umu 试验研究饮用水氯和氯胺消毒过程中遗传毒性的变化以及消毒条件的影响

柳清' 张丽萍' 刘文君'* 聂雪彪' 张素霞' 张顺'

(1. 清华大学环境科学与工程系 北京 100084; 2. 北京市自来水集团有限责任公司 北京 100031)

摘要 采用 umu 遗传毒性测试方法考察了消毒剂投加量、反应时间和消毒剂氯氮比对某饮用水厂臭氧-生物活性炭出水加氯或氯胺消毒前后遗传毒性的影响. 结果表明 ,炭后水具有一定的遗传毒性 $(20\sim70~\text{ng/L})$,加氯或氯胺消毒后遗传毒性增加. 反应时间为 24 h,在相同投加量下氯消毒遗传毒性 $(40\sim95~\text{ng/L})$ 高于氯胺消毒遗传毒性 $(20\sim70~\text{ng/L})$,加氯或氯胺消毒后遗传毒性增加. 反应时间为 24 h,在相同投加量下氯消毒遗传毒性 $(40\sim95~\text{ng/L})$ 高于氯胺消毒遗传毒性 $(20\sim40~\text{ng/L})$,当氯初始投加量从 0~ng/L增加到 10~ng/L时,炭后水的遗传毒性先迅速增加,在 $0.5\sim1~\text{ng}$ 左右达到极大值,然后再降低,在 $3\sim5~\text{ng}$ 左右达到极小值后缓慢上升,但是氯胺消毒后水样遗传毒性变化规律不如氯消毒的明显 . 当投加量为 3~ng/L时,随着反应时间从 0~h 延长至 72~h 无论是氯消毒还是氯胺消毒,炭后水遗传毒性均是先迅速增加,在 2~h 时达到极大值后再下降,在 18~h 左右达到极小值然后缓慢上升,而且任意反应时间内,氯胺消毒的遗传毒性 $(20\sim62~\text{ng/L})$ 均小于氯消毒 $(83\sim120~\text{ng/L})$,本试验还研究了消毒剂氯氮比对炭后水氯消毒后遗传毒性的影响。在本试验条件下,从遗传毒性的角度看,对于饮用水消毒氯胺比氯更安全,而且 2~种消毒方式的遗传毒性的变化规律均不同于总 HAAs的变化规律

关键词 遗传毒性 油咖 试验 臭氧活性炭出水 氯消毒 氯胺消毒

中图分类号: X820.4 文献标识码: A 文章编号: 10250-3301(2010)01-0093-06

Genotoxicity of Drinking Water During Chlorine and Chloramine Disinfection and the Influence of Disinfection Conditions Using the umu-test

LIU Qing¹, ZHANG Li-ping¹, LIU Wen-jun¹, NIE Xue-biao¹, ZHANG Su-xia², ZHANG Shun²

(1.Department of Environmental Science and Engineering, Tsinghua University, Beijing 100084, China; 2.Beijing Waterworks Group, Beijing 100031, China)

Abstract In this study , the effects of disinfectant dosage , reaction time and the ratio of Cl_2 to N of disinfectant on genotoxicity of effluent of ozone-biological activated carbon (O_3 -BAC) during chlorine or chloramine disinfection were investigated using umu-test. It was found that , the genotoxicity of effluent of O_3 -BAC before disinfection ranged from 20-70 ng/L , and it increased after disinfection by chlorine or chloramines. With the same reaction time(24 h), genotoxicity after chlorination(40-95 ng/L) was higher than that after chloramination(20-40 ng/L) under same initial dosage. For chlorination , with initial dosage increasing from 0 mg/L to 10 mg/L, genotoxicity increased firstly, and got the maximum value at about 2-5 mg/L dosage, then decreased and got the minimum value at about 2-5 mg/L dosage, and finally increased again. For chloramination, genotoxicity didn't change that much. With the dosage of 2-6 mg/L and reaction time increasing from 2-6 h, then decreased and got the minimum value at about 2-7 h, no matter for chlorine or chloramines disinfection, genotoxicity of effluent of 2-6 mg/L) under same reaction time. Further more, effects of the different ratios of 2-10 N of disinfectant on genotoxicity of effluent of 2-10 mg/L) under same reaction time. Further more, effects of the different ratios of 2-11 N of disinfectant on genotoxicity of effluent of 2-12 mg/L) under same reaction time. Further more, effects of the different ratios of 2-12 to N of disinfectant on genotoxicity of effluent of 2-13 mg/L was higher than that after chloramines disinfection in the aspect of genotoxicity for drinking water, and the changes of genotoxicity are different from those of total HAAs.

Key words genotoxicity; umu-tes; effluent of O₃-BAC; chlorine disinfection; chloramine disinfection

氯消毒和氯胺消毒是我国现有自来水厂中应用最广泛的饮用水消毒方法,但是很多研究表明氯会与水中的溶解性有机物(dissolved organic matter, DOM)反应生成具有致突变性或致癌性的消毒副产物(disinfection byproducts, DBPs [1-5].对于饮用水的氯消毒,大多数研究都是针对几种典型的消毒副产物如三卤甲烷(THMs)和卤乙酸(HAAs),但是水中的溶解性有机物是非常复杂的,包括腐殖质、溶解性微

生物产物和动植物残体等:一方面,一些溶解性有机物本身就具有毒性;另一方面,一些天然有机物与氯反应后会生成有毒的消毒副产物51.因此,测定氯化消毒后有机提取物的遗传毒性比仅测定几种典型消

收稿日期 2009-02-20 ,修订日期 2009-04-13 基金项目 :国家自然科学基金项目(50778096)

作者简介 柳清(1984~),女 硕士研究生,主要研究方向为饮用水氯 消毒技术优化,E-mail 'qing-liu06@ mails. tsinghua. edu. cn * 通讯联系人,E-mail 'wjliu@ tsinghua. edu. cn

毒副产物的生成更能全面的评价氯化饮用水的生态 安全性.

由于已经证明能够减少三卤甲烷、卤乙酸等具有致癌性质的消毒副产物的产生量,氯胺消毒被认为是比氯消毒更安全的消毒方式⁶¹.但是近年来有用 umu 遗传毒性测试污水加氯消毒的研究发现^[7~9] 氨氮浓度对污水氯消毒的遗传毒性有很大影响:氨氮浓度较低时能降低污水的遗传毒性,而氨氮浓度较高时的氯消毒则导致污水的遗传毒性升高.如果该结论在饮用水消毒中成立,那么氯胺消毒的优势将受到严重挑战.

umu 试验又称 umu/SOS 试验 ,是 19 世纪 80 年代中期建立的一种检测环境诱变物的短期筛选试验 umuC 基因的基础上建立起来的 . 其基本原理是 :构建一个含 umuC-lacZ 融合基因的质粒 ,并将质粒导入细菌中 . 当该菌株受到受试物攻击时 ,诱发 SOS 反应 ,umuC-lacZ 基因表达 ,通过检测 lacZ 基因产物 β-半乳糖苷酶的活性水平 ,可以判断遗传毒性的强弱 . 与 Ames 试验等其他遗传毒性试验方法相比 ,umu 试验具有快速、敏感、廉价、对试验的无菌操作要求低、样品量少和适于分析复杂基质的遗传毒性umu 试验成为分析复杂环境基质的遗传毒性的最有前景和最常用的检测方法之一umu 试验元元 umu 试验成为分析复杂环境基质的遗传毒性的最有前景和最常用的检测方法之一umu umu umu

本研究用北方某饮用水厂臭氧-活性炭出水进行加氯和氯胺消毒实验 ,用 umu 试验考察了消毒剂剂量、反应时间和不同氯氮比的氯胺消毒剂对臭氧-活性炭出水的遗传毒性和总 HAAs 生成量的影响 ,对氯消毒和氯胺消毒的毒理学安全性进行了比较和评价.

1 材料与方法

1.1 试验试剂

氯消毒剂采用次氯酸钠溶液 >5% 配制而成,效氯含量约为 500 mg/L. 氯胺溶液由次氯酸钠溶液和硫酸铵溶液按照不同氯氮比比配制而成(氯氮比为 4:1 的氯胺为一氯胺 ,简称氯胺),有效氯含量约为 250 mg/L.采用便携式哈希余氯仪测定有效氯浓度.次氯酸钠储备液和氯胺储备液均现用现配 ,每次试验前测定有效氯含量后立即使用.试验所用余氯终止剂为硫代硫酸钠溶液 ,浓度约为2 500 mg/L.

1.2 水样的采集和前处理

本研究所用水样取自北方某饮用水厂臭氧-活

性炭工艺出水(炭后水).该水厂源水来自某地表水源、处理工艺为混凝、沉淀、砂滤、臭氧活性炭、氯化消毒.水样取回实验室后立即用玻璃纤维滤膜(Milipore 美国)过滤去除悬浮物,然后测定原水的基本水质指标,结果如表1所示.水样在棕色玻璃瓶中加一定剂量的氯或氯胺消毒剂,以有效氯计)进行消毒反应(避光),一定的反应时间后用适量的硫代硫酸钠溶液中和余氯,测消毒后的基本水质指标,然后用盐酸溶液调节水样 pH至2.0±0.1.

取调节 pH 后的炭后水 5 L 用经 5 mL 甲醇和 5 mL 高纯水活化过的 HLB 柱(500 mg,6 mL,美国 OASIS)进行固相萃取,水样过柱流速控制在 10 mL/min左右.水样富集完毕后,用氮气吹干吸附柱,分别以 5 mL 正己烷/二氯甲烷(1:1,体积比)5 mL 甲醇/二氯甲烷(1:9,体积比)和 5 mL 丙酮为淋洗剂洗脱富集在吸附柱上的物质.所有有机溶剂均为农残级纯或色谱纯,购自 J.T.Baker 公司.洗脱液在微弱的氮气流下吹干,保存于 – 20℃冰箱中, μmu 试验前用少量的二甲基亚砜(DMSO)溶解.

表 1 进水水质指标及测定方法

Table 1 Water quality of influent and determination methods

水质指标	变化范围	检测方法
pН	7.3~8.1	Thermo Orion Model410 pH 计
$DOC/mg \cdot L^{-1}$	0.590	岛津 TOC-V wp TOC 仪
UV_{254}/cm^{-1}	0.015	unic UV/VIS 2802PC
$\mathrm{NH_4^+}$ -N /mg·L $^{-1}$	< 0.01	水杨酸法[27]
Ä HAAs/μg·L⁻¹	2.88	安捷伦气相色谱 6890 ,参见文献 28]

1.3 umu 毒性测试

本试验选用鼠伤寒沙门氏菌 TA1535/pSK1002 菌株 由日本东京药科大学提供.umu 试验方法参见文献 29] 具体方法如下 将菌种用 TGA 培养基(1 L 无菌的 TGA 培养基含 10 g 胰蛋白胨 5 g NaCl ,11.9 g HEPPS 2 g I(+)葡萄糖 50 mg 青霉素)于 37℃振荡培养 12 h ,然后取少量用 TGA 培养基稀释 10 倍后于 37℃振荡培养 1.5 h 待用 .96 孔板 A 的前 6 行加水样 ,第 7 行做 4-NQO(4-硝基喹啉-N-氧化物)阳性对照 ,每行做 4 个稀释梯度 ,每个梯度 3 个平行 .最后一行用高纯水做阴性对照和空白对照 . 除空白对照外每孔加 70 μL 菌液 ,于 37℃振荡培养 2 h .A 板培养结束后 ,每孔取 30 μL 加入每孔预加 270 μL TGA 培养基的 96 孔板 B 中 ,于 37℃振荡培养 2 h .用 酶标仪测定 600 nm 处的吸光度 .96 孔板 C 每孔预加 120 μL B-buffer ,然后从 B 板每孔取 30 μL 到 C 板的

相应位置.C 板每孔立即加入 30 µL ONPG 溶液并混合,于 30℃振荡培养 0.5 h,之后每孔加入 120 µL 反应终止液混合,用酶标仪测定 420 nm 处的吸光度.实验中未加入 S9 代谢活化剂.

1.4 结果的计算与表达

umu 试验结果计算如下:

$$G = (A_{600 \text{ ,T}} - A_{600 \text{ ,B}})(A_{600 \text{ ,N}} - A_{600 \text{ ,B}})$$

 $I_{\rm R}=(A_{420.T}-A_{420.B})(A_{420.N}-A_{420.B})\times 1/G$ 式中,G:生长因子,>0.5的数据可用于计算 $I_{\rm R}$; $I_{\rm R}$ 诱导率,>2可判断致突变阳性; $A_{600.T}$ 、 $A_{600.R}$ 、 $A_{420.T}$ 、 $A_{420.B}$ 、 $A_{420.N}$:分别为测定样品、空白对照、阴性对照在 600 nm、420 nm 处的吸光度.

由于每次 umu 试验的培养时间、试剂浓度等条件略有差别,导致以 I_R 值表示的试验结果会有一定的差别. 为了提高不同批次 umu 试验结果的可比性 依每次 umu 试验的 4-NQO 剂量反应关系确定本次试验水样的 4-NQO 浓度,以比较不同水样遗传毒性的相对强弱.

以某次 umu 试验的结果为例,将阳性对照4-NQO和水样分别绘制过(0,1)点的剂量-诱导率线性拟合直线和拟合方程式,如图1、图2所示.将水样的线性拟合斜率与4-NQO的线性拟合斜率相比较,即可得到水样以4-NQO浓度表示的遗传毒性,单位为ng/L.

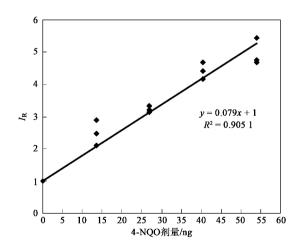


图 1 阳性对照 4-NQO 的剂量-反应关系

Fig. 1 Dose-effect curve of positive control 4-NQO

以水样 1 号为例 ,其以 4-NQO 浓度表示的遗传 毒性为:

$$\frac{35.919/L}{0.079/ng} = 455 \text{ ng/L}.$$

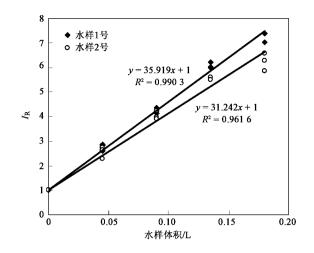


图 2 水样的剂量-反应关系

Fig.2 Dose-effect curve of samples

2 结果与分析

2.1 消毒剂投加量对遗传毒性的影响

向 5L 水样中投加不同剂量的氯和氯胺消毒剂,改变起始有效氯浓度为 0、0.5、1、3、5、10 mg/L 反应 24 h ,考察消毒剂剂量对遗传毒性的影响,如图 3 所示.其中,氯 1、氯 2、氯 3 分别代表 3 次独立的取水加氯消毒试验结果,氯胺 1 和氯胺 2 分别代表 2 次独立的取水加氯胺消毒试验结果.消毒剂投加量对总 HAAs 含量的影响见图 4.

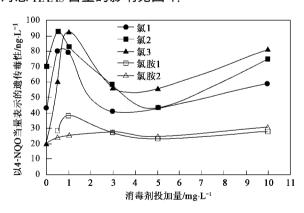


图 3 臭氧活性炭出水消毒 24 h 后遗传毒性 随消毒剂投加量的变化

Fig. 3 Changes in the genotoxicity of effluent of O_3 -BAC disinfected with chlorine and chloramines with different initial dosages for 24 h

从图 3 可以看出,该臭氧-活性炭出水具有一定的遗传毒性,在用氯和氯胺消毒以后遗传毒性都有上升的趋势,并且在相同投加量下氯消毒后的遗传毒性明显大于氯胺消毒后水样的遗传毒性.

从 3 次氯消毒的试验结果来看 ,随着加氯量的

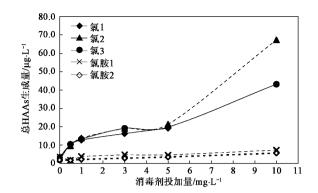


图 4 臭氧活性炭出水消毒 24 h 后总 HAAs 生成量 随消毒剂投加量的变化

Fig. 4 Changes in the total HAAs of effluent of O₃-BAC disinfected with chlorine and chloramines with different initial dosages for 24 h

增大 水的遗传毒性呈现先增加再减小再增加的趋 势 遗传毒性曲线有 2 个拐点,加氯量从 0 mg/L增加 到 0.5~1 mg/L 时 ,水样遗传毒性呈增加趋势 ,然后 随着加氯量的增加 水样遗传毒性逐渐下降 在 3~ 5 mg/L处达到极小值,然后遗传毒性再随着加氯量 的增加而逐渐增大,炭后水加氯消毒后遗传毒性曲 线的变化规律是先增加再减小再增加,可以推测其 原因是低加氯量时 NaClO 先将水中易被氧化的有 机物氧化成具有遗传毒性的中间产物 随着加氯量 增加 NaClo 进一步与中间产物反应 ,生成遗传毒性 更小的小分子有机物 表现为水的遗传毒性又出现 下降,当加氯量进一步增加时,过量的 NaClo 开始与 水中不易被氧化的有机物反应 ,生成具有遗传毒性 的反应产物 这对干水处理过程中投加合适剂量的 消毒剂具有工程指导意义,在保证消毒效果和余氯 的前提下 人们可以选择遗传毒性变化曲线上的低 谷区来确定合适的消毒剂投加量,

从 2 次氯胺消毒的试验结果看 ,炭后水加氯胺 消毒后的遗传毒性比未加消毒剂时略有增加 ,但随 着氯胺投加量的增加 ,遗传毒性变化很小 ,遗传毒性 曲线基本趋于平缓 .

比较图 3 和图 4 ,炭后水氯消毒后其总 HAAs 生成量随消毒剂投加量的增加而增大 ,但不同于遗传毒性随投加量的变化规律 ;氯胺消毒后总 HAAs 生成量随消毒剂投加量的增加缓慢增加 ,并且在相同投加量下氯消毒后的遗传毒性明显大于氯胺消毒后水样的遗传毒性.

2.2 反应时间对遗传毒性的影响

固定初始消毒剂投加量为 3 mg/L ,以臭氧-活性

炭出水为试验用水,改变消毒反应时间分别为 0、1、2、4、8、10、18、24、36、48 和 72 h,得到遗传毒性随反应时间的变化曲线如图 5 所示,总 HAAs 含量随反应时间的变化曲线如图 6 所示.

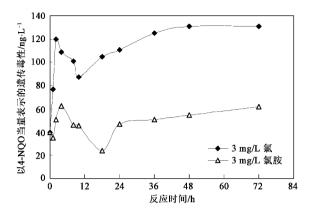


图 5 臭氧活性炭出水消毒后遗传毒性随反应时间的变化 Fig.5 Changes in the genotoxicity of effluent of O₃-BAC disinfected with chlorine and chloramines with different reaction time

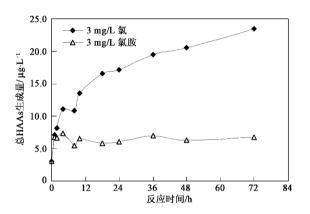


图 6 臭氧活性炭出水消毒后总 HAAs 随反应时间的变化 Fig. 6 Changes in the total HAAs of O₃-BAC disinfected with chlorine and chloramines with different reaction time

如图 5 所示 ,炭后水氯和氯胺消毒后遗传毒性随时间的变化规律类似 :遗传毒性先随时间增加在 2~4 h 出现极大值 ,然后逐渐下降 ,在 10~18 h 达到至极小值后逐渐升高 .在任意反应时间 ,氯胺消毒的遗传毒性均小于氯消毒 .可能原因是当消毒反应时间较短时 ,消毒剂先与水中的有机物发生快速反应 ,生成具有较大遗传的消毒中间产物 ,然后随着反应时间的增加 ,这些不稳定的中间产物发生分解 ,表现为遗传毒性下降 ,当反应时间继续增加时 ,剩余的消毒剂继续与有机物发生慢速反应 ,表现为遗传毒性又缓慢升高.

如图 6 所示,炭后水氯消毒后,HAAs 生成量随

时间的增加而升高;而氯胺消毒后 HAAs 生成量则随时间变化不大.在任意反应时间,氯胺消毒后的HAAs 生成量均小于氯消毒.无论是氯消毒还是氯胺消毒,炭后水遗传毒性随时间的变化规律与总 HAAs 生成量随时间的变化规律均不相同.

2.3 消毒剂的氯氮比对遗传毒性的影响

配制氯氮比为分别为 4:1、7:1 和 9:1 的氯胺消毒剂 ,考察不同比例氯氮的氨氮消毒剂对炭后水遗传毒性的影响 ,如图 7 所示(2~3 次独立试验的平均值).炭后水消毒后总 HAAs 随消毒剂氯氮比的变化见图 8.

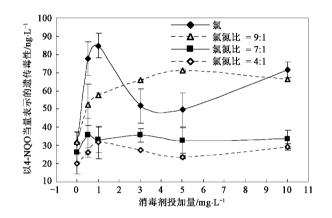


图 7 臭氧活性炭出水消毒后遗传毒性随消毒剂氯氮比的变化 Fig. 7 Changes in the genotoxicity of effluent of O₃-BAC disinfected with chlorine and chloramines with different ratio of Cl₂ to N

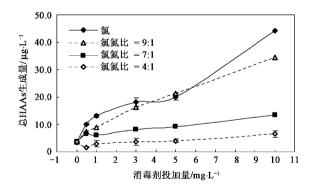


图 8 臭氧活性炭出水消毒后总 HAAs 随消毒剂氯氮比的变化 Fig. 8 Changes in the total HAAs of O₃-BAC disinfected with chlorine and chloramines with different ratio of Cl₂ to N

如图 7 所示, 炭后水加不同氯氮比的消毒剂后, 遗传毒性随投加量的变化可以分为 3 个阶段:①消毒剂投加量 < 2 mg/L时, 随氯氮比的增加, 遗传毒性增大, ②消毒剂投加量在 2 ~ 9 mg/L时, 遗传毒性大小依次为:氯氮比 = 4 < 氯氮比 = 7 < 氯 < 氯氮比 = 9 ③消毒剂投加量 > 9 mg/L时, 遗传毒性随着氯

氮比的增加而增大.如果除去氯消毒,只考虑氯胺消毒,可以发现在0~10 mg/L的投加量范围内,随着氯氮比的增加,消毒剂氧化性增强,遗传毒性也相应增大.氯氮比为4:1 的氯胺消毒剂为一氯胺,氯氮比为7:1 和9:1 的氯胺消毒剂为二氯胺和三氯胺的混合物,由于一氯胺的消毒效果好于二氯胺和三氯胺,同时根据本试验结果,一氯胺消毒后遗传毒性又小于二氯胺和三氯胺,因此一氯胺是杀菌效果更好更安全的氯胺消毒剂.

如图 8 所示 ,炭后水总 HAAs 生成两随消毒剂投加量的增加而增大 ,总体上看 ,在各个消毒剂投加水平上 ,总 HAAs 生成量随氯氮比的增加而增大

3 结论

(1)在本试验的研究条件下,随初始投加量的增加,氯消毒后遗传毒性而先增加再降低再逐渐上升,但是加氯胺消毒后遗传毒性随投加量的变化不大.随着反应时间的增加,无论是氯还是氯胺消毒,炭后水遗传毒性均出现先增加后降低再缓慢增加的趋势.当消毒剂投加量<2 mg/L或>9 mg/L时,炭后水遗传毒性随氯氮比的增加而增大;当消毒剂投加量在2~9 mg/L时,氯氮比对遗传毒性的影响比较复杂.因此可以通过控制投加量、反应时间和氯氮比等消毒条件,使消毒后的炭后水具有较低的遗传毒性.

(2)在不同投加量下反应 24 h 对于遗传毒性和总 HAAs 生成量 氯胺消毒均小于氯消毒 ,投加量为 3 mg/L时 ,不同的反应时间 ,氯胺消毒后的遗传毒性和总 HAAs 也均小于氯消毒 ,这说明在饮用水常用的剂量范围和反应时间内 ,氯胺消毒比氯消毒更安全.

(3)遗传毒性与总 HAAs 生成量无论是随遗传毒性、反应时间还是消毒剂氯氮比的变化规律均不一致.遗传毒性反应的是水体有机物总的综合化学性质,而总 HAAs 变化规律不同于遗传毒性,说明仅仅测定总 HAAs 并不能全面反映水体的安全性,需要用遗传毒性等综合性指标来评价水体的水质安全

致谢:本试验用水由北京市自来水集团提供, 遵 致谢意.

参考文献:

- [1] Glaze W H, Andelman J B, Bull R J, et al. Determining health risks associated with disinfectants and disinfection by products: research need [J]. J AWWA, 1993, 85:53-56.
- [2] Koivusalo M , Vartiainen T. Drinking water chlorination by-products

- and cancer J. Rev Environ Health 1997, 12 81-90.
- [3] King W D , Marrett L D. Case-control study of bladder cancer and chlorination by-products in treated water (Ontario , Canada)[J]. Cancer Causes Control , 1996 , 7 596-604.
- [4] Koivusalo M, Pukkala E, Vartiainen T, et al. Drinking water chlorination and cancer-a historical cohort study in Finland [J]. Cancer Causes Control, 1997, 8:192-200.
- [5] Betts K. Growing concern about disinfection by products [J]. Environmental Science Technology, 1998, 32:546.
- [6] Richardson S D, Plewa M J, Wagner E D, et al. Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water: A review and roadmap for research [J]. Mutation Research, 2007, 636:178-242.
- [7] Wang L S , Hu H Y , Wang C . Effect of ammonia nitrogen and dissolved organic matter fractions on the genotoxicity of wastewater effluent during chlorine disinfection [J]. Environmental Science Technology , 2007 , 41 :160-165.
- [8] 王丽莎 胡洪营 塔春红 等. 污水二氧化氯和氯消毒过程中遗传毒性的变化及氨氮的影响[J]. 环境科学,2007,28(3): 603-606.
- [9] 王丽莎, 张彤, 胡洪营, 污水氯、二氧化氯消毒处理中水质及 毒性变化的比较 J].环境科学, 2005, **26**(6): 75-78.
- [10] Oda Y , Nakamura S , Oki I , et al . Evaluation of the new system (umu-test) for the detection of environmental mutagens and carcinogens J]. Mutation Research , 1985 , 147: 219-229.
- [11] Hamer B , Bihari N , Reifferscheid G , et al . Evaluation of the SOS/ umu-test post-treatment assay for the detection of genotoxic activities of pure compounds and complex environmental mixtures [J]. Mutation Research , 2000 , 466:161-171.
- [12] Nakamura S , Oda Y , Shimada T , et al . SOS-inducing activity of chemical carcinogens and mutagens in Salmonella typhimurium TA1535/pSK1002 : examination with 151 chemicals[J]. Mutation Research ,1987 , 192 : 239-246.
- [13] McDaniels A E , Reyes A L , Wymer L J , et al. Comparison of the Salmonella (Ames) test , umu test , and the SOS chromotests for detecting genotoxins J J. Environmental and Molecular Mutagenesis , 1990 , 16: 204-215.
- [14] Giuliani F , Koller T , Würgler F E , et al . Detection of genotoxic activity in native hospital waste water by the umuC test J]. Mutation Research , 1996 , 368 49-57.
- [15] Whong W Z, Wen Y F, Stewart J, et al. Validation of the SOS/

- umu-test with mutagenic complex mixtures [J]. Mutation Research, 1986, 175: 139-144.
- [16] Reifferscheid G, Heil J. Validation of the SOS/ umu test using test results of 486 chemicals and comparison with the Ames test and carcinogenicity data [J]. Mutation Research, 1996, 369: 129-145.
- [17] Helma C , Sundermann V M , Houk V S , et al . Comparative Evaluation of four bacterial assays for the detection of genotoxic effects in the dissolved water phases of aqueous matrices [J]. Environmental Science Technology , 1996 , 30 : 897-907.
- [18] Shen L , Wu J Y , Lin G F , et al . The mutagenic potentials of tap water samples in Shanghal J]. Chemosphere , 2003 52 :1641-1646.
- [19] 骆坚平 李娜,马梅,等.用成组生物效应标记方法定量评价饮用水健康风险[J].环境科学学报,2007,27(11):1778-1782.
- [20] 骆坚平,马梅,王子健,等.用成组生物毒性测试方法评价北方某市饮用水安全性,J].给水排水,2006,32(8):17-21.
- [21] Xiao R Y, Wang Z J, Wang C X, et al. Genotoxic risk identification of soil contamination at a major industrialized city in northeast China by a combination of in vitro and in vivo Bioassays J]. Environmental Science Technology, 2006, 40 (19) 5170-6175.
- [22] Escher B L, Pronk W, Suter M J F, et al. Monitoring the removal efficiency of ; harmaceuticals and hormones in different treatment processes of source-separated urine with bioassays J]. Environmental Science Technology, 2006, 40 (16) 5095-5101.
- [23] Eoma I C, Rastb C, Veberb A M, et al. Ecotoxicity of a polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH)-contaminated soil[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2007, 67(2):190-205.
- [24] Xiao R Y , Wang Z J , Wan C X , et al . Soil screening for identifying ecological risk stressors using a battery of in vitro cell bioassays J]. Chemosphere 2006 , 64 (1) 71-78.
- [25] Bihari N, Fafand M, Hamer B, et al. PAH content, toxicity and genotoxicity of coastal marine sediments from the Rovinj area, Northern Adriatic, Croatia J. Science of the Total Environment, 2006, 366 (2-3) 502-611.
- [26] 朱舟 ,顾炜旻 ,安伟 ,等 . 基于 umu 遗传毒性效应的饮用水致癌风险评价的尝试 []. 生态毒理学报 ,2008 ,3(4):363-369.
- [27] 中国标准出版社第二编辑室.水质分析方法国家标准汇编 [M].北京:中国标准出版社,1996.
- [28] 刘文君 贺北平 唐莉莉 等. 饮用水中消毒副产物卤乙酸 (HAAs)测定方法研究 J].给水排水 2004 30(8)38-41.
- [29] ISO13829. Water quality- Determination of the genotoxicity of water and waste water using the umu tes[S].2000.