



文章栏目: 水污染防治

DOI 10.12030/j.cjee.202002043

中图分类号 X703

文献标识码 A

刘凯, 王远, 廖强, 等. 动态生物滤网中胞外聚合物产量预测及滤网的污染分析[J]. 环境工程学报, 2020, 14(12): 3391-3398.

LIU Kai, WANG Yuan, LIAO Qiang, et al. Prediction of extracellular polymer production and pollution analysis in self-forming dynamic mesh filter system[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2020, 14(12): 3391-3398.

动态生物滤网中胞外聚合物产量预测及滤网的污染分析

刘凯¹, 王远², 廖强³, 白鹏^{2,4,*}

1. 成都市排水有限责任公司, 成都 610000
2. 成都环境投资集团有限公司, 成都 610000
3. 成都市兴蓉再生能源有限公司, 成都 610000
4. 成都环境创新科技有限公司, 成都 610000

第一作者: 刘凯(1986—), 男, 硕士, 工程师。研究方向: 水污染控制。E-mail: lkai1986@foxmail.com

*通信作者: 白鹏(1983—), 男, 博士, 工程师。研究方向: 水污染控制。E-mail: baipeng1983@126.com

摘要 近年来, 在各种膜处理技术中, 用于废水或活性污泥混合液粗滤的自形成动态生物滤网(DMf)受到广泛关注。基于此, 提出了一种用于估算合适的筛孔孔径的模拟方法, 来预测并控制生物滤饼层在筛孔表面的形成, 以提高过滤效果并减轻污染。结果表明: 动态生物滤网面密度与 EPS 浓度之间具有显著的正相关性, 可以利用滤网面密度来预测胞外聚合物(EPS)产生量; 孔径为 55~100 μm 的筛网上形成的动态生物滤网可以阻挡泥水混合液中的大多数颗粒, 但有部分细小颗粒仍可穿过滤网表层, 并在滤网底层积累, 从而产生 EPS。CLSM 分析结果表明, DMf 中死细胞的比例及其厚度与网孔孔径显著相关, 且在所有实验用的 DMf 中的活细胞层的厚度均约为 20 μm 。这表明有效的氧气渗透仅发生在 DMf 的薄层内, 过厚的生物层会阻止氧气的渗透, 进而导致微生物死亡而释放更多的 EPS, 最终加剧膜污染。

关键词 动态生物滤网; EPS 产量预测; 筛网孔径; 膜污染

膜处理技术因其具有节省空间和提高出水水质的特点, 近年来已经广泛用于污水处理中^[1]。然而, 膜污染也不容忽视, 需要经常维护才能使膜恢复正常运行^[2-3]; 因此, 膜污染已成为污水处理的研究热点^[1,4]。造成膜污染最关键的原因是形成了不需要的生物滤饼层, 该过程主要有以下 3 个阶段: 膜孔被较大的固体堵塞; 活性滤饼层(LCL)在膜表面积累; 死细胞形成死滤饼层(DCL)并产生胞外聚合物(EPS)^[5-6]。

有目的地让生物滤饼生长多孔网状材料(如无纺布、织物或陶瓷材料)的表面, 并自发地形成动态膜(SFDM)^[7], 以提高筛孔过滤性能, 可以达到粗滤的效果(过滤孔径为 5~200 μm)^[8-11]。这种基于 SFDM 的粗滤, 也被称为动态生物滤网(DMf)^[12], 现已成为在污水处理中传统微滤(MF, 孔径为 0.1~1 μm)的替代技术^[7,13]。有研究^[14]表明, DMf 已被用于改善污水 AB 处理工艺的 A 阶段(有机物的去除率由 40% 提高到 70%)。

对于 DMf 来说, 快速形成活性滤饼层进行过滤是理想状态, 但缓慢累积的死饼层会引起空隙堵塞^[5]。大量的研究表明, 筛孔大小在以下几个方面起着关键作用: 有选择地形成活性滤饼层, 以获得较好的出水水质; 最大限度地减少 EPS 积累对膜污染控制的不利影响^[15]; 在反冲洗之后, 能快速重新生成有效的生物滤饼层^[8,12,16]。

为了系统地分析 DMf 的形成与污染过程, 本研究通过数学模拟和小试实验对 DMf 进行系统梳理, 探讨了动态生物滤网表面密度与 EPS 浓度之间的关系; 在小试规模下研究了筛孔大小对膜形成的影响, 分析了动态生物滤网所形成的生物滤饼层中微生物的分布情况, 以期探究 EPS 对动态生物滤网中滤饼层形成的影响和膜污染进程提供参考。

1 实验部分

1.1 实验装置与方法

实验装置见图 1。DMf 反应器由缺氧区 (40 L) 和好氧区 (40 L) 组成, 用于研究筛孔大小对生物滤饼层形成的影响。系统使用蠕动泵进水, 进水采用的人工模拟废水, 进水水质如下: $382.4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$ 、 $40.3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 、 $4.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ KH_2PO_4 、 $220 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ NaHCO_3 (CaCO_3 计)、 $4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ $\text{CaCl}_2\cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 、 $36 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ KCl 、 $2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ $\text{MgSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 、 $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 酵母提取物、 $0.15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ $\text{CoCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 、 $0.03 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ $\text{CuSO}_4\cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 、 $1.50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ $\text{FeCl}_3\cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 、 $0.12 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ $\text{MnCl}_2\cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 、 $0.06 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ $\text{Na}_2\text{MoO}_4\cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 、 $0.12 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ $\text{ZnSO}_4\cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 、 $0.15 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ H_3BO_3 、 $0.18 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ KI 。实验所采用的污泥来自香港当地的二级污水处理厂。系统的操作条件如下: 水力停留时间为 5.5 h、污泥停留时间为 30 d、渗透通量为 $4 \text{ m}^3\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$ 、污泥浓度为 $3\ 000\sim 3\ 500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、温度为 $(20\pm 1)^\circ\text{C}$ 、好氧区溶解氧为 $(3.0\pm 0.5) \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、缺氧区溶解氧为 $(0.8\pm 0.1) \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

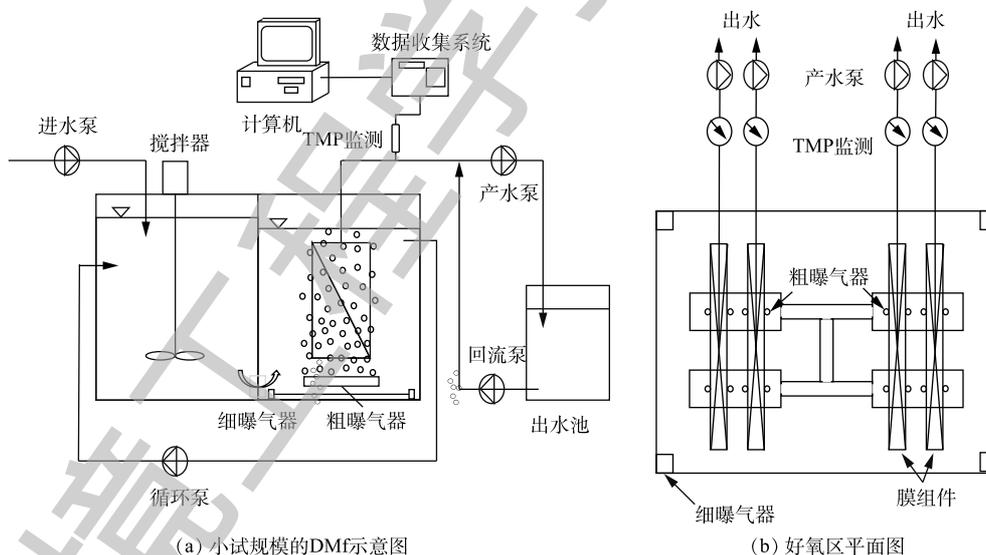


图 1 小试规模的 DMf 示意图和好氧区平面图

Fig. 1 Schematic of the laboratory-scale DMf system and plan-view of the aerobic chamber

4 个平板尼龙筛网平行安装在好氧区中, 所有筛网的配置均相同: 框架尺寸为 $28 \text{ cm}\times 17 \text{ cm}\times 2 \text{ cm}$; 每侧有效过滤面积为 0.02 m^2 (占总表面积的 42%), 每个模块上覆盖着不同孔径的网格 (5、55、100 和 $220 \mu\text{m}$), 并且覆盖了用于生物滤饼层形成的过滤材料。为确保所有筛网的测试条件相同, 渗透通量、MLSS 和气水比分别控制在 $4 \text{ m}^3\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$ 、 $(3\ 000\pm 300) \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $15 \text{ m}^3\cdot\text{m}^{-3}$ 。另一方面, 为了独立监测不同筛网情况, 实验过程中使用 4 台排水泵, 分别从每个筛网进行产水。利用

在线跨膜压力 (TMP) 监测系统, 通过在线数据采集程序和校准装置, 将电压信号转换为压力进行 TMP 监测。

在好氧区, 安装了 2 种类型的曝气设备: 粗曝气器 (5 mm) 用于提供足够的剪切应力, 来控制生物滤饼的形成和 EPS 的产生; 细曝气器 (100~350 μm) 使好氧区 DO 控制在 2.5~3.5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[16]。细曝气器安装在好氧区底角, 而粗曝气器则均匀安装在平板筛网下方, 膜需气量 (SADm) 为 3 $\text{m}^3\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ ^[16]。筛网会根据 TMP 的指示进行反冲洗 (每次 1 min)。当 TMP 为 -20 ~ 30 kPa 时, 通常表示膜污染已经开始^[17-18], 因此, 本研究采用 TMP 为 -20 kPa 作为反冲洗的指示压力。渗透液收集在出水池中, 用 15 $\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$ 的流速对膜进行反冲洗。

1.2 分析与检测方法

在进行生物滤饼形成分析时, 本实验研究了 4 个孔径 (5、55、100 和 220 μm) 的尼龙网, 以分析孔径对过滤的影响。连续监测了每个模块上生物滤饼的形成和过滤性能, 并同时测定了 4 个膜组件的 TMP 和渗透悬浮物 (SS) 浓度。在生物滤饼形成之前, 对每个组件进行多个反洗周期实验, 然后将所有膜组件从生物滤饼取样系统中取出, 分析表面附着的挥发性悬浮固体 (VSS) 和 EPS 浓度, 并使用激光扫描共聚焦显微镜 (CLSM) 研究生物滤饼的结构。

在进行生物滤饼特征分析时, 生物的死亡会导致 EPS 大量释放, 一般来说, 可以通过检测多糖的含量来表示。分别从 4 个测试组件上取 1 $\text{cm}\times 1\text{ cm}$ 的检测样本, 重新悬浮在 50 mL 的消毒水中, 然后将混合液用阳离子交换树脂进行多糖提取, 以葡萄糖作为标准, 采用蒽酮法进行检测。按照标准方法 (APHA), 分析每种提取物的 MLSS 和 MLVSS, 生物滤饼的密度则由检测样本的质量和表面积计算得出。

在进行生物滤饼样本中活/死细胞分布分析时, 从前述提到的测试组件样本中切下部分样品 (1 $\text{cm}\times 1\text{ cm}$), 用细胞渗透性核酸染料和碘化丙啶进行染色, 使用细菌活力测试盒, 以监测死细胞和活细胞分布。在室温下, 在黑暗中培养 15 min 后, 用磷酸盐缓冲液冲洗掉染色液, 然后用 CLSM 进行观察。

临界通量的测定采用流量阶梯法。通量从 10 $\text{L}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$ 依次升高至 90 $\text{L}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{h})^{-1}$, 每个通量下运行 10 min, 记录 TMP 变化。如果在运行 10 min 内 TMP 的值没有明显变化, 而在某个通量条件下 TMP 的值有明显上升时, 该通量即为临界通量^[15]。SS 和 VSS 的测量根据标准方法 (APHA)。

2 结果与讨论

2.1 生物滤饼层中 EPS 的产量预测

由已有研究^[16]可以看出, 膜污染的自加速过程分为 3 个阶段: 空隙堵塞后生物滤饼逐渐形成、EPS 积累、TMP 跃升, 表征污染已经发生^[18]。为了缓解膜污染问题, 理想的 DMf 应该能够快速形成生物滤饼层 (阶段 1), 可减缓 EPS 在饼层中的积累 (阶段 2), 以减轻污染 (阶段 3), 这可以通过选择适当孔径的过滤材料 (本研究中的尼龙网)^[19] 来完成。值得注意的是, 筛孔尺寸越小, 生物滤饼层的形成速度越快, 同时也加速了生物滤饼层中 EPS 的积累, 从而导致膜污染。

生物滤饼层中 EPS 的产生是影响膜性能和造成污染的关键因素^[1,5]。然而, 在系统运行过程中很难获得这个参数。数学模拟方法可以定量表征生物滤饼层中筛孔大小对 EPS 浓度的影响, 从而预测动态生物滤网的形成过程。在本研究中, 建立了一个简化模型, 将平面密度与 EPS 产量联系起来, 以预测后者。该模型根据 FREDERICK 等^[20] 提出的方法 (式 (1)) 进行计算, 以描述膜生物反应器中 EPS 的产生。

$$\frac{dE}{dt} = \frac{\kappa^2}{2} \cdot \frac{1 + \tanh(\gamma \cdot (B_b - B^*))}{1 + E} \quad (1)$$

式中: E 为生物滤饼层中 EPS 浓度, $\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$; κ 为特定的 EPS 产率, 取值 1 d^{-1} ; γ 为 EPS 灵敏度, 取

值1; B_0 为实测面密度, $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$; B^* 为 EPS 产量的临界面密度, 取值 $181\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ 。

在实验操作条件下, 经式 (1) 预测的 EPS 产率和测量的 EPS 浓度关系如图 2(a) 所示, 测量的 EPS 浓度与生物滤饼层的面密度关系如图 2(b) 所示。由图 2(a) 可以看出, 经式 (1) 预测的 EPS 产率、生物滤饼层的面密度与实测的 EPS 浓度之间均具有显著的正相关性, 这也证实了所提出的模型可用于预测具有不同孔径的网筛上形成的生物饼中的 EPS 产生量。

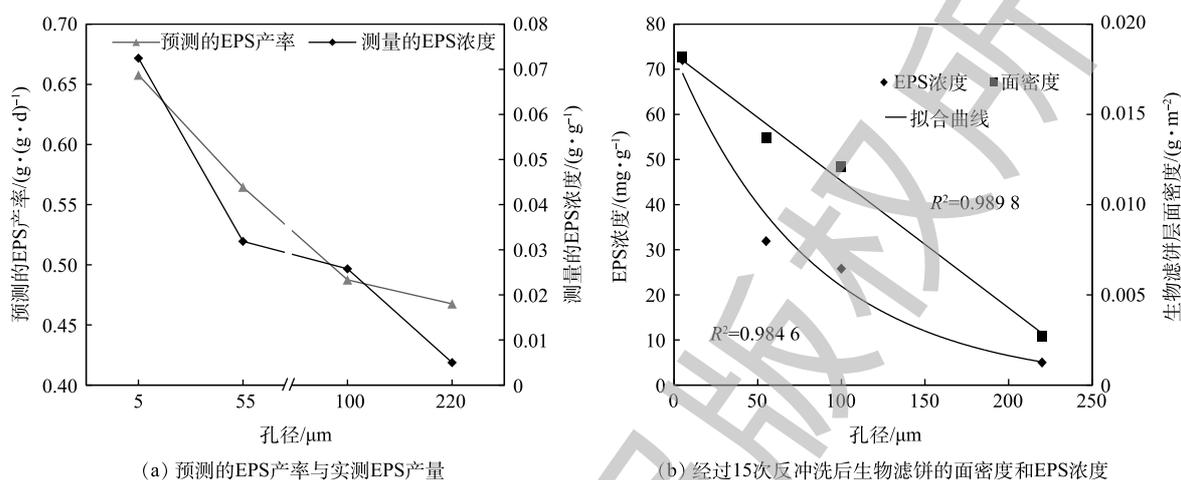


图 2 不同孔径筛网下, 预测的 EPS 产率、实测 EPS 产量、经过 15 次反冲洗后生物滤饼的面密度之间的关系
Fig. 2 Relationship among the predicted EPS production rate, measured EPS concentration and bio-cake planar densities after 15 operation cycles on meshes with different pore sizes

由图 2 可知, 随着网孔尺寸的增加, 生物滤饼面密度和 EPS 浓度均有所降低。不同网孔尺寸对面密度和 EPS 浓度的影响可以通过式 (2) 和式 (3) 进行回归定量评估。

$$B_0 = -7 \times 10^{-5} p + 0.0183 \quad (2)$$

$$C_{\text{EPS}} = 73.731e^{-0.012p} \quad (3)$$

式中: B_0 为生物滤饼层面密度, $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$; C_{EPS} 为生物滤饼层中 EPS 浓度, $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$; p 为筛网孔径, μm 。

EPS 浓度和网孔尺寸之间的关系结果表明, EPS 可能由较厚的饼层产生, 因为更大的面密度会释放更多的 EPS^[21]。EPS 浓度和面密度之间的相关性也验证了 FANE 等^[22]的预测结果, 即 MBR 阻力随生物量的增加而增加。

2.2 滤饼层的形成与膜污染

通过监测过滤出水的 SS 和 TMP 的变化, 研究了生物滤饼的形成和宏观过滤能力, 并对 DMf 的运行情况进行了分析。用在线数据采集程序记录每个膜组件的 TMP, 然后将电压信号转换为压力信号。随着生物滤饼层的逐渐形成, 渗透液中的 SS 浓度也随之降低, 实验结果如图 3 所示。小孔径膜由于其生物滤饼层形成较快而容易受到膜污染^[23]。模块 A(5 μm) 的 TMP 比其他模块急剧增加, 而模块 B(55 μm)、C(100 μm) 和 D(220 μm) 的 TMP 增长依次逐渐变得缓慢。这也说明可以通过膜孔径来控制生物滤饼层的形成速度。孔径为 5、55、100 和 220 μm 的膜的反冲洗时间(定义为 2 次反冲洗之间的操作周期)分别为 6、48、48 和 72 h, 这说明筛孔尺寸为 5 μm 的反冲洗时间非常短, 难以增大; 筛孔孔径为 55 μm 和 100 μm 的反冲洗循环时间适中, 运行成本低, 出水质量高, 具有较高的实际应用潜力; 220 μm 筛网具有很长的反冲洗周期, 但产生的水质情况较差, 不适合实际应用。

本研究选择了范围较宽(5~220 μm)的网孔尺寸, 以研究网孔尺寸对生物滤饼形成的影响。在

实验中，对每个模块进行 15 次反冲洗循环实验，第 1 次循环的临界通量与第 15 次循环的临界通量之比 (J_{c-0}/J_{c-15}) 可以表征长期运行时的膜过滤性能。该数值随着网孔尺寸由 5 μm 增加至 55 μm (模块 A 和 B) 而急剧下降，而对于网孔孔径为 100 μm 的模块 C 和 220 μm 的模块 D，其值几乎保持稳定 (图 4)。这说明较厚的生物滤饼所含的 EPS 的增加会加剧 DMf 中的膜污染。

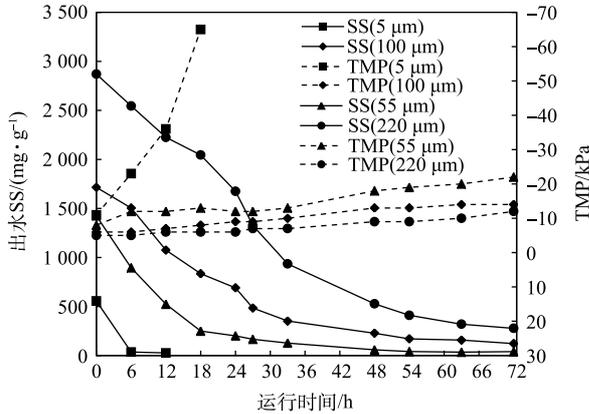


图 3 不同孔径下出水 SS 和 TMP 的变化
Fig. 3 Changes of SS and TMP in effluent at different pore sizes

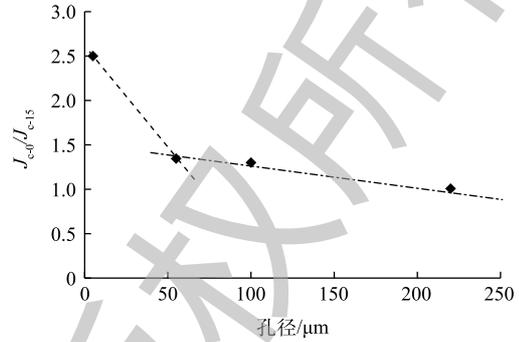


图 4 不同孔径条件的 DMf 系统中初始临界通量与第 15 次循环的临界通量之比 (J_{c-0}/J_{c-15})
Fig. 4 Ratio of initial critical flux (J_{c-0}) to critical flux (J_{c-15}) after 15 operation cycles of the DMf system at various mesh pore sizes

2.3 生物滤饼层中微生物的分布

将生物滤饼层通过 CLSM 进行观察，LCL 显示为绿色，DCL 显示为红色，结果如图 5 所示。由图 5 可见，生物滤饼层中死细胞的比例及其厚度与网孔尺寸密切相关。在高通量条件下，随着

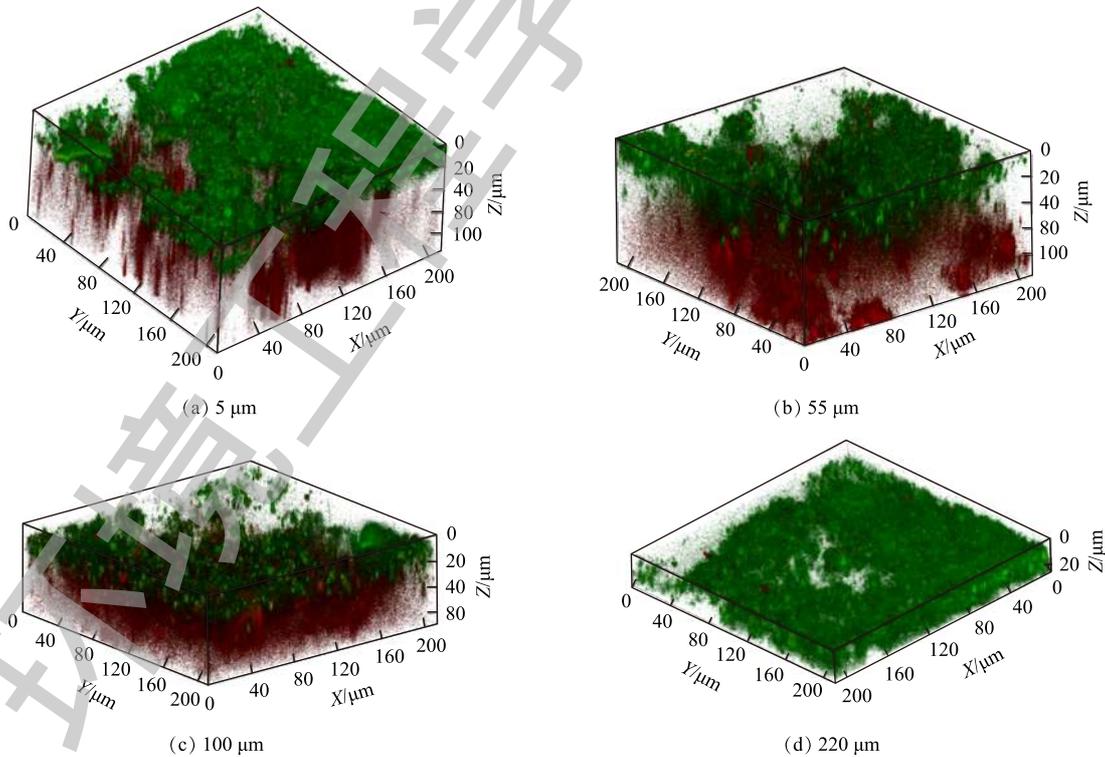


图 5 不同孔径下活性饼层 (绿色) 与死饼层 (红色) 在动态生物滤网上的分布
Fig. 5 Distribution of live (green) and dead cake layer (red) on DMf at various mesh pore sizes

网孔孔径减小,生物量积累速率增加,导致面密度增加。具有较小孔径的网格诱导形成较厚的生物滤饼层,其含有大部分的DCL。较高的面密度限制了生物滤饼或生物膜中底物和氧的扩散^[24],导致生物滤饼底部的细胞死亡区域增厚并增加了EPS的释放。值得注意的是,在4个网格上形成的生物滤饼层厚度依次约为80、80、60、20 μm ,而且LCL的厚度均约为20 μm ,但DCL的厚度则由60 μm (5 μm 孔网格)到0 μm (220 μm 孔网格)不等。稳定的活细胞层厚度也意味着氧气可以渗透到生物滤饼大约20 μm 的深度,这与下水道生物膜中的氧渗透结果^[24]一致。

基于以上结果,确认最佳孔径为55~100 μm ,而平均活性污泥粒径为78 μm 。孔径为5 μm 的膜通过阻断DMf中的几乎所有颗粒(LCL在非常短的时间内形成),能够快速形成生物滤饼,但是在短时间内(约6 h)就会导致膜污染(短时间内DCL形成)。孔径为55~100 μm 的膜可以阻挡DMf中的大多数颗粒,但允许小颗粒穿透滤饼层,确保有效形成具有缓慢EPS积累的生物滤饼(LCL形成时间较短,但DCL形成时间较长)。此外,孔径超过100 μm 的膜不能保留大部分颗粒,因此,滤饼层不能产生高质量的渗透物(图3)。合适的孔径虽然可以延长DCL的形成,但是当网孔尺寸在55~100 μm 时,由于EPS的积累,并不能避免膜污染。

3 结论

1) 研究表明,利用测量的动态生物滤网的面密度,通过建立数学模型,可以预测滤网中EPS的产生量。经进一步分析发现,不同孔径膜上EPS浓度与面密度之间具有显著的正相关性。

2) 孔径为55~100 μm 的筛网上形成的动态生物滤网可以阻挡泥水混合液中的大多数颗粒,但有部分细小颗粒仍可穿过滤网表层,并在滤网底层积累,从而产生EPS,最终造成膜污染。

3) CLSM分析结果表明,DMf中死细胞的比例及其厚度与网孔尺寸显著相关。在较厚的DMf中细胞死亡加速。同时发现,在所有实验形成的DMf中,活细胞(绿色)层的厚度均约为20 μm 。这表明有效的氧气渗透仅发生在DMf的薄层内,过厚的生物层会阻止氧气的渗透,导致微生物死亡而释放更多的EPS,最终加剧膜污染。

参考文献

- [1] MENG F, CHAE S R, DREWS A, et al. Recent advances in membrane bioreactors (MBRs): Membrane fouling and membrane material[J]. *Water Research*, 2009, 43(6): 1489-1512.
- [2] PEARCE G. Introduction to membranes - MBRs: Manufacturers' comparison: Part I. Filtration and separation[J]. *Filtration & Separation*, 2008, 45(4): 23-25.
- [3] LESJEAN B, TAZI-PAIN A, THAURE D, et al. Ten persistent myths and the realities of membrane bioreactor technology for municipal applications[J]. *Water Science & Technology*, 2011, 63(1): 32-39.
- [4] DOYEN W, MUES W, MOLENBERGHS B, et al. Spacer fabric supported flat-sheet membranes: A new era of flat-sheet membrane technology[J]. *Desalination*, 2010, 250(3): 1078-1082.
- [5] MENG F, ZHANG S, OH Y, et al. Fouling in membrane bioreactors: An updated review[J]. *Water Research*, 2017, 114: 151-180.
- [6] LE-CLECH P, CHEN V, FANE T A G. Fouling in membrane bioreactors used in wastewater treatment[J]. *Journal of Membrane Science*, 2006, 284(1/2): 17-53.

- [7] FAN B, HUANG X. Characteristics of a self-forming dynamic membrane coupled with bioreactor for municipal wastewater treatment[J]. *Environmental Science & Technology*, 2002, 36(23): 5245-5251.
- [8] FUCHS W, RESCH C, KERNSTOCK M, et al. Influence of operational conditions on the performance of a mesh filter activated sludge process[J]. *Water Research*, 2005, 39(5): 803-810.
- [9] AN Y, WANG Z, WU Z, et al. Characterization of membrane foulants in an anaerobic non-woven fabric membrane bioreactor for municipal wastewater treatment[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2009, 155(3): 709-715.
- [10] LIU H, YANG C, PU W, et al. Formation mechanism and structure of dynamic membrane in the dynamic membrane bioreactor[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2009, 148(2/3): 290-295.
- [11] REN X, SHON H K, JANG N, et al. Novel membrane bioreactor (MBR) coupled with a nonwoven fabric filter for household wastewater treatment[J]. *Water Research*, 2010, 44(3): 751-760.
- [12] LODERER C, WÖRLE A, FUCHS W. Influence of different mesh filter module configurations on effluent quality and long-term filtration performance[J]. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46(7): 3844-3850.
- [13] ERSAHIN M, OZGUN H, TAO Y, et al. Applicability of dynamic membrane technology in anaerobic membrane bioreactors[J]. *Water Research*, 2014, 48(1): 420-429.
- [14] ROEST K, DAAMEN B, DE GRAAFF M S, et al. Energy production from wastewater: Dynamic filtration of A-stage sludge[J]. IWA world congress on water climate and energy, 2012, Ireland.
- [15] 程刚, 朱雷, 许颖, 等. 厌氧动态膜生物反应器中动态膜形成及其运行周期的影响因素分析[J]. *环境工程学报*, 2018, 12(5): 1408-1415.
- [16] BAI P, WANG J, CHEN G H. A real trial of a long-term non-fouling membrane bioreactor for saline sewage treatment[J]. *Water Science & Technology*, 2011, 63(7): 1519-1523.
- [17] 涂凌波, 黄怡然, 王冰洁, 等. 玻纤管动态膜生物反应器短程硝化反硝化去除污染物[J]. *环境工程学报*, 2018, 12(6): 1629-1636.
- [18] ZHANG J, CHUA H C, ZHOU J, et al. Factors affecting the membrane performance in submerged membrane bioreactors[J]. *Journal of Membrane Science*, 2006, 284(1/2): 54-66.
- [19] 洪俊明, 尹娟, 卢芳芳. 膜基材对动态膜生物反应器性能的影响研究[J]. *环境工程学报*, 2011, 5(2): 73-76.
- [20] FREDERICK M R, KUTTLER C, HENSE B A, et al. A mathematical model of quorum sensing regulated EPS production in biofilm communities[J]. *Theoretical Biology and Medical Modelling*, 2011, 8(1): 8-29.
- [21] YEON K M, LEE C H, KIM J. Magnetic enzyme carrier for effective biofouling control in the membrane bioreactor based on enzymatic quorum quenching[J]. *Environmental Science & Technology*, 2009, 43(19): 7403-7409.
- [22] FANE A G, FELL C J D, NOR M T. Ultrafiltration activated sludge system-development of a predictive model[J]. *Polymer*

Science and Technology, 1981, 13: 631-658.

[23] CHANG I S, BAG S O, LEE C H. Effects of membrane fouling on solute rejection during membrane filtration of activated sludge[J]. *Process Biochemistry*, 2001, 36(8/9): 855-860.

[24] JIANG F, LEUNG D H, LI S Y, et al. A biofilm model for prediction of pollutant transformation in sewers[J]. *Water Research*, 2009, 43(13): 3187-3198.

(本文编辑: 曲娜, 郑晓梅, 张利田)

Prediction of extracellular polymer production and pollution analysis in self-forming dynamic mesh filter system

LIU Kai¹, WANG Yuan², LIAO Qiang³, BAI Peng^{2,4,*}

1. Chengdu Drainage Co. Ltd., Chengdu 610000, China

2. Chengdu Environment Group Co. Ltd., Chengdu 610000, China

3. Chengdu Xingrong Renewable Energy Co. Ltd., Chengdu 610000, China

4. Chengdu Environmental Innovation Technology Co. Ltd., Chengdu 610000, China

*Corresponding author, E-mail: baipeng1983@126.com

Abstract In recent years, the self-forming dynamic mesh filter (DMf) for the macro-filtration of wastewater or activated sludge mixed-liquors has been extensively studied in various membrane treatment technologies. This study developed a simulation method for estimating the appropriate mesh size to predict and control the formation of the bio-cake layer on the mesh surface, which can enhance filtration effect and reduce fouling. The results showed that there was a significant correlation between the bio-cake planar densities and EPS concentration. The planar densities could be used to predict EPS yield. The DMf formed on the meshes with an aperture of 55~100 μm could block most particles in the sludge mixture, but some of the fine particles could still pass through its surface layer, and accumulated at the bottom of the DMf to produce EPS. CLSM analysis showed that the proportion of dead cells in the bio-cake and their thickness were closely related to mesh pore size, and the thickness of live cake layer (LCL) on the four meshes were approximately 20 μm , indicating that effective oxygen penetration only occurred in the thin layer of DMf, too thick layer will prevent the penetration of oxygen, which could lead to the death of microorganisms, more EPS release, and eventually exacerbated membrane fouling.

Keywords dynamic mesh filter; prediction of extracellular polymer production; mesh size; membrane fouling