

两段曝气生物滤池进行生活污水处理及经验模型研究*

王春荣¹ 王宝贞¹ 王琳²

(1. 哈尔滨工业大学水污染控制研究中心, 黑龙江 哈尔滨 150090; 2. 中国海洋大学, 山东 青岛 266003)

摘要 采用两段曝气生物滤池进行生活污水处理, A 段反应器进水负荷分别控制在 9、17、15.59、22.01 m³/(m²·d), 气水比为 6:1 (体积比, 下同), 而 B 段气水比则控制在 2:1。试验结果表明, 系统出水稳定优质 (SCOD<30 mg/L、NH₃-N<4 mg/L、SS<10 mg/L), 若做进一步的消毒处理后可进行回用。同时, 从简化工艺设计的角度出发, 针对 A 段进、出水溶解性 COD(SCOD) 和反应器高度, 建立了一套经验模型。通过大量的试验数据模拟, 推算出不同水力负荷下的经验模型常数 *n* 和 *K* 值, 从而为工程设计提供了依据和方法。

关键词 曝气生物滤池 (BAF) 溶解性 COD (SCOD) 经验模型

20 世纪 80 年代末, 曝气生物滤池 (Biological Aerated Filter, BAF) 在欧洲开始发展起来^[1]。作为一项新的污水处理技术, 进入 20 世纪 90 年代后, BAF 掀起了研究和开发的热潮。如今, BAF 在欧洲、北美及日本等国已被广泛应用, 在国内大连市马兰河污水处理厂也率先应用了这种工艺。因其能同时去除 SS、COD 和部分氨氮, 又可省去二沉池, 大大减少了占地面积。目前世界各地已有几百座 BAF 处理设施, 其应用领域包括城市污水处理、生活污水处理、工业废水处理和中水回用工程等。

本文采用两段 BAF 进行生活污水的试验, 目的是使脱碳和脱氮微生物分居不同的反应器内, 各负其职, 达到良好的脱碳、脱氮效果。同时 BAF 属固定式生物膜工艺, 目前有关生物膜反应器数学模型方面的研究比较多, 划分起来主要分为两类: 机理模型和经验模型。机理模型主要运用动力学机理和某些工程原理, 研究个性的机理问题^[2~5], 主要集中在微观领域。虽然它能精确地描述反应器的行为, 但根据基本原理测定参数对设计者和运行操作者来说不太实际。与机理模型不同, 经验模型仅考虑工艺进、出水浓度的变化, 即水力负荷或有机负荷与营养物质去除率之间的关系, 而无需考虑微观领域的东西, 易于应用。因此本文又在 Mann 等^[6]研究的基础上, 建立了只与进出水浓度和反应器高度有关的经验模型, 从而为实际工程提供设计依据。

1 材料和方法

1.1 试验装置

本试验装置由有机玻璃加工而成, 反应器为圆

柱形, 高度 2 m, 直径 10 cm, A 段有效容积 11.8 L, B 段有效容积 13.8 L (见图 1)。

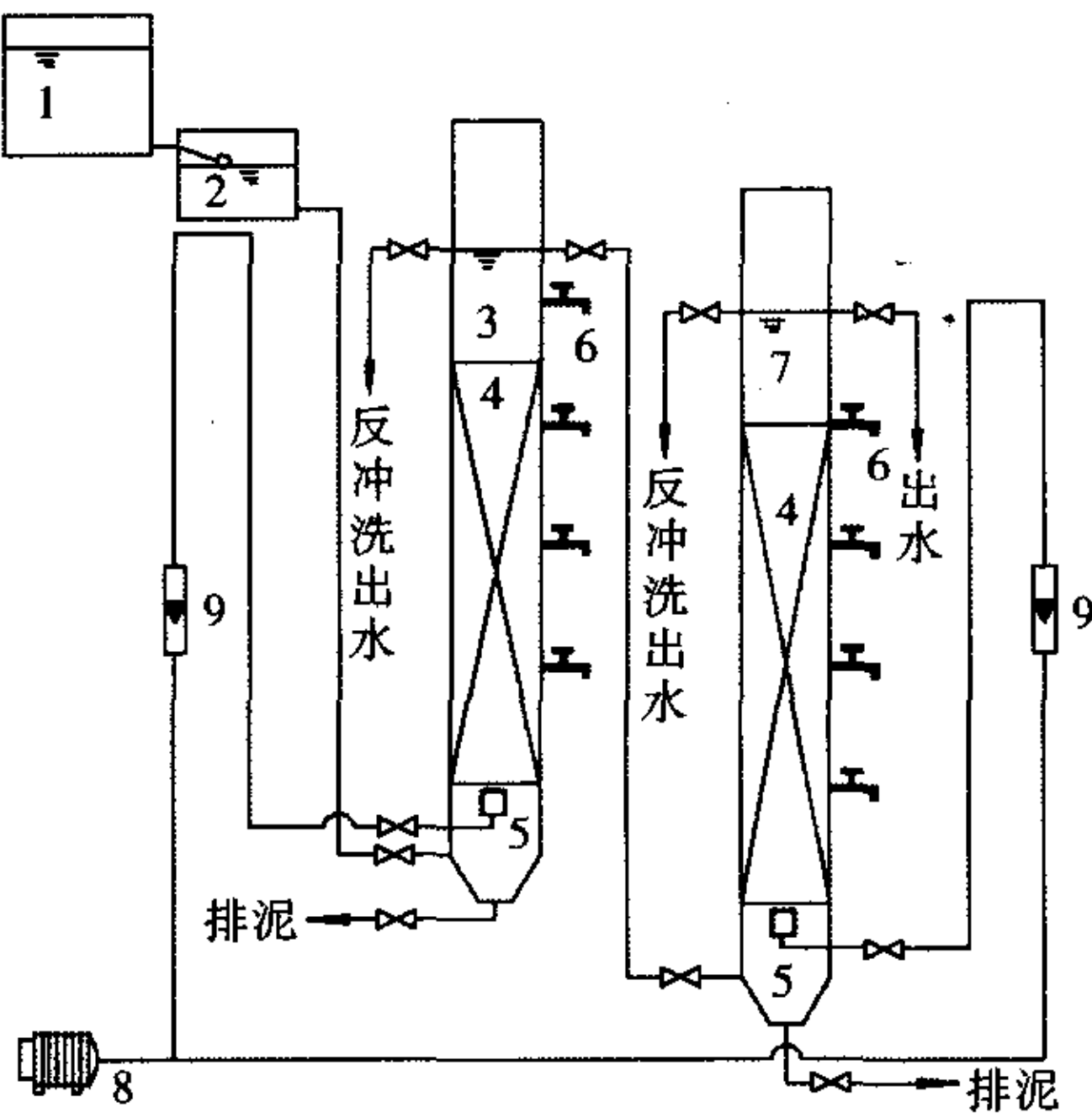


图 1 试验装置

1. 高位水箱; 2. 平衡水箱; 3. A 段反应器; 4. 填料;
 5. 扩散器 6. 取样口; 7. B 段反应器; 8. 曝气泵; 9. 流量计

两段反应器中均装有火山岩填料, 粒径均介于 3~5 mm, 具体填料特性见表 1。火山岩填料是取自五大连池火山口的天然矿石, 它是火山喷发时的岩石融化物冷却凝固后形成的, 由于喷发后瞬间冷却, 其中容有很多气体, 致使其孔隙度较好。

表 1 填料特性

填料	堆积密度/(kg·m ⁻³)	实际密度/(kg·m ⁻³)	孔隙度/%
火山岩	0.628×10 ³	1.673×10 ³	62.5

1.2 原水及试验方法

试验用水为实际生活污水, 取自哈尔滨工业大学二校区家属区, 其主要水质参数见表 2。该水质为经过筛网过滤后的原水水质。

反应器从底部进水, 气水同向。A 段反应器分别

第一作者: 王春荣, 女, 1978 年生, 博士研究生, 研究方向为污水生物处理。

* 黑龙江省 2002 年杰出青年专家基金资助项目。

表 2 生活污水的水质情况

项目	SS	SCOD	NH ₃ -N	TN	TP	pH
范围	60.21~98.64	100.55~201.20	34.30~40.38	36.18~49.22	3.88~7.34	6.50~8.18
平均值	75.80	165.80	38.20	45.10	4.35	7.20

在 9.17、15.59、22.01 m³/(m²·d) 的水力负荷下运行,气水比 6:1(体积比,下同),水温为 15.0~20.5℃,B 段气水比 2:1,稳定运行后定时测定反应器进、出水及各取样口处的 SCOD、SS、NH₃-N、TN、TP、pH 和溶解氧以考察反应器内 SCOD 随高度变化的特点及去除有机物的效能。所有分析项目均按标准方法进行。

1.3 模型的理论基础

BAF 与接触氧化工艺有类似的特征,接触氧化处理工艺是微生物反应,其中 BOD 去除率与 BOD 浓度有关,两者之间呈一次反应关系^[7]。同时根据 Mann 等^[6]的研究结果,认为在 BAF 内生物膜对基质的利用也符合一次反应关系,即:

$$\frac{dS}{dt} = -kS \quad (1)$$

两侧积分后,得:

$$t = K' \ln \frac{S_0}{S_e} \quad (2)$$

式中, t 为接触反应时间, h; S_0 为原污水 COD 值, kg/m³; S_e 为处理水 COD 值, kg/m³; k, K' 为反应速率常数。然而 t 是与填料的容积负荷相关的,即:

$$t = \frac{k'}{N_w} \quad (3)$$

式中, k' 是生物量常数,它与反应器的水力特性及容积负荷 N_w 有关。而容积负荷又可以用下式表达:

$$N_w = \frac{QS_0}{HA} = \frac{qS_0}{H} \quad (4)$$

式中, Q 为体积流量, m³/d; H 为反应器高度(填料高度), m; A 为反应器横截面积, m²; q 为水力负荷, m³/(m²·d)。

将式(3)和式(4)代入式(2),并引入填料类型常数 n 值,整理得:

$$\ln \frac{S_e}{S_0} = \frac{-k'}{K'qS_0^n} H \quad (5)$$

这里,令 $m = \frac{K'}{qS_0^n}$, 其中 $K = \frac{k'}{K'}$, 则式(5)可简化为:

$$\ln \frac{S_e}{S_0} = -mH \quad (6)$$

即: $\frac{S_e}{S_0} = e^{-mH}$ (4)

因此 COD 去除率 (S_e/S_0) 与反应器填料高度 (H) 之间可表达成一次函数关系。在不同的进水

浓度 (S_0) 下,以 $\ln(S_e/S_0)$ 对 H 作图,可得到一系列的斜率 ($-m$) 值。再用 $\ln(qm)$ 对 $\ln(S_0)$ 作图,则斜率 ($-n$) 和 y 轴截距 ($\ln(K)$) 也可计算出。

2 结果及讨论

2.1 污染物的去除效果

图 2 表示了系统稳定运行后,两段 BAF 进出水 SCOD 的浓度及去除效率随时间的变化曲线。从图 2 可以看出:(1)系统稳定运行后,出水 SCOD 均保持在 30 mg/L 以下,尽管因负荷的变化导致 A 段出水 SCOD 有波动,但经过 B 段反应器的再次处理后,使系统出水的 SCOD 去除率稳定、保持在较高水平。(2)A 段反应器主要进行脱碳处理,随着进水负荷的提高 SCOD 去除率有所降低,负荷为 9.17 m³/(m²·d) 时,平均 SCOD 去除率为 80.2%,提高负荷到 15.59 m³/(m²·d) 后,SCOD 去除率为 76.8%,当负荷再次提高到 22.01 m³/(m²·d) 时,SCOD 去除率仅为 69.2%。表明 A 段反应器在供氧充足的情况下 SCOD 的去除率与进水负荷呈负相关性,也说明水力停留时间越长越有利于 SCOD 的去除。(3)B 段反应器主要目的是脱氮,因此 SCOD 的去除率较低,介于 34.45%~55.18%,但发现 A 段出水 SCOD 浓度越高(即负荷越高),B 段的 SCOD 去除率就越高,这一点与 C/N 比对 B 段脱氮效率的影响有关,下面将作具体介绍。

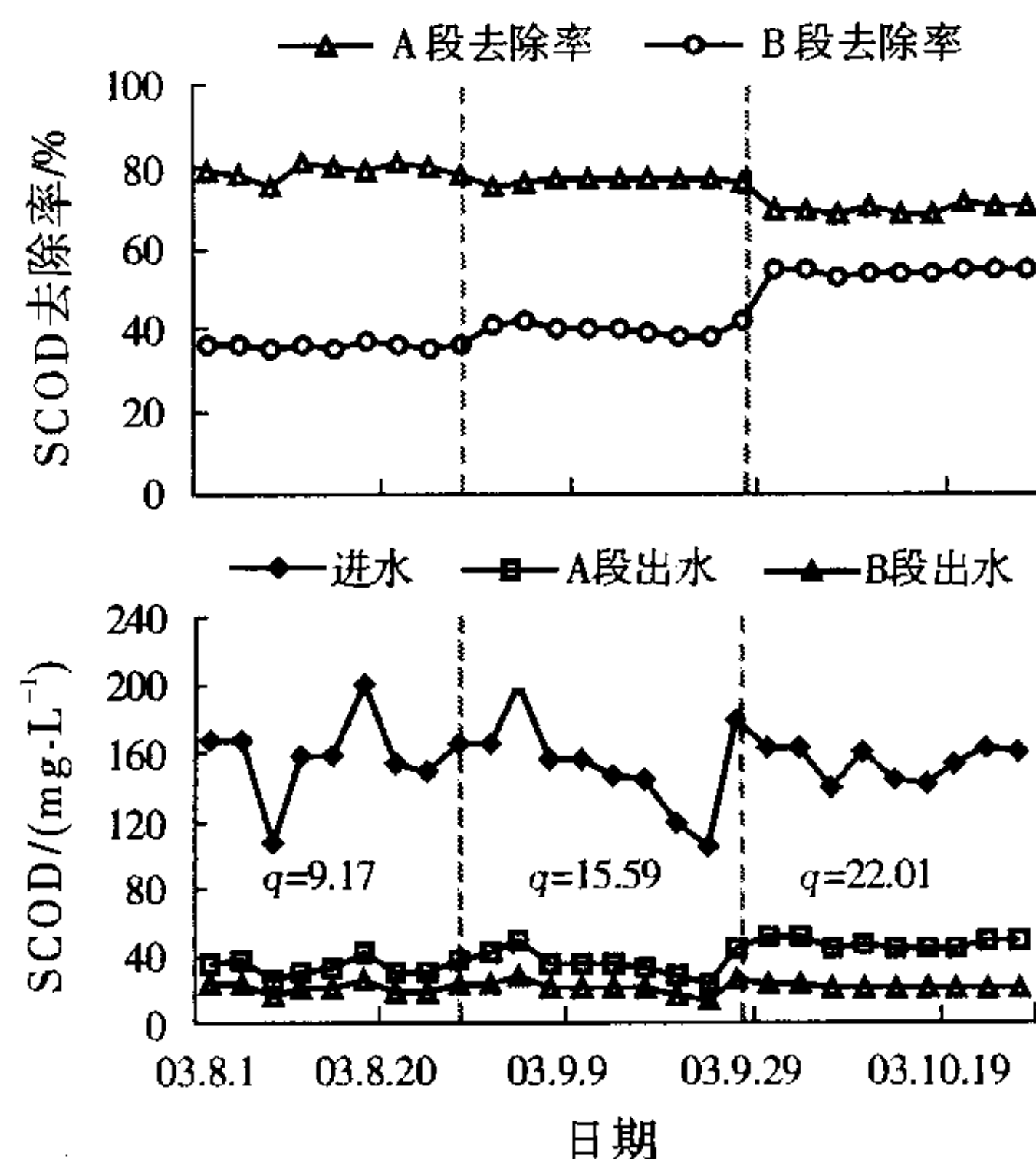


图 2 BAF 中各段 SCOD 浓度及去除效果的变化情况

图 3 表示了本系统运行稳定后,各段进出水氨氮浓度及去除率随时间的变化曲线。从图 3 可看出:

(1)运行达到稳定后,系统对氨氮的去除率可以达到 91.54%~93.96%;(2)A 段对氨氮的去除率较低,介于 37.18%~52.88%,且随水力负荷的升高氨氮去除率降低;(3)B 段反应器目的在于脱氮,此段氨氮去除率较高,达 83%以上。由于 B 段反应器进行生活污水处理前,一直进行高氨废水的处理,因此其中的硝化菌数量较多,致使废水中的氨氮得以充分硝化,系统出水氨氮浓度均在 4 mg/L 以下。

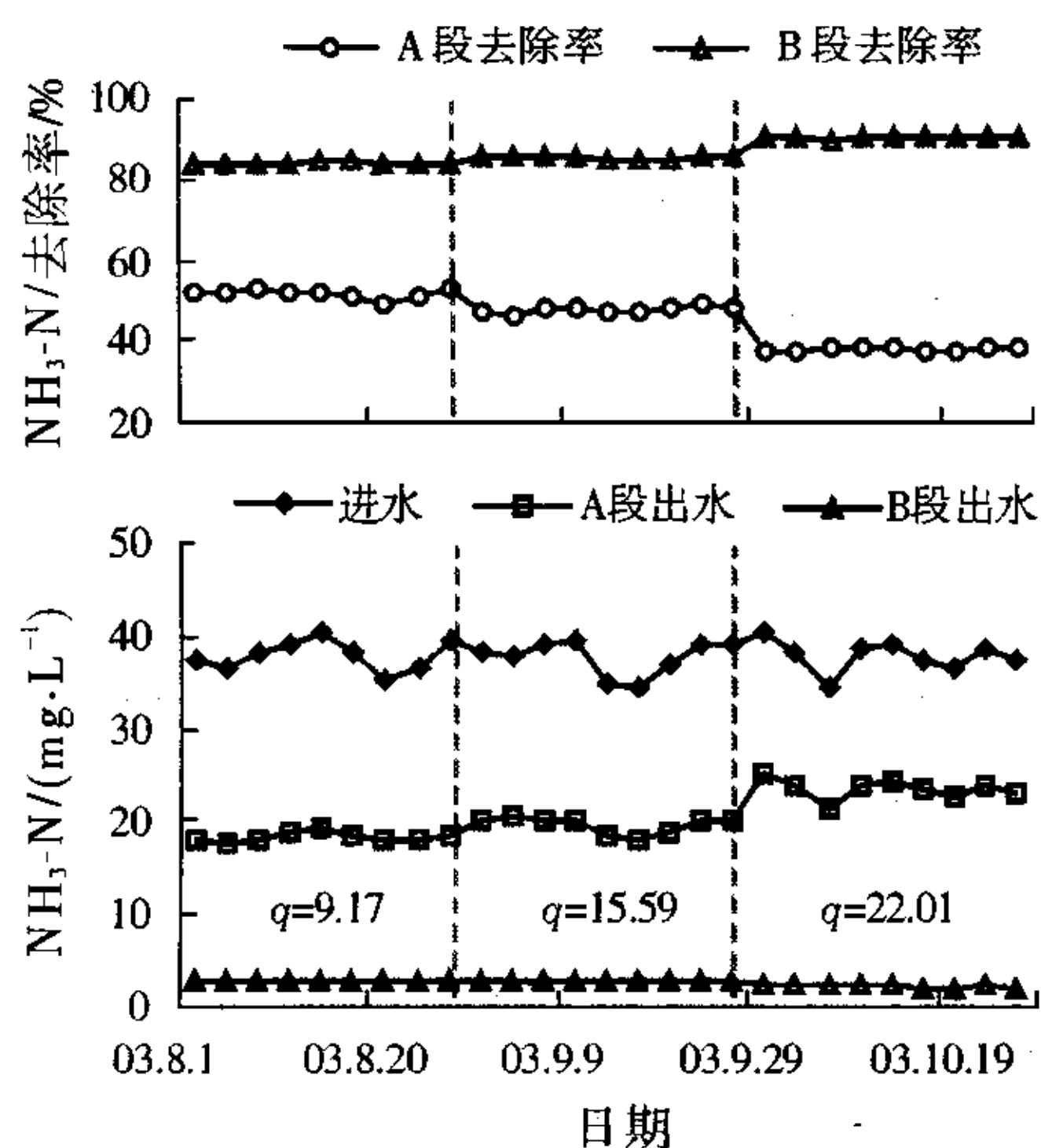


图 3 BAF 中各段 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度及去除效果的变化情况

图 4 表示了系统稳定运行后,各段进出水 TN 浓度及去除率随时间的变化情况。从图 4 可看出:(1)A 段反应器对 TN 的去除率较低,即使在水力负荷为 $9.17 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时, TN 的平均去除率也仅为 11.5%左右;(2)TN 的去除主要是在 B 段发生,且随着 B 段进水 C/N 的增加(或 A 段负荷的增加),TN 的去除率明显升高,这是因为当 B 段气水比控制在 2:1 时,反应器底部主要进行氮的硝化作用,随着硝化作用的进行,反应器中上部溶解氧浓度降低,生物膜内部的缺氧和厌氧层厚度增加,在生物膜外部发生硝化作用的同时,内部的缺氧及厌氧层也进行着反硝化作用。由于 A 段负荷高时,B 段进水 SCOD 浓度相对较高,致使反硝化过程碳源充足,反硝化效果好,这也解释了为什么此时系统出水的 SCOD 和 TN 浓度相对较低。

图 5 表示了系统稳定运行后的各段进出水 TP 浓度及去除率变化情况。从图 5 可看出:(1)两段反应器对 TP 的去除率较稳定,平均去除率分别为 A 段 45.6%、B 段 64.5%;(2)综合起来看,B 段对 TP 的去除率要高于 A 段。分析认为,存贮聚磷能力最强的不动细菌生长速率相当缓慢,并以低分子碳水化合物作为选择性碳源,在常规活性污泥系统中其群体增殖总量可能十分有限,即使在好氧生物膜(如

A 段反应器)中因频繁的反冲洗,其增殖数量也很小,而厌氧微环境的存在可以促进贮磷菌群体的选择性增殖,因此 B 段的除磷效果较好。

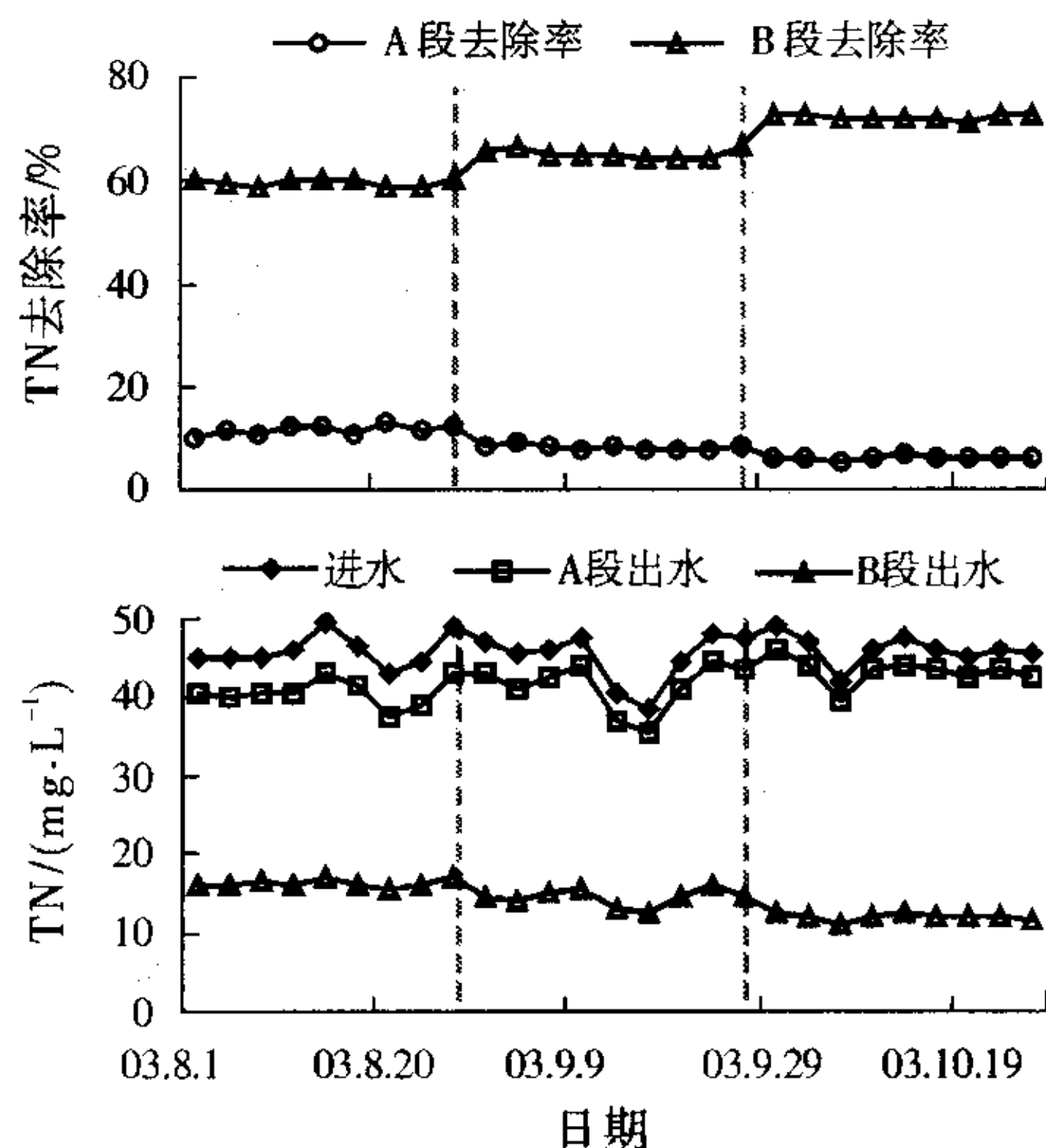


图 4 BAF 中各段 TN 浓度及去除效果的变化情况

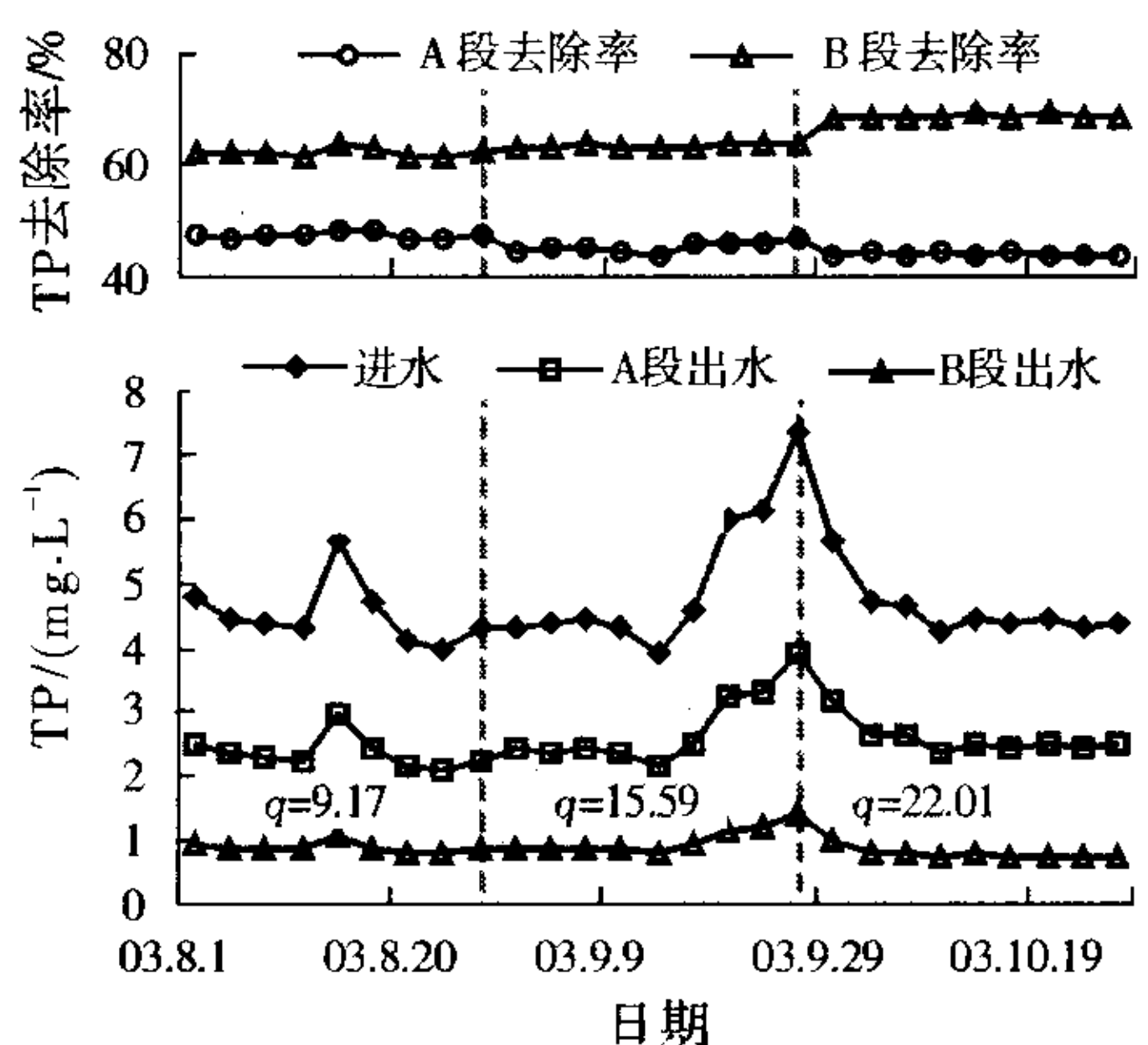


图 5 BAF 中各段 TP 浓度及去除效果的变化情况

此外,其他的测定指标表明,出水 SS 在 10 mg/L 以下,无色无味,如果对其再进行消毒处理后可满足建设部颁布的《生活杂用水水质标准》(CJ25.1-89)。

2.2 A 段反应器经验模型研究

试验根据进水负荷的不同分 3 个阶段进行。最初,反应器在 $9.17 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 的负荷下运行,此时污水在滤料中的 $\text{HRT}=3.14 \text{ h}$,A 段反应器出水中 SCOD 的去除率分别在 75%~83.3%。当负荷提高到 $15.59 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时(此时 $\text{HRT}=1.84 \text{ h}$),SCOD 的去除率略有变化,介于 72%~80.2%。继续提高负荷到 $22.01 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ (此时 $\text{HRT}=1.31 \text{ h}$),SCOD 去除率明显下降,其平均去除率为 69.2%。试验各阶段出水的 DO 值介于 4.0~7.3 mg/L,这样就确保了溶解氧不会成为反应器的限制因素。试验过程中,为了推算各负荷下的模型常数 n 值和 K 值,从各阶段数据中选出 25 组相关性较好且具有代表性的数据进行推算,其中所选数据的相

关系数 R^2 分别为0.980 1~0.998 7($q=9.17$ $\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$)、0.987 2~0.999 5($q=15.59$ $\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$)和0.964 2~0.997 4($q=22.01$ $\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$)。这样每组数据得到一个相应的 m 值,每个阶段共25个 m 值,然后根据 $\ln qm$ 值和相应的初始浓度 $\ln S_0$ 值进行回归模拟(见图6)。

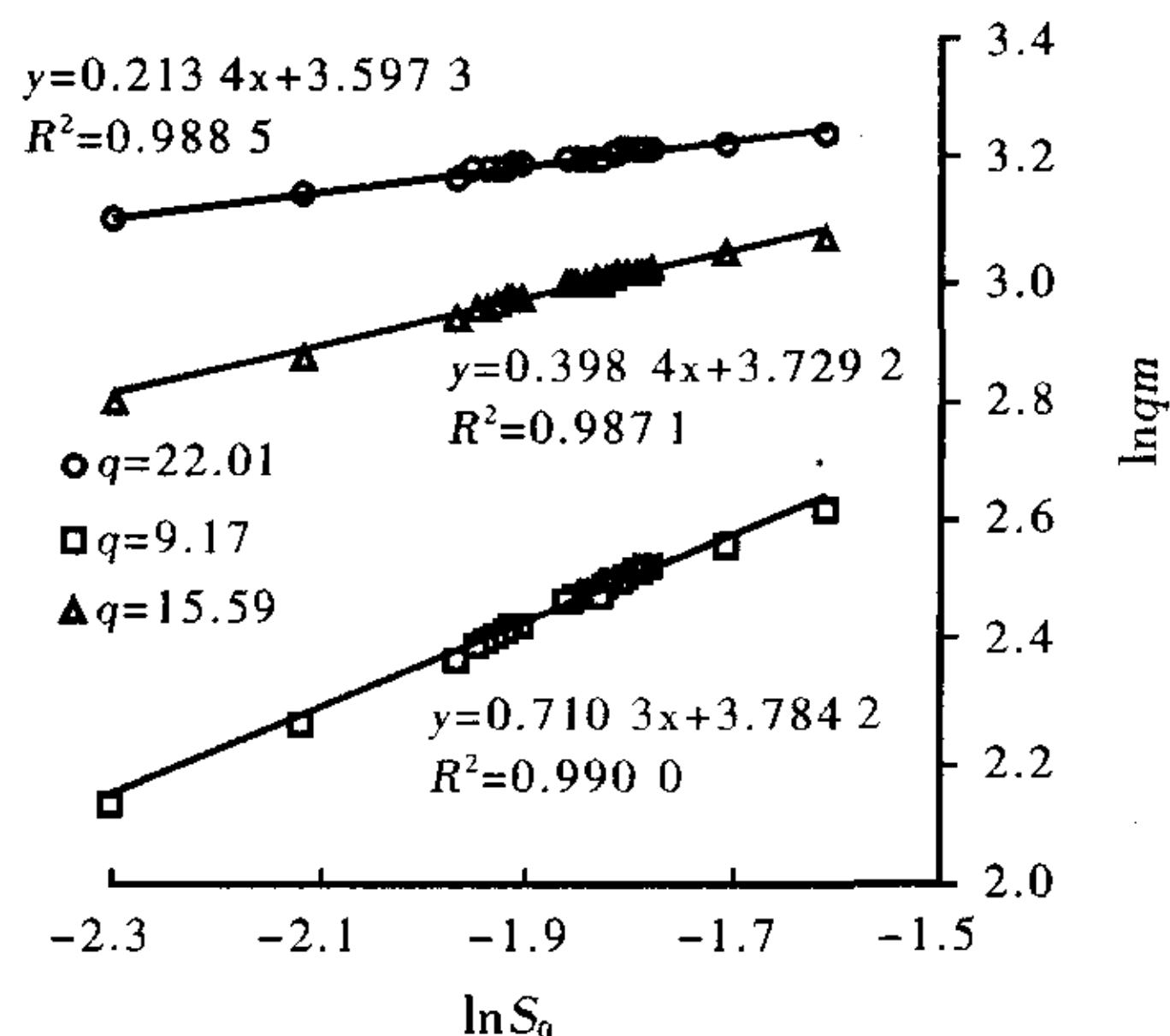


图6 不同负荷下的 n 和 K 值

图6是负荷分别为 $9.17 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 、 $15.59 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 和 $22.01 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 下的模拟结果,由图中的回归方程可以得出相应的模型常数(见表3)。

表3 试验推算出的模型常数

参数	$q = 9.17$ $\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$	$q = 15.59$ $\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$	$q = 22.01$ $\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$
K	44.0	41.7	36.5
n	-0.7103	-0.3984	-0.2117

其中,反应器总体运行常数 K 与SCOD去除率有直接的关系,它控制反应器不同高度处的SCOD去除率情况。从数学模型中可以看出 K 值越大, S_e/S_0 值就越小,此时整体SCOD去除率就高。这一点从试验数据中也得到了充分证明。如图6所示,线性回归方程随负荷的增加斜率和截距均变小,说明对于同种填料来说低负荷(或水力停留时间较长)有利于水与生物膜的充分接触,处理效果好,这与实际运行是相符合的。因此, K 值的大小预示着反应器内生物膜的活性。

这里界定 n 值是一个与填料特性有关的常数。模型中 n 值的具体含义是,表明进水SCOD在一定范围内变动时,反应器的去除率变化幅度,它是一个表征系统运行稳定性的常数。具体讲,模型中 $\ln \frac{S_e}{S_0} = \frac{-K}{KqS_0^n} H$,即 $\ln \frac{S_e}{S_0} = \frac{-K}{qS_0^n} H$,对于给定的某个反应器来说,当它在一定负荷下运行时,其中的 $\frac{-K}{q} H$ 为一负常数。现定义 $R = \frac{S_e}{S_0}$,则 $\ln R = \ln \frac{S_e}{S_0} = \frac{K}{qS_0^n} H$,此时 R 是一个关于 S_0 的隐函数,方程两

侧对 S_0 求偏导,整理得 $R_{S_0} = \frac{KH}{q} \times (-n) \frac{S_e}{S_0^{(n+2)}}$,

因为 S_0 为一大于1的数,而 n 值小于0,当进水浓度 S_0 在 ΔS_0 内波动时, $|n|$ 值越小, R 的波动幅度就越大,相应的SCOD的去除率变化幅度就大,表明反应器的抗冲击负荷能力较差,不适合处理浓度变化系数大的污水,这是从模型分析中得出的结论。在试验中也发现,当负荷较低时,即反应器的水力停留时间较长,此时出水效果较好。此外,试验的模拟结果也显示出了这一特点,低负荷时 $|n|$ 值较大,随着负荷的增加 $|n|$ 值减小。

3 结 论

(1) 采用两段BAF进行生活污水的试验研究,结果表明:系统处理生活污水,出水水质稳定优质,近3个月的连续试验表明,无论进水水质的变化还是水力负荷的变化,出水SCOD $<30 \text{ mg/L}$ 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ $<4 \text{ mg/L}$ 、SS $<10 \text{ mg/L}$,且无色无味,如再做一定的消毒处理后,可达到生活杂用水的水质要求。

(2) 关于生物膜工艺理论模型的开发,由于影响因素较多,且各因素间又相互影响,致使模型较为复杂,本文从实际运行、设计的角度出发,总结出一套简单的经验模型,模型主要针对SCOD进出水浓度随反应器填料高度的变化情况而确立的。通过对大量的试验数据进行回归模拟,推算出不同水力负荷下的经验模型常数 n 和 K 值,它们是对实际生活污水进行试验得到的,具有一定的代表性,可作为工程设计的依据。同时,在实际工程中,针对具体的填料和生物膜反应器也可以借鉴此方法进行试验研究,确定相应的模型参数,然后指导实践和工程设计,这是一种最直接也是最确切有效的方法。

参考文献

- 1 Pujol R, Hamon M, Kandel X, et al. Biofilters; flexible, reliable biological reactors. Wat. sci. Tech. 1994, 29(10~11): 33~39
- 2 Rittman B E, McCarty P L. Design of fixed-film processes with steady-state biofilm model. Prog. Wat. Technol., 1980, 12: 271~281
- 3 Avaev A A. Modelling mass exchange in the treatment of fluid in biological filter. Soviet J. Wat. Chem. Tech., 1985, 7: 7~9
- 4 Capdeville B, Nguyen K M. Kinetics and modeling of aerobic and anaerobic film growth. Wat. Sci. Tech. 1989, 2(1/2): 149~170
- 5 Songming Z, Shulin C. The impact of temperature on nitrification rate in fixed film biofilters. Aqua. Eng., 2002, 26: 221~237
- 6 Mann A T, Stephenson T. Modelling biological aerated filters for wastewater treatment. Wat. Res., 1997, 31(10): 2443~2448
- 7 张自杰. 排水工程. 第3版. 北京: 中国建筑工业出版社, 1997. 219~222