养 | 劣 | 氨氮、五日生化需氧量 |
| | 巢湖 | 61 | 中度富营养 | 劣 | 氨氮、五日生化需氧量和溶解氧 |
| | 太湖 | 62 | 中度富营养 | 劣 | 总氮 |
| 大型淡水湖 | 兴凯湖 | - | 项目不全未计算 | - | - |
| | 洱海 | 42 | 中营养 | - | - |
| | 博斯腾湖 | 61 | 中度富营养 | - | - |
| | 鄱阳湖 | 46 | 中营养 | - | 总磷 |
| | 镜泊湖 | 61 | 中度富营养 | - | 高锰酸盐指数 |
| | 南四湖 | 55 | 轻度富营养 | - | 总氮、总磷 |
| | 洞庭湖 | 66 | 中度富营养 | - | 总磷 |
| | 洪泽湖 | 55 | 轻度富营养 | 劣 | 总氮 |
| | 达赉湖 | 62 | 中度富营养 | 劣 | 高锰酸盐指数 |
| | 白洋淀 | - | 项目不全未计算 | 劣 | 总氮、氨氮 |
| 城市内湖 | 昆明湖 | 54 | 轻度富营养 | - | 总氮 |
| | 玄武湖 | 63 | 中度富营养 | - | 总氮、总磷 |
| | 西湖 | 58 | 轻度富营养 | 劣 | 总氮 |
| | 大明湖 | 60 | 中度富营养 | 劣 | 总氮 |
| | 东湖 | 63 | 中度富营养 | 劣 | 总氮、总磷 |
| 大型水库 | 石门水库 | - | 项目不全未计算 | - | - |
| | 千岛湖 | 29 | 贫营养 | - | - |
| | 丹江口水库 | 32 | 中营养 | - | - |
| | 密云水库 | 36 | 中营养 | - | - |
| | 董铺水库 | 43 | 中营养 | - | - |
| | 于桥水库 | 58 | 轻度富营养 | - | 总氮 |
| | 松花湖 | 49 | 中营养 | - | 总氮 |
| | 门楼水库 | 43 | 中营养 | 劣 | 总氮 |
| | 大伙房水库 | 44 | 中营养 | 劣 | 总氮 |
| | 崂山水库 | 44 | 中营养 | 劣 | 总氮 |

注：“-”表示未测定、计算；营养状态指数 $TLI() < 30$ 为贫营养； $30 < TLI() < 50$ 为中营养； $TLI() > 50$ 为富营养； $50 < TLI() < 60$ 为轻度富营养； $60 < TLI() < 70$ 为中度富营养； $TLI() > 70$ 为重度富营养；在同一营养状态下，指数值越高，其营养程度越重。

表 2 有毒蓝藻水华暴发的国家及地区^[1]

| 各大洲 | 发生蓝藻水华的国家及地区 |
|-------|--|
| 欧洲 | 比利时、捷克斯洛伐克、丹麦、爱沙尼亚、芬兰、法国、德国、希腊、意大利、荷兰、挪威、波兰、葡萄牙、俄罗斯、斯洛伐克、西班牙、瑞典、瑞士、乌克兰、爱沙尼亚、匈牙利、爱尔兰、拉脱维亚、斯洛文尼亚、保加利亚、英格兰、(大不列颠) 联合王国。 |
| 美洲 | 阿根廷、巴西、加拿大、智利、墨西哥、美国 (> 27 个州)、委内瑞拉、百慕大群岛。 |
| 中东和亚洲 | 中国、日本、印度、以色列、约旦、马来西亚、菲律宾、沙特阿拉伯、韩国、越南、斯里兰卡、土耳其、孟加拉国、尼泊尔、泰国。 |
| 澳洲 | 澳大利亚(新南威尔士、昆士兰州、南澳大利亚、塔斯马尼亚州、维多利亚、西澳大利亚)、新喀里多尼亚岛。 |
| 非洲 | 埃及、博茨瓦纳、埃塞俄比亚、肯尼亚、摩洛哥、南非、津巴布韦。 |
| 其他 | 大西洋、波罗的海、加勒比海、印度洋、南极洲(McMurdo Ice Shelf)。 |

迫减产或停产。

2 蓝藻毒素的主要种类和特征

蓝藻是目前已知毒性最高、对人类健康危害最大的藻类。水华暴发时，常见的产毒藻属有鱼腥藻属(Anabaena)、束丝藻属(Aphanizomenon)、筒胞藻属(Cylindrospermopsis)、Lyngbya、微囊藻属(Microcystis)、

念珠藻属(Nostoc)和颤藻属(Oscillatoria)等，产生的毒素包括具有肝毒性和促癌性的环状肽类(包括MCs和节球藻毒素)、具有神经毒性的生物碱类(包括类毒素-、拟类毒素-、筒胞藻毒素和贝类毒素)以及脂多糖内毒素(lipopolysaccharide, LPS)，见表3。在已发现的各种蓝藻毒素中，MCs是水华水体中出现频率高、产生量大且对人体危害最大的一

表3 蓝藻毒素的主要种类、特征及其产毒藻属

| 种类 | 数目 | GV ($\mu\text{g/L}$) | TDI ($\mu\text{g/kg BW}$) | 致毒方式 | 产毒藻属 |
|--------|-----|---------------------------|--------------------------------|---------------------|---|
| 微囊藻毒素 | >80 | 1.0 ^[19] | 0.04 ^[11] | 肝、胃肠损伤,皮炎及相关 肿瘤等 | 微囊藻属、颤藻属、鱼腥藻属、念珠藻属、Hapalosiphon、 Anabaenopsis |
| 节球藻毒素 | 6 | 未知 | 未知 | 肝中毒、皮炎、癌症等 | 节球藻属 |
| 筒胞藻毒素 | 3 | 1.0 ^[20] | 0.03 ^[21] | 肝、肾、胃肠损伤等 | 筒胞藻属、鱼腥藻属、束丝藻属、Aflosoquae、Umezakia、 Raphidiopsis |
| 类毒素 - | 2 | 3.0 ^[22] | 0.1 ^[23] | 神经中毒 | 鱼腥藻属、颤藻属、微囊藻属、束丝藻属、Phormidium、 Cylindrospermum |
| 拟类毒素 - | 1 | 未知 | 未知 | 神经中毒 | 鱼腥藻属 |
| 贝类毒素 | 20 | 3.0 ^[22] | 未知 | 神经中毒 | 束丝藻属、鱼腥藻属、筒胞藻属、Lyngbya |
| LPS | >3 | 未知 | 未知 | 皮炎、肠胃炎等 | 所有蓝藻 |

注:GV(Guideline Value for safe water supply):安全饮用水中指导值;TDI(Tolerable Daily Intake):每日容许摄入量。LPS(Lipopolysaccharide):脂多糖内毒素。

类毒素^[1]。MCs 异构体众多,至今已发现 80 余种,其中存在最普遍、含量较多、毒性较大的是 MC - LR、MC - RR 和 MC - YR(L、R、Y 分别代表亮氨酸、精氨酸和酪氨酸)。人群通过饮用或接触被藻毒素污染的水体产生急性或慢性危害^[1,17]。大量流行病学调查显示,饮水中 MCs 的含量与人群中肝癌、大肠癌、胃肠道肿瘤等疾病的发病率有很高的相关性^[1]。此外,藻毒素还能够生物体内富集,并且可能沿食物链进行累积和放大,进而威胁人体健康^[8,18]。在西方国家中,有食用藻类食品和添加剂的习惯,进一步加大了毒素摄入的危险性。

3 藻毒素与食品安全

3.1 对水产品的污染 国内外研究表明,在自然水体中,水生生物长期暴露于藻毒素污染不仅会造成其行为和生长异常及死亡^[24,25],而且毒素在体内生物富集的现象普遍。因此,作为主要食物来源之一的淡水水产品,其食品安全问题较为严重。在 1996 - 1999 年间,Magalhães 等对巴西 Jacarepagu á 礁湖的罗非鱼进行追踪实验发现,71.7% 的鱼肉 MCs 含量超标,最高达 337.3 $\mu\text{g/g}$,如果按照体重为 60 kg 的成人每天摄取 300 g 鱼肉计算,超过 WHO 推荐的 TDI (0.04 $\mu\text{g/kg BW}$) 的 42 倍;同时,巴西 Sepita 海湾也存在 MC 污染,程度相对较轻,从检测的蟹肉和鱼肉样品来看,MC 最高含量分别为 103.3 和 39.6 ng/g ^[2]。从葡萄牙某富营养化淡水水域捕捉到的小龙虾、蚌和鲤鱼样品中均能检测到 MC - LR,毒素在蚌中富集最多(最高达 16.0 $\mu\text{g/g}$),小龙虾(最高达 2.7 $\mu\text{g/g}$)和鲤鱼次之(50 ~ 280 ng/g)^[3]。希腊和埃及的某些淡水水域也存在不同程度的藻毒素污染,平均每克鲜重(fresh weight,FW)鱼肉中 MC - LR 含量分别为 225 ng/g FW ^[17]和 102 ng/g FW ^[4]。2001 年,澳大利亚 Gppsland 湖泊暴发水华期间,节球藻毒素污染严

重,检测发现,虾肉、虾内脏及蚌中毒素最高含量分别为 22、6 400 和 2 500 $\mu\text{g/kg}$ ^[5]。在日本的琵琶湖^[26]和 Suwa 湖^[27]也发现 MCs 污染,毒素在螺的肠中含量最高(MC - RR 和 MC - LR 含量分别为 12.8 和 6.7 $\mu\text{g/g DW}$,DW 表示干重),在珠蚌的肝胰腺中富集最多(MCs 最高可达 420 $\mu\text{g/g DW}$),并且不同珠蚌品种中毒素含量不同^[27]。我国鄱阳湖和太湖水华期间,捕捉的鱼类样品均能检测到 MCs,其含量与水华污染程度成正比^[16,28],鱼肝富集毒素最多(最高达 150.9 ng/g),鱼肉次之(最高达 13.2 ng/g)^[16]。另外,有研究报道,2003 年 6 ~ 11 月从巢湖采集的虾中,31% 的虾肉中 MCs 含量超标;2004 年 9 月从太湖采集的蚌中,54% 的蚌足中 MCs 含量超标^[6,7],将蚌整体食用后平均日摄取量可达 TDI (Tolerable Daily Intake,每日容许摄入量)值的 8 ~ 23.5 倍。如果将毒素富集最多的部分去除后食用,对人类健康的危害也许会降低。大量的研究发现,MCs 可在鱼、蟹、虾、蚌、贝类和蛤类等水生动物的可食用部分累积。由于,这些水生动物对 MCs 有较大的耐受性,毒素可在其体内富集和存留,并达到相当高的浓度,为了规避健康及生态风险,在水华暴发期间,应尽量少食用受毒素污染的水产品。

3.2 对农产品的污染 很多水华暴发严重的湖水常被用来浇灌农作物。农田土壤对藻毒素有较强的吸附能力^[9,10],这为其在农田土壤中的残留提供了可能。但是由于土壤的理化成分非常复杂,检测其中藻毒素含量比较困难,因此至今这方面的文献报道较少。已有的研究结果表明,藻毒素进入农田后可以被农作物吸收,并在农作物体内积累,从而威胁到食品安全和人类健康。Kurki-Helasma 等研究表明,在高浓度 MCs 暴露条件下,MCs 可以在芥菜组织中积累,其在表现性状正常的植株中积累的浓度可以高达 5.3 $\mu\text{g/g}$ ^[11]。用蓝藻水华污染的水源浇灌

莴苣菜后,叶片上残留有铜绿微囊藻,随后的研究表明,水华样品中 MCs 含量为 $3.23 \mu\text{g}/\text{mg DW}$,莴苣叶基部、稍部及中部位的 MCs 含量分别为 0.094 、 0.883 和 $2.487 \mu\text{g}/\text{g DW}$ ^[12]。油菜和水稻幼苗暴露于不同浓度的 MC-LR 后,体内毒素含量与暴露浓度成正比,并且油菜吸收毒素的量要高于水稻^[29]。将豆类、苜蓿、小麦和玉米等作物幼苗暴露于 MCs (-LR、-LF 和藻提液),24 h 后检测发现,大约 6% 的毒素被吸收,根部毒素(MC-LR 为 $12 \sim 125 \text{ ng}/\text{g FW}$;MC-LF 为 $18 \sim 90 \text{ ng}/\text{g FW}$;藻提液为 $13.1 \sim 127.0 \text{ ng}/\text{g FW}$)的含量大于叶片(MC-LR 为 $4 \sim 44 \text{ ng}/\text{g FW}$;MC-LF 为 $1 \sim 64 \text{ ng}/\text{g FW}$;藻提液为 $3.1 \sim 31.1 \text{ ng}/\text{g FW}$),小麦和苜蓿幼苗吸收毒素的量要高于其他作物^[30]。也有研究报道,藻毒素在植物体内会随着时间的延长而被代谢,如菜豆种子暴露于 MCs,3 d 后检测发现 96% 的毒素被吸收,到第 6、12 和 18 天时,毒素含量分别下降到 32%、23% 和 18%^[31],其代谢机理不详。大量研究表明,高浓度的 MCs 可以抑制植物生长^[10,13,29,32,33],尤其在出苗期抑制作用更强烈^[13];低浓度的 MCs 能促进生长^[10,33]。当农作物受到低浓度污染时,良好的长势反而使潜在的污染更不易被察觉。因此,在农业实践中,应尽量减少用含有藻毒素的水进行灌溉,尤其对于生长周期短的食品作物,更要防止其长时间地暴露于高浓度的藻毒素污染。另外,水生植物由于长期直接接触环境中的藻毒素,使毒素更容易在体内累积。已有研究在芦苇、伊乐藻、金鱼藻等水生植物体内检测到 MCs^[34,35]。很多水生植物是鱼、蟹和鸟的食物,因此,有可能通过动物的取食而进入食物链,这种方式同样会危害到人类的健康。

3.3 对保健品的污染 在美国、加拿大和欧洲等国家,食用蓝藻作为膳食补充剂非常普遍。但蓝藻中有相当一部分藻类可产生藻毒素,如果收获和处理不当,蓝藻制品很可能会被藻毒素污染^[36]。因此,1997 年美国俄勒冈州农业部建议口服蓝藻产品中 MC-LR 含量不能超过 $1 \mu\text{g}/\text{g}$ ^[8]。随后,对来自美国俄勒冈州的 87 份以蓝藻为原料的保健食品进行检测发现,有 85 份样品可以检出 MCs,且其中 63 份样品中 MCs 含量高于 $1 \mu\text{g}/\text{g}$,最高含量可达 $16.4 \mu\text{g}/\text{g}$ 。2002 年 7 - 8 月份,对我国江苏、云南、福建和广东等螺旋藻主要生产基地进行调查,发现 70 份螺旋藻原料粉中的 MCs 平均污染水平是 $0.21 \mu\text{g}/\text{g}$,71 份市售螺旋藻产品中为 $0.32 \mu\text{g}/\text{g}$,其中主要剂型是片剂和胶囊,二者中的 MCs 污染平均水平分别为 $0.14 \mu\text{g}/\text{g}$ 和 $0.22 \mu\text{g}/\text{g}$ ^[37]。而目前的卫生标准,包括螺旋藻粉标准和保健(功能)食品通用标准,均无 MCs 的检测

指标,因此有必要进行深入研究,制定符合我国特点的藻类保健食品中 MCs 的限量标准。

4 结语

蓝藻水华往往在同一水体中反复发生,由此造成一些生物反复暴露于蓝藻毒素的污染。为了降低藻毒素对食品安全的潜在危害,控制蓝藻水华及其藻毒素污染是根本,选择和监测食品加工所用的水源水是措施,制定标准并加强水和食品中藻毒素检测是重点。目前,我国水体除藻常采用混凝、沉淀、过滤、加氯等方法,这些方法对去除藻细胞有一定的作用,可去掉一部分细胞内固定的藻毒素,但是对于溶解于水体中的毒素,这些方法不是十分有效。在藻毒素检测方面,由于藻毒素种类众多,仅 MCs 就有大量的异构体,况且检测过程中通常会受到样品有机物、无机离子等因素的干扰,因此,国际上尚无分析检测各种藻毒素的标准方法。就目前检测 MCs 普遍采用的方法来看,高效液相色谱/质谱联用仍是定量检测和经典的可靠技术,检测限在 ng 级,但由于该方法标样缺乏、设备昂贵、专业技术要求高而难以推广。以生物学为基础的蛋白磷酸酶抑制法和 ELISA 等技术检测精度高,但能检测的 MCs 的种类较少,要大规模地应用尚需在稳定性的保持、操作的简便和经济性等方面加强和提高。因此,发展经济、方便、快速、准确及便携的藻毒素分析和检测方法,实现对环境中的藻毒素的长期、连续、在线、跟踪监测是亟待解决的问题。在水华污染严重地区,加强饮用水及食品中藻毒素残留量的检测,进行食品安全性评价,关系到人类的健康问题,应引起相关部门的高度重视。

参考文献

- [1] CODD GA, MORRISON L F, METCALF J S. Cyanobacteria toxins: risk management for health protection[J]. *Toxicol Appl Pharm*, 2005, 203:264-272.
- [2] MAGELÃES V F, de SOARES R M, AZEVEDO S M F O. Microcystin contamination in fish from the Jacarepagu Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil), ecological implication and human health risk[J]. *Toxicol*, 2001, 39:1077-1085.
- [3] VASCONCHLOS V M, OLIVEIRA S, TELES F O. Impact of a toxic and a nontoxic strain of *microcystis aeruginosa* on the crayfish *Procambarus clarkii*[J]. *Toxicol*, 2001, 39: 1461-1470.
- [4] 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 microcystin bloom [J]. *Environ Toxicol*, 2003, 18:137-141.
- [5] VAN BUYNDE P G, OUGHTRED T, KIRKBY B, et al. Nodularin uptake by seafood during a cyanobacterial bloom[J]. *Environ Toxicol*, 2001, 16:468-471.

- [6] CHEN J, XIE P, GUO L G, et al. Tissue distributions and seasonal dynamics of the hepatotoxic microcystins-LR and -RR in a freshwater snail (*Bellamya aeruginosa*) from a large shallow, eutrophic lake of the subtropical China[J]. *Environ Pollution*, 2005, 134: 423-430.
- [7] CHEN J, XIE P. Tissue distributions and seasonal dynamics of the hepatotoxic microcystins-LR and -RR in two freshwater shrimps, *Palaemon modestus* and *Macrobrachium nipponensis*, from a large shallow, eutrophic lake of the subtropical China[J]. *Toxicon*, 2005, 45:615-625.
- [8] GILROY D J, KAUFFMAN KW, HALL R A, et al. Assessing potential health risks from microcystin toxins in blue-green algae dietary supplements[J]. *Environ Health Perspect*, 2000,108:435-439.
- [9] MILLER M J, CHRITCHLEY M M, HUTSON J, et al. The adsorption of cyanobacterial hepatotoxins from water onto soil during batch experiments[J]. *Wat Res*,2001,35: 1461-1468.
- [10] LIU B B, CONG Y N, XIAO B D, et al. A laboratory study on risk assessment of microcystin-RR in cropland [J]. *J Environ Management*, 2008, 86:566-574.
- [11] KURKI-HELASMO K, MERILUOTO J. Microcystin uptake inhibits growth and protein phosphatase activity in mustard (*Sinapis alba* L.) seedlings[J]. *Toxicon*, 1998,36:1921-1926.
- [12] CODD G. A, METCALF J S, BEATTIE K A. Retention of *Microcystis aeruginosa* and microcystin by salad lettuce (*Lactuca sativa*) after spray irrigation with water containing cyanobacteria[J]. *Toxicon*, 1999,37:1181-1186.
- [13] PHLUGMACHER S, JUNG K, LUNDVALL L, et al. Effects of cyanobacterial toxins and cyanobacterial cell free crude extract on germination of Alfalfa (*Medicago sativa*) and induction of oxidative stress[J]. *Environ Toxicol Chem*, 2006,25:2381-2387.
- [14] GB 5749-2006. 生活饮用水卫生标准[S].
- [15] INGRID C, JAMIE B. Toxic cyanobacteria in water[M]. London and New York: E&FN Spon Publisher, 1999.
- [16] 隋海霞,陈艳,严卫星,等. 淡水湖泊中微囊藻毒素的污染[J]. *中国食品卫生杂志*,2004,16(2):112-114.
- [17] COOK C M, VARDAK E, LANARAS T. Toxic cyanobacteria in Greek freshwaters, 1987 - 2000: occurrence, toxicity, and impacts in the Mediterranean region[J]. *Acta hydrochim hydrobiol*, 2004,32(2):107-124.
- [18] CODD G A. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control [J]. *Ecological Engineering*, 2000,16:51-60.
- [19] VAN APELDOORN M E, EGMOND H P, SPEIJERSL G J A, et al. Toxins of cyanobacteria[J]. *Mbl Nutr Food Res*, 2007, 51:7-60.
- [20] FALCONER I R, HUMPAGE A R. Cyanobacterial (blue-green algal) toxins in water supplies: cylindrospermopsin [J]. *Environ Toxicol*, 2006, 21: 299-304.
- [21] HUMPAGE A R, FALCONER I R. Oral toxicity of the cyanobacterial toxin cylindrospermopsin in male Swiss albino mice: determination of no observed adverse effect level for deriving a drinking water guideline value [J]. *Environ Toxicol*, 2003,18:94-103.
- [22] SVRCEK C, SMITH D W. Cyanobacteria toxins and the current state of knowledge on water treatment options, a review[J]. *J Environ Eng Sci*,2004,3:155-185.
- [23] FAWELL J K, MITCHELL R E, HILL R E, et al. The toxicity of cyanobacterial toxins in the mouse, II Anatoxina [J]. *Hum Exp Toxicol*, 1999,18:168-173.
- [24] ERNST B, HITZFELD B, DIETRICH D. Presence of *Planktothrix* sp. and cyanobacterial toxins in lake Ammersee, Germany and their impact on whitefish (*Coregonus lavaretus* L.) [J]. *Environ Toxicol*, 2001,16:483-488.
- [25] 李效宇,刘永定,宋立荣,等. 微囊藻毒素对大鳞副泥鳅胚胎和幼鱼的毒性效应[J]. *水生生物学报*,2003,27(3):318-319.
- [26] OZAWA K, YOKOYAMA A, ISHIKAWA K, et al. Accumulation and depuration of microcystin produced by the cyanobacterium *microcystis* in a freshwater snail[J]. *Limnology*, 2003,4:131-138.
- [27] YOKAYAMA A, PARK H D. Mechanism and prediction for contamination of freshwater bivalves (Unionidae) with the cyanobacterial toxin microcystin in Hypereutrophic Lake Suwa, Japan [J]. *Environ Toxicol*, 2002,17:424-433.
- [28] 徐海滨,孙明,隋海霞,等. 江西鄱阳湖微囊藻毒素污染及其在鱼体内的动态研究[J]. *卫生研究*,2003,32(3):192-194.
- [29] CHEN J, SONG L, DAI J, et al. Effects of microcystins on the growth and the activity of the superoxide dismutase and peroxidase of rape (*Brassica napus* L.) and rice (*Oryza sativa* L.) [J]. *Toxicon*, 2004,43:393-400.
- [30] PEUTHERT A, CHAKRABARTI S, PHLUGMACHER S. Uptake of microcystins-LR and-LF (cyanobacterial toxins) in seedlings of several important agricultural plant species and the correlation with cellular damage (lipid peroxidation) [J]. *Environ Toxicol*, 2007, 22: 436-442.
- [31] MCHLINEY J, LAWTON L A, LEIFERT C. Investigations into the inhibitory effects of microcystins on plant growth, and the toxicity of plant tissues following exposure[J]. *Toxicon*, 2001,39:1411-1420.
- [32] LEBLANC S, PICK F R, ARANDA-RODRIGUEZ R. Allelopathic effects of the toxic cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* on duckweed, *Lemna gibba* L[J]. *Environ Toxicol*, 2005, 20: 67-73.
- [33] YIN L Y, HUANGJ Q, LI D H, et al. Microcystin-RR uptake and its effects on the growth of submerged macrophyte *Vallisneria spiralis* (Lour.) Hara[J]. *Environ Toxicol*,2005,20:308-313.
- [34] PHLUGMACHER S, CODD G A, STEINBERG C E W. Effects of the cyanobacterial toxin microcystin-LR on detoxication enzymes in aquatic plants[J]. *Environ Toxicol*, 1999,14:11-115.
- [35] PHLUGMACHER S, WIEGAND C, BEATTIE K, et al. Uptake, effects and metabolism of cyanobacterial toxins in the emergent reed plant *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex Steud[J]. *Environ Toxicol Chem*, 2001,20:846-852.
- [36] CARMICHAEL W W. The toxins of cyanobacteria [J]. *Sci Amer*, 1994, 270: 78-86.
- [37] 徐海滨,陈艳,李芳,等. 螺旋藻类保健食品生产原料及产品微囊藻毒素污染现状调查[J]. *卫生研究*,2003,32(4):339-343.

[收稿日期:2008-10-15]