

饮用水源中藻毒素污染控制研究

左金龙,崔福义,徐勇鹏,吴宝利

(哈尔滨工业大学市政环境工程学院,黑龙江 哈尔滨 150090)

摘要:藻毒素给传统净水工艺带来了诸多不利影响,增加了水处理难度。通过对国内外饮用水源藻毒素去除技术的分析,揭示了各种技术去除效果、局限性,对藻毒素研究前景进行了展望。提出综合控制办法:水污染综合治理、采用臭氧活性炭工艺和生物调控法相结合。
关键词:富营养化;藻毒素;饮用水;去除技术
中图分类号:X832 **文献标识码:**A **文章编号:**1004-6933(2005)05-0001-05

Study on pollution control for cyanobacteria toxin in drinking water

ZUO Jin-long, CUI Fu-yi, XU Yong-peng, WU Bao-li
(School of Municipal and Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China)

Abstract: In conventional process of drinking water purification, cyanobacteria toxin may cause negative influences and difficulties for water purification. Based on the analyses of the removal techniques for cyanobacteria toxin in drinking water, removal efficiency and limitation of different methods were discussed systematically and the prospects of studies on cyanobacteria toxin were also discussed. Integrated methods to control cyanobacteria toxin were proposed, i. e. water pollution integrative treatment, ozone and active carbon process and bio-regulation technique.
Key words: eutrophication; cyanobacteria toxin; drinking water; removal technique

随着经济的发展,含有大量的氮、磷营养物质的污水进入湖泊、水库,加速了水体的富营养化,为藻类的生长繁殖提供了充足的营养。目前,日趋严重的水体富营养化已成为全球性的环境问题。水华发生的频率与严重程度都呈现迅猛增长趋势,遍布全球各地^[1~2]。我国饮用水水源约有 25 % 是湖泊水或水库水^[3]。20 世纪 90 年代,全国淡水水体富营养状态日益严重。在藻体大量死亡分解的过程中,不但散发恶臭,破坏景观,同时释放藻毒素,危害人类饮用水安全。

1 藻毒素结构及理化特性

淡水水华已检测到的藻毒素主要有 3 种化学结构:环肽、生物碱和脂多糖。如表 1 所示。环肽毒素包括七肽的微囊藻毒素(MC)和五肽的球藻毒素(Nodularins);生物碱有神经毒性类毒素石房蛤毒素(Saxitoxins)、类毒素-a(s)(Anatoxin-a(s))和高类毒

表 1 淡水蓝藻产生的毒素					
毒素	分子结构	种类数	来源	相对分子量	致毒方式
球藻毒素	环五肽	7	节球藻	824	肝毒、促肿瘤作用、抑制蛋白磷酸酶
微囊藻毒素	环七肽	> 70	微囊藻 鱼腥藻 念珠藻 颤藻	994 ~ 1044	肝毒、促肿瘤作用、抑制蛋白磷酸酶
类毒素-a	仲胺碱	1	鱼腥藻	165	神经毒、去极化神经肌阻碍
类毒素-a(s)	胍甲基磷酸酯	1	鱼腥藻 水华束丝藻	—	神经毒、抑制胆碱酯酶
脂多糖	脂多糖	> 3	微囊藻 颤藻	—	中毒休克、胃肠炎

素-a (Homoanatoxin-a)、瘫痪性贝毒素 (Paralytic shellfish poisons, PSP), 以及细胞毒性生物碱、皮肤毒

基金项目:国家高技术研究发展计划(863)资助项目(2003AA601120)
作者简介:左金龙(1970 —),男,黑龙江牡丹江人,博士研究生,研究方向为饮用水技术集成。E-mail:mdjzjl@163.com

性生物碱和刺激性毒物——脂多糖 (LSP)。

微囊藻毒素 (Microcystins, 以下简称 MC) 由于毒性较大, 分布广泛, 是目前研究较多的一族有毒化合物。MC 是一组环状七肽物质, 结构稳定, 能抵抗极端 pH 值和 300 °C 高温, 具有明显的肝毒性。此毒素是蛋白磷酸酶 1 和 2A 的强烈抑制剂, 是迄今已发现的最强的肝肿瘤促进剂^[4]。流行病学调查显示^[5], 饮水中的 MC-LR 与肝癌的发病率高度相关。蓝藻毒素具有致染色体断裂、致基因诱变以及较高的急性毒性。可产生 MC 的淡水蓝藻 (Cyanobacteria), 主要有铜锈微囊藻 (*Microcystis aeruginosa*)、鱼腥藻 (*Anabaena*)、颤藻 (*Oscillatoria*) 和念珠藻 (*Nostoc*)。水华藻类及其毒素已被列入微生物和有机污染物的检测项目^[6]。我国近年的调查显示: 滇池、太湖、巢湖、长江和黄河中下游许多水库、湖泊都检测出微囊藻毒素, 已对人群健康构成潜在危害。

MC 是 Bioshop 于 1959 年发现的, 1988 年 Rinehart 确定其分子结构 (见图 1), 相对分子量 1000 左右。结构中 Adda 代表 3-氨基-9-甲氧基-2,2,6-三甲基-10-苯基-4,6-二烯酸, 其对毒素的生物活性有很大影响。研究发现^[7], 去除 Adda 后的毒素毒性降低。目前已知的 MC 有 70 多种^[8], 研究较多的有 MC-LR, MC-RR, MC-YR; 其中 L、R、Y 分别代表亮氨酸、精氨酸和酪氨酸, 急性毒性以 MC-LR 最强。

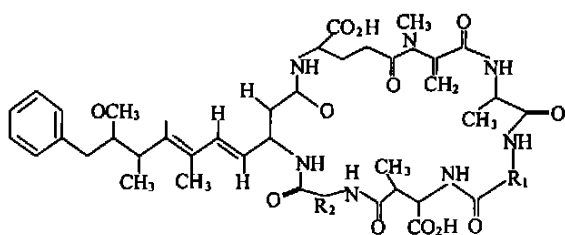


图 1 微囊藻毒素的分子结构

1977 年 Devlin 从水华鱼腥藻 NRC-44-1 中分离出鱼腥藻毒素-a (Anatoxin-a), 证明它是一种神经毒碱 (图 2), 分子量 165。Jakin 从水花束丝藻中也分离了化学结构为四氢嘌呤碱 (tetrahydropurine alkaloid) 的生物碱毒素, 从水花鱼腥藻 NTL-527-17 中提取出鱼腥藻毒素-a(s) (Anatoxin-a(s)), 结构为带鸟嘌呤的有机磷酸酯^[9] (图 2)。

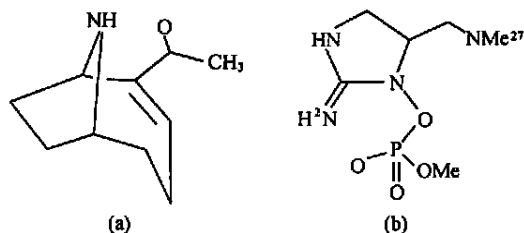


图 2 鱼腥藻毒素分子结构

藻毒素在水中是中性或带负电荷的分子集团, 通常极性较强, 具有较好的亲水性, 其分子质量接近活性炭吸附的分子质量范围, 在水中的溶解性大于 1 g/L。藻毒素自然降解过程是十分缓慢的^[10], 当含量为 5 μg/L 时, 3d 后仅 10 % 被水体中微粒吸收, 7 % 随沙沉淀。藻毒素有很高的耐热性^[11], 加热煮沸都不能将毒素破坏。董传辉等^[12]试验研究表明: 在某湖周围 3 个自来水管厂的出厂水中检出低浓度的藻毒素 (128 ~ 1400 ng/L), 结果显示采用常规的饮水消毒处理不能完全消除水体中的藻毒素。美国 Carmichael 等^[13]1996 ~ 1997 年间对美国 and 加拿大的部分市政供水水质的研究发现: 水中 65 % 的微囊藻毒素未被去除, 1/3 的阳性样本超过 WHO 规定的 MC 低于 1.0 μg/L 的浓度标准。由此可见, 去除藻类后, 水中仍残留有溶解的藻毒素, 要去除这些藻毒素必须采用新的水处理工艺。

2 藻毒素去除技术

2.1 过滤及吸附

常规水处理工艺中, 过滤多使用石英砂作为滤料。Lambert 等^[14]发现经砂石-煤的双层滤料过滤, 可去除 50 % ~ 60 % 的藻毒素。Morris 等^[15]试验表明: MC-LR 可通过高粘度的粘土矿 (如高岭土) 等表面有细小纹理的颗粒过滤去除, 去除率可达 81 %。另外采用粉末无烟煤等较粗糙表面的滤料也能取一定的去除效果。

水处理工艺中常用的活性炭滤料为: 粉末活性炭 (PAC) 和颗粒活性炭 (GAC)。PAC 可以去除 MC-LR, 但对类毒素-a 去除无效果, GAC 对两种毒素均有良好的去除效果^[16]。要达到相同的藻毒素去除效果, PAC 用量要比 GAC 用量多, 并且 GAC 吸附藻毒素至少需要与水接触 15 min 才能取得效果, GAC 过滤可去除 0.1 μg/L 以上浓度的 MC-LR。澳大利亚发现, 慢速沙砾过滤 (颗粒活性炭与沙砾混合) 和蓄水池沉淀法 (池底铺一层颗粒或粉末活性炭) 是比较适宜的水处理方法^[17]。活性炭对微囊藻毒素有很好的吸附效果, 当活性炭投量增加至 40 mg/L 时水样中已测不到微囊藻毒素了^[18]。三门峡市三水厂^[19]增设活性炭装置作用显著, 投放量为 10 ~ 20 mg/L, 藻毒素含量下降了 92.3 %。出厂水指标由使用前 50 % 超标, 转变为全部合格。

2.2 化学药剂

Angeline 等^[20]对 6 种化学药剂处理 MC-LR 进行了对比分析试验, 发现使用高锰酸钾、氯气可能使藻细胞裂解, 反而导致 MC-LR 浓度增加。而使用石灰和明矾则不会带来水中 MC-LR 的增加。据估计,

MC-LR 降解的半衰期为 0.5 ~ 1.6 d。超过 39 % 的 MC-LR 在释放水中之前,仍然保存在被石灰或明矾凝集的藻细胞中达 26 d。可见,石灰和明矾比灭藻剂或氯气更适合控制水中的蓝藻毒素。

臭氧化预处理可有效降解藻毒素。其有效剂量与背景 DOC 有关,当 O_3 质量浓度小于 0.6 mg/L 时, O_3 用于降解 DOC; 当 O_3 质量浓度达 2 mg/L 时,细胞外藻毒素才被降解。Stefan 等人^[21]认为加入 O_3 后,保持残留 0.05 mg/L 的 O_3 才能完全破坏藻毒素。Carlisle 等^[16]认为利用 O_3 氧化水中的藻毒素不会引起藻类细胞的裂解。 O_3 分解 MC-LR 的能力比 Cl_2 , H_2O_2 , $KMnO_4$ 更有效, O_3 能破坏神经毒素-a 及麻痹贝毒素 (PSP)。

氯化消除水中 MC 效果甚微,当 $pH < 7.2$, p (游离氯) < 0.7 mg/L, 1 h 可去除 35 % 的 MC。而当氯量不足或高 pH 值时会导致负面效应。氯氨、 ClO_2 对破坏 MC 完全无效。

2.3 光降解及催化氧化

Liu 等^[22]利用 LC-MS 对催化降解过程产生的副产物进行分析表明:紫外光照射会产生 Adda 共轭二烯烃的某种异构体, TiO_2 在紫外线的照射下产生 $OH\cdot$ 、 H_2O_2 等强氧化性的基团,作用于 Adda 侧链中的共轭双键,使之断开,生成了与之结构相似但毒性明显降低或消除的新产物,如醛、酮及相应的羧酸。Tsuji 等^[23]在光强为 47 mW/cm²UV 的照射下, MC-LR 的半衰期为 10 min,在光强为 2 550 mW/cm²UV 的照射下,毒素被完全分解。Lawton^[24]利用 TiO_2 降解 MC 时,发现 pH 值对处理效果影响很大。Peta^[25]将 TiO_2 放入含有 MC-LR 的水中, TiO_2 (0 ~ 5 g/L) 受到紫外光照射后,会发生破坏毒素的反应。即使 MC-LR 质量浓度很高 (50 ~ 350 μ g/L), MC-LR 也会很快被 TiO_2 粉末催化降解。

实际为解决 TiO_2 粉末难以从水中分离出来的难题,可将 TiO_2 催化剂固定在玻璃纤维滤网上^[26],或将 TiO_2 固定在颗粒活性炭的外表面。在紫外线的照射下,绝大部分藻毒素在 20 min 内被氧化降解,当 TiO_2 含量 0.6 % 时,涂覆 TiO_2 的颗粒活性炭对藻毒素具有最高的催化效率^[27]。

2.4 膜技术

膜技术是利用离子交换膜或有机高分子合成膜组成的技术。主要分为微滤、超滤、纳滤和反渗透。超滤对藻毒素的去除效果可达 98 %,反渗透则可达 99.6 %^[28]。可见膜技术可以将绝大部分的藻毒素分子去除,但如果水厂使用膜技术,其成本会相当高,在发展中国家应用受限。欧美一些国家在

10 000 m³/d 以上的水处理厂中已有使用膜技术的处理工艺。

2.5 生物降解

自然水体中溶解的藻毒素通过水中细菌和其他微生物的作用会逐步降解,藻毒素分子的 Adda 基团有不饱和双键,易被天然水体中某些特殊细菌降解而降低毒性。Boume 等^[29]分离出一种水生菌种 (*sphingomonas*),它能使环状 MC 转变为线型 MC,该化合物比前者的毒性小近 200 倍。Tsuji 等^[23]通过对 Sagami 和 Tsukui 湖研究,发现水中 MC-LR 和 MC-RR 的浓度持续稳定 14 d 后,开始逐渐降解。因此藻毒素在自然环境中的生物降解过程十分缓慢,实验室中采用人工制造的生物反应器能够迅速而有效地去除藻毒素。吕锡武等^[30]采用序批式生物膜反应器对 MC-RR、MC-YR 和 MC-LR 进行了生物降解试验研究,结果表明:好氧生物处理对藻毒素的降解远比缺氧生物处理工艺有效,其试验结果见表 2。Thomas 等^[31]发现,湖水沉积物土著微生物能够降解 MC,缺氧条件下外加氮源能显著提高降解效率,一天内 MC 质量浓度从 100 μ g/L 下降到 20 μ g/L,在产生物中发现 N_2O 说明 MC 降解伴随着脱氮的过程。

表 2 好氧、缺氧反应器处理藻毒素效果比较 μ g/L

藻毒素种类	处理前	好氧处理后 24 h	缺氧处理后 24 h
MC-RR	363.4	26.7	344.6
MC-YR	178.3	16.8	174.1
MC-LR	116.1	7.4	99.2

在好氧条件、有机质丰富的水体中,受驯化的微生物对藻毒素的降解较为迅速。但与水厂处理的时间相比,水中藻毒素下降到 1.0 μ g/L 以下仍相当漫长。藻毒素的功能之一是保护有毒藻细胞免遭其他生物的捕食。因此,在现阶段借助水中原生动物及一些较高级动物的捕食,削减有毒藻类及藻毒素含量的方法实用性较差。

2.6 组合工艺

控制饮用水中的藻毒素含量,需考虑各净水单元对藻毒素的去除效果,以进行各单元工艺的优化组合,确保供水安全。气浮工艺^[32]可在不破坏藻细胞的情况下,对藻类细胞内藻毒素具有很好的去除效果。济南南郊水厂^[18]采用气浮-直接过滤法,该工艺对藻毒素和叶绿素 a 的去除率分别达到 60 % 和 74 %。改进后的气浮-微絮凝- O_3 -活性炭组合工艺对叶绿素 a 和藻毒素几乎完全去除。Maatouk 等^[33]处理含 MC-LR 水库水,采用 O_3 + PAC 工艺,投加量分别为 0.07 mg/L 和 20 mg/L 时,可获得大于 98 % 的去除率。采用预氯化加 PAC 工艺,投加量分别为 0.42 mg/L 和 20 mg/L 时,仅获得 45 % 的去除率。

Himberg 等^[34]对饮用水处理工艺去除微囊藻、颤藻的肝毒素进行了较为系统的实验室研究,考虑 4 种毒素,其中微囊藻肝毒素 2 种(用 M₁、M₂ 表示)、颤藻肝毒素 2 种(用 O₁、O₂ 表示),设计了如下 5 种工艺流程,结果如表 3 所示。

表 3 处理藻毒素的工艺流程及去除率

工艺 编号	工 艺 流 程	去除率/ %			
		M ₁	M ₂	O ₁	O ₂
1	水样—Al ₂ (SO ₄) ₃ — 砂滤—氯化—出水	14	18	29	32
2	水样—FeCl ₃ —砂滤— 氯化—出水	0	16	0	- 9
3	水样—PAC—Al ₂ (SO ₄) ₃ — 砂滤—出水	20	34	19	13
4	水样—Al ₂ (SO ₄) ₃ —砂滤— PAC—氯化—出水	100	100	100	100
5	水样—O ₃ —Al ₂ (SO ₄) ₃ — 砂滤—氯化—出水	100	100	100	100

表 3 表明:常规工艺(工艺 1、工艺 2)处理中,铝盐混凝剂处理效果好于铁盐,尤其是对颤藻的肝毒素去除效果较明显,甚至超过了工艺 3。工艺 3 处理效果不理想的原因可能与活性炭对水中有机质的吸附比藻类及其毒素具有竞争优势有关。但总体来看,无论是铁盐还是铝盐混凝,常规工艺对藻毒素的去除作用有限;工艺 4、工艺 5 能近 100 %去除水样中的藻毒素。工艺 4 的高效性在于充分发挥了混凝去除部分有机物和部分藻毒素的特性,从而使活性炭发挥出吸附藻毒素的高效性。与工艺 3 相比,活性炭位置不同,处理效果相差很大。工艺 5 显然是 O₃ 先氧化掉一部分藻毒素和有机物,然后通过混凝、砂滤彻底去除藻毒素。因此,就单纯去除藻毒素而言,工艺 4、工艺 5 是可行的。从上述数据也可看出,单元工艺对藻毒素的去除有限,若要达到较高的去除效率,必须通过工艺组合来实现。

Lambert^[14]等考察了加拿大 Ferintosh 及 Camrose 水厂的净水工艺对 MC-LR 的去除效率。Ferintosh 水厂的工艺为:原水—聚铝混凝—砂滤—GAC 柱—氯化,藻毒素进水浓度为 2.9 ±0.8 μg/L,出水浓度为 0.5 ±0.2 μg/L,平均去除率为 82 %。Camrose 水厂的主题工艺为:原水—PAC—混凝—石灰澄清—硫酸铝絮凝—砂滤—氯化,藻毒素进水浓度为 0.15 ~ 0.8 μg/L,出水浓度为 0.09 ~ 0.18 μg/L,平均去除率为 48 %。Ferintosh 水厂对藻毒素的去除效果见表 4。

3 现存问题及研究展望

a. 藻毒素来源于富营养化的藻类,关键是进行水污染综合治理,减少氮磷等营养物排放。目前研

表 4 Ferintosh 水厂 MC-LR 的去除效果

处理过程	平均质量浓度 / (μg L ⁻¹)	累计平均 去除率/ %	增加平均 去除率/ %
原水	2.9 ±0.8		
混凝沉淀	3.1 ±1.1	0	0
过滤	1.2 ±0.2	60	60
GAC	0.5 ±0.1	83	23
氯化	0.5 ±0.2	82	0

究热点是水域综合治理和水体修复,藻和藻毒素的控制是重点内容。

b. 对于现有饮用水水源,一旦发现水源中含有藻毒素且高于 1.0 μg/L,应更换水源;没有条件更换水源的地方,应该在常规工艺的基础上进行深度处理。组合工艺中,O₃ 预氧化和活性炭深度处理工艺有较好的效果。

c. O₃ 技术的设备维护及运行成本高昂,处理藻毒素的同时,水处理成本急剧上升,如何降低水处理成本是将来的一个研究方向。

d. 对有些平时藻毒素浓度不超标,但藻类暴发高峰时藻毒素浓度很高的水厂,应研究藻毒素临时强化工艺中的脱毒方法,指导水厂在水华暴发期间采取强化工艺或应急措施。

e. 活性炭吸附藻毒素效果较好。但吸附在活性炭中的藻毒素解吸至今仍是一个难题。研究如何解吸藻毒素,如何处理解吸出来的藻毒素是一个研究方向。

f. 尽管活性炭可以显著降低水中的藻毒素,但自然水体中的有机物(NOM)会与藻毒素竞争吸附位,从而降低活性炭对毒素吸附效能。对此,应加强预氧化工艺研究,降低 NOM 对活性炭的影响,延长活性炭工作周期。

g. 应研制适用我国的藻毒素快速分析方法。定性和定量检测饮用水样中藻毒素含量。在全国建立藻毒素的监测网,为藻毒素风险评价和监测水处理脱毒效能提供技术支持。

h. 生物调控法去除藻毒素是很有前途的方法。研究的趋势是寻找高效的土著菌种进行筛选驯化,结合其他工艺,找到一种高效、成本低廉的处理方法。

综上所述,饮用水源中藻毒素的综合控制办法应采取水污染综合治理、应用 O₃ 活性炭工艺和生物调控法相结合的方式。

参考文献:

[1] Mez K, Hanselmann K, Preisig H R. Environmental conditions in high mountain lakes containing toxic benthic cyanobacteria [J]. Hydrobiologia, 1998, 36 (8) :1 ~ 15.
[2] Vasconcelos V M, Sivonen K, Evans W R, et al. Hepatotoxic microcystin diversity in cyanobacterial blooms collected in

- Portuguese freshwaters[J]. Wat Res,1996,30 (10):2377 ~ 2384.
- [3] 连民,俞顺章,陈传伟,等. 淡水湖泊周围水厂源水及出厂水微囊藻毒素的季节性调查[J]. 中国公共卫生,2001,17(9):797 ~ 798.
- [4] Lawton L A, Edwards C, Beattie K A, et al. Isolation and characterization of microcystins from laboratory cultures and environmental samples of microcystins aeruginosa and from an associated animal toxicosis[J]. Nat-Toxins,1995,3(1):50 ~ 57.
- [5] 柳七一. 威斯康星州水体中蓝藻之急性慢性毒性[J]. 人民长江,1995,26(3):56 ~ 58.
- [6] Susan D R. Water analysis[J]. Anal Chem,1997,71(2):181R ~ 215R.
- [7] Abdel R S. Characterization of heptapeptide toxins extracted from aeruginosa comparison with some synthesized analogs[J]. Pept Protein Res,1993,41(1):1 ~ 7.
- [8] Sivonen K, Jones G. Cyanobacterial Toxins[A]. in: Chorus I, Bartram J, eds. Toxic Cyanobacteria in Water[C]. London: E&FN Spon,1999. 41 ~ 51.
- [9] 王红兵,朱惠刚. 淡水浮游藻类污染及其毒性[J]. 上海环境科学,1995,14(8):38 ~ 41.
- [10] Rivasseau C, Martins S, Hennion M C, et al. Determination of some physicochemical parameters of microcystins (cyanobacterial toxins) and trace level analysis in environmental samples using liquid chromatography[J]. J-chromatogr-A,1998,79(12):155 ~ 160.
- [11] 周志俊,薛寿征,俞顺章,等. 藻类毒素与肿瘤[J]. 癌变畸变 突变,1997,9(6):335 ~ 337.
- [12] 董传辉,俞顺章,陈刚,等. 江苏几个地区与某湖周围水厂不同类型水微囊藻毒素调查[J]. 环境与健康,1998,15(3):111 ~ 113.
- [13] Camichael W W, Azevedo S O, An J S. Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins[J]. Environ Health Perspect,2001,10(9):663 ~ 668.
- [14] Lambert T W, Holmes C F, Hrudey S E. Adsorption of microcystin-LR by active carbon in full scale water treatment[J]. Wat Res,1995,29:1845 ~ 1854.
- [15] Morris R J, Williams D E, Luu H A, et al. The adsorption of microcystin-LR by natural clay particles[J]. Toxicon,2000,38(2):303 ~ 308.
- [16] Carltle P R. Further studies to investigate microcystin-LR and anatoxin-A removal from water[J]. Foundation For Water Research,1994,5(2):158 ~ 166.
- [17] 陈汉辉. 澳大利亚的水华控制和管理[J]. 环境导报,1995,5:32 ~ 33.
- [18] 贾瑞宝,刘军,王珂,等. 气浮/微絮凝/O₃/活性炭工艺除藻效果[J]. 中国给水排水,2003,19(10):47 ~ 48.
- [19] 吴彦卿,刘天福,唐虎杰,等. 以黄河为生活饮用水源的卫生研究 二 ——藻类及藻毒素污染防治措施的研究[J]. 河南预防医学杂志,2000,11(2):76 ~ 78.
- [20] Angeline K Y, Ellie E P, David S, et al. Chemical control of hepatotoxic phytoplankton blooms: implications for human health[J]. Wat Res,1995,29(8):1845 ~ 1854.
- [21] Stefan J H, Daniel R D, Bettina C H. Effect of ozonation in drinking water treatment on the removal of cyanobacterial toxins and toxicity of by-products after ozonation of microcystin-LR[J]. Environment Toxicology,2000,12(6):564 ~ 573.
- [22] Liu I, Lawton L A, Robertson P K. Mechanistic studies of the photocatalytic oxidation of microcystin-LR: an investigation of byproducts of the decomposition process[J]. Environ Sci Technol,2003,37(14):3214 ~ 3219.
- [23] Tsuji K, Setsuda S, Watanuki T. Microcystin levels during 1992-1995 for Lakes Sagami and Tsukui Japan[J]. Nat Toxins,1996,4(4):189 ~ 194.
- [24] Lawton L A, Robertson P K. Process influencing surface interaction and photocatalytic destruction of microcystins on titanium dioxide photocatalysts[J]. Journal of Catalysis,2003,21(3):109 ~ 113.
- [25] Peta J S, Scott J A, Gen S. Efficiency of UV treatment with and without the photocatalyst titanium dioxide for the degradation of the cyanotoxin cylindrospermopsin[J]. Resource and Environmental Biotechnology,2000,9(3):111 ~ 125.
- [26] Shephard G S, Stockenstrom S, de Villiers D, et al. Degradation of microcystin toxins in a falling film photocatalytic reactor with immobilized titanium dioxide catalyst[J]. Wat Res,2002,36(1):140 ~ 146.
- [27] 隋少峰,刘志艳,张红,等. 二氧化钛光降解饮用水中藻毒素的研究进展[J]. 中国公共卫生,2004,20(7):875 ~ 876.
- [28] Neumann U, Weckesser J. Elimination of microcystin peptide toxins from water by reverse osmosis Environ[J]. Toxicol and water Qual,1998,13(2):156 ~ 164.
- [29] Boume D G, Robert L. Degradation of the cyanobacterial hepatotoxin microcystin by aquatic bacteria[J]. Natural Toxins,1994,(2):228 ~ 235.
- [30] 吕锡武,稻森悠平,丁国际,等. 有毒蓝藻及藻毒素生物降解的初步研究[J]. 环境与健康,1999,19(2):138 ~ 140.
- [31] Thomas H. Degradation of microcystin in sediments at oxic and anoxic denitrifying conditions[J]. Wat Res,2003,37:4748 ~ 4760.
- [32] Bauer M J. Enhanced rapid gravity filtration and dissolved air flotation for pre-treatment of river thames reservoir water[J]. Wat Sci Tech,1998,37(2):35 ~ 42.
- [33] Maatouk I. Seasonal variation of microcystin concentrations in the Saint-Caprais reservoir (France) and their removal in a small full-scale treatment plant[J]. Wat Res,2002,36:2891 ~ 2897.
- [34] Himberg K, Keijola A M. The effect of water treatment process on the removal of hepatotoxins from Mycrocystis and Oscillatoria cyanobacteria: a laboratory study[J]. Wat Res,1998,32(8):979 ~ 984.

(收稿日期:2005-01-12 编辑:高渭文)