

UV—H₂O₂ 工艺降解饮用水中阿特拉津的试验研究

崔 婧, 高乃云, 汪 力, 魏宏斌

(同济大学 污染控制与资源化研究国家重点实验室, 上海 200092)

摘 要: 采用紫外—过氧化氢 (UV—H₂O₂) 的光激发氧化工艺去除饮用水中的内分泌干扰物——阿特拉津, 考察了影响降解效果的因素。试验结果表明: 紫外—过氧化氢工艺对阿特拉津有较好的去除效果, 阿特拉津的降解过程符合一级反应动力学模型。通过提高照射光强, 可以提高对阿特拉津的去除速率。过氧化氢浓度对阿特拉津的降解具有促进和抑制的双重作用: 当 H₂O₂ 浓度 < 60 mg/L 时, 降解阿特拉津的一级反应速率常数随 H₂O₂ 浓度的增加而线性增加; 当 H₂O₂ 浓度 > 80 mg/L 时, 该反应速率常数的增加速率变得缓慢; 当 H₂O₂ 浓度 > 120 mg/L 时, 阿特拉津的降解受到明显抑制。阿特拉津初始浓度对降解过程没有影响。自来水中羟基自由基捕获剂及有机物的存在, 会降低阿特拉津的降解速率, 而较低的 pH 值则有利于降解反应的进行。

关键词: 内分泌干扰物; 阿特拉津; UV; 过氧化氢; 反应动力学

中图分类号: X328 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000—4602(2006)05—0043—06

Degradation of Endocrine Disruptor—Atrazine in Drinking Water by UV—H₂O₂ Process

CUI Jing GAO Nai-yun WANG Li WEI Hong-bin

(State Key Laboratory of Pollution Control and Resource Reuse Tongji University, Shanghai
200092, China)

Abstract A study on degradation of atrazine (an endocrine disruptor) in drinking water by UV—H₂O₂ process was carried out. The main influencing factors and reaction kinetics of this technology were investigated. The results show that the removal efficiency of atrazine by UV—H₂O₂ process is high. The rate of degradation in aqueous solution follows first-order kinetics. The removal efficiency of atrazine can be greatly enhanced by increasing the intensity of UV radiation. The concentration of H₂O₂ has both positive and negative effects on the degradation rate of atrazine. When the concentration of H₂O₂ is less than 60 mg/L, first-order kinetics constant increases linearly with the increase of initial concentration of H₂O₂. When the concentration of H₂O₂ is more than 80 mg/L, the increasing rate of first-order kinetics constant is slowly. When the concentration of H₂O₂ exceeds 120 mg/L, degradation of atrazine is inhibited obviously. Initial concentration of atrazine does not influence the degradation process. The degradation rate is reduced by the presence of OH⁻ radical scavengers and organics in tap water compared with the distilled water. The removal rate increases in the solution with lower pH.

Key words endocrine disruptor; atrazine; UV; hydrogen peroxide; reaction kinetics

基金项目: 国家高技术研究发展计划 (863) 项目 (2002AA601130); 国家科技攻关计划重大项目 (2003BA808A17)

阿特拉津 (2-氯-4-乙氨基-6-异丙氨基-1,3,5-三氮苯) 又名莠去津, 由于其在环境中相对稳定且具有较高的渗透性, 在地表水和饮用水中经常被检测到^[1~3]。该化合物在低浓度、长期暴露下会对生物体的内分泌系统产生干扰作用, 因而被世界野生动物基金会 (WWF)、美国环保局 (USEPA)、日本厚生省列为内分泌干扰物^[4,5]。

光化学氧化法是饮用水深度处理的一种新方法。在 UV-H₂O₂ 工艺中, 除了 UV 对阿特拉津具有一定的破坏作用外, 更为重要的是 H₂O₂ 在 UV 光的照射下将产生羟基自由基 (·OH), 其氧化还原电位为 2.80 V, 远高于其他化学氧化剂^[6]。另外, UV-H₂O₂ 工艺的氧化产物通常为易被生物降解的小分子含氧化合物, 或二氧化碳和水^[7]。但到目前为止, 光化学氧化作为去除阿特拉津的方法仍然很少被使用, 国内也未见相关报道。为此, 采用 UV-H₂O₂ 的光激发氧化法降解阿特拉津, 考察不同因素对阿特拉津处理效果的影响, 并进行动力学分析, 为该工艺的实际应用提供理论支撑。

1 试验设备与方法

1.1 试验设备及流程

试验流程如图 1 所示。

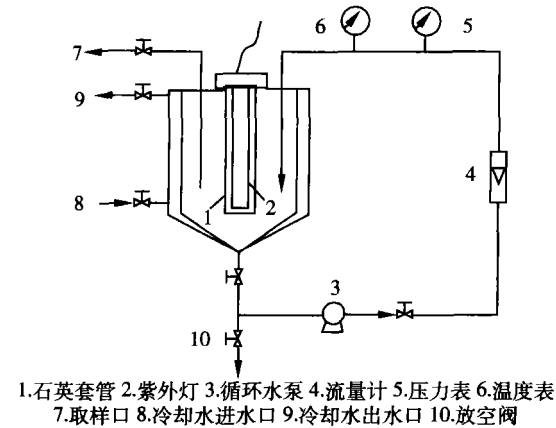


图 1 试验工艺流程图
Fig 1 Flow chart of UV-H₂O₂ process

反应器有效容积为 20 L, 双层不锈钢外壳, 内通冷却水以保持反应器内温度恒定。通过循环水泵使反应液在反应器内高速循环, 循环流量为 2 750 L/h。加入反应液后开启循环泵以保证完全混合的效果, 15 min 后开始取样。反应器内装 5 根低压汞灯, 其主波长为 253.7 nm, 通过控制紫外灯管开、关数来控制紫外光照射强度。光强的测定采用北京师

范大学光电仪器厂生产的紫外测光仪, 测定点为反应器顶部中心点 (反应器内无水)。光强和对应的灯管数如表 1 所示。

表 1 灯管数及对应光强

Tab 1 Numbers of UV lamp and corresponding light intensity

灯管数 / 根	1	2	3	4
光强 / ($\mu\text{W} \cdot \text{cm}^{-2}$)	205	412	632	850

试验在完全混合间歇式条件下运行: 在反应器内加入一定浓度的阿特拉津配水水样, 一次性投加一定量的过氧化氢溶液, 开启循环水泵并通入冷却水, 待温度和反应条件稳定后开启紫外灯。经过一定的时间间隔从反应器中取出 40 mL 水样, 及时进行水质分析。

1.2 试验水质

根据试验需要, 分别采用蒸馏水和市政管网自来水配制阿特拉津反应液, 其水质如表 2 所示。

表 2 试验水质

Tab 2 Characteristics of experimental water

指标	pH	TOC / ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	浊度 / NTU	电导率 / ($\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$)	UV ₂₅₄ / cm^{-1}
蒸馏水	7.13~7.56	1.37~1.67	0	<20	<0.006
自来水	6.95~7.43	4.601~7.023	0.15~0.45	606~720	0.090~0.123

1.3 阿特拉津的测定

阿特拉津的浓度采用高效液相色谱仪 (岛津 LC-2010AHT) 测定; 使用 Shim-pack VP-ODS 色谱柱; 流动相为乙腈和水, 流速为 0.8 mL/min; 检测波长为 220 nm。

试验所用阿特拉津为色谱纯 (纯度为 99%); 乙腈为 HPLC 级, SIGMA 公司生产; 超纯水由复旦大学提供; 过氧化氢溶液浓度为 30% (分析纯), 中国国药集团提供。

2 试验结果与分析

2.1 光强对工艺降解阿特拉津的影响

图 2 显示了在不同强度紫外光照射条件下, 处理自来水配水时反应器内残余阿特拉津浓度随反应时间的变化情况。

从图 2 可以看出, UV-H₂O₂ 工艺对阿特拉津的去除效果相当明显。在开 1 根灯管、H₂O₂ 浓度为 20 mg/L、阿特拉津初始浓度为 102 $\mu\text{g/L}$ 的条件下, 反应 20 min 后阿特拉津浓度降为 46 $\mu\text{g/L}$, 90 min 后其浓度降至 1.5 $\mu\text{g/L}$, 去除率为 98.5%。

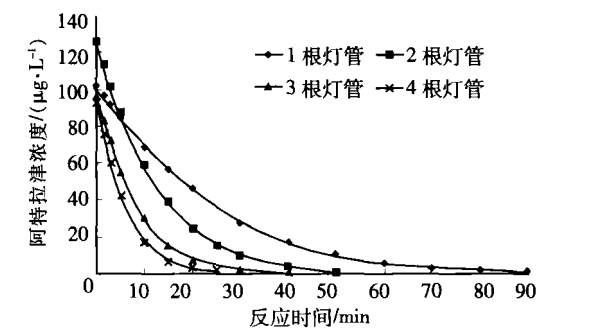


图 2 不同光强条件下的阿特拉津降解曲线

Fig 2 Degradation curves of atrazine under different UV light intensity

随着光强的增加则降解速率加快,在相同处理时间内对阿特拉津的去除率升高。在 4 种光强下反应 20 min 后,对阿特拉津的去除率分别为 54.90%、80.48%、92.06% 和 96.61%。因此,通过增加紫外光强,可以在很大程度上提高对阿特拉津的降解速率。

经拟合,发现阿特拉津在不同光强条件下的降解反应均符合一级反应动力学模型(见表 3)。

表 3 不同光强下降解阿特拉津的一级反应动力学参数

Tab 3 First-order kinetics parameters for degradation of atrazine under different UV light intensity

光强 / ($\mu\text{W} \cdot \text{cm}^{-2}$)	拟合方程	K / min^{-1}	R^2	$t_{1/2} / \text{min}$
205	$\ln C = -0.0487t + 4.7058$	0.0487	0.998	14.2
412	$\ln C = -0.0930t + 4.9536$	0.0930	0.996	7.5
632	$\ln C = -0.1356t + 4.6639$	0.1356	0.997	5.1
850	$\ln C = -0.1890t + 4.5791$	0.1890	0.998	3.7

由表 3 可知,阿特拉津一级反应速率常数受光强影响较大,将不同光强下的一级反应速率常数进行拟合得:

$$K = 2.21 \times 10^{-4} I \quad (R^2 = 0.998) \quad (1)$$

式中 K ——一级反应速率常数, min^{-1}
 I ——照射光强, $\mu\text{W} / \text{cm}^2$

2.2 H₂O₂ 浓度对降解阿特拉津的影响

采用自来水配制浓度相近的阿特拉津反应液,在光强为 $412 \mu\text{W} / \text{cm}^2$ 、 T 为 $(25 \pm 1)^\circ\text{C}$ 的条件下采用 UV-H₂O₂ 工艺进行处理,考察 H₂O₂ 浓度对阿特拉津降解效果的影响。结果表明,阿特拉津的降解遵循一级反应动力学(见表 4)。

从表 4 可以看出,当 H₂O₂ 浓度 $\leq 60 \text{ mg/L}$ 时,一级反应速率常数随 H₂O₂ 投加量的增加而明显增

大;当 H₂O₂ 浓度 $> 120 \text{ mg/L}$ 后,一级反应速率常数随 H₂O₂ 投加量的增加反而降低。

表 4 不同 H₂O₂ 浓度下降解阿特拉津的一级反应动力学参数

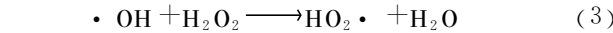
Tab 4 First-order kinetics parameters for degradation of atrazine under different concentrations of H₂O₂

H ₂ O ₂ 浓度 / ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	拟合方程	K / min^{-1}	R^2	$t_{1/2} / \text{min}$
0	$\ln C = -0.0447t + 5.1588$	0.0447	0.999	15.51
5	$\ln C = -0.0570t + 4.7024$	0.0570	0.999	12.16
20	$\ln C = -0.0889t + 4.9062$	0.0889	0.998	7.80
40	$\ln C = -0.1215t + 4.9103$	0.1215	0.994	5.70
60	$\ln C = -0.1436t + 4.9232$	0.1436	0.995	4.83
80	$\ln C = -0.1592t + 4.8169$	0.1592	0.991	4.35
100	$\ln C = -0.1711t + 5.4273$	0.1711	0.995	4.05
120	$\ln C = -0.1744t + 5.1248$	0.1744	0.994	3.97
150	$\ln C = -0.1688t + 4.8207$	0.1688	0.990	4.11
200	$\ln C = -0.1465t + 4.9024$	0.1465	0.994	4.73

对 H₂O₂ 浓度与一级反应速率常数进行拟合得:

$$y = -7.51 \times 10^{-6} x^2 + 1.97 \times 10^{-3} x + 0.0497 \quad (2)$$

在应用 UV-H₂O₂ 工艺降解阿特拉津时 H₂O₂ 具有双重作用,一方面当 H₂O₂ 投加量较小时,式(2)中的第一项的影响较弱,可以忽略,一级反应速率常数随 H₂O₂ 投加量的增加基本呈线性增加的趋势。这是由于 H₂O₂ 在 UV 照射下能分解成具有强氧化性的 $\cdot\text{OH}$,增大 H₂O₂ 浓度会导致有更多 $\cdot\text{OH}$ 产生,从而使得阿特拉津降解速度明显提高。另一方面,当 H₂O₂ 浓度增加到一定程度(80 mg/L)后,阿特拉津的降解速率常数随 H₂O₂ 浓度的变化已不明显。H₂O₂ 浓度为 100 mg/L 和 120 mg/L 时的反应速率常数非常接近,基本达到最大值。而 H₂O₂ 浓度为 150 mg/L 时,则出现了抑制作用,H₂O₂ 浓度为 200 mg/L 时抑制作用更为显著。作为 $\cdot\text{OH}$ 的捕获剂,过量的 H₂O₂ 会与 $\cdot\text{OH}$ 发生如下反应:



由于过氧化羟基自由基 $\text{HO}_2\cdot$ 的氧化性能相对较弱,故过量的 H₂O₂ 浓度越高,消耗的 $\cdot\text{OH}$ 就越多,使得阿特拉津的降解速率反而降低。

考虑 UV-H₂O₂ 工艺对阿特拉津的降解过程为两个平行发生的反应(纯 UV 分解反应和辅以 H₂O₂ 的氧化反应),其降解反应可以表达为:

$$\frac{dC_{atr}}{dt}=K_{UV}C_{atr}^aI^b+K_{UV/H_2O_2}C_{atr}^cC_h^dI^e\quad(4)$$

式中 C_{atr} ——阿特拉津的浓度
 K_{UV} ——只有 UV 辐射时的反应速率常数
 I ——UV 辐射强度
 K_{UV/H_2O_2} —— H_2O_2 和 UV 共同作用时的反应速率常数
 C_h —— H_2O_2 浓度
 $a、b、c、d、e$ ——反应级数

在所有试验中 UV 光强保持恒定。已有多位学者的研究表明： H_2O_2 浓度随反应时间略有降低或基本保持恒定，即 H_2O_2 在反应过程中起到了准催化剂的作用^[8、9]。故假定 H_2O_2 浓度恒定，基于催化剂不改变反应级数，式(4)可简化为：

$$\frac{dC_{atr}}{dt}=(K_{UV}I^b+K_{UV/H_2O_2}I^eC_h^d)C_{atr}^n\quad(5)$$

式中 n ——反应级数，试验为 1

在 254 nm 波长处， H_2O_2 的消光系数远比阿特拉津的小^[10]，故加入 H_2O_2 对作用在阿特拉津上的光子能量的影响可以忽略不计。试验数据也有力地证明了这一点，单独 UV 工艺和 UV- H_2O_2 工艺降解阿特拉津的一级反应速率常数均与光强的一次方呈良好线性关系，即 $b=e=1$ ，故式(5)可简化为：

$$\frac{dC_{atr}}{dt}=(K_{UV}+K_{UV/H_2O_2}C_h^d)C_{atr}I\quad(6)$$

当 H_2O_2 投加量较小时 ($<60\text{ mg/L}$)，将不同 H_2O_2 浓度的一级反应速率常数按式(5)进行拟合得 ($R^2=0.982$)：

$$K=1.66\times10^{-3}C_h+0.0497\quad(7)$$

将式(7)用式(6)的形式表示，即式(7)各项均除以光强 ($412\text{ }\mu\text{W}/\text{cm}^2$)，可以得到 UV- H_2O_2 工艺降解阿特拉津时，一级反应速率常数与 H_2O_2 浓度和光强的关系式为：

$$K=(K_{UV}+K_{UV/H_2O_2}C_h)I=(1.21\times10^{-4}+4.03\times10^{-6}C_h)I\quad(8)$$

因此，阿特拉津在 UV- H_2O_2 工艺中的降解过程可表示为：

$$-\frac{dC_{atr}}{dt}=(1.21\times10^{-4}+4.03\times10^{-6}C_h)C_{atr}I\quad(9)$$

2.3 阿特拉津初始浓度对降解反应的影响

采用自来水配制不同浓度的阿特拉津反应液，

在光强均为 $205\text{ }\mu\text{W}/\text{cm}^2$ 、 T 为 $(25\pm1)\text{ }^\circ\text{C}$ 、 H_2O_2 浓度为 10 mg/L 的条件下采用 UV- H_2O_2 进行处理，考察阿特拉津初始浓度对降解效果的影响，结果见图 3。

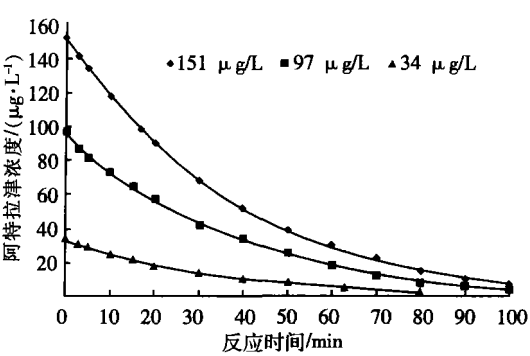


图 3 不同初始浓度下阿特拉津的降解曲线
Fig 3 Degradation curves of atrazine under different initial concentrations

由图 3 可以看出，随着阿特拉津初始浓度的升高，初始反应速率也随之升高。对试验数据进行一级反应动力学拟合的结果显示，三组不同初始浓度阿特拉津的降解反应均很好地符合一级反应动力学模型，3 条拟合曲线几乎平行 (见表 5)。

表 5 不同初始浓度阿特拉津的一级反应动力学参数
Tab 5 First-order kinetics parameters of atrazine under different initial concentrations

初始浓度 / ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	拟合方程	K/min^{-1}	R^2
151	$\ln C = -0.0301t + 5.0818$	0.0301	0.994
97	$\ln C = -0.0302t + 4.6211$	0.0302	0.995
34	$\ln C = -0.0298t + 3.5223$	0.0298	0.997

由表 5 可知，阿特拉津初始浓度为 151、97 和 $34\text{ }\mu\text{g/L}$ 时，一级反应速率常数分别为 0.0301、0.0302 和 0.0298 min^{-1} 。在试验误差范围内，可以认为这三个数值相同，即初始浓度对阿特拉津一级反应速率常数的影响可以忽略不计。这说明，虽然初始降解速率是一个重要的评价指标，但只用它来评价阿特拉津的降解过程会产生误导，增加初始浓度虽然会使初始降解速率增大，但对阿特拉津的降解程度或降解百分比没有影响。

2.4 水质对阿特拉津降解反应的影响

分别采用自来水和蒸馏水配制浓度接近的阿特拉津反应液，在光强均为 $205\text{ }\mu\text{W}/\text{cm}^2$ 、 T 为 $(25\pm1)\text{ }^\circ\text{C}$ 、 H_2O_2 浓度为 5 mg/L 的条件下，考察水质对阿特拉津降解反应的影响。对降解曲线进行一级动力学

拟合,结果如表 6 所示。

表 6 不同水质下阿特拉津的一级反应动力学参数

Tab 6 First-order kinetics parameters of atrazine under different water media				
水体	初始浓度 (μg·L ⁻¹)	一级动力学方程	K / min ⁻¹	R ²
蒸馏水	87	lnC = -0.086 6t + 4.483 0	0.086 6	0.998
自来水	99	lnC = -0.026 2t + 4.553 2	0.026 2	0.994

可以看出,阿特拉津在蒸馏水中的降解反应速率常数明显增大,约为自来水中的 3.3 倍,这说明当水中存在有机物及多种离子的情况下,降解反应速率会有所降低。自来水中主要的干扰因素为·OH 的捕获剂(CO₃²⁻、HCO₃⁻、HPO₄²⁻及 Cl⁻等),特别是碱度的存在,使得 CO₃²⁻和 HCO₃⁻对降解反应速率的影响变得尤为重要。另外,有机物(腐殖酸、富里酸等)会与阿特拉津竞争·OH,降低与目标物反应的·OH浓度,而且它们对紫外光有强烈的吸收,会减小作用于阿特拉津上的光子流量。

2.5 pH对UV-H₂O₂工艺降解反应的影响

采用自来水配制浓度接近的阿特拉津反应液(约 90 μg/L),光强均采用 412 μW/cm²,T为(25±1)℃,H₂O₂浓度为 20 mg/L。用稀硫酸(硫酸:水=1:5)和氢氧化钠调节反应液的 pH使其初始值分别为 3.49、7.04和 8.17,研究 pH值对阿特拉津降解效果的影响。表 7列出了不同 pH值条件下,阿特拉津降解的一级反应动力学拟合方程。

表 7 不同 pH值下阿特拉津降解一级反应动力学参数

Tab 7 First-order kinetics parameters of atrazine under different pH value				
初始 pH值	拟合方程	K /min ⁻¹	R ²	
3.49	lnC = -0.160 4t + 4.557 6	0.160 4	0.995 0	
7.04	lnC = -0.084 3t + 4.655 7	0.084 3	0.996 1	
8.19	lnC = -0.077 8t + 4.602 0	0.077 8	0.994 4	

由表 7可以看出,当反应体系属于碱性环境时,其降解速率比中性条件下的略有降低;当反应体系属于酸性环境时,阿特拉津的降解速率明显增大。

在碱性条件下·OH的产生受到抑制,此时 H₂O₂离解生成的 HO₂⁻对·OH有较强的净化作用。另外,在 UV-H₂O₂工艺中,阿特拉津首先发生脱烷基作用,降解产生的 CO₂在碱性溶液中转化为 CO₃²⁻和 HCO₃⁻,它们对·OH的反应速率常数均很大^[10],都为·OH的捕获剂。在 pH值较低时,对阿

特拉津的降解速度明显提高,这是由于酸催化作用而生成了阿特拉津质子化产物,较之未质子化物质其具有更强的反应性^[11]。另外在此条件下,水中碳酸平衡右移,导致 CO₃²⁻和 HCO₃⁻浓度减少,降低了对·OH的捕获作用。

3 结论

① UV-H₂O₂工艺对阿特拉津有较好的去除效果,其降解过程符合一级反应动力学模型。通过提高照射光强,可以提高对阿特拉津的去除速率。

② 在应用 UV-H₂O₂降解阿特拉津的过程中 H₂O₂具有促进和抑制的双重作用,存在最佳投加量。当 H₂O₂浓度 <60 mg/L时,阿特拉津的一级反应速率常数随 H₂O₂浓度增加而线性增加,当 H₂O₂浓度 >80 mg/L时,阿特拉津的一级反应速率常数的增加速率变得缓慢;当 H₂O₂浓度 >120 mg/L时,阿特拉津的降解受到明显抑制。

③ 阿特拉津初始浓度对降解过程没有影响。

④ 自来水中羟基自由基捕获剂和有机物的存在,会降低阿特拉津的降解速率。

⑤ 较低的 pH值有利于 UV-H₂O₂工艺对阿特拉津的降解。

参考文献:

[1] 弓爱君,叶常明. 除草剂阿特拉津(Atrazine)的环境行为综述[J]. 环境科学进展, 1997, 5(2): 37-47.

[2] Craig D Adams, Stephen J Randke. Removal of atrazine from drinking water by ozonation[J]. JAWWA, 1992, 35(18): 91-102.

[3] Sylvie Nélien, Lucien Kerhoas, Jacques Einboom. Degradation of atrazine into ammelin by combined ozone/hydrogen peroxide treatment in water[J]. Environmental Science and Technology, 2000, 34(3): 430-437.

[4] 任晋,蒋可,徐晓白. 阿特拉津及其降解产物的磺酸化聚合物柱固相萃取及高效液相色谱质谱法测定[J]. 分析化学, 2004, 32(10): 1273-1274.

[5] 齐文启,孙宗光. 痕量有机污染物的监测[M]. 北京: 化学工业出版社, 2001.

[6] 李绍峰,孙连鹏,黄君礼. UV/H₂O₂降解酚类物质动力学研究[J]. 中山大学学报(自然科学版), 2004, 43(3): 99-102.

[7] Malik P K, Sanyal S K. Kinetics of decolourisation of azo dyes in wastewater by UV/H₂O₂ process[J]. Separation and Purification Technology, 2004, 36: 167-175.

(下转第 51 页)

tic逐步回归得:

$$P = \frac{\exp a}{1 + \exp a} \tag{7}$$

$$a = \exp(-1.578 - 0.657TC1 - 0.497TC1 - 0.227pH + 0.4996Tur - 0.473NH_3 - N - 0.319UV_{254} + 0.584Fe) \tag{8}$$

由式(7)可知,7个变量均进入了模型,其中Fe、Tur的OR值均大于1,即Fe、Tur可能是引起细菌总数超标的危险因素^[3];TC1、FC1的回归系数均为负值,这与实际理论相吻合。

根据表2,如将判别概率的界限定为0.85,则预测精度为95%,较原始变量Logistic模型的有所提高。总体来说,该模型比较完善,充分表达了引起细菌再生长诸要素的作用及各自的作用效果,其结果也与现有的理论相吻合。

由表2可知,经主成分分析后得到的模型,其预测概率普遍较原始变量预测模型的低,这主要是由于它充分考虑了除Fe以外的其他因素的影响,故能更客观地反映水中细菌再生长的真实状况。例如,在某一时刻,由除Fe以外的因素引起了管网中细菌的再生长,该模型也能很好地体现出来。但是前一种模型比较简单,可为我们判断细菌总数是否超标提供一定的指导,即:如果水质指标没有出现异常状况,或者在未监测其他水质指标的情况下,可采用该

模型判断水中细菌的再生长现象。因此,视不同情况恰当地选择上述两个模型,就能够对细菌超标的概率做出准确的预测,从而达到水质预警的目的。

4 结论

分别建立了预测细菌总数的线性回归模型和Logistic回归模型,其中线性回归模型的预测精度较低,而原始变量Logistic模型及主成分Logistic模型则都具有较高的预测精度,视具体情况选择合适的Logistic模型,就可对管网中细菌超标的概率做出比较准确的预测。

参考文献:

[1] 国家环保总局. 水和废水监测分析方法(第4版) [M]. 北京:中国环境科学出版社,2002

[2] 王占生,刘文君. 微污染水源饮用水处理 [M]. 北京:中国建筑工业出版社,1999

[3] 樊欣,邵谦谦. SAS& X经济统计 [M]. 北京:希望电子出版社,2003

[4] 方积琨. 医学统计学与电脑试验(第2版) [M]. 上海:上海科学技术出版社,2001

电话:(022)81593351
E-mail:wuq_molgen@163.com
收稿日期:2005-12-20

(上接第47页)

[8] Elkanzi E M, Goh Bee Kheng. UV/H₂O₂ degradation kinetics of isoprene in aqueous solution [J]. Journal of Hazardous Materials, 2000, B73: 55-62

[9] Javier Benitez F, Jesus Beltran Heredia, Juan L. Aero and teresa gonzalez degradation of protocatechuic acid by two advanced oxidation processes: ozone/UV radiation and H₂O₂/UV radiation [J]. Water Research, 1996, 30 (7): 1597-1604

[10] Zwiener C, Weil L, Niessner R. Atrazine and parathion-methyl removal by UV and UV/O₃ in drinking water treatment [J]. Intern J Environ Anal Chem, 1995, 58 (1-4): 247-264

[11] Luis Camarero, Roberto Pecho, Jose Miguel Merino et al. Photo-assisted oxidation of indigocamine in an acid medium [J]. Environmental Engineering Science, 2003, 20 (4): 281-287

作者简介:崔婧(1981-),女,黑龙江齐齐哈尔人,硕士研究生,研究方向为水处理技术。
E-mail:gaonaiyun@mail.tongji.edu.cn
责任作者:高乃云
收稿日期:2005-11-15