

臭氧 高锰酸盐预氧化对生物过滤净水效能的影响

关春雨¹ 马 军¹ 隋铭皓² 鲍晓丽³

(1. 哈尔滨工业大学市政环境工程学院, 黑龙江 哈尔滨 150090;

2. 同济大学环境科学与工程学院, 上海 200331; 3. 上海航天建筑设计院, 上海 200082)

摘要 比较了臭氧(O_3)和高锰酸盐复合药剂(PPC)对水源水预氧化的助凝效果及其对后续陶粒生物过滤净水效能的影响。结果表明,两种预氧化剂投加量均为 2 mg/L 时,PPC 的助凝效果较为明显,浊度和溶解性有机碳(DOC)的去除率分别由未投加氧化剂时的 85.7% 和 24.2% 提高到 88.3% 和 35.2%; O_3 能够增加沉淀后水的可生化性,使特征紫外吸光度(SUVA)由 0.97 L/(m $\cdot$ mg)降至 0.89 L/(m $\cdot$ mg)。PPC 预氧化有助于生物过滤对浊度的稳定去除,而 O_3 预氧化则有助于生物过滤对 DOC 的去除。与 O_3 预氧化相比,PPC 预氧化有利于后续生物过滤运行初期对 NH_4^+-N 的去除,二者后续生物过滤在前 3 个月对 NH_4^+-N 的平均去除率分别为 26.6% 和 73.1%,运行后期二者 NH_4^+-N 去除率接近。当进水 NH_4^+-N 大于 2.0 mg/L 时,DO 是其去除的主要限制因素。

关键词 臭氧 高锰酸盐复合药剂 预氧化 生物过滤 有机物 NH_4^+-N

Enhanced water purification with preoxidation by ozone and potassium permanganate composite Guan Chunyu¹, Ma Jun¹, Sui Minghao², Bao Xiaoli³. (1. School of Municipal & Environmental Engineering, Harbin Institute of Technology, Harbin Heilongjiang 150090; 2. School of Environmental Science & Engineering, Tongji University, Shanghai 200331; 3. Shanghai Aerospace Architectural Design Institute, Shanghai 200082)

Abstract: Preoxidation using ozone (O_3) and potassium permanganate composite (PPC) resulted in more effective water treatment by coagulation (including flocculation and sedimentation) and biofiltration. Peroxidation using 2 mg/L of PPC or O_3 enhanced the coagulation effectiveness; the turbidity and DOC removal rates were 88.3% or 86.8% and 35.2% or 25.6%, respectively, relative to 85.7% and 24.2% without the preoxidation. The PPC preoxidation also resulted in better turbidity removal in the biofilter, while the O_3 preoxidation made the organic constituents of its influent more biodegradable. During the first 3 months of the study, PPC was more effective in promoting NH_4^+-N oxidation in the biofilter with a removal rate of 73.1% relative to 26.6% achieved with O_3 preoxidation; the two oxidants exhibited the same effect during the latter stage. Availability of dissolved oxygen controlled the degree of NH_4^+-N oxidation when the influent NH_4^+-N was > 2.0 mg/L.

Keywords: Ozone Potassium permanganate composite (PPC) Preoxidation Biofiltration Organics Ammonia-nitrogen

微污染水源水中含有溶解性有机物及藻类等物质,若不能在水处理工艺中加以有效去除,它们将在加氯消毒过程中生成三卤甲烷、卤乙酸及其他消毒副产物,影响饮用水的安全性^{[1]8}。对水源水进行预氧化处理通常能够强化混凝沉淀工艺对有机物和藻类的去除,常用的预氧化剂有氯气(Cl_2)、二氧化氯(ClO_2)、臭氧(O_3)和高锰酸盐复合药剂(PPC)等。 Cl_2 由于易与水中腐殖质作用产生氯化消毒副产物现已不提倡采用^{[2]42-46}; ClO_2 的应用也因能生成亚氯酸根(ClO_2^-)而受到限制^{[2]66}; O_3 有较高的氧化能力并且对后续工艺不会产生不利影响^{[3]142}; PPC 预氧化的助凝除藻效果较好且易于操作管理^[4]。因此, O_3 和 PPC 预氧化得到了较为广泛的研究。

O_3 和 PPC 预氧化后水中的低分子量物质含量上升,此类化合物容易穿过细胞膜和被新陈代谢酶攻击,故水的可生化性也随之增加^{[5]2047, [6]},而在预氧化后进行生物处理能够有效去除可生物降解有机物,降低可生化性,同时也能控制水的色度和 NH_4^+-N 含量^{[7]234, [8]38},因此预氧化与生物预处理联用可以令二者优势互补,提高净水效率。饮用水的生物预处理通常采用生物过滤工艺,该工艺以石英砂、陶粒、沸石和活性炭等材料作为生物载体,其中尤以活性炭最为常见^{[1]11, [5]2045, [8]37},而预氧化与陶粒载体生物过滤联用的报道较少,为此通过试验对比研究了 O_3 和 PPC 预氧化的助凝效果及其与陶粒生物过滤联用的净水效能。

第一作者:关春雨,男,1980年生,博士研究生,主要研究方向为饮用水的深度处理。

1 方法和装置

1.1 试验方法

试验工艺流程如图 1 所示。

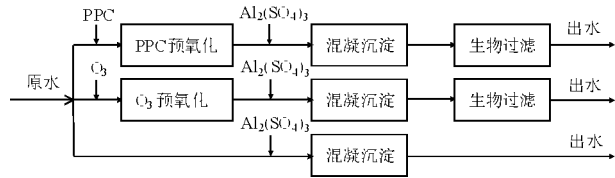


图 1 试验工艺流程

Fig.1 Block diagram of the water treatment process

原水取自松花江哈尔滨段,其中预氧化和混凝沉淀均采用序批式操作,经此处理后的水贮存于水箱内,由蠕动泵通入连续流运行生物滤柱。O₃投加量为 2 mg/L,PPC 投加量为 2 mg/L,经烧杯搅拌试验确定混凝剂 Al₂(SO₄)₃投加量为 55 mg/L,生物过滤水力负荷为 1 m/h。

1.2 试验装置

O₃预氧化:反应器内径 0.13 m,高 1.5 m,反应时间 30 min,O₃通过反应器底部的微孔钛板向水中投加,O₃由 DHX-III 型臭氧发生器以空气为气源产生,尾气经处理后排至室外。

PPC 预氧化:在圆柱形絮凝反应器内进行,反应器内径 0.36 m,高 1.0 m,搅拌速度 200 r/min,反应时间 10 min。

混凝沉淀:与 PPC 预氧化所用反应器相同,混合时间 1 min (200 r/min),絮凝时间 10 min (30 r/min),沉淀时间 30 min。混凝沉淀后水提升至水箱待生物过滤。

生物过滤:生物滤柱内径 30 mm,滤层高度 820 mm,承托层高度 200 mm;陶粒粒径 2~3 mm。滤柱采用下向流方式运行,在滤料层上方曝气以增加 DO。生物滤柱预先经 5%(体积分数,95%为自来水)松花江水下向流循环挂膜 1 个月后开始通水运行,在滤柱内絮体过多时进行反冲洗。生物过滤装置在室温下全天运行,其中在运行至 3.2 个月时反应器出现破损,在 3.2~5.9 个月装置间歇运行,数据测定值波动较大,故本文仅采用 0~3.2 个月(运行前期)和 5.9~8.5 个月(运行后期)的数据。

1.3 测定方法

高锰酸盐指数采用文献[9]的方法测定;UV₂₅₄和溶解性有机碳(DOC)分别用 752 型可见-紫外分光光度计和 TOC-VCPN 型总有机碳分析仪测定,在进行以上两项测定前水样均预先经 0.45 μm 滤膜过滤;NH₄⁺-N 采用纳氏试剂分光光度法测定;NO₂⁻-N 采用重氮化偶合分光光度法测定;NO₃⁻-N 采用紫外分光光度法测定^[10];pH 采用 pH S-2C 型酸碱度分析仪测定;DO 采用 YSF55 型溶解氧测量仪测定。

2 结果和讨论

2.1 预氧化助凝效果

O₃和 PPC 仅能直接氧化水中部分有机物。O₃可与水中天然有机物(NOM)的不饱和键和芳香环结构反应,使其部分解聚,产生醛类和酸类化合物^{[3][142]},但是由于试验中 O₃相对投加量较小,因此其加入后会在快速 O₃消耗期与 NOM 反应而被消耗^[11]。因此,O₃仅能强化去除少量含有共轭双键和芳香环结构有机物(用 UV₂₅₄代表)和较易被氧化有机物(用高锰酸盐指数代表)。PPC 中的 KMnO₄能够氧化水中部分有机物,但是其直接去除作用并不明显^[12]。

预氧化主要通过强化混凝去除水中有机物。如表 1 所示,在本试验条件下 O₃表现出一定的助凝作用,经 O₃预氧化后,沉淀后水的浊度、高锰酸盐指数、UV₂₅₄和 DOC 等均略小于空白试验(单独混凝沉淀)的结果。PPC 能够破坏胶体颗粒表面的有机涂层从而压缩双电层,同时 KMnO₄的还原中间产物新生态水合 MnO₂具有很强的吸附能力,有利于絮体的形成^{[5][2049]}。试验中观察到,PPC 预氧化后混凝过程中生成的絮体密实、沉降性好,测定结果也表明,其沉淀出水的浊度和 DOC 均低于 O₃预氧化的试验结果。除 PPC 预氧化对 NO₂⁻-N 去除率较低外,预氧化对混凝沉淀中氮的去除基本无影响。

2.2 生物过滤处理效果

2.2.1 对有机物的去除效果

生物过滤出水浊度变化见图 2。在运行的初始

表 1 预氧化/混凝沉淀出水各指标平均值¹⁾

Table 1 Summary of the coagulation treatment with and without preoxidation

工艺	浊度 / NTU	高锰酸盐指数 / (mg · L ⁻¹)	UV ₂₅₄ / (cm ⁻¹)	DOC / (mg · L ⁻¹)	SUVA / (L · m ⁻¹ · mg ⁻¹)	NH ₄ ⁺ -N / (mg · L ⁻¹)	NO ₂ ⁻ -N / (mg · L ⁻¹)	NO ₃ ⁻ -N / (mg · L ⁻¹)
混凝沉淀	2.47 (85.7)	3.73 (48.8)	0.049 (64.2)	5.03 (24.2)	0.97(53.4)	2.20 (- 4.8)	0.014(70.2)	1.37(31.8)
O ₃ /混凝沉淀	2.28 (86.8)	3.04 (58.3)	0.044 (67.9)	4.94 (25.6)	0.89(57.2)	2.20 (- 4.8)	0.014(70.2)	1.38(31.3)
PPC/混凝沉淀	2.02 (88.3)	3.21 (56.0)	0.047 (65.7)	4.30 (35.2)	1.09(47.6)	2.19 (- 4.3)	0.027(42.6)	1.38(31.3)

注:1) 括号内数据为各指标相对于原水的平均去除率,%;SUVA 指特征紫外吸光度,为 UV₂₅₄与 DOC 之比,是衡量水的可生化性的一个相对指标,该值越小说明水的可生化性越高。

阶段,预氧化后续生物过滤出水浊度较高,随着运行时间的增加,陶粒上生物膜的活性逐渐增强,生物过滤对水中颗粒物的吸附和粘附絮凝能力趋于稳定,PPC 预氧化后续生物过滤(PPC—生物过滤)出水浊度比 O₃ 预氧化后续生物过滤(O₃—生物过滤)下降得快而且较为稳定。

生物过滤对有机物保持较低但较为稳定的去除率,其出水各有机物指标平均值见表 2。与浊度不同,滤后水高锰酸盐指数自运行开始后一直保持稳定,说明生物过滤对水中易氧化有机物的去除相关性不大;滤后水 UV₂₅₄ 变化很小,说明难生物降解有机物很难在生物过滤中被去除;O₃—生物过滤对 DOC 的去除率稍高。O₃ 和 PPC 预氧化后 SUVA 相对于空白试验分别降低和升高(见表 1),而 O₃—生物过滤出水 SUVA 升高较明显(见表 2),说明 O₃ 预氧化更有助于生物过滤对可生物降解有机物的去除。

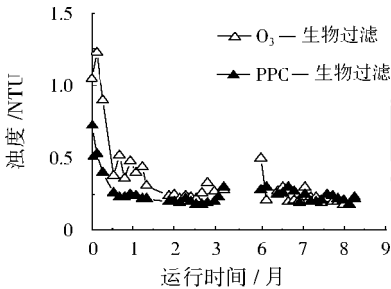


图 2 生物过滤出水浊度变化

Fig. 2 The effluent turbidity profiles

表 2 生物过滤出水各有机物指标平均值¹⁾

Table 2 Characteristics of the effluent samples

工艺	高锰酸盐指数 (mg · L ⁻¹)	UV ₂₅₄ (cm ⁻¹)	DOC (mg · L ⁻¹)	SUVA (L · m ⁻¹ · mg ⁻¹)
O ₃ —生物 过滤	2.30 (24.3)	0.044 (0)	4.45 (9.9)	0.99 (- 11.2)
PPC—生物 过滤	2.28 (29.0)	0.045 (4.3)	4.08 (5.1)	1.10 (- 0.9)

注: ¹⁾ 括号内数据为各指标相对于预氧化/混凝沉淀出水的平均去除率, %。

生物过滤主要依靠生物膜中异养微生物的氧化分解作用去除有机物,反应中需消耗 DO,而试验中发现 DO 消耗量与高锰酸盐指数减少量间无线性关系,说明本试验中 DO 不是生物过滤去除有机物的控制因素。陶粒的比表面积和吸附能力均较弱,即使经过 O₃ 和 PPC 预氧化处理,混凝沉淀处理后水中可被生物利用的有机物仍然较低,不利于载体上贫养微生物的生长^[119]。试验中也观察到陶粒上并无致密生物膜形成,仅在滤料间有褐色絮体存在,因此载体上微生物量过少应该是生物过滤对有机物去除率较低的主要原因。

2.2.2 对 NH₄⁺-N 的去除效果

如图 3 所示,PPC—生物过滤在试验运行前 3 个月对 NH₄⁺-N 的去除率明显高于 O₃—生物过滤,这期间二者对 NH₄⁺-N 的平均去除率分别为 73.1 % 和 26.6 %,直到运行后期 O₃—生物过滤对 NH₄⁺-N 的去除能力才达到前者的水平。

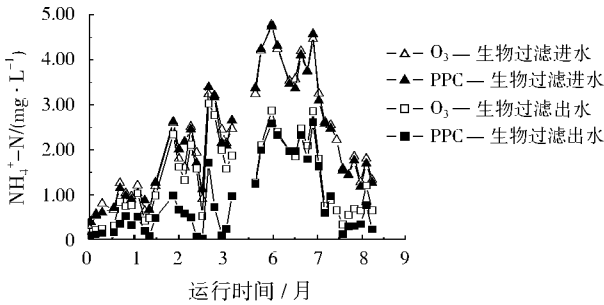
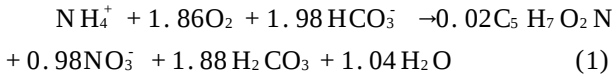


图 3 生物过滤对 NH₄⁺-N 的去除

Fig. 3 Biofiltration results: NH₄⁺-N profiles

生物过滤中 NH₄⁺-N 可被氨氧化细菌转化为 NO₂⁻-N, NO₂⁻-N 被亚硝酸盐氧化细菌进一步转化为 NO₃⁻-N。本试验中生物过滤出水的 NO₂⁻-N 始终很低(≤0.012 mg/L),说明 NO₂⁻-N 向 NO₃⁻-N 的转化不是限制步骤,因此可以用总的硝化反应式表示^{[7]235}:



可见只有 2 % (质量分数) 的氮被微生物吸收作为细胞成分,其余绝大部分 NH₄⁺-N 可通过硝化作用被转化为 NO₃⁻-N。本试验 NH₄⁺-N 和 NO₂⁻-N 的减少量和 NO₃⁻-N 的生成量有很好的对应关系(见图 4),说明 NH₄⁺-N 确实被转化为 NO₃⁻-N。NH₄⁺-N 减少量和 NO₃⁻-N 生成量的差值大于 2 %,而在本试验 pH 和水温条件下,可以排除曝气过程中游离氨被吹脱所产生的影响^[13],此差值可能来源于局部反硝化或测定误差。

-△-NH₄⁺-N + NO₂⁻-N (O₃—生物过滤) -▲-NO₃⁻-N (O₃—生物过滤)
 -□-NH₄⁺-N + NO₂⁻-N (PPC—生物过滤) -■-NO₃⁻-N (PPC—生物过滤)

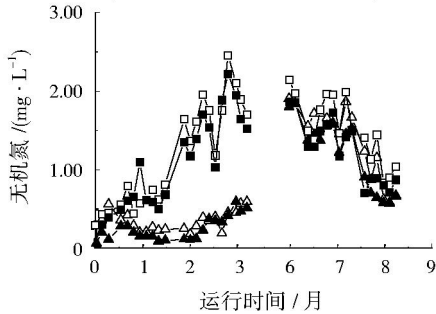


图 4 生物过滤中无机氮的转化

Fig. 4 Biofiltration results: transformation of inorganic nitrogen species

硝化作用受 DO、pH、碱度和温度等因素的影响^[14],生物滤柱进水的 pH 适中(6.4~6.5)、温度适宜(14~26℃),因此以上两参数不应是硝化反应的控制因素。

由式(1)可见,每完全氧化 1.0 mg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 要消耗碱度 7.1 mg (以 CaCO_3 计,下同)。原水的碱度较为稳定,当其为 82.0 mg/L 时,混凝沉淀、 O_3 /混凝沉淀和 PPC/混凝沉淀出水的碱度分别为 46.0、40.0、43.0 mg/L,而原水的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 大部分情况下小于 3.0 mg/L,最高也不大于 5.0 mg/L,因此水的碱度能够满足硝化作用的需要。

由式(1)可见,每完全氧化 1.0 mg $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 要消耗 DO 4.25 mg。生物过滤中去除的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 与消耗的 DO 间有较好的线性关系(见图 5),但是由于生物滤柱的空床体积较小而 DO 测定取样量较大,在出水口取样时会有滤层中上部水进入取样瓶,使得出水 DO 测定值偏高,以此计算得出的 DO 单位消耗量偏低(每毫克 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 消耗 DO 为 1.90 mg)。

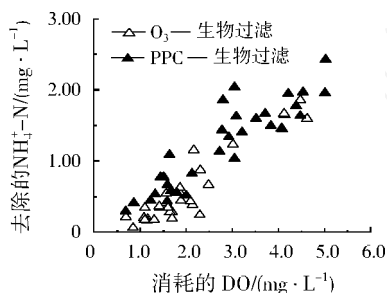


图 5 生物过滤中去除的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 与消耗的 DO 的关系

Fig. 5 Biofiltration results: $\text{NH}_4^+\text{-N}$ removal vs. DO consumption

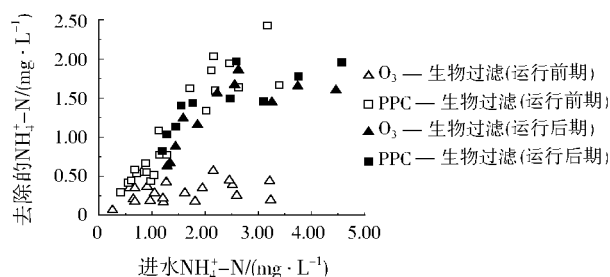


图 6 生物过滤中去除的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 与进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的关系

Fig. 6 Biofiltration results: $\text{NH}_4^+\text{-N}$ removal vs. influent $\text{NH}_4^+\text{-N}$

由图 6 可见,当进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 低于 2.0 mg/L 时,PPC—生物过滤去除的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 与其进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 呈线性关系。而 O_3 —生物过滤运行前期去除的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 一般小于 0.5 mg/L,与进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 无明显相关性;当进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 高于 2.0 mg/L 时,生物过滤对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除保持在 2.0 mg/L 左右。由于试验中下向流生物滤柱在进水端曝气,DO 被消耗后无法补

充,因此根据运行期间进水 DO 最高为 9.8 mg/L 推断,至多有 2.3 mg/L 的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 可被转化为 $\text{NO}_3^-\text{-N}$,考虑到部分 DO 被异养菌消耗,因此当进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 高于 2.0 mg/L 时,去除的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 受 DO 限制而达到最大值。因此,建议当水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 大于 2.0 mg/L 时,应该采用底部曝气以保证硝化反应顺利进行。

PPC 预氧化强化了生物陶粒过滤对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除,这与其对生物活性炭过滤的试验结果类似^{[8][41]},说明 PPC 预氧化确实有利于提高后续生物过滤工艺中氨氧化细菌的活性,其具体原因还有待进一步研究。

3 结 论

(1) PPC 预氧化的助凝效果较为明显。 O_3 预氧化倾向于去除水中不饱和类物质和易被氧化有机物,而 PPC 预氧化有助于混凝沉淀对易生物降解有机物的去除,而且其对 DOC 的去除率为 35.2%,高于 O_3 预氧化的 25.6%。

(2) O_3 预氧化更有利于后续生物过滤对水中可生物降解有机物的去除。预氧化剂投加量为 2 mg/L 时,贫营养条件下陶粒载体上生物过滤对水中难生物降解有机物和 DOC 去除率较低。 O_3 —生物过滤和 PPC—生物过滤对 DOC 的去除率分别为 9.9% 和 5.1%。

(3) PPC 预氧化有助于后续生物过滤对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除。运行前期 PPC—生物过滤对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率明显高于 O_3 —生物过滤;当进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 高于 2.0 mg/L 时,水中 DO 将成为生物过滤中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除的控制因素,此时最好进行底部曝气以有效去除 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 。

参考文献

- [1] 余健,曾光明,柏光明,等.生物过滤去除饮用水中微量有机物的研究与发展[J].工业水处理,2003,23(9).
- [2] 王琳,王宝贞.饮用水深度处理技术[M].北京:化学工业出版社,2002.
- [3] GRAHAM N J D. Removal of humic substances by oxidation & biofiltration processes: a review[J]. Water Science & Technology, 1999, 40(9).
- [4] 许国仁,李圭白,王向东,等.高锰酸钾复合药剂对水中藻类和臭味去除效果生产性试验研究[J].给水排水,1998,24(12): 13-15.
- [5] 任芝军,马军,曹晓春.高锰酸盐预氧化对后续生物活性炭工艺去除有机物的影响[J].环境科学,2006,17(10).
- [6] HOZALSKI R M, BOUWER E J, GOEL S. Removal of natural organic matter (NOM) from drinking water supplies by ozone-biofiltration[J]. Water Science & Technology, 1999, 40(9): 157-163.

(下转第 429 页)

物的降解速率也最快,图 8 可以验证这一点。虽然 TS 减小,但 VS 减小的速度更快,因此 VS/ TS 迅速减小。随着反应速度的变缓,体系含水率的变化以及 VS/ TS 的变化开始减慢。

2.6 反应前后其他参数的变化

表 2 反应前后其他参数的变化
Table 2 Summary of the two test runs

指标	1.00 g		1.25 g	
	反应前	反应后	反应前	反应后
TCOD ¹⁾ / (10 ³ mg · L ⁻¹)	171.2	139.1	138.6	105.9
SCOD ²⁾ / (10 ³ mg · L ⁻¹)	49.2	45.6	49.8	46.1
VFA / (mg · L ⁻¹)	464.09	820.80	564.41	982.43

注:¹⁾ TCOD 为总 COD;²⁾ SCOD 为溶解性 COD。

从表 2 可以看出,反应前后 TCOD 减小,说明反应过程中,大分子物质经过水解生成易溶于水的小分子物质,随着水解过程的进行,逐渐消耗水解产物而产生氢气,但 SCOD 变化不大,说明水解反应一直进行。

氢气产生过程中必然伴随着 VFA 的产生,导致 pH 下降,从而影响产氢菌的活性。在极端情况下 (pH < 4.5),可使反应终止。从结果可知,当 pH 下降到 5.0 时,反应速率很慢,此时 VFA 浓度基本保持不变,说明本实验微生物耐受的最低 pH 为 5.0。

3 结 论

(1) 添加表面活性剂与偏硅酸钠能抑制产甲烷菌等耗氢菌的生长,提高产氢量。添加剂量为 1.75 g,最大产氢量为 114.5 mL,但从经济和实用两方面考虑,选择最佳添加剂量为 1.00 g。

(2) pH 是影响产氢过程的关键因素,产氢菌能承受的最低 pH 为 5.0。

参考文献

[1] 沈雪海,俞凯麒.餐厨垃圾的管理和处置[J]. 今日科技,2003, 10:43-44.

[2] 王星,王德汉,张玉帅,等.国内外餐厨垃圾的生物处理及资源化技术进展[J]. 环境卫生工程,2005,13(2):25-50.

[3] NOKIA T,MIZUNO O. Hydrogen fermentation of organic municipal wastes[J]. Water Sci. Technol.,2000,42(12):155-162.

[4] MIZUNO O,OHARA T,SHINYA M,et al. Characteristics of hydrogen production from bean curd manufacturing waste by anaerobic microflora[J]. Water Sci. Technol.,2000,42(3/4):345-350.

[5] SANG-EUN O H,STEVEN V G,BRUCE E L. The relative effectiveness of pH control and heat treatment for enhancing biohydrogen gas production[J]. Environ. Sci. Technol.,2003, 37(22):5186-5190.

[6] LOGAN B E,OH S E,KIM I S,et al. Biological hydrogen production measured in batch anaerobic respirometers[J]. Environ. Sci. Technol.,2002,36(11):2530-2535.

[7] GIN KEL S V,SUNG S,LA Y J J. Biohydrogen production as a function of pH and substrate concentration[J]. Environ. Sci. Technol.,2001,35(24):4726-4730.

[8] APHA. Standard method for the examination of water and wastewater[M]. 19th ed. Washington. D. C.:American Public Health Association,1995.

[9] 李刚,杨中立,欧阳峰. 厌氧消化过程控制因素及 pH 和 Eh 的影响分析[J]. 西南交通大学学报,2001,36(5):518-521.

[10] IDANIA V V,EL VIRA R L,ALESSANDRO C M,et al. Improvement of biohydrogen production from solid wastes by intermittent venting and gas flushing of batch reactors head-space[J]. Environ. Sci. Technol.,2006,40(10):3409-3415.

责任编辑:贺锋萍 (修改稿收到日期:2007-01-22)

(上接第 425 页)

[7] 刘建广,张晓健,王占生. 温度对生物炭滤池处理高氨氮原水硝化的影响[J]. 中国环境科学,2004,24(2).

[8] 马军,鞠然,刘桂芳. 化学预氧化/生物活性炭去除微污染原水中氨氮[J]. 水处理技术,2005,31(10).

[9] 文长英,陈波平,范红军. 用直接加热代替水浴加热测定高锰酸盐指数[J]. 干旱环境监测,2001,15(3):187-188.

[10] 国家环境保护局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法[M]. 第 3 版. 北京:中国环境科学出版社,1989.

[11] PARK H S,HWANG T M,KANG J,et al. Characterization of raw water for the ozone application measuring ozone consumption rate[J]. Water Research,2001,35(11):2607-2614.

[12] 马军,刘晓飞,王刚,等. 臭氧/高锰酸盐控制臭氧氧化副产物[J]. 中国给水排水,2005,21(6):12-15.

[13] 陈绪良,蔡靖,郑平,等. 硝化系统碱度特征与调控对策的研究[J]. 浙江大学学报:农业与生命科学版,2006,32(3):318-322.

[14] 张文妍,朱亮,薛红琴. 微污染水源水生物预处理氨氮去除影响因素探讨[J]. 给水排水,2002,28(11):1-3.

责任编辑:陈泽军 (修改稿收到日期:2007-03-02)

吴晓青会见联合国秘书长特别顾问

4月25日,国家环境保护总局副局长吴晓青会见了来访的联合国秘书长特别顾问里德一行。双方就应对全球气候变化、加强环境宣传教育等问题深入交换了意见。吴晓青说,气候变化是当今全球最受瞩目的环境问题之一,其对人类生产生活的巨大影响正在逐渐显现。作为一个发展中大国,中国对包括气候变化在内的全球性环境问题给予了充分的关注,在不断推进污染防治工作的同时,也通过加强科研、法律、宣传、体制机制等各方面建设积极应对气候变化。当前,中国政府通过不断加大对严重污染、违法排污企业的关停、查处力度,大幅减少污染物排放,也对减少温室气体排放作出了自己的贡献。中国政府愿与联合国在环境保护、气候变化领域开展合作,共同应对世界性环境问题。里德对中国在环境保护和应对气候变化领域付出巨大的努力表示赞赏,希望中国继续发挥其对国际环境事务的影响力,在人才交流、环境宣传教育等领域积极参与各项国际合作,共享工作经验,共同推动世界环境事业的发展。

