

活性污泥工艺中污泥减量化技术研究进展

胡和平¹, 刘 军¹, 罗 刚², 张文辉¹, 刘 斌¹

(1. 广州市恒兆环境生物工程有限公司, 广东 广州 510300; 2. 广州市污水处理有限责任公司, 广东 广州 510065)

摘要 污泥减量化技术是在剩余污泥资源化基础上进一步提出的剩余污泥处置新概念, 根据生物处理工艺中影响剩余污泥产生的可能途径, 将污泥减量技术归纳为降低细菌合成量的解偶联技术、增强微生物进行内源呼吸代谢的溶胞技术、利用食物链作用强化微型动物对细菌捕食的技术, 并对当前污泥减量化技术进行了理论分析和应用上的概述。

关键词 污泥减量; 解偶联代谢; 内源呼吸代谢; 捕食作用

中图分类号 X703 **文献标识码** A **文章编号** 1004-693X(2007)06-0032-04

Sludge reduction technique in activated sludge technology

HU He-ping¹, LIU Jun¹, LUO Gang², ZHANG Wen-hui¹, LIU Bin¹

(1. Guangzhou Hengzhao Environmental Bioengineering Co., Ltd., Guangzhou 510300, China; 2. Guangzhou Wastewater Treatment Co., Ltd., Guangzhou 510065, China)

Abstract Sludge reduction technique is a new concept for disposal of residual sludge proposed based on the reutilization of residual sludge. According to production principle of residual activated sludge in biological treatment process, the possible approaches to sludge reduction may be based on three aspects: uncoupling metabolism for the decrease of bacterial complex, cell lysis technology by enhancing microbial endogenous metabolism, and micro fauna prey upon bacteria through food chain. The research progress of sludge reduction technique was discussed theoretically and practically.

Key words sludge reduction; uncoupling metabolism; endogenous metabolism; predation

污泥是生物处理工艺的最终产物, 活性污泥工艺的目的是在最大限度降低 BOD_5 的同时减少污泥的产量。目前, 世界上超过 90% 的城市污水处理都采用活性污泥法, 产生的大量剩余污泥含有一定量的有毒有害物质及未稳定化的有机物, 如不进行妥善处理, 将会对环境造成直接或潜在的污染。随着污水处理设施的进一步普及、处理量的增加、处理标准的提高和处理功能的拓展, 污泥的产生量将会大幅度地增加。同时, 污泥处理的投资和运行费用较大, 已成为城市污水处理厂所面临的沉重负担。显而易见, 污泥的处理与处置将成为环境领域的一大难题。污泥减

量技术正是在这一背景下产生的。

1 污泥减量化理论基础

被称为“生物体内的流通货币”的腺苷三磷酸(ATP)不仅是能量的传递体, 同时也是磷酸基团的载体, 因而成为分解代谢和合成代谢之间偶联的关键纽带。1961 年 P. Mitchell 提出化学渗透偶联说^[1], 表明底物作为电子供体, 经过一系列的电子传递过程, 造成内膜的细胞质侧和基质侧质子浓度梯度, 这种质子浓度的跨膜梯度积蓄了电子传递过程所释放的能量, 成为腺苷二磷酸(ADP)和无机磷酸合成 ATP 的推动力。“解偶联代谢”即为细菌的分

解代谢和合成代谢不再由 ATP 的合成与分解反应偶联在一起,从而降低微生物的合成量。Srouter 提出在以下 5 种情况时微生物解偶联生长可能发生^[2] ①存在影响 ATP 合成的物质,例如解偶联剂; ②存在过剩能量,引起能量消耗,例如在高 S_0/X_0 (底物浓度/污泥浓度)条件下; ③在过渡时期(非稳态)生长; ④在不适宜的温度下生长; ⑤有限制性基质的存在。其中前 4 种是通过解除新陈代谢中的能量偶联达到的,第 5 种是通过解除新陈代谢中的物质偶联达到的。

微生物先分解代谢污水中有机底物,将其转化为二氧化碳和水,然后利用分解代谢释放的能量进行合成代谢。当微生物以其自身细胞溶解产物为底物并重复上述新陈代谢时,那么污泥的产生量就会减少。这种微生物靠自身细胞溶解产物生长的方式称为内源呼吸代谢^[3]。内源呼吸代谢的减量化技术主要采用化学、物理、生物及其相互联合的手段促进细胞的溶解,以及投加一些特别选择的微生物菌株、酶等以强化生物系统的代谢功能。

2 基于解偶联代谢的污泥减量技术

在一般情况下,微生物的合成代谢通过呼吸速率控制与底物的分解代谢进行偶联,当呼吸速率降低时,分解代谢和合成代谢将会发生解偶联。此时,微生物在氧化底物的同时,用于合成代谢的能量减少,自身合成速度减慢,表观产率系数降低,污泥产量减少。

2.1 投加解偶联剂

研究表明,解偶联剂的投加对污泥微生物的表观产率系数会产生明显影响。代谢解偶联剂的种类很多,但几乎都属亲脂性弱酸。用于污泥减量的解偶联剂有:2,4-二硝基苯酚(dNP)、对硝基苯酚(pNP)、3,3',4',5-四氯水杨酰苯胺(TCS)、2,4,5-三氯苯胺(TCP)、五氯苯酚(PCP)、甲酚和氨基酸等。目前关于解偶联剂在污泥减量化技术中应用的报道很多。Low 等^[4]报道在实验室规模的活性污泥系统中,加入 pNP 后,生物量可减少 49%,但同时系统底物的去除率也随之下降 25%。Chen 等^[5]观察到在加入质量浓度为 0.8 mg/L 的 TCS 后,污泥产量减少 78%,且对底物的去除效率没有显著影响。Strand 等^[6]测试了 12 种代谢解偶联剂,发现这些解偶联剂中 TCP 的效率最高,TCP 的质量浓度为 5 mg/L 时,可减少 50% 的污泥产量。叶芬霞等^[7]报道 TCS 以固体方式投加的效果优于液态投加,每天投加 12 mg 相当于液态质量浓度 1 mg/L,可使污泥产量减少 49%,出水氨氮及总氮浓度均未受影响,但污

泥的 COD_{Cr} 去除能力有所下降, COD_{Cr} 去除率比对照样下降了 8.9%。在曝气沉淀池中,在固体悬浮物中含量为 0.5 mg/g 时,TCS 是一种有效的化学解耦联剂,可降低剩余污泥产量约 30%。在 60 d 的运行期间,活性污泥工艺的 COD_{Cr} 去除效率和污泥的沉降性能未见有明显影响,但出水氨氮及总氮浓度升高。镜检发现,污泥中的丝状菌增多,原生动物和后生动物数量和种类减少,且活性也降低,对污泥的种群结构有一定的影响^[8-9]。

投加解偶联剂可在不改变现有工艺的条件下达到污泥减量的目的。但也应该清醒地认识到,解偶联剂在工程应用中还存在一些问题,如:①增加了氧的消耗;②降低了 COD_{Cr} 的去除效率;③微生物的驯化作用能降低解偶联剂的效率;④所有的解偶联剂都属于异性生物物质,对环境存在潜在的危害。在当前应用的解偶联剂中,TCS 是最安全的,已被广泛用作肥皂、染发水和香波等的配料。

2.2 高 S_0/X_0 条件下的解偶联

在高 S_0/X_0 条件下,微生物在分解代谢中产生 ATP 的速率要大于在合成代谢中消耗的速率。ATP 产生累积后可能引起能量的消散(energy spilling,即能量以热能的形式散失到环境中),从而降低微生物产率系数。

目前关于高 S_0/X_0 条件即存在过剩能源条件下,发生代谢解偶联的解释有 2 种:①在高 S_0/X_0 条件下,一些离子(如 H^+ 或 K^+)能穿过细胞质膜,降低跨膜电位,引起能量溢出;②在高 S_0/X_0 条件下,微生物的代谢途径发生了改变,绕过了能量储存的糖酵解途径,引起代谢解偶联。

对在高 S_0/X_0 条件下微生物生长动力学模型已有较深入的研究报道。Li^[10-12]研究了在基质充裕条件下能量消散的动力学模型,证明在 S_0/X_0 增加时,微生物解偶联生长部分增多。

但高 S_0/X_0 条件还不能用于实际的污水处理过程,因为城市生活污水的实际 S_0/X_0 常处于 0.01~0.13 范围内,而要实现解偶联, S_0/X_0 要大于 8;因此,既要满足足够高的 S_0/X_0 使代谢解偶联,又要满足出水水质达标,将会大大增加投资和处理成本。而且,在高 S_0/X_0 条件下,微生物产生的不完全代谢的产物还可能对整个处理过程产生影响。

2.3 好氧-沉淀-厌氧工艺

在厌氧、好氧交替改变的环境下,微生物的表观产率系数减少。这是因为好氧微生物在好氧段所产生的 ATP 不能立即用于合成代谢,而是在底物缺乏的厌氧段作为维持能被消耗。好氧-沉淀-厌氧(oxic-settling anaerobic,OSA)工艺是在传统活性污泥

工艺的污泥回流过程中插入厌氧池,为微生物提供好氧、厌氧交替改变的环境,从而达到降低污泥产量的目的。试验中污泥减量效果比较明显:污泥龄为5d时,表观产率系数降低50%左右。同时,由于OSA的流程和除磷的流程相似,有利于除磷菌的生长,对磷的去除优于传统活性污泥法^[13-15]。

与传统活性污泥工艺相比,OSA工艺具有以下优势:①污泥产量低且沉降性能好;②COD_{Cr}去除效率高,有利于处理高浓度有机废水;③OSA工艺和除磷工艺相似,有利于除磷菌的生长,因此,对磷的去除效率高。OSA工艺主要应用在进水有机物浓度较高的条件下。如果进水的有机物浓度较低,则OSA工艺的污泥产率系数和常规活性污泥法相差不大。同时,由于OSA法的水力停留时间较长(是常规活性污泥法的2倍),使得在较低有机物浓度下的处理和常规活性污泥法相比在污泥产率方面没有优势。

2.4 其他解偶联技术

改变温度也能够影响微生物的新陈代谢,从而获得较低的表现产率系数。在温度升高后,微生物首先提高的是分解有机物的能力,而在合成代谢方面却没有随之提高到相应水平,分解有机物增多而获得的能量并没有完全用于合成自身,从这一点认为微生物发生了解偶联生长。在23℃时污泥表观产率系数是0.35,而当温度升高到40.8℃时,降为0.01^[16]。升高温度对污泥减量的原因不仅仅是能量解偶联所引起的,还与升高温度对细菌的选择、原生动物等对细菌捕食的增强和微生物自身氧化率提高有关,这些都需要在研究中进行区分。

NaCl的质量浓度为10~30g/L下微生物的呼吸速率将受到影响。提高细胞内外Na⁺浓度差,使得细胞必须提供额外能量用于维持体内Na⁺浓度水平,以满足正常的生理活动的需要,这就需要部分消耗用于合成的ATP,从而降低污泥的表现产率系数^[17]。但细菌一旦驯化,污泥减量化就会变得不明显,可以考虑利用NaCl冲击负荷来防止细菌被驯化^[18]。

提高供氧,可以使细菌氧化有机物的速度加快,使其产生的ATP的产生量增加。这样,由于ATP合酶在ATP浓度较高时对ATP进行水解,可能使细菌形成质子的无效循环,发生解偶联^[13]。

利用微生物氧化磷酸化解偶联控制污泥的产生,还处于机理研究阶段,从已有的文献来看,虽然有不少基于化学渗透假说的推测,但说法不一,缺乏有力证据,使得解偶联剂的投加在现阶段离实际利用还有较长的差距。

3 基于内源呼吸代谢的污泥减量化技术

内源呼吸代谢过程包括溶胞和生长,其中污泥

细胞自身的解体是污泥降解的限速步骤,可以利用各种物理、化学方法加速这一步骤。这种方法在工程上便于实现,只要在回流污泥管路上增加溶胞系统即可。

3.1 物理溶胞法

物理溶胞法主要包括加热、机械破碎、超声破解等。据Canales^[19]报道,对膜生物反应器(MBR)的回流污泥进行90℃、3h处理,可使污泥产量减少60%。Yoori^[20]用超声波处理部分MBR的回流污泥,结果显示,该MBR的操作参数同传统的MBR和传统活性污泥工艺存在很大的差异,其真实有机负荷F/M值显著高于表观值。超声波细胞处理器能加快细胞溶解,用于污泥回流系统时,可强化细胞的可降解性,减少了污泥的产量;用于污泥脱水设备时,有利于污泥脱水和污泥减量。污泥经超声波处理后,溶解性COD_{Cr}显著增加^[21],如果再进入好氧池能大量被微生物降解。

3.2 化学溶胞法

化学溶胞法包括臭氧溶胞、氯气溶胞等,其中关于臭氧溶胞的研究最多。臭氧可以破坏细胞壁、细胞膜,而使蛋白质、多聚糖、脂肪、核酸等从细胞中释放出来。

臭氧可破坏不容易被生物降解的细胞膜等,使细胞内物质能较快地溶于水中,同时氧化不容易水解的大分子物质,使其更容易为微生物所利用。污泥经臭氧处理后,悬浮固体被溶解,作为二次基质为微生物所利用,溶解的有机物则被矿化为CO₂和H₂O。Sakai等^[22]的研究表明,回流速率(回流污泥流量和曝气池体积之比)为0.3d⁻¹,臭氧质量比在0.02mg/mg以上时,可以达到污泥的完全减量化。此后,Kamiya等^[23]采用间歇式臭氧处理污泥,以减少臭氧量和控制污泥膨胀,结果表明,间歇式所需臭氧量仅为连续式的30%,污泥产量减少50%,并能有效改善污泥的沉降性。

利用氯气对污泥进行减量的原理与利用臭氧原理相同,即利用其氧化性对细胞进行氧化,促进内源呼吸代谢。Saby^[24]研究了氯气替代臭氧的可行性,结果显示,当污泥中氯气量为133mg/(g·d)时,污泥产量减少65%;但污泥的沉降性能差,污泥絮体平均直径由15μm降低到3μm左右,而且粒径分布更集中,出水中溶解的COD_{Cr}显著增加。虽然氯气比臭氧价廉,但氯气能够和污泥中的有机物产生反应,生成三氯甲烷(THMs)等氯代有机物,是不容忽视的问题。

4 基于微型动物捕食作用的污泥减量化技术

在水处理领域,习惯把原生动物和一些体型较

小的后生动物(如轮虫、线虫等)称之为微型动物。从生态学角度讲,系统食物链越长,能量损失越多,可用于生物体合成的能量就越少。活性污泥可看成人造生态系统,因此,可通过延长食物链或强化食物链中微型动物的捕食作用而减少污泥的产量。

Liang^[25]研究了红斑体虫、蚤状蚤、颤蚓和卷贝4种微型动物对污泥的减量作用,其污泥减量速率分别达到 $0.8\text{ g}/(\text{mg}\cdot\text{d})$ 、 $0.18\text{ g}/(\text{mg}\cdot\text{d})$ 、 $0.54\text{ g}/(\text{mg}\cdot\text{d})$ 和 $0.1\text{ g}/(\text{mg}\cdot\text{d})$ 。不同微型动物对污泥减量的比例与微型动物种类和体型有关,较小体型的微型动物的减量速率相对较高,同时寡毛纲环节动物的减量速率相对节肢动物和软体动物对污泥的减量比例要高。

Ghyoot^[26]在第二段用膜作为保持微型动物的手段,研究整个系统对污泥的减量和对污水的处理效果时发现,污水中80%以上的 COD_{Cr} 是在第一阶段降低的。虽然在第一阶段的污泥产率系数和普通活性污泥法相当,但从整个系统看,污泥的产率系数大大降低。

Rensink^[27]则在第二阶段采用塑料材料制成的填料来保持蠕虫等微型动物,在对比试验中,没有蠕虫的反应器污泥产率系数是0.4,而接种蠕虫的反应器污泥产率系数是0.16,可见,减量效果明显。

5 结 语

面对环境标准的日益严格和污泥量与日俱增的矛盾,应将污泥管理的重心前移到“源头分流”、“源头控制”,这将是今后污泥处理发展的方向。虽然有关污泥减量的必要性在学术上还有争论(传统观点认为污泥是一种生物能量,没有必要去研究如何降低生物转化效率),但污泥减量化的研究,适应了污水处理系统实现良性运行、防止污水处理出现二次污染、使污水治理更具环境效益的需要。在今后较长时间内,污泥减量化的研究还需要从原理、技术等方面进行全面、系统的研究和比较。一旦有所突破,对水处理将是一重大的贡献。

参考文献:

[1] 陈世和. 微生物生理学原理[M]. 上海: 同济大学出版社, 1992: 95-105.

[2] QUAYLE J R. Microbial biochemistry[M]. England: University Park Press, 1979: 40-42.

[3] ROCHER M, GOMA G, BEGUE A P, et al. Towards a reduction in excess sludge production in activated sludge processes: biomass physicochemical treatment and biodegradation[J]. Appl Microbiol Biotechnol, 1999, 51(3):

883-890.

[4] LOW E W, CHASE H A, MILNER M G, et al. Uncoupling of metabolism to reduce biomass production in the activated sludge process[J]. Water Research, 2000, 34(12): 3204-3212.

[5] CHEN G H, MO H K, LIU Y. Utilization of a metabolic uncouple 3,3',4',5-tetrachlorosalicylanilide(TCS) to reduce sludge growth in activated sludge culture[J]. Water Research, 2002, 36(8): 2077-2083.

[6] STRAND S E, HAREM G N, STENSEL H D. Activated-sludge yield reduction using chemical uncouples[J]. Water Environ Res, 1999, 71(4): 454-458.

[7] 叶芬霞, 陈英旭. 能量解偶联代谢对剩余污泥的减量化研究[J]. 环境科学与技术, 2005, 28(4): 4-5.

[8] 叶芬霞, 陈英旭, 冯孝善. 化学解偶联剂对活性污泥工艺中污泥产率的影响[J]. 环境科学, 2003, 24(6): 112-115.

[9] 叶芬霞, 陈英旭, 冯孝善. 化学解偶联剂对活性污泥工艺中剩余污泥的减量作用[J]. 环境科学学报, 2004, 24(3): 394-399.

[10] LIU Y. Bioenergetics interpretation on the S_0/X_0 ratio in substrate-sufficient batch culture[J]. Water Research, 1996, 30(11): 2766-2770.

[11] LIU Y, CHEN G H, PAUL E. Effect of the S_0/X_0 ratio on energy uncoupling in substrate-sufficient batch culture of activated sludge[J]. Water Research, 1998, 32(10): 2883-2888.

[12] LIU Y. Effect of chemical uncouple on the observed growth yield in batch culture of activated sludge[J]. Water Research, 2000, 34(7): 2025-2030.

[13] ABBASSI B, DULLSTEIN S, RABIGER N. Minimization of excess sludge production by increase of oxygen concentration in activated sludge flocs: experimental and theoretical approach[J]. Water Research, 2000, 34(1): 139-146.

[14] CHUDоба P, CHUDоба J, CAPDEVILLE B. The aspect of energetic uncoupling of microbial growth in the activated sludge process OSA system[J]. Water Sci Technol, 1992, 26(9/10): 2477-2480.

[15] CHEN G H, SABY S, DJAFER M, et al. New approaches to minimize excess sludge in activated sludge systems[J]. Water Sci Technol, 2001, 44(10): 203-208.

[16] MAYHEW M, STEPHENSON T. Low biomass yield activated sludge: a review[J]. Environ Technol, 1997, 18: 883-892.

[17] STRACHAN L F, FREITAS DOS SANTOS L M, LEAK D J, et al. Minimisation of biomass in an extractive membrane bioreactor[J]. Water Sci Technol, 1996, 34(5/6): 273-280.

[18] MODA M F, AL-ATTAR I M S. Effects of high sodium chloride concentrations on activated sludge treatment[J]. Water Sci Technol, 1995, 31(9): 61-72.

(下转第39页)

对稳定。在生物托盘中总磷的去除主要靠填料的吸附作用以及植物的吸收,微生物分解也是一种去除途径。从最终出水情况来看,总磷的含量依然较高,去除效果并不理想,这主要是由于填料对磷的吸附性能以及植物种类和生长状况的影响^[10-11],见图9。

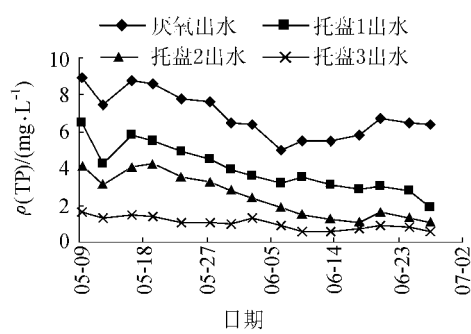


图9 TP 的去除效果

4 结 论

a. 厌氧-生物托盘系统对 COD、SS、NH₃-N、TP 的去除率较高,出水基本达到中水回用的要求,测定的各项出水水质参数除 SS 和 TP 的个别分析样外均已达到 GB 8978—1996《污水综合排放标准》中一级排放标准的要求和 CJ/T95—2000《再生水回用于景观水体的水质标准》的要求。

b. 从技术经济角度来看,厌氧-生物托盘系统是在无能耗、自重流的条件下运行的,结合当前分散式生活污水处理现状以及生态小区的建设,生物托盘利用生态技术处理生活污水,托盘上栽培观赏性植物,既有效地去除了水中的污染物,又可在小区内形成人工生态景观^[12]。所以该系统具有较高的推广应用价值。

c. 常规污水生态处理技术由于其填料对污水中有机物及悬浮物的截留,容易造成系统的堵塞问题,而该系统对生活污水进行了厌氧预处理,较好地降低了生物托盘进水中有机物和悬浮物的浓度,增长了生物托盘填料的使用寿命,另外,对厌氧处理系统定期排泥,延缓了整个系统堵塞问题的出现。

综合来看,厌氧-生物托盘系统的出水各项指标已全部达到相关排放标准的要求,下一步的工作应该进一步优化系统,使出水中 SS 和 TP 的含量进一步降低,提高出水的可用性。另外,对于该系统生物托盘去除污染物的机理也有待于进一步研究。

参考文献:

[1] 周启星,黄国宏. 环境生物地球化学及全球环境变化 [M]. 北京: 科学出版社, 2001.
 [2] 国家环境保护总局. 全国环境统计公报:2004 年[EB/OL].[2005-06-10]. <http://www.sepa.gov.cn/plan/hjtj/qghjtjgb/200506/t20050610-67563.htm>.
 [3] 张凯松,周启星,孙铁布. 城镇生活污水处理技术研究进

展[J]. 世界科技研究与发展, 2003, 25(5):5-10.
 [4] 国家环保总局《水与废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法 [M]. 4 版. 北京: 中国环境出版社, 2002.
 [5] 刘大银,毕亚凡,李庆新,等. ABR 反应器处理生活污水的研究[J]. 华中师范大学学报:自然科学版, 2003, 37(4):514-517.
 [6] 王小文,张雁秋. 水污染控制工程 [M]. 北京: 煤炭工业出版社, 2002.
 [7] 熊飞,李文朝,潘继征,等. 人工湿地脱氮除磷的效果与机理研究进展[J]. 湿地科学, 2005, 3(3):228-234.
 [8] 冯培勇,陈兆平,靖元孝. 人工湿地及其去污机理研究进展[J]. 生态科学, 2002, 21(3):264-268.
 [9] KASEVA M E. Performance of a sub-surface flow constructed wetland in polishing pre-treated wastewater: a tropical case study[J]. Water Research, 2004, 38(3):681-687.
 [10] PANT H K, REDDY K R, LEMON E. Phosphorus retention capacity of root bed media of sub-surface constructed wetlands [J]. Ecological Engineering, 2001, 17:345-355.
 [11] 段志勇,刘超翔. 复合植物床式人工湿地研究[J]. 环境污染治理技术与设备, 2002, 2(8):4-7.
 [12] 张宝军. 生态节能型化粪池的工艺过程构想与应用前景[J]. 给排水技术动态, 2003(3):18-24.
 (收稿日期:2007-02-06 编辑:舒建)

(上接第 35 页)

[19] CANALES A, PAREILLEUX A, ROLS J, et al. Decreased sludge production strategy for domestic wastewater treatment [J]. Water Sci Technol, 1994, 30(8):97-106.
 [20] YOON S H. Important operational parameters of membrane bioreactor-sludge disintegration (MBR-SD) system for zero excess sludge production[J]. Water Research, 2003, 37(8):1921-1931.
 [21] TIEHM A, NICKEL K, NEIS U. The use of ultrasound to accelerate the anaerobic digestion of sewage sludge[J]. Water Sci Technol, 1997, 36(11):121-128.
 [22] SAKAI Y, FUKASE T, YASUI H, et al. An activated sludge process without excess sludge production[J]. Water Sci Technol, 1997, 36(11):163-170.
 [23] KAMIYA T, HIROTSUJI J. New combined system of biological process and intermittent ozonation for advanced wastewater treatment [J]. Water Sci Technol, 1998, 38(8-9):145-153.
 [24] SABY S, DJAFER M, CHEN G H. Feasibility of using a chlorination step to reduce excess sludge in activated sludge process[J]. Water Research, 2002, 36(3):656-666.
 [25] LIANG P, HUANG X, QIAN Y, et al. Determination and comparison of sludge reduction rates caused by microfaunas predation[J]. Bioresource Technology, 2006, 97(6):854-861.
 [26] GHYOOT W, VERSTRAETE W. Reduced sludge production in a two-stage membrane-assisted bioreactor [J]. Water Research, 1999, 34(1):205-215.
 [27] RENSINK J H, RULKENS W H. Using metazoa to reduce sludge production[J]. Water Sci Technol, 1997, 36(11):171-179.
 (收稿日期:2006-06-26 编辑:徐娟)