

采用高效菌提高普通活性污泥系统抗 2,4-DCP 负荷冲击能力

全向春^{1,2}, 施汉昌², 吕萍萍², 王建龙², 钱易²

(1. 北京师范大学环境学院环境模拟与污染控制国家重点联合实验室, 北京 100875; 2. 清华大学环境科学与工程系环境模拟与污染控制国家重点联合实验室, 北京 100084)

摘要:研究了用于处理生活污水的普通活性污泥反应器(CAS)受到 2,4-二氯酚(2,4-DCP)间歇性负荷冲击时,投加高效菌的生物强化系统和对照系统对污染物的响应及系统稳定性,并考察了长期运行过程中强化系统对目标污染物去除能力的变化。结果表明,投加 5%和 15% 2,4-DCP 复合高效菌的强化 CAS 系统,其对目标污染物的降解能力及抗负荷冲击能力得到显著提高。当系统受到间歇性 2,4-DCP 负荷冲击[110.37~171.60 mg/(L·d)]时,对于单次投菌后前 30 日内发生的间歇性负荷冲击,强化系统有效保持了对目标污染物的强化效果;在无 2,4-DCP 存在的情况下连续运行 70d,当系统再次受到 2,4-DCP 负荷冲击时,强化系统的强化效果与前几次相比已明显下降,不能够快速有效去除污染物并维持系统稳定,因此有必要再次投加高效菌。

关键词:生物强化;高效菌;负荷冲击;2,4-二氯酚

中图分类号:X703 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2004)04-0059-06

Enhancing Resistance of a Conventional Activated Sludge System Against Shock Loading of 2,4-DCP Through Bioaugmentation with Special Culture

QUAN Xiang-chun¹, SHI Han-chang², LÜ Ping-ping², WANG Jian-long², QIAN Yi²

(1. State Key Joint Laboratory of Environment Simulation and Pollution Control, School of Environment, Beijing Normal University, Beijing 100875, China; 2. State Key Joint Laboratory of Environment Simulation and Pollution Control, Department of Environmental Science and Engineering, Tsinghua University, Beijing 100084, China)

Abstract: In this study, conventional activated sludge (CAS) systems, which were generally used to treat municipal wastewater, were modeled to receive intermittent 2,4-dichlorophenol (2,4-DCP) shock loadings. The response and stability of the CAS system augmented with special culture and the non-bioaugmented control CAS system under shock loading conditions were compared. The capability of the bioaugmented CAS systems to degrade 2,4-DCP under long-term continuous operation was investigated. Results showed that for the CAS systems with 5% and 15% special culture addition, their degradation of the target pollutants and resistance against shock loadings was enhanced significantly. When 2,4-DCP shock loading occurred within the first 30 days after single inoculation, the bioaugmented CAS systems maintained high degradation ability to the target pollutants. After 70 days continuous operation without 2,4-DCP in feed, when the CAS systems challenged 2,4-DCP again, the effect of bioaugmentation was greatly reduced and the CAS system failed to remove the pollutants and maintain the system stability effectively. Therefore, re-supplementation was needed for further treatment of 2,4-DCP.

Key words: bioaugmentation; special culture; shock loading; 2,4-dichlorophenol

传统活性污泥工艺(Conventional Activated Sludge, CAS)广泛应用于国内外污水处理厂,在设计运行条件下,该工艺一般能够满足污水处理的要求,但当废水中含有有毒有害难降解物质或系统受到这些物质间歇性负荷冲击时,该工艺往往不能够有效去除这些物质,致使污泥中毒,活性受到抑制。这主要是由于系统中缺乏对这类污染物有降解作用的菌种^[1]。而生物强化技术是通过向污水处理系统中直接投加一种或几种具有特殊作用的微生物,强化系统生物量及其对特定污染物的作用,来扩大和改善系统性能^[2]。生物强化技术与传统活性污泥工

艺结合,有望弥补传统工艺的不足,增强其处理污染物的多功能性和耐负荷冲击能力^[1,3]。

氯酚是重要的化工原料,其应用范围广、生产量大,能通过多种途径排放到自然界中,对人类有很强的致畸、致癌和致突变的作用。受氯代酚污染的工业废水及地下水的治理日益引起人们的关注^[4~6]。本文以 2,4-二氯酚(2,4-DCP)为模型污染物,研究了

收稿日期:2003-09-14;修订日期:2003-12-29

基金项目:国家自然科学基金资助项目(29637010);北京师范大学青年基金资助项目

作者简介:全向春(1973~),女,博士,主要从事生物强化技术治理难降解有机物的研究。

用于处理生活污水的 CAS 系统受到 2,4-DCP 负荷冲击时,不同投菌量的生物强化系统及对照系统对 2,4-DCP 的降解能力及耐受负荷冲击能力.并研究了一次性投菌后,系统长期运行过程中,强化系统抗间歇性 2,4-DCP 负荷冲击能力的变化.

1 研究方法及材料

1.1 氯酚降解高效菌种的来源

取清华大学环境系中试基地氧化沟污泥、北京方庄污水处理厂及高碑店污水处理厂的污泥等体积混合后,以 2,4-DCP 为唯一碳源培养驯化,驯化过程中逐渐提高 2,4-DCP 浓度,其浓度范围 5 ~ 70 mg/L,驯化 6 个月后,得到了对 2,4-DCP 具有高效降解能力的复合菌群.然后在一离线的富集反应器对其扩大培养.富集反应器有效工作容积 8 L,以 SBR 形式运行,操作周期为 24 h,其中进水 0.5 h,反应 22 h,沉淀 1 h,排水 0.5 h.

1.2 反应器及配水组成

本实验中 CAS 反应器为反应区与沉淀区合建式,总工作容积为 16.1 L,其中反应区体积 11.9 L,沉淀区体积 4.2 L.曝气头放置反应区底部,使反应区的水流为完全混合式.

一般情况下,反应器的进水为模拟生活污水,其组成为(mg/L):葡萄糖 200,可溶性淀粉 100,胰蛋白胨 30,CO(NH₂)₂ 25, KH₂PO₄ 44, MgSO₄·7H₂O 10, NaHCO₃ 94, FeSO₄·7H₂O 3, Ca(NO₃)₂ 20.进行 2,4-DCP 负荷冲击实验时,进水加入约 50 mg/L 2,4-DCP,为维持进水总有机碳(简称 TOC)量不变,其它碳源葡萄糖和可溶性淀粉的量等比率缩减.

1.3 实验方案

在进行 2,4-DCP 负荷冲击实验前,3 个反应器首先接种了高碑店污水处理厂活性污泥作为背景活性污泥,使其初始 SS 浓度约为 1.4 g/L,并以模拟生活污水连续运行 10 d,使其 TOC 的去除率达到稳定.然后进行了 4 次 2,4-DCP 间歇负荷冲击实验,冲击过程中 2,4-DCP 浓度约为 50 mg/L.第 1 次冲击实验在第 4 ~ 6 天,受到 2,4-DCP 冲击 12 h 后,反应器 R2 和反应器 R3 分别加入 5 %及 15 %降解 2,4-DCP 的复合高效菌,反应器 R1 不加高效菌,作为对照系统.此后,3 个系统在进水含氯酚的情况下继续运行了 24 h.每次冲击结束后将进水转换为不含氯酚的模拟生活污水.后 3 次 2,4-DCP 负荷冲击实验历时均为 48 h.2,4-DCP 间歇负荷冲击发生时间及负荷见表 1.整个实验中反应器的水力停留时间

HRT 为 8 h,沉淀区溶解氧控制在 2 ~ 3 mg/L,温度 17 ~ 18 ℃.

表 1 2,4-DCP 间歇负荷冲击发生时间及负荷
Table 1 The timetable of 2,4-DCP shock loading occurrence

编号	时间/ d	冲击负荷持续时间	2,4-DCP 负荷
		/ h	/ mg·(L·d) ⁻¹
1	4 ~ 6	36	110.37 ~ 158.64
2	18 ~ 20	48	153.33 ~ 171.60
3	33 ~ 35	48	126.39 ~ 129.39
4	100 ~ 102	48	119.85 ~ 122.28

1.4 分析方法

2,4-DCP 的分析采用高压液相色谱.仪器型号 HP 1050,色谱柱为 250 mm × 4.6 mm ZORBAX SB-C18 反向柱.流动相组成为:甲醇/ 2 %冰乙酸水溶液 = 77/ 23 (V/ V).流速为 1 mL/ min,检测波长为 284 nm.

TOC 的分析采用 TOC 全自动测定仪,仪器型号 SHIMADZU TOC 5000.

氯离子的分析采用离子色谱.仪器型号 DX-100 Ion chromatography Dionex USA,色谱柱为 Ion Pac As14 (4 mm × 250 mm).

2,4-DCP 降解菌的测定采用平板计数法.在无机盐琼脂培养基中加入 50 mg/L 的 2,4-DCP 作为唯一碳源.30 ℃培养 5 d,计平板上生长出的菌落数.

2 实验结果与讨论

2.1 2,4-DCP 的去除情况

4 次负荷冲击过程中,2,4-DCP 的去除及相应 Cl⁻ 的释放情况见图 1 和图 2.

系统第 1 次受到 2,4-DCP (浓度为 36.8 ~ 52.9 mg/L) 负荷冲击时,前 12 h,由于 3 个系统均未加入高效菌,出水 2,4-DCP 随时间呈上升趋势,Cl⁻ 释放量接近于 0,说明 2,4-DCP 的去除率和矿化度都很低.12 h 后,R2 和 R3 分别加入 5 %和 15 %的高效菌,R1 没有加入高效菌,作为对照系统.从图 1 (a) 和图 2 (a) 可以看出,投加 15 %高效菌后,R3 反应器出水 2,4-DCP 逐渐降低,同时 Cl⁻ 的释放量明显增加.而投加 5 %高效菌的生物强化系统,虽然加入高效菌后也立即观察到 Cl⁻ 的释放,但 Cl⁻ 释放量远远小于 R3 系统,且出水 2,4-DCP 仍然在上升,说明此投菌量不足以应对这么高的 2,4-DCP 负荷冲击.不加高效菌的对照系统 R1 出水 2,4-DCP 持

续增加,连续运行 18h 后,观察到有少量 Cl^- 的释放,说明反应器中固有菌经过这段时间适应及诱导具备了一定降解 2,4-DCP 的能力,但对照系统 Cl^- 的释放量远远低于投菌强化的 CAS 系统.

未再次加入高效菌,以考察强化及对照系统降解 2,4-DCP 能力的变化.从图 1(b) 可以看出,3 个反应器出水 2,4-DCP 都出现从上升到回落的现象,但投加 15% 高效菌的 R3,只是在前 8h 出水 2,4-DCP 含量升高,此后迅速回落,12h 后出水已经检测不到 2,4-DCP.投加 5% 高效菌的 R2,在前 23h 出水 2,4-

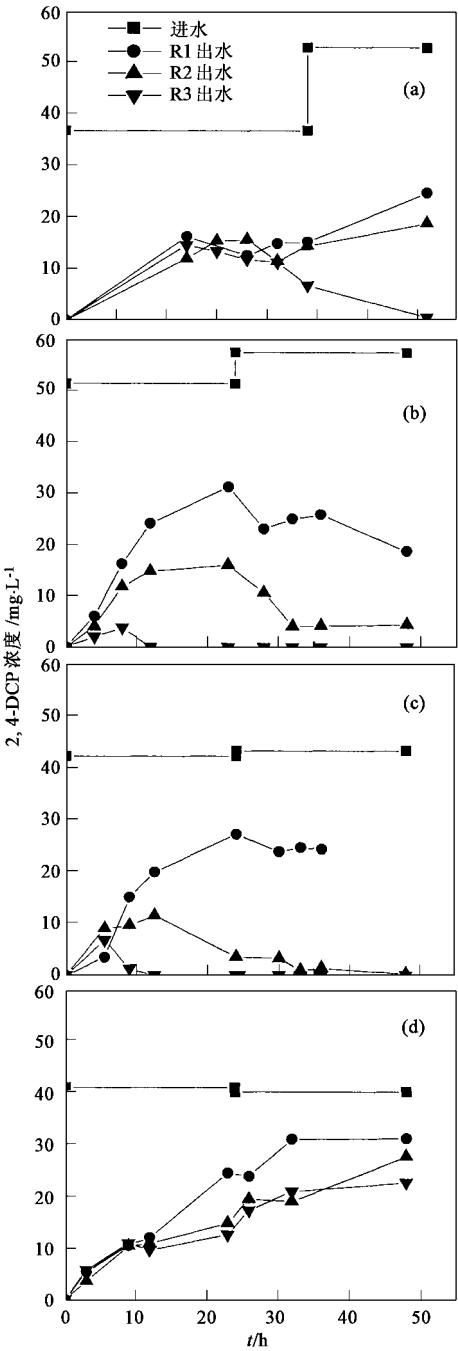


图 1 负荷冲击过程中 2,4-DCP 的降解情况

Fig. 1 The profiles of 2,4-DCP during shock loading periods

第 1 次负荷冲击实验结束后的第 14 天,进行了第 2 次负荷冲击实验,此次实验中 2 个强化系统均

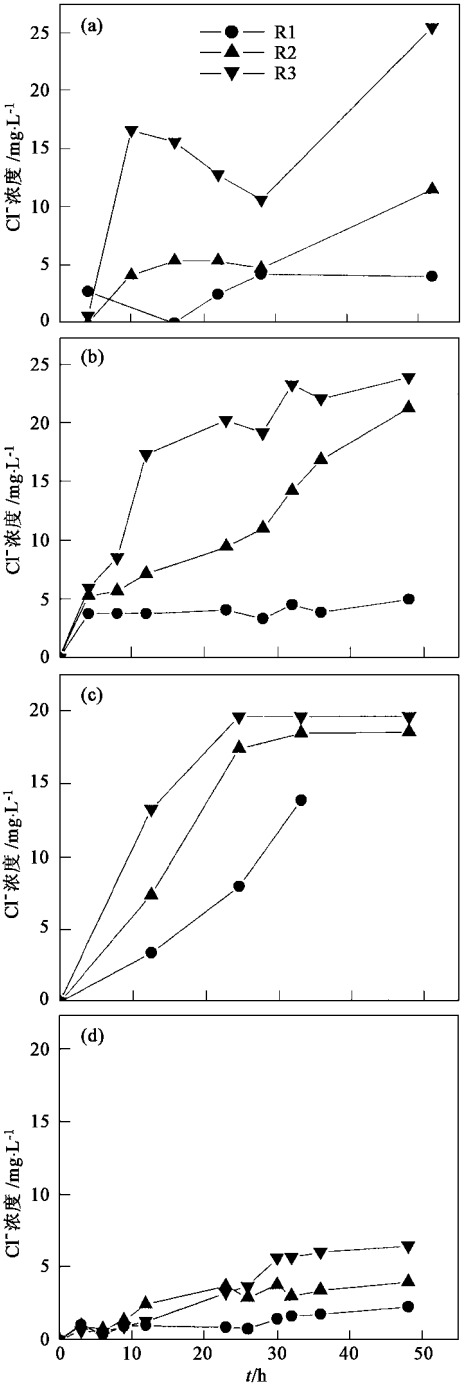


图 2 负荷冲击过程中 Cl^- 的释放量

Fig. 2 The profiles of Cl^- released during shock loading periods

DCP 都在持续升高,此后逐渐降低并最终稳定在 4.0 mg/L 左右.对照系统在前 23h 出水 2,4-DCP 急剧升高,最高可达到 31.2 mg/L,此后虽然有所降低,但明显高于投菌强化的 CAS 系统.伴随着 2,4-DCP 的去除,出水中 Cl^- 含量也逐渐升高,3 个反应器 Cl^- 释放量从高到低依次为 $\text{R3} > \text{R2} > \text{R1}$.

第 2 次负荷冲击实验结束后 16d,进行了第 3 次负荷冲击实验.实验结果发现,强化系统依然保持了很强的降解氯酚的能力[见图 1(c) 和图 2(c)].投加 15% 高效菌的 CAS 系统只是在前 5.5h 时出水 2,4-DCP 在升高,此后迅速下降,12.5h 时出水 2,4-DCP 降为 0.投加 5% 高效菌的系统,前 12.5h 出水 2,4-DCP 升高,此后逐渐降低,48h 时,出水 2,4-DCP 降到 0.3 mg/L.而对照系统在前 24h,出水 2,4-DCP 逐渐升高,此后 2,4-DCP 有少许下降. Cl^- 的释放量依然为 $\text{R3} > \text{R2} > \text{R1}$.在此次负荷冲击中,2 个强化系统在 24h 时达到稳定的 Cl^- 释放量,而在前 2 次负荷冲击发生的 48h 内,强化系统 Cl^- 的释放量持续升高.

第 3 次负荷冲击结束后,以不含 2,4-DCP 的模拟生活污水使反应器连续运行 70d,来考察强化系统长期不存在选择性压力的情况下,当再次遇到 2,4-DCP 负荷冲击时能否依然能够保持对其降解的高效性和特异性.从图 1(d) 可以看出,与前几次负荷冲击过程中 2,4-DCP 的降解曲线不同,无论是对照系统还是强化系统,无论高效菌初始投加量的相对大小,在 48h 冲击过程中,3 个系统出水 2,4-DCP 都出现了持续升高的现象.但对照系统出水 2,4-DCP 含量仍然高于强化系统,不同投菌量的强化系统之间差别并不明显.从图 2(d) Cl^- 的释放量看, Cl^- 的释放量要明显低于前 3 次负荷冲击,顺序依然为 $\text{R3} > \text{R2} > \text{R1}$.

忽略反应器中污泥吸附对 2,4-DCP 的去除作用,对负荷冲击过程中进出反应器的 2,4-DCP 量进行物料衡算,可以得到各反应器在负荷冲击过程中对进入系统的 2,4-DCP 去除情况及矿化情况(表 2).

从表 2 可知,R2 和 R3 系统在前 3 次对 2,4-DCP 的去除率较高,分别为 77.6% ~ 89.1% 和 87.6% ~ 98.3%. Cl^- 释放率也是前 3 次较好,R2 为 55.6% ~ 62.0%,R3 为 67.6 ~ 89.2%.第 4 次负荷冲击时,3 个系统对 2,4-DCP 的去除和 Cl^- 的释放都远远低于前几次.4 次负荷冲击过程中,无论是对 2,4-DCP 的去除,还是对 Cl^- 的释放,始终是 $\text{R3} >$

$\text{R2} > \text{R1}$.在负荷冲击过程中,系统去除的 2,4-DCP 并没有得到完全矿化,分析原因有:①部分 2,4-DCP 被污泥吸附,没有得到降解;②在发生负荷冲击的较短时间内,2,4-DCP 降解产生的带氯中间产物达不到彻底脱氯.

表 2 间歇冲击中 2,4-DCP 的去除及 Cl^- 的释放
Table 2 The removal of 2,4-DCP and release of chloride during 2,4-DCP shock intermission period

编号	2,4-DCP 去除率/ %			Cl^- 释放率/ %		
	R1	R2	R3	R1	R2	R3
1	61.4	77.6	87.6	16.3	55.6	89.2
2	54.7	82.7	99.3	19.4	62.0	90.9
3	46.1	89.1	98.3	32.7	57.7	67.6
4	34.4	49.8	53.7	9.3	19.6	26.5

2.2 总有机碳(TOC)的去除

当用于处理生活污水的 CAS 系统受到有毒有害物质冲击时,投加高效菌进行生物强化的目的一方面是为了有效去除这类污染物,另一方面是为了保护原系统不受到破坏,并维护其稳定运行.

在本实验历时 108d 的运行过程中,共发生了 4 次负荷冲击,整个过程 TOC 的去除情况见图 3. TOC 进水平均浓度为 106.1 mg/L,相应负荷为 318.3 mg/(L·d).在未受到 2,4-DCP 负荷冲击时,不加高效菌的对照系统,加 5% 高效菌及加 15% 高效菌的强化系统对 TOC 的平均去除率相差不多,分别为 89.1%、88.3% 及 89.0%.在负荷冲击过程中,强化与对照系统对 TOC 的去除情况差异比较明显,

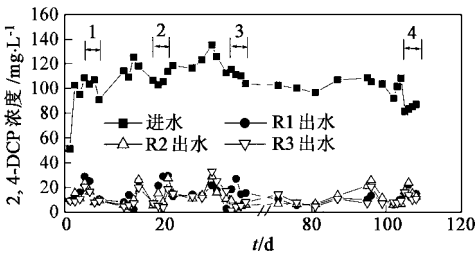


图 3 CAS 系统长期连续流运行中 TOC 的去除
Fig.3 The removal of TOC for the CAS systems under long-term continuous operation

见图 4.从图 4(a) 中可以看出,当系统第 1 次受到 2,4-DCP 负荷冲击时,3 个反应器出水 TOC 都有了明显增加,强化系统 R2 和 R3 出水 TOC 要低于对照系统 R1.而在第 2 次及第 3 次负荷冲击实验中,只

有对照系统 R1 出水 TOC 出现明显恶化,2 个强化系统出水 TOC 波动不大,呈现出良好的耐负荷冲击能力.第 4 次负荷冲击时,3 个系统出水 TOC 都有所上升.

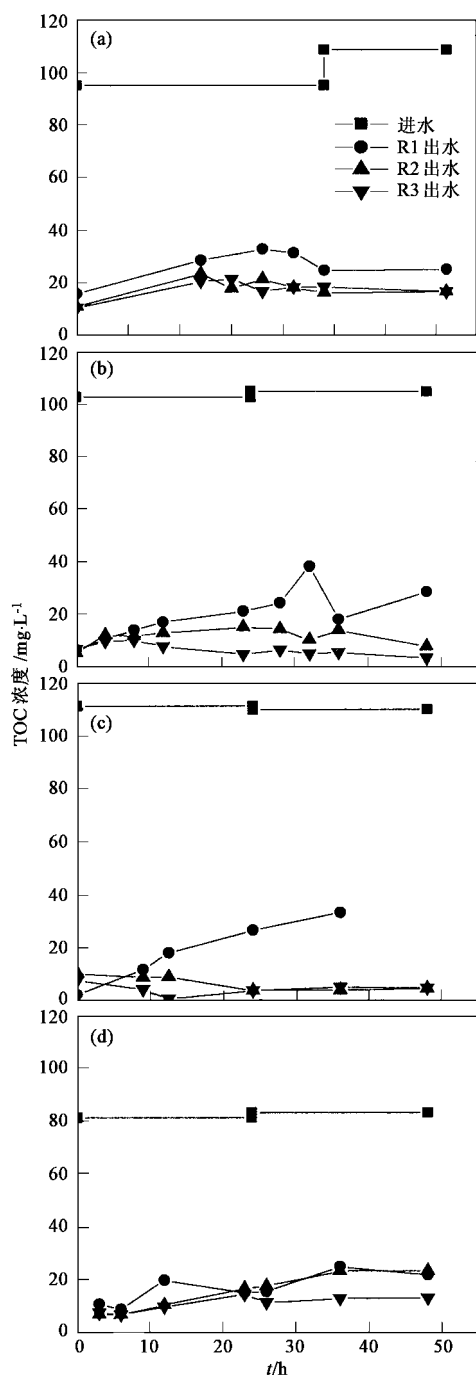


图 4 负荷冲击过程中 TOC 的去除

Fig. 4 The profiles of TOC during shock loading periods

分析 4 次冲击实验系统出水 TOC 变化的原因有:第 1 次实验中,强化系统在经受 12 h 2,4-DCP 负荷冲击后才加入高效菌,系统中固有菌可能已经受

到氯酚的抑制毒害作用,对水中有机碳的去除作用减弱,故强化系统与对照系统出水 TOC 都出现了明显恶化.而在第 2、3 次负荷冲击发生时,强化 CAS 系统已经存在降解 2,4-DCP 的高效菌,这些高效菌能够对进水中的 2,4-DCP 作出迅速反应并将其降解,减缓了氯酚持续累积对系统中固有菌造成的危害,故强化系统对 TOC 的去除受 2,4-DCP 冲击影响较小.与此相反,对照系统由于缺乏 2,4-DCP 降解菌,该系统出水受到较大影响.第 4 次负荷冲击时,由于进水长期缺乏 2,4-DCP,使得强化系统对其降解能力大大减弱,故受到 2,4-DCP 负荷冲击时,无论是对照系统还是强化系统都受到了一定程度的影响,出水 TOC 有所升高.4 次 2,4-DCP 冲击发生过程中,R1、R2 和 R3 系统 TOC 的去除率为 73.0% ~ 79.4%、80.9% ~ 94.4% 和 83.5% ~ 96.5%,其顺序始终为 R3 > R2 > R1.

2.3 强化及对照系统 2,4-DCP 降解菌数量变化

鉴于实验条件的限制,本实验未能对投加的高效菌本身数量的变化进行跟踪测定,但通过选择性培养基平板计数的方法对 4 次负荷冲击时系统中 2,4-DCP 降解菌总量的变化进行了测定.实验发现未投加高效菌的 CAS 系统,也存在着相当数量的 2,4-DCP 降解菌,可达到 1.57×10^5 CFU/mL.投加 5% 和 15% 高效菌的系统在投菌之初,系统中 2,4-DCP 降解菌的数量分别为 8.50×10^5 和 1.50×10^6 CFU/mL,运行 1 d 后,这 2 个强化系统中的 2,4-DCP 降解菌数量都有所下降,分别为 4.90×10^5 、 9.80×10^5 CFU/mL.这可能是由于高效菌随水力流失或被原生动捕食所致.间隔 15 d,进行第 2 次负荷冲击实验时,发现强化系统 R₂R₃ 中 2,4-DCP 降解菌的数量比初始投菌时高,分别为 1.89×10^6 、 1.14×10^7 CFU/mL.这说明投加的高效菌能够在系统中存活并得以扩增.但当进行第 3 次负荷冲击时,强化系统中 2,4-DCP 降解菌的数量与初始投加数量相比,有所下降.第 4 次负荷冲击时,3 个系统中 2,4-DCP 降解菌的数量下降更为明显,对照系统、5% 高效菌及 15% 高效菌的强化系统中 2,4-DCP 降解菌的数量分别为 2.36×10^4 、 2.86×10^4 和 9.87×10^4 CFU/mL.2,4-DCP 降解菌数量的下降从一方面解释了强化系统耐负荷冲击能力下降的现象,但强化系统生物群落结构、微生物比降解速率变化也会影响到生物强化效果,对此有待于进一步研究.

3 结论

(1) 处理生活污水的普通活性污泥反应器当受

到的难降解有机物 2,4-DCP 间歇性负荷冲击时,投加高效菌的生物强化系统比不投菌的对照系统表现出更强的耐 2,4-DCP 负荷冲击的能力。

(2)投菌量不同,强化系统对 2,4-DCP 的快速反应及应对能力有所不同,投加 15 %高效菌的强化系统较投加 5 %高效菌的系统具有更强的耐负荷冲击能力。

(3)强化系统在投菌后前 30 日内,保持了良好的抗 2,4-DCP 间歇性负荷冲击的能力;当系统在进水无 2,4-DCP 的情况下连续运行 70 d 后,再次受到 2,4-DCP 负荷冲击时,强化系统对其降解特性明显下降,有必要再次投加高效菌。

参考文献:

[1] Makinen PM, Theno TJ, Ferguson JF, Ongerth JE, Puhakka JA. Chlorophenol toxicity removal and monitoring in aerobic

treatment: recovery from process upsets [J]. Environ. Sci. Technol., 1993, 27(7) :1434 ~ 1439.

[2] Limbergen H V, Top E M, Verstraete W. Bioaugmentation in activated sludge: current features and future perspectives [J]. Appl. Microbiol. Biotechnol., 1998, 50 :16 ~ 23.

[3] Boon N, Goris J, de Vos P, Verstraete W, Top E M. Bioaugmentation of activated sludge by an indigenous 3-chloroaniline-degrading *Comamonas testosteroni* strain I2gfp [J]. Appl. Environ. Microbiol., 2000, 66(7) :2906 ~ 2913.

[4] Melin E S, Ferguson J F, Puhakka J A. Pentachlorophenol biodegradation kinetics of an oligotrophic fluidized-bed enrichment culture [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 1997, 47(6) : 675 ~ 682.

[5] 全向春,张永明,王建龙,施汉昌,钱易.气升式蜂窝陶瓷反应器降解 2,4-DCP 的研究[J]. 环境科学, 2002, 23 (4) : 42 ~ 46.

[6] 沈东升,徐向阳,冯孝善.厌氧颗粒污泥对五氯苯酚的吸附、解析和生物降解研究[J].环境科学,1996,17(1) :20 ~ 23.