

## 廢水處理技術

# 薄膜生物反應器(MBR)於廢水處理 之技術評析

范姜仁茂\*、莊連春\*\*、曾迪華\*\*\*、廖述良\*\*\*、  
游勝傑\*\*\*\*、梁德明\*\*\*\*\*

### 摘 要

薄膜生物反應器結合活性污泥程序與薄膜科技，為近年新興的廢水處理及回收技術。本文主要從薄膜生物反應器原理及分類為出發點，彙整現階段的研究與應用現況、重要的效能與薄膜積垢影響因子，探討後續相關研究需求，期能對國內未來之研發、操作或應用面，提供適切之參考方向。

【關鍵字】薄膜生物反應器、薄膜積垢、生物膠羽、臨界通量

---

\*國立中央大學環境工程研究所 博士班研究生

\*\*萬能科技大學環境工程系 教授

\*\*\*國立中央大學環境工程研究所 教授

\*\*\*\*中原大學生物環境工程學系 副教授

\*\*\*\*\*工業技術研究院能源與環境研究所 研究員

## 一、前 言

傳統活性污泥程序相較於物化程序，一直都保有經濟性的優點。然而，傳統活性污泥程序存在處理水質受膠羽沉澱性質影響和污泥流失的缺點，更重要的是，隨著廢水組成的多樣化，及對放流水質影響生態環境與人體健康的重視，在 BOD、COD 的去除之外，傳統活性污泥程序對於微量污染物(micro-pollutant)的去除，已出現瓶頸而亟待升級<sup>[1]</sup>。

基於上述的理由，將薄膜的使用與傳統生物處理結合而成的薄膜生物反應器(membrane bioreactor, MBR)，因可提高過濾及分離的效率，即被視為是最具前瞻性的新一代處理技術。與傳統活性污泥程序相比，MBR 技術的處理水質較佳、操作彈性大、佔地小、污泥量少<sup>[2,3]</sup>，又具備消毒及除臭能力等優勢<sup>[4]</sup>，同時能承受高污染物負荷與尖峰負荷的變動<sup>[5]</sup>，故具有替代活性污泥程序的潛力。另外，因薄膜的緣故，MBR 的 SRT 長、MLSS 高，不但能使微生物適應期增長而促進分解微量或難分解污染物的能力<sup>[6]</sup>，同時非常適合應用於營養鹽去除與生物厭氧處理<sup>[7,8]</sup>，在水回收再利用方面亦具有潛力<sup>[9]</sup>。

近年 MBR 技術發展迅速，目前世界上有超過 2,200 座 MBR 已設置運轉或陸續興建當中<sup>[10]</sup>。根據調查，現今全球的 MBR 市場約 2 億 1 千 6 百萬美元，每年平均以 10.9% 的速度成長，預估在 2010 年，市場將達到 3 億 6 千 3 百萬美元<sup>[11]</sup>。MBR 市場的年平均成長速度遠大於高級處理設備市場的 5.5%，亦較其他類型薄膜系統市場的 8~10% 高<sup>[11]</sup>。此趨勢除可能顯示 MBR 技術成本逐年降低而逐漸邁向成熟期外，亦顯示在放流水法令趨嚴及水資源需求日增的環境下，能提供高品質放流水水質和增加水回收再利用潛力的 MBR 技術，是一項關鍵的選擇。

MBR 發展至今，仍有許多挑戰，包含如何長期操作而不致顯著造成薄膜積垢問題，以及對生物處理行為、薄膜積垢速率、薄膜通量與操作條件之間的交互關係，都需要更清楚的了解，才能達到最佳化的操作<sup>[12]</sup>。此外，相對於國外成熟的市場現況，國內 MBR 的商業化應用正屬於新興的市場，雖在 2000 年後開始設置營運實廠<sup>[13]</sup>，但仍需要累積更多實務與操作經驗，並對影響效能與積垢的基礎原理能夠掌握，才能進一步拓展 MBR 技術的適用性與應用性。有鑑於此，本文主要回顧

過去 MBR 的研究趨勢與目前應用現況，彙整影響效能和薄膜積垢的重要因子，並提出後續的研究和應用需求，供相關研發、操作或技術人員參考。

## 二、薄膜生物反應器原理及分類

薄膜具有使某一類物質較其他物質容易通過的特性，為一具選擇性的材料，因而可形成分離的現象<sup>[14]</sup>。MBR 則是結合傳統活性污泥法與薄膜技術而成，薄膜單元可取代活性污泥程序的二級沉澱池及三級處理的砂濾單元<sup>[15]</sup>，因此不僅保留操作近似傳統活性污泥程序的優點，並且可避免活性污泥系統中微生物流失的問題。此外，由於 MBR 不需要沈澱池的設置，故不易因污泥沉澱性不佳而導致效能不彰<sup>[16]</sup>，同時因薄膜表面會產生生物膜的特性，藉由好氧及厭氧層的產生，更增加可處理的污染物種類。

事實上，MBR 根據其所使用之薄膜特性，可有不同的程序模式，主要分成 3 大類<sup>[4]</sup>：(1)固液分離；(2)生質曝氣；及(3)選擇性污染物萃取。第一類模式採用的薄膜類型，以孔隙(或所阻留粒子粒徑、分子量)大小做區分，可分為微濾( $10^{-6}$ ~ $10^{-7}$  m) (microfiltration, MF)與超濾( $10^{-7}$ ~ $10^{-8}$  m) (ultrafiltration, UF)，目的是將生物固體物截留，為現今最成熟及最廣泛應用的模式，亦是本文回顧的對象。第二類與第三類模式目前仍在發展階段，前者係利用氣體可滲透薄膜，將氣體以分子或無氣泡形式導入反應槽，目的係提高氧氣擴散的質傳速率，同時使營養鹽由液相擴散至薄膜，以作為薄膜表面生物膜的生長所需；後者則使用對某種特定污染物具有親和力及選擇性滲透能力的微孔型或離子交換型薄膜，使污染物被萃取至薄膜的滲透液一側，隨後被生物膜所處理<sup>[13]</sup>。一般而言，會利用到萃取式 MBR 程序的時機，通常皆為面臨無法以傳統生物程序處理的污染物質<sup>[14]</sup>。近年第二類與第三類模式主要應用在飲用水的硝酸鹽去除，McAdam and Judd<sup>[17]</sup>已做了完整的回顧。

就固液分離模式的 MBR 而言，依照薄膜的位置又可區分成<sup>[4]</sup>：(1)外部迴流式或旁流式；(2)沉浸式或整合式等二類，如圖 1 所示。旁流式 MBR 在 1970 年代發展，其薄膜係置於生物反應槽之後，以取代終沈池，主要是去除懸浮固體為主。其後為節省操作動力費及土地成本，進而將薄膜置於生物反應槽中，於 1990 年代初

## 52 薄膜生物反應器於廢水處理之技術評析

發展出沉浸式 MBR，其污泥因會累積在薄膜表面形成一層生物膜，使得出流水水質更佳。

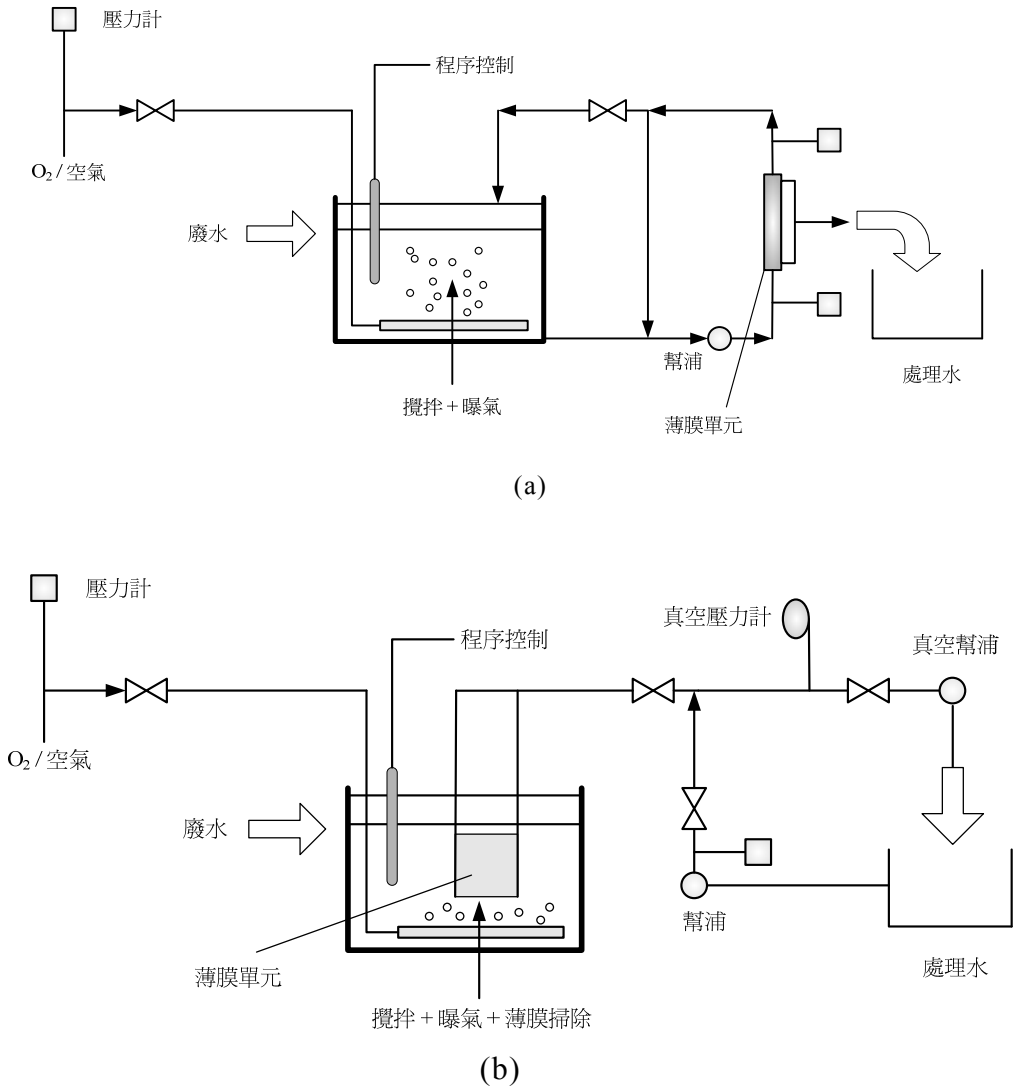


圖 1 固液分離模式 MBR 之種類<sup>[20]</sup>：(a)旁流式；(b)沉浸式

基本上，旁流式 MBR 需要設置幫浦，用以將反應槽混合液泵送至薄膜單元，再將滲透液)或濾液排放，而濃縮液則迴流至反應槽，因此薄膜係在壓力下進行操作。由於透膜壓力(transmembrane pressure, TMP)與膜面的掃流速度(cross flow velocity, CFV)產生自幫浦，因而使得薄膜的通量與壓力皆屬較高的情形<sup>[18]</sup>，通常滲透液通量約 50~120 Lh<sup>-1</sup>m<sup>-2</sup>，TMP 約 1~4 bar<sup>[19]</sup>。相對地，沉浸式 MBR 並無迴流的必要，薄膜在真空下<sup>[8]</sup>或在滲透液側創造負壓的環境下操作<sup>[20]</sup>，TMP 主要來自薄膜上方的水頭<sup>[14]</sup>，再利用重力或幫浦將滲透液拉離薄膜，滲透液通量一般約 15~50 Lh<sup>-1</sup>m<sup>-2</sup>，TMP 約 0.5 bar<sup>[19]</sup>。由於通量上的差異，沉浸式與旁流式 MBR 對薄膜清洗除垢的需求，有很大的不同。沉浸式 MBR 的滲透液通量相對較低，通量可長時間維持，清洗頻率約每年兩次；旁流式 MBR 的通量及積垢速率較高，需要更頻繁而非更大量的反沖洗或化學劑清洗<sup>[21]</sup>。

表 1 比較旁流式與沉浸式 MBR 的優缺點，最關鍵的是由於沉浸式 MBR 不必設置高流量的循環幫浦，動力需求較低<sup>[22]</sup>，因此日益受到重視與應用。2002 年以後，沉浸式 MBR 的研究趨勢已超越旁流式 MBR，尤其是應用於都市污水處理方面特別明顯<sup>[10]</sup>。旁流式 MBR 則被認為較適合於處理高有機負荷、高毒性的工業廢水<sup>[10]</sup>，因此僅在特定的研究領域上有較多的應用。

表 1 旁流式與沉浸式 MBR 之優缺點<sup>[8,13,18,19,22]</sup>

類型	優點	缺點
旁流式	<ol style="list-style-type: none"> <li>1.積垢隨 CFV 增加，呈現線性減緩的趨勢</li> <li>2.維護及時間成本較低，薄膜模組置換時間較短</li> <li>3.在高 MLSS 下順利操作的可能性較高</li> <li>4.溶解性有機與無機固體物的沉降，較易以控制水力動力方式處理</li> <li>5.曝氣可藉氧氣質傳與攪拌方式達最佳化</li> <li>6.容易以化學劑進行現地薄膜清洗(clean in situ)，而不會對生物產生風險</li> </ol>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1.常在較高通量下操作，產生積垢可能性較高</li> <li>2.剪力較大，易使膠羽破碎</li> <li>3.幫浦的設置，使動力需求較高</li> </ol>
沉浸式	<ol style="list-style-type: none"> <li>1.低耗能，適合大尺度規模的應用</li> <li>2.低空間需求(low footprint)</li> <li>3.薄膜可置於多種形式的反應槽，採納度與適用度高</li> <li>4.在較低的壓力與 CFV 下操作，操作狀況較緩和</li> <li>5.出流水質較旁流式佳</li> </ol>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1.CFV 不易控制</li> <li>2.較大的曝氣與薄膜面積需求</li> <li>3.薄膜曝氣與氧氣溶解之間需要折衷考量</li> </ol>

## 三、薄膜生物反應器近年發展與應用趨勢

### 3.1 MBR 的薄膜發展

#### 3.1.1 薄膜模組

常見之商業化與非商業化薄膜模組有 4 種型式：(1)平板式，(2)管式，(3)螺旋式及(4)中空纖維式。另外，薄膜材質一般則為有機聚合物，包含 PVDF(聚偏二氟乙烯，polyvinylidene difluoride)、PE(聚乙烯，polyethylene)、PES(聚乙烯磺，polyethylsulfone)、PS(聚磺，polysulfone)與 PAN(聚丙烯腈，polyacrylonitrile)等。

平板式模組每層薄膜均需個別之支撐層，致使填充密度及固體物攔截能力均中等，薄膜不易清洗或更換且易破損。管式模組填充密度最低，但攔截固體物的能力最佳，可在高壓下操作，及以物理性方式清洗，不過其單位面積薄膜所需空間高，且壓力損失大，致操作成本相對提高。螺旋式模組有較高之填充密度、構造簡單、製造費用低，但固體物攔截能力最差，且對濃度極化之控制較困難，可能不易於清洗<sup>[23]</sup>。中空纖維式模組的特點是填充密度高，可反沖洗，且製作費用與耗能較平板式低，但水力動力環境不易控制，易產生積垢，使薄膜清洗頻率頻繁<sup>[24]</sup>。

表 2 列出目前商業化的 MBR 薄膜模組，其中世界上主要的供應商為 Zenon(加)、Kubota(日)、Mitsubishi-Rayon(日)及 USFilter(美)，除 Kubota 提供平板式模組外，其餘 3 家均使用中空纖維式模組。表中顯示，沉浸式 MBR 主流的模組多屬平板式及中空纖維式；旁流式 MBR 則以管式為主，其中 Norit X-Flow(荷)應用於工業廢水處理較普遍<sup>[25]</sup>。旁流式 MBR 雖亦有中空纖維式模組，但尚未有全尺度規模的應用<sup>[13]</sup>。

表 2 商業化模組規格比較<sup>[10,13]</sup>

供應商	薄膜模組	配置型式	薄膜孔隙 ( $\mu\text{m}$ )	材質	模組尺寸 ( $\text{m}^2$ )
Zenon	中空纖維式	沉浸式	0.04	PVDF	31.6
USFilter	中空纖維式	沉浸式	0.1	PVDF	9.3
Kubota	平板式	沉浸式	0.4	PE	0.8
Mitsubishi-Rayon	中空纖維式	沉浸式	0.1/0.4	PE/PVDF	105-210
Berghof	管式	旁流式	0.08	PES/PVDF	11.8/27.2/21.2
Brightwater	平板式	沉浸式	0.08	PES	1.84
Toray	平板式	沉浸式	0.08	PVDF	1.4
Colloide	平板式	沉浸式	0.04	PES	10
Huber	平板式	沉浸式	0.038	PES	0.75
Millenniumpore	管式	沉浸式/ 旁流式	0.1	PES	—
Koch-Puron	中空纖維式	沉浸式	0.05	PES	30/235/500
Norit X-Flow	管式	旁流式	0.038	PVDF	29
Siemens-Memcor	中空纖維式	沉浸式	0.04	PVDF	10/38
Asahi Kasei	中空纖維式	沉浸式	0.1	PVDF	25
Polymem	中空纖維式	旁流式	0.08	PS	60-100
Ultraflo	中空纖維式	旁流式	0.01-0.1	PAN	28
Motimo	中空纖維式	沉浸式	0.1-0.2	PVDF	10,000

### 3.1.2 陶瓷膜的應用

MBR 的薄膜除了有機材質外，亦可使用無機材質，主要使用的是陶瓷膜。陶瓷膜由鋁或鈦及鋯的氧化物所組成，具良好的緊密性，孔隙一般在  $0.1\sim 10\ \mu\text{m}$ <sup>[14]</sup>，可替代 MF 薄膜的功能。另外，其對熱、機械與化學反應的抵抗性甚佳，並可攔截致病菌而提高出流水水質<sup>[21]</sup>。近年的效能研究顯示<sup>[26]</sup>，使用管式  $0.2\ \mu\text{m}$  陶瓷膜處理高 COD 合成廢水，COD 與 SS 去除率分別達 92% 以上及 99%，對營養鹽的去除亦達 89%。Shin and Kang<sup>[27]</sup> 在 20 天 SRT 的條件下，處理合成廢水發現，儘管溶解性微生物產物(soluble microbial product, SMP)會累積於陶瓷膜上，但微生物活性不會受抑制，亦不影響處理效能。

## 56 薄膜生物反應器於廢水處理之技術評析

此外，陶瓷膜另一優點是清洗頻率很低，Fan et al.<sup>[28]</sup>處理都市污水的研究顯示，陶瓷膜在 SRT 為 20 天的操作條件下，可長達 70 天不需化學劑清洗，且清洗後的滲透性可回復至 87%。然而，陶瓷膜最大的缺點是幾何形狀受限<sup>[21]</sup>，同時製造成本每平方公尺超過 1.000 英鎊<sup>[14]</sup>，對照有機聚合物薄膜每平方公尺約 50 美元的成本<sup>[13]</sup>，昂貴近 40 倍，因而限制其擴大應用之潛力，為後續需要克服的問題。

### 3.1.3 網格式濾材的應用

有別於過去微孔型薄膜模組的使用，近年發展的方向是朝向巨孔型纖維濾材的研發，目的是為了降低薄膜成本，其中較有潛力的是不織布。不織布纖維濾材由於具備低成本、高滲透液通量及低過濾阻抗特性<sup>[29]</sup>，因此被視為具有取代傳統 MF 薄膜的潛力，可分離 2~100  $\mu\text{m}$  的顆粒，甚至是過濾次微米等級( $< 1 \mu\text{m}$ )的顆粒<sup>[16]</sup>。使用此類濾材的 MBR，依賴有孔的不織布濾材上能夠形成具有滲透選擇性的動態層(perm-selective dynamic layer)，為了生成此層，需要一些停機時間，使滲透性降低而污染物選擇性提高<sup>[13]</sup>。

Fuchs et al.<sup>[30]</sup>使用裝設孔隙 30  $\mu\text{m}$  之尼龍不織布濾材的沉浸式 MBR，處理都市污水，其通量高達 50~150  $\text{Lh}^{-1}\text{m}^{-2}$ ，且出流水  $\text{BOD}_5$  低於 5  $\text{mg/L}$ 、COD 平均介於 24~45  $\text{mg/L}$ ，SS 低於 12  $\text{mg/L}$ 。國內工研院發展出以聚丙烯(polypropylene, PP)不織布為材質的非商業化模組，其厚度 0.6  $\text{mm}$ ，孔隙 20  $\mu\text{m}$ ，採用平板式或多管式模組。經實驗發現，PP 不織布濾材產生的過濾阻抗，會低於傳統微孔型薄膜<sup>[31]</sup>。

一般而言，採用平板式不織布模組時，由於其孔隙過大，短期操作日數內，有機物會明顯在不織布內部產生積垢，使滲透性降至極低<sup>[13]</sup>。採用管式不織布模組除可減少易產生積垢的機會外，從 MBR 模型廠處理經過混凝與浮除前處理之食品業廢水顯示<sup>[31]</sup>，管式 PP 不織布濾材在操作過程中仍能維持低過濾阻抗，同時具有良好的 SS 阻截能力。然而其消毒能力不佳，出流水總菌落數會有偏高的情形。因此，未來應朝向降低孔隙尺寸與建立第二層過濾層的研究<sup>[30]</sup>，以符合對放流水水質的要求。

## 3.2 MBR 的應用現況

近年全尺度規模的 MBR 效能彙整如表 3 所示，可發現沉浸式 MBR 多用於處



理都市污水，而旁流式 MBR 則多用於食品、皮革等工業廢水處理。此外，MBR 對都市或傳統工業廢水的 COD 處理效率均可達 90%以上，但仍以都市污水的處理效率較高。現階段 MBR 常見的處理容量約 190~1,900 CMD<sup>[11]</sup>，其設置仍以美國、日本、南韓、英國、德國最為積極。

表 3 全尺度規模 MBR 應用現況彙整<sup>[14,20,32]</sup>

廢水	薄膜類型	模組/配置	處理水量 (CMD)	出流水質	營運地區
都市污水	陶瓷膜/超濾	平版式/旁流式	125	COD < 5 mg/L	日本
都市污水	聚合膜/超濾	中空纖維式 /沉浸式	750	BOD <sub>5</sub> < 1 mg/L	美國
都市污水	聚合膜/超濾	中空纖維式 /沉浸式	9,000	COD 去除率> 90%	美國
都市污水	—	沉浸式	1,900	BOD < 5 mg/L 濁度 < 0.4 NTU	英國
都市污水	超濾	—	500	COD 平均 12 mg/L	日本
都市污水	超濾	沉浸式	300	—	南韓
畜牧廢水	超濾	沉浸式	200	—	南韓
自動化工業噴漆 管線廢水	超濾	旁流式	113	COD 去除率> 94%	美國
皮革業廢水	超濾	旁流式	500-600	COD 去除率> 93%	德國
皮革業廢水	—	—	700	BOD < 20 mg/L	德國
化學工業廢水	—	—	100	BOD < 10 mg/L	德國
金屬冶煉業廢水	超濾	—	200	BOD < 60 mg/L	加拿大
化妝品業廢水	超濾	旁流式	—	COD 去除率> 98%	法國
電子零件業廢水	超濾	旁流式	10	COD 去除率> 97%	德國
食品業廢水	超濾	旁流式	500	COD 去除率> 97%	南非
食品業廢水	超濾	旁流式	102	COD 去除率> 95%	德國
食品業廢水	微濾	沉浸式	600	TSS < 9 mg/L	美國
食品業廢水	超濾	旁流式	2,000	COD 去除率> 98%	愛爾蘭
垃圾滲出水	超濾	旁流式	50	—	法國
垃圾滲出水	超濾	旁流式	264	COD 去除率> 80%	德國
垃圾滲出水	超濾	旁流式	250	COD 去除率> 90%	德國
垃圾滲出水	—	—	150	BOD < 20 mg/L	德國

## 58 薄膜生物反應器於廢水處理之技術評析

在歐洲方面，處理流量大於 2,000 CMD 的 19 座 MBR，自 1999 至 2004 年間陸續啓動中，主要以英國與德國最多，其中 Kubota 系統應用在英國較普遍(佔 75~80%)，已處理 10,000 CMD 以上的都市污水<sup>[13]</sup>，其餘國家則以 Zenon 系統為主。目前世界營運中最大的 MBR 在 2003 年啓動，地點在德國卡斯特(Kaarst)，處理都市污水量為 45,144 CMD，由 Zenon 提供技術，其出流水目標係要達成洗浴水(bathing water)水質<sup>[15]</sup>。

在美洲方面，MBR 主要設置國為美國(221 座)、加拿大(31 座)及墨西哥(6 座)，但處理容量一般皆較小，以 1,000 CMD 以下為主，大部份為 Zenon 系統(佔 50%以上)<sup>[10]</sup>。美洲目前營運中最大的 MBR，位於美國密蘇里州的特拉弗斯城(Traverse City)，處理容量 26,900 CMD<sup>[10]</sup>；然而，美國華盛頓州國王郡(King County)於 2006 年動工興建未來世界最大的 MBR，將服務超過 10 萬個家庭，其設計處理流量 144,000 CMD，尖峰流量 204,000 CMD，採用 Zenon 的系統，預計將於 2010 年完工<sup>[33]</sup>。

在亞洲部分，南韓於 2005 年前，共設有 1,400 座 MBR 實廠與模型廠<sup>[13]</sup>。中國大陸的 MBR 技術雖然發展較晚，但近年也積極設置實廠，例如北京海淀溫泉與中關村科技園區之 MBR，處理生活污水量約 2,000 CMD；2006 年完工的北京密雲再生水廠，處理水量達 45,000 CMD；北京懷柔再生水廠處理水量達 35,000 CMD 等<sup>[34]</sup>。至於國內的 MBR 則係引進 Zenon、Kubota 和 Mitsubishi Rayon 的技術為主，2000 年首座 MBR 實廠位於桃園八德處理 1,270 CMD 的 TFT-LCD 光電業廢水<sup>[13]</sup>。另外較特別的是某公司開發不織布薄膜，應用於處理食品業廢水<sup>[13]</sup>。

表 4 總結 MBR 操作人員常遭遇到的問題。對沉浸式 MBR 而言，主要在於油脂及以滲透液反沖洗的方式均會導致薄膜積垢問題。至於一般旁流式 MBR 的問題，則發生在循環幫浦上。基本上沉浸式與旁流式 MBR 所共同面臨的最重要問題，仍在於正常操作下薄膜積垢的產生，同時在許多實際狀況下，薄膜的操作通量往往不如實驗室或模型廠實驗所預期的結果。另外，相關應用於處理實際都市污水與各工業廢水的 MBR 合適參數範圍，仍不完整，易使操作人員發生操作錯誤的狀況，因此需更多全尺度規模相關的長期操作研究，逐步改善問題。除積垢問題外，Melin

et al.<sup>[15]</sup>從歐洲 MBR 處理都市污水的經驗，總結實廠其他整體性問題與相關需求如下：

表 4 MBR 系統常見問題<sup>[10]</sup>

系統種類	問題
沉浸式 MBR	1. 薄膜需頻密清洗 2. 以滲透液進行脈衝反沖洗的期間，會產生薄膜積垢 3. 薄膜滲透性比預期為低 4. 生物反應槽內的油脂會導致薄膜積垢
旁流式 MBR	1. 生物反應槽的溫度會衝擊處理效能 2. 引入空氣(entrained air)會衝擊唧吸幫浦(suction pump)的運轉
沉浸式與旁流式 MBR	生物反應槽產生泡沫、薄膜積垢、氧氣傳輸效率低、原廢水固體物的衝擊、操作錯誤

### 1. 前處理

至少需要具備 1 mm 篩網，以篩除頭髮及纖維，其中織布型篩網(woven mesh type sieve)較楔形柵(wedge wire sieve)效果優異。不過織布型篩網阻塞後，不能依賴自動化清理，仍然必須經常以手動方式進行高壓清理，以維持運作。

### 2. 線內污泥過濾的必要

反應槽若不加蓋，易使落葉、碎屑等落入系統，尤其纖維物質會凝聚結塊成至少 1 mm 以上顆粒，對旁流式 MBR 而言，將會嚴重阻塞污泥外部循環至薄膜單元線路的 10 mm 安全篩網。若將污泥另以低流量方式循環通過鼓篩(drum sieve)，可以有效改善安全篩網堵塞情形。

### 3. 自動化需求與程序控制

好氧 MBR 的滲透液流量常藉液位高程控制，但採間歇式曝氣時(如控制缺氧-好氧狀態)，液位與薄膜通量會顯著起伏變動，容易導致過濾的穩定性不佳，故需要較精密的液位計與自動化控制。另外，旁流式 MBR 污泥如採重力方式流入薄膜單元，容易使空氣累積於管線中，造成迴流問題。

## 60 薄膜生物反應器於廢水處理之技術評析

### 4.操作人員訓練

MBR 與傳統活性污泥程序在思維面、觀測面、操作面、問題解決面都不相同，包含檢核 MBR 過濾穩定性(滲透性)及其他重要操作參數，操作人員在例行維護工作外，都需要耗費長時間的學習和訓練，才能真正熟習 MBR 系統。

Le-Clech et al.<sup>[35]</sup>彙整在 MBR 操作期間可能發生的異常狀況與對策，如表 5 所示。可看出除上述前處理的問題外，較多的問題仍與薄膜有關，尤其是薄膜不正常的積垢與結垢，以及薄膜清洗過程中所造成的薄膜破損與設備腐蝕問題。

表 5 MBR 操作期間可能發生之異常狀況<sup>[35]</sup>

異常狀況	可能原因	對策
頭髮、麻布與碎布纏繞在薄膜上，並阻塞曝氣口	攔污柵前處理功能不佳(750 mm 攔污柵)	1.曝氣機噴孔以清水反沖洗 2.攔污柵規格升級至 250 mm 3.反應槽加蓋
薄膜產生濾餅積垢	曝氣機的部份噴孔阻塞	—
大量垃圾出現	使用極細篩網(250 mm)過濾混合液	使用研磨機
污泥量無顯著減少	—	升級消化槽
初始操作階段即產生嚴重積垢	薄膜曝氣不當，沒有產生掃除效果	重新設計散氣裝置
嚴重積垢	暴雨將沉積物沖刷進入污水管線	1.人工清理 2.場外清理
薄膜表面與管線內發生結垢	pH 上升	使用檸檬酸清洗
污泥乾燥床與儲存區產生臭味	降雨落在無加蓋之乾燥床	1.設置刮泥除臭機 2.使用消化槽 3.溼污泥直接當地處置
薄膜破損	薄膜/模組安裝錯誤，或選用錯誤的薄膜	更換破損的薄膜
控制與操作儀表停止運作	電源供應不正常(即使發電機自動打開)	須操作人員處理
混凝土、欄杆及金屬零件腐蝕	在高溫下(40°C)使用次氯酸鈉清洗液，會產生腐蝕性水蒸汽	—
薄膜產生生物積垢	短 SRT (< 20 天)	增加反沖洗時程
薄膜清洗期間發生脫層(delamination)與破損	人工與化學劑清洗頻繁且過久	—

## 四、薄膜生物反應器之效能與薄膜積垢研究現況

### 4.1 MBR 薄膜阻塞與臨界通量

MBR 在操作一段時間後，膠體粒子或生物膠羽的沉積會使薄膜發生堵塞現象，並逐漸形成積垢。根據顆粒的物化性質不同，被薄膜阻截的顆粒會在薄膜表面形成濾餅、阻塞薄膜孔隙，或被吸附在薄膜表面或孔隙壁內<sup>[36]</sup>。

累積的生物膠羽會在薄膜表面形成所謂的動態膜(dynamic membrane)，使低分子物質與溶解性或次微米的膠體粒子，被動態膜上的微生物所阻截、吸附與降解。當 MBR 曝氣時，在薄膜表面產生的空氣-液體切線流，可能會去除動態膜<sup>[37]</sup>，如圖 2 所示。由於動態膜的成形是生物積垢造成的結果，故動態膜之去除、形成的重複過程，可能可以減緩薄膜滲透性的損失。然而，動態膜本身對薄膜通量的影響是正負面兼具的。動態膜的存在，會使低分子物質與薄膜發生交互作用的機會減小，降低積垢的速率，一旦動態膜去除後，可能使溶質、膠體粒子有機會直接被吸附或阻塞在薄膜孔隙內，致使通量反而降低<sup>[37]</sup>。

當 MBR 的效能受積垢影響時，主要會反應在通量與 TMP 上。當積垢產生時，固定通量操作模式之 MBR，其 TMP 會隨操作時間而逐漸上升；相對地，固定壓力操作模式之 MBR，其通量會隨操作時間而逐漸下降。在實務上，通量越高時會顯著增加積垢速率<sup>[38]</sup>。

通量與 TMP 之間存在如圖 3 所示之關係。當薄膜未發生阻塞或積垢現象時，通量與 TMP 呈現線性關係；隨著操作時間增加，膠體粒子會沉積在薄膜表面而阻塞孔隙，或是使孔隙減小，造成此線性關係之斜率由(a)逐漸變小至(b)，此時隨著 TMP 之增加，將存在一臨界狀況，其對應的通量與壓力分別稱為臨界通量  $J_c$  (critical flux)與臨界壓力  $P_c$ (critical pressure)<sup>[39]</sup>。

62 薄膜生物反應器於廢水處理之技術評析

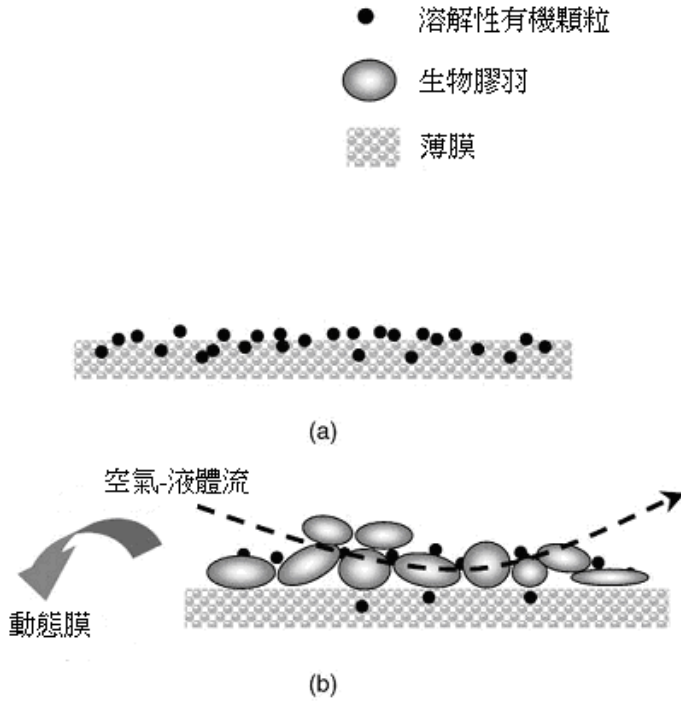


圖 2 MBR 薄膜積垢示意圖<sup>[37]</sup>：(a)無動態膜形成；(b)動態膜形成

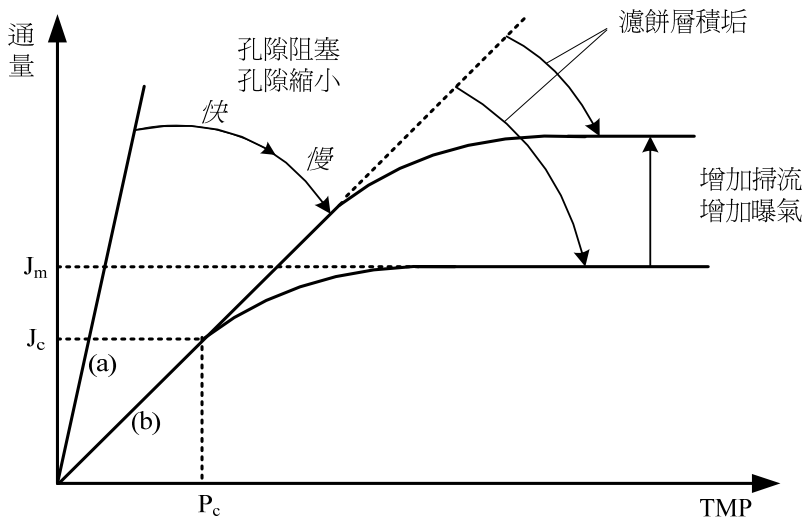


圖 3 通量與 TMP 之關係<sup>[39]</sup>：(a)純水；(b)MLSS 混合液

通量在臨界通量以下時，由於逆向傳輸現象足以消除顆粒沉積於薄膜的驅動力，此時積垢生成不顯著<sup>[40]</sup>，且滲透液通量不隨時間而降低<sup>[41]</sup>，通量與 TMP 線性關係之斜率，可能等同或略小於在純水下操作的結果<sup>[42]</sup>。一旦 MBR 的操作通量超過臨界通量時，由於 TMP 超過  $P_c$ ，濾餅層會受到濃縮與壓密，使通量不會繼續隨 TMP 呈線性增加，反而逐漸會達到一穩定的通量  $J_m$ ，然而在此狀況下很容易產生積垢<sup>[39]</sup>。

根據研究，臨界通量隨系統狀況而不同，主要受 MLSS 濃度與懸浮顆粒尺寸及 CFV 影響<sup>[43,44]</sup>。沉浸式 MBR 增加曝氣量，或旁流式 MBR 增加 CFV，能夠在薄膜表面產生足夠剪力，使積垢不易產生，因而可以提高臨界通量與  $J_m$ ，如圖 2 之(b)所示，讓操作通量容易維持在臨界通量以下。儘管如此，在次臨界通量下仍不可避免會產生積垢<sup>[41]</sup>，主要原因可能是薄膜表面某處的局部通量分布不均，造成該局部的通量大於臨界通量所造成<sup>[40]</sup>。

## 4.2 積垢形成機制

### 4.2.1 積垢物的種類

MBR 之薄膜積垢物大致分成有機積垢、無機積垢與生物積垢 3 種。有機積垢是有機物累積與吸附在薄膜表面上所致，無機積垢則是由薄膜與孔隙表面上的無機膠體粒子與結晶物所構成<sup>[8]</sup>。生物積垢屬有機積垢的一種，但是特別強調其積垢物來自微生物。目前生物積垢物已確認是微生物分泌或細胞裂解產生的胞外聚合物 (extracellular polymeric substance, EPS)<sup>[38,43]</sup>，與溶解性微生物產物 (soluble microbial product, SMP)<sup>[44]</sup>。

EPS 和 SMP 主要均由蛋白質與碳水化合物所構成，其他成分則是 DNA、脂質、腐植酸等<sup>[43]</sup>，其中 EPS 以碳水化合物為主，SMP 則是碳水化合物與蛋白質的比例相當<sup>[45]</sup>。通常高 F/M 比之積垢物以蛋白質為主，低 F/M 比則以碳水化合物為主<sup>[46]</sup>。

近年 Ramesh et al.<sup>[44]</sup>以離心、超音波與加熱法，將 EPS 區分成強鍵結 EPS 與弱鍵結 EPS，結果發現 EPS 帶負電且由 1,000 Da 以下分子凝聚而成，其中強鍵結 EPS 顆粒較大且缺少蛋白質，同時其產生的過濾阻抗較低，真正對生物積垢造成影響的乃是弱鍵結 EPS。Meng et al.<sup>[47]</sup>另從濾餅層的分析進一步發現，沉積的生物性

## 64 薄膜生物反應器於廢水處理之技術評析

聚合物(膠體粒子與 EPS 等巨型分子)實際上以多醣和蛋白質為主，無機成分主要為 Mg、Al、Ca、Si 等元素，其中以多醣對積垢的貢獻較大。不過更重要的是，這些沉積的生物性聚合物還會與無機物之間發生架橋作用，造成積垢層的壓密性增加，此外其所形成之生物膜還會加強濃度極化現象與加速無機粒子的沉降<sup>[48]</sup>，使過濾阻抗及積垢速率均提高。

### 4.2.2 固定壓力操作模式之積垢形成機制

目前實務上 MBR 的設計趨勢是以固定通量之操作模式為主，固定壓力之模式較不常見<sup>[45]</sup>。在固定壓力的模式下，通量在過濾初始階段即會迅速下降。Bae and Tak<sup>[49]</sup>對固定壓力操作模式 MBR 之初期濾餅層成形機制，提出三階段假設，如圖 4 所示：

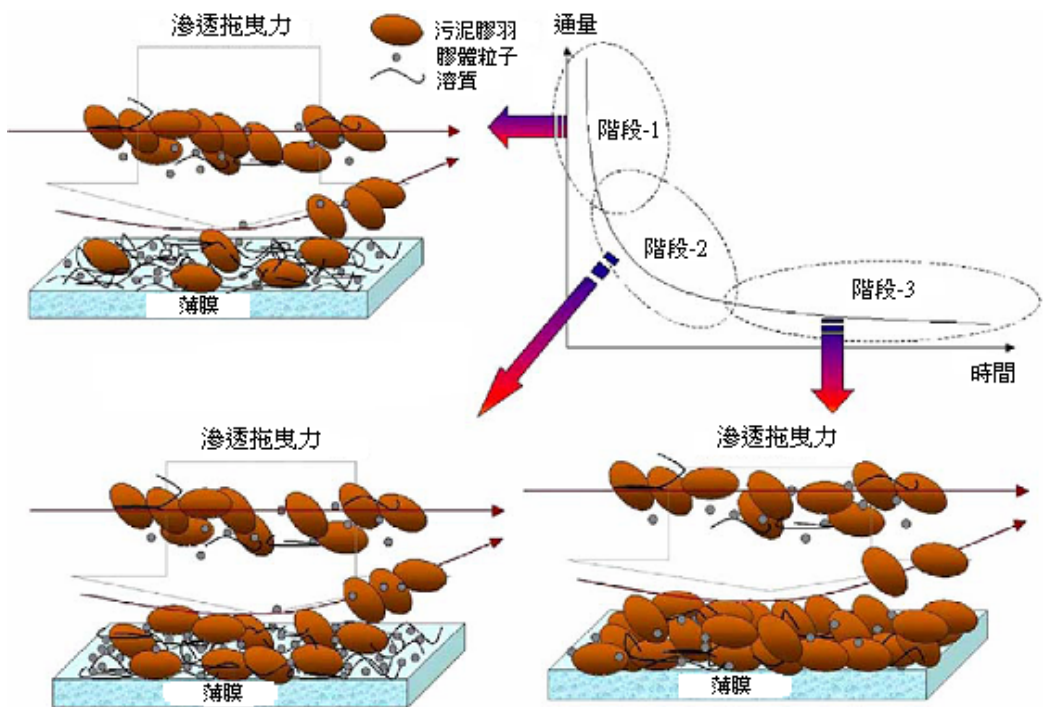


圖 4 固定壓力操作模式 MBR 之初始濾餅層成形機制<sup>[49]</sup>



### 1. 第一階段

所有污泥顆粒沉積在薄膜表面，但大顆粒膠羽被掃流流量移除，溶質(SMP)則沉積在薄膜表面與孔隙壁上，產生僅能以化學清洗方式移除的不可逆性積垢。另一方面，膠體粒子的數量遠小於 SS，且附著在薄膜的膠體粒子亦容易被掃流流量移除，其對積垢影響性不如溶質顯著。因此，此階段通量快速下降的原因，主要與溶質形成不可逆性積垢有關。

### 2. 第二階段

在此階段，污泥的組成物不僅持續累積在薄膜表面，同時也累積在已成形之沉積層上。由於通量在第一階段後已經減小，使滲透拖曳力減小，顆粒的沉積量會減緩。此時溶質的逆向傳輸速度與滲透拖曳力達成平衡狀態，使得過濾阻抗的增加是受膠體粒子與懸浮 SS 所影響。當膠體粒子對積垢的影響性逐漸降低時，SS 仍會持續沉積於薄膜表面。最後膠體粒子造成阻抗增加的情形會達成穩態，在此階段末期，通量下降的速率會進一步減緩。此階段所形成的積垢為可藉物理(水力)方式移除的可逆性積垢為主。

### 3. 第三階段

此階段大部分的沉積顆粒是大顆粒膠羽。由於滲透拖曳力急劇降低，顆粒沉積的現象顯著減少，積垢的速率會進一步減緩而達到穩態。另一方面，在經歷第一、第二階段後，大量的顆粒已承受長時間的壓力，故在此階段，沉積後的濾餅層受到 TMP 壓密作用特別顯著，致使過濾阻抗增加而滲透性降低。當 SS 的滲透拖曳力減小至與其逆向傳輸速度相同後，此階段的通量會達到穩態。

#### 4.2.3 固定通量操作模式之積垢形成機制

固定通量操作模式 MBR 的積垢形成機制如圖 5 所示，亦可分成三個階段 [13,45,50]。

## 66 薄膜生物反應器於廢水處理之技術評析

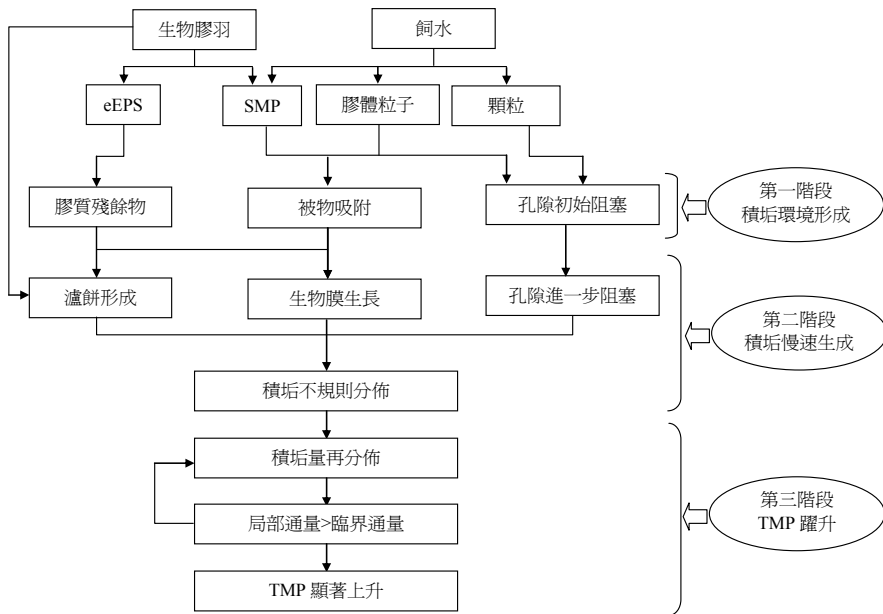


圖 5 固定通量操作模式 MBR 之積垢成形機制<sup>[13,45]</sup>

### 1. 第一階段：積垢環境成形

此階段牽涉生物膠羽及 MBR 飼水中的顆粒與膠體粒子。在 MLSS 中的 EPS 及 SMP，若近似於或大於薄膜表面之孔隙，則容易使薄膜的孔隙受到阻塞。此外，由於細胞周圍的 EPS 容易黏著吸附在薄膜表面，使得 MBR 的生物膠羽亦會隨機附著在薄膜表面，形成可逆性的附著積垢。

即使可逆性的附著積垢經歷不穩定的附著環境(如在掃流式操作下受到剪力作用)，仍可能會殘餘細胞碎片與 EPS，造成膠體沉積或溶解性物質吸附在薄膜表面的現象，進一步形成不可逆性的積垢<sup>[1]</sup>，因而影響薄膜表面性質，導致薄膜滲透性降低，使 TMP 在短期操作下即會升高。

### 2. 第二階段：積垢慢速生成

此階段與懸浮的生物膠羽、生物膜上的生質與代謝副產物進一步地吸附與沉積在薄膜表面有關。在第一階段之後，薄膜表面大部分覆蓋 SMP，促進膠體粒子與膠羽的附著，由於吸附現象不僅發生在薄膜孔隙內，也同時發生在薄膜表面上，因此懸浮生物膠羽會逐漸形成濾餅，其在 MBR 操作初期對通量並無直

接影響，但隨著操作時程增加，會使薄膜孔隙部分或完全阻塞。此階段生物膠羽的 EPS 沉積速率及所造成的 TMP 增幅，會隨通量增加而增加，導致此階段的歷程縮短。

另一方面，不可逆性的附著積垢亦可能會在薄膜表面生長生物膜，由於溶氧傳輸的限制，生物膜以好氧層和次一層的死亡微生物所構成。好氧生物生長時會分泌 EPS，將細胞連結並形成一連續、鬆散及稀薄的膜層，當細胞死亡後則釋出 EPS，因此生物膜的生成亦會形成薄膜過濾的阻抗。由於 MBR 內空氣與液體流速的分佈不均，故濾餅及生物膜的分佈亦非均勻。

值得注意的是，附著在薄膜表面的生物，相對於懸浮生物膠羽，有較高的 EPS，同時懸浮生物膠羽的 EPS 以蛋白質為主成分，但是實際在薄膜上造成積垢的溶解性 EPS，其主要成分卻為多醣。在此階段，TMP 以線性或微幅的指數上升方式增加。

### 3. 第三階段：TMP 躍升

在第二階段後期，積垢物的傳輸不會減小且壓力梯度會逐漸上升。在薄膜上未積垢處相對其他地方，會有較高的滲透性，甚至可能超過該處的臨界通量，因而使得積垢速率快速隨通量增加而呈指數增加，並使積垢現象成爲自我加速)的情形。

事實上，TMP 躍升，是採固定通量操作模式的 MBR 系統必然發生的結果。此階段與薄膜過濾機制有關，包含完全阻塞、標準阻塞、中度阻塞及濾餅過濾等<sup>[13]</sup>。從近年描述 TMP 躍升現象之模式彙整<sup>[13,50]</sup>，包含非均質積垢-面積損失模式、非均質積垢-孔隙損失模式、滲漏理論、臨界吸引壓力模式等，可知 TMP 躍升現象甚爲複雜，各模式所能描述者均有侷限性，可能需要同時採納各模式才能完整描述<sup>[50]</sup>。

### 4.3 影響 MBR 效能因子彙整

MBR 薄膜效能的衡量方式，通常係評估滲透性以及阻截能力。前者一般以比滲透液通量(每單位壓力之通量)或水力阻抗(比滲透液通量與黏滯度的倒數乘積)表示。後者則以目標污染物在飼水與滲透液(濾液)中的濃度比值表示。由於 MBR 的

## 68 薄膜生物反應器於廢水處理之技術評析

薄膜主要功能是避免污泥流失，因此後者多用於 MBR 對相關致病菌的消毒效能評估<sup>[21]</sup>。有關 MBR 效能的影響因子，已有相當多文獻進行回顧與探討，茲將其項目彙整至表 6，從表中可發現部分因子如薄膜特性與操作模式等，其影響效能原因與積垢有密切的關係。以下針對進流水質、薄膜特性、MBR 系統控制參數等對效能的影響性，作一扼要說明。

表 6 影響 MBR 效能的因子<sup>[4,39,45,51,52]</sup>

影響因子		影響性
進流水質	污染物的親疏水性	疏水性污染物會吸附在污泥、脂質及顆粒物質，於排泥時被去除
	污染物的化學結構	1.帶有鹵素官能基的芳香族可能不易被去除 2.帶有烷基鏈的芳香族不易被去除
薄膜特性	薄膜種類、材質、模組	1.影響通量 2.陶瓷膜的通量高，表面平滑可抵抗濾餅層的黏附
控制參數	pH	影響生物的活性與污染物溶解度
	溫度	1.影響生物的活性 2.溫度增加使吸附平衡較快達到，同時降解速率與生物生長速率增加 3.影響黏滯度
	MLSS	1.造成積垢，降低滲透液通量 2.高 MLSS 降低氧氣質傳的 $\alpha$ 值 3.酵素活性與 MLSS 比表面積成正比 4.高 MLSS 提高污染物的吸附能力
	CFV	1.產生剪力，使生物膠羽破裂及懸浮，進而提高有機物與氧氣的質傳 2.CFV 過高會破壞污泥結構，損及微生物間的交互作用
	曝氣強度	1.提供生物降解的氧氣，並使污泥維持懸浮 2.在薄膜附近產生紊流及 CFV，促進濾餅移除效率 3.高曝氣強度會提供高剪力，使液體的黏滯度降低，亦使攪拌增強，膠羽碎裂
	黏滯度	1.滲透液的黏滯度直接影響通量 2.污泥黏滯度影響薄膜表面的紊流與 CFV，間接影響通量 3.影響氣泡大小與分佈 4.氧氣在高黏滯度液體的溶解度低，使氧氣質傳效果降低
操作模式		1.間歇式過濾操作較連續式過濾，可減少濾餅層，因而降低過濾阻抗且維持較佳通量 2.固定通量式操作較固定壓力式，能避免過多積垢生成
積垢		膠體粒子積垢與生物積垢影響通量

### 1. 進流水水質

進流水的組成與會直接影響滲透液通量降低的情形，同時水中的組成物亦會累積在薄膜的內部與外部結構，進而決定積垢的程度，使過濾阻抗增加，影響薄膜效能<sup>[21]</sup>。至於污染物本身的化學構造以及性質，則直接對生物處理效能產生影響<sup>[51]</sup>。

### 2. 薄膜特性

基本上薄膜孔隙越小，越易攔截物質，故產生的過濾阻抗越大，所形成之濾餅和積垢層越容易被移除，越不易使殘餘積垢物阻塞在孔隙中或發生表面吸附而產生不可逆積垢<sup>[45]</sup>。然而在操作初期，孔隙較大的薄膜可能較易發生薄膜積垢現象與通量減小情形<sup>[13]</sup>。另一方面，薄膜材質與粗糙度亦為重要影響因子。有機聚合物薄膜因疏水性高，易與飼水中污染物或生物膠羽發生交互作用與沉積現象，影響滲透通量<sup>[21]</sup>。無機陶瓷膜的表面較為光滑，故較能抵抗濾餅附著，維持較高通量<sup>[4]</sup>。

### 3. MBR 控制參數與操作模式

如同活性污泥程序，MBR 的主要控制參數為 pH、溫度、曝氣強度、MLSS，另外，薄膜 CFV 的控制亦甚為關鍵。pH 影響污泥的活性，故一般仍控制在中性，僅有處理少數製藥廢水時，因受化合物吸附性質或帶電性影響，最適 pH 低於 6<sup>[51]</sup>。溫度除影響微生物活性外，對 MLSS 與滲透液的黏滯度亦會產生影響，使滲透通量受影響<sup>[4]</sup>。若滲透液黏滯度提高，會使較大的氣泡容易生成，氧氣溶解度也會減小，進而對氧氣的質傳係數有負面影響<sup>[52]</sup>。

另一方面，MLSS 濃度本身亦影響污泥黏滯度，使薄膜附近的紊流程度與沿薄膜表面的速度梯降受到影響，故對滲透液通量產生間接影響<sup>[4]</sup>，一般在較低的 MLSS (10 g/L)時，會產生較高的通量<sup>[39]</sup>。此外，高 MLSS 濃度也會降低氧氣的質傳係數，或氧氣在混合液與清水的質傳係數比值( $\alpha$ )<sup>[39,52]</sup>，一般操作在低 MLSS 時(< 15 g/L)，氧氣質傳效果會顯著改善<sup>[52]</sup>。事實上，氧氣質傳與 DO 還受曝氣強度控制，對沉浸式 MBR 而言，高曝氣強度會產生高剪力與 CFV，有助於濾餅的移除<sup>[4]</sup>。曝氣強度尚影響混合液攪拌強度與膠羽顆粒大小，而間接

## 70 薄膜生物反應器於廢水處理之技術評析

影響氧氣質傳與積垢的形成<sup>[52]</sup>。

在操作模式方面，採用垂直式之過濾方式，會使顆粒逐漸在薄膜表面累積而形成濾餅，造成水流通過薄膜之通量逐漸降低至零；若採掃流式過濾，因水流與薄膜平行，沿薄膜表面容易產生紊流與剪力，造成垢物沈積緩慢，膜面因而可降低阻塞情形<sup>[14]</sup>。此外，以間歇式曝氣方式操作之 MBR，可避免濾餅層被壓密，使阻抗降低而維持較佳通量<sup>[4]</sup>。MBR 如採固定通量操作模式，會因朝向薄膜的滲透拖曳力較小，可減少積垢現象發生；若採固定壓力操作模式，則小顆粒物質會持續從濾餅層滲漏進入薄膜孔隙，較易產生積垢<sup>[45]</sup>。

### 4.4 影響積垢因子彙整

表 7 彙整影響積垢的因子，如同效能影響因子，主要受水質特性、薄膜特性與控制參數所影響。另外在 MBR 操作狀況不穩定時產生的污泥異常現象，亦會產生積垢。上述因子簡述如後：

表 7 影響 MBR 積垢的因子<sup>[19,38,44,53,54,59,67]</sup>

影響因子		影響性
水質特性	1.SS 濃度	1.高 SS 濃度，易直接產生積垢
	2.有機質疏水性	2.疏水性物質易於疏水性薄膜上產生積垢
薄膜性質	親疏水性	污染物及膠羽較不易吸附在親水性薄膜，通量降低程度較小
	帶電性	影響薄膜對帶電粒子及離子的選擇性，及形成積垢的難易度
	孔隙	小顆粒會在孔隙內部阻塞，致使較大孔隙不必然有較高通量
	粗糙度	表面越粗糙，膠體附著在薄膜表面產生積垢的速度越快
薄膜類型	薄膜模組、材質	1.中空纖維薄膜的密度及纖維的水力動力環境，影響積垢速率 2.PVDF 材質較 PE 材質能預防不可逆積垢

表 7 影響 MBR 積垢的因子(續)

影響因子		影響性
顆粒特性	膠羽大小	1.膠羽越小，濾餅阻抗越高 2.膠羽如受剪力破碎，會釋出 EPS，使積垢易生成
控制參數	通量	通量大於臨界通量時會產生積垢
	溫度	低溫下由於黏滯度改變，積垢速率較快
	MLSS	1.MLSS < 6 g/L 生物積垢可能性減小 2.6 g/L < MLSS < 15 g/L 生物積垢可能性不變 3.MLSS > 15 g/L 生物積垢可能性增加
	CFV	影響顆粒離開薄膜表面的質傳與濾餅厚度
	曝氣強度	1.促進中空纖維式薄膜攪動，抑制積垢生成 2.DO 不足時，將改變膠羽表面的疏水性，使積垢惡化 3.DO < 0.1 mg/L 時，薄膜表面之生物膜孔隙率相對較小，且 EPS 釋出量較大，致使阻抗較高
	HRT	1.薄膜表面在較長的 HRT 下，會快速形成緊密的積垢層 2.短 HRT 會促使提供生物較高的營養鹽，使 MLSS 提高，間接影響積垢
污泥異常	SRT	1.較長 SRT 因生物生長速率慢與 EPS 較少而不易產生積垢 2.較長 SRT 可能提高 MLSS，使液體黏滯度提高而易生積垢
	1.膨化 2.膠凝不佳	1.絲狀菌在薄膜表面產生薄且無孔的濾餅層，導致嚴重積垢 2.膠凝不良污泥有較多膠體粒子與弱鍵結 EPS，易產生積垢

## 2. 控制參數

MBR 控制參數，包含 pH、溫度、MLSS、曝氣、薄膜通量，均會影響生物膠羽的特性，進而對積垢產生影響，但最重要的控制參數是通量、曝氣強度(CFV)與 MLSS。由前述可知，控制在次臨界通量時，有利減緩積垢速率<sup>[56]</sup>，而臨界通量會隨曝氣強度(CFV)及懸浮顆粒尺寸增加而提高<sup>[44]</sup>。

對旁流式 MBR 而言，循環幫浦所產生的剪力會控制濾餅層生成與膠羽結構，一般 CFV 控制在 0.5~2 m/s 時易產生濾餅，大於 4 m/s 時，則能有效防止污泥沉積，但此時易讓膠羽破碎，而使通量降低<sup>[43]</sup>。對沉浸式 MBR 而言，曝氣

## 72 薄膜生物反應器於廢水處理之技術評析

產生之氣泡在薄膜表面產生剪力與紊流，高曝氣強度有助於濾餅的移除和降低積垢的速率，但曝氣強度過高會對膠羽產生過高剪力，使膠羽破碎釋出膠體粒子和以蛋白質為主的 SMP，導致的積垢可能性較大<sup>[57]</sup>。Fan and Zhou<sup>[58]</sup> 從實驗及過濾阻抗計算，證實在無曝氣的情況下，MLSS 控制 62~87% 的積垢速率，在 0~4 L/min 的曝氣強度下，積垢速率隨 MLSS 增加，呈現初始先增加而後降低的情形，積垢主要受膠羽釋出之膠體粒子控制而非 MLSS 所影響。

另一方面，曝氣強度亦影響到 DO，進而影響薄膜表面的生物膜構造和積垢現象，此對 MBR 於脫硝之應用特別重要。根據 Kim et al.<sup>[59]</sup> 的研究，低 DO (< 0.1 mg/L) 下的積垢速率是高 DO (6 mg/L) 的 5 倍，原因在於低 DO 的生物膜不但孔隙率較低，同時會產生較多 EPS。Hong et al.<sup>[60]</sup> 以間歇式曝氣方式控制 DO，同樣發現缺氧環境的 TMP 上升速率較好氧環境快，同時膠體粒子與 EPS 數量也會增加，積垢速率較快。然而，在好氧環境下，曝氣強度對積垢的影響仍須同時考量 MLSS 濃度，在低 MLSS 濃度時 (< 10 g/L)，曝氣強度的影響性較小，對 DO 亦不產生明顯影響，但在高 MLSS 濃度 (> 10 g/L)，積垢則顯著受曝氣強度影響<sup>[47]</sup>。

事實上，MLSS 濃度是影響積垢的顯著因子，MLSS 的黏滯度又與其濃度有很高相關性，但 Trussell et al.<sup>[57]</sup> 認為 MLSS 的黏滯度實際是被膠羽的結構所控制，因此也會進一步對積垢產生影響。當 MLSS 濃度或黏滯度增加時，會使 CFV 及雷諾數 (Reynolds number) 急劇降低<sup>[47]</sup>，致使產生的紊流和剪力，無法有效移除積垢。相對地，一旦 MLSS 濃度過低，由於 F/M 比增加，會使 EPS 增加，可能使進流水及 SMP 中的蛋白質和碳水化合物更容易被 EPS 吸附<sup>[61]</sup>，而使積垢惡化。

由此可知，MLSS 似乎存在一個合適範圍，而不致引起嚴重積垢。基於過去 MLSS 濃度對積垢影響的文獻彙整<sup>[36]</sup>，當 MLSS > 15 g/L 時，積垢可能性增加，MLSS < 6 g/L 時，積垢生成的潛勢較低。然而典型的都市污水 MBR 系統，MLSS 通常在 5~25 g/L<sup>[15]</sup>，屬於高積垢生成潛勢，故控制曝氣強度和 CFV 對積垢的影響，反而顯得至為關鍵。



在 MBR 操作上，MLSS 濃度通常藉由 SRT 和 HRT 控制。較短的 HRT 會使生物接受較多的營養鹽，導致生物生長較快，MLSS 濃度較高而影響積垢<sup>[38]</sup>。此外，Meng et al.<sup>[62]</sup>的研究則顯示，隨著 HRT 減小，DO 及膠羽生成菌的活性會降低，容易造成絲狀菌過度生長，使 EPS 濃度與污泥黏滯度顯著上升，而易產生積垢。SRT 的影響研究較 HRT 多，一般而言，短時間 SRT(10 天)，相較長時間 SRT(20、30 天)，會生成過濾性較差的污泥，特別是在高曝氣強度下，會明顯含有較高濃度的 SMP 與膠體粒子，因而易產生積垢<sup>[57]</sup>。Ng et al.<sup>[63]</sup>的研究也認為，隨 SRT 變短，SMP 和 EPS 的釋出濃度會增加，積垢不受 MLSS 控制，積垢速率隨 SMP 與 EPS 增加而提高。

在長時間 SRT 的影響方面，Khongnakorn et al.<sup>[64]</sup>的研究顯示，長時間 SRT(甚至固體物完全停留)會使污泥黏滯度增加，以致積垢增加，但通量下降與積垢的成因卻與 SMP 以及膠羽粒徑改變無直接相關，而可能和膠羽與薄膜表面的交互作用有關。相反地，MBR 在長時間 SRT 下操作時，也可能因微生物的淨生長率減小或 EPS 濃度較低<sup>[45]</sup>，使積垢不易發生。Nuengjamnong et al.<sup>[65]</sup>指出，長時間的 SRT(80 天)會使 EPS 中的有機碳及蛋白質成分減少，積垢隨 SRT 增加而減少。Liang et al.<sup>[66]</sup>的研究也發現，當 SRT 較長時(40 天)，雖然 SMP 中主要所含的疏水性成分會增加，然而由 SMP 產生的積垢卻會減少，積垢主要發生在短時間的 SRT 條件(10 天)，且受 SMP 中的親水性成分(如多醣)所影響。因此，儘管長時間的 SRT 會使 MLSS 濃度增加，但由於 SRT 亦影響膠羽、SMP 及 EPS 特性，不必然會顯著產生積垢。

### 3. 污泥異常

MBR 在長時間 SRT、進流水含油脂及界面活性劑、低 F/M 比和高 MLSS 條件時，均容易產生發泡污泥(foaming sludge)，其不但疏水性變高，亦是形成濾餅阻抗與污泥積垢的原因<sup>[13,43]</sup>。

另一方面，由絲狀菌導致的污泥膨化亦會明顯影響積垢。由於絲狀菌會黏著及穿透於薄膜與積垢物之間，對積垢物發生修補作用(fixing action)，再加上

## 74 薄膜生物反應器於廢水處理之技術評析

膨化污泥膠羽較正常污泥具有更不規則的外形、更高的黏滯度、EPS 濃度及疏水性，使膨化的污泥會產生嚴重的濾餅積垢<sup>[67]</sup>。

此外，因負荷和操作環境變動或膠羽生成菌不足，而發生膠凝性不良的污泥，同樣也是造成積垢的原因<sup>[68]</sup>。值得注意的是，膨化污泥所含的 EPS 性質以強鍵結為主，膠凝不良污泥則以弱鍵結為主，同時膨化污泥造成積垢的原因為污泥固體物沉積，而膠凝不良污泥所導致之積垢，則是由上澄液的溶質與膠體粒子吸附/脫附在薄膜或濾餅層孔隙而引起<sup>[68]</sup>。

### 4.5 積垢控制技術

表 8 所示為現階段 MBR 薄膜積垢的控制技術種類，可概分為積垢去除與積垢限制技術二類，其中傳統的物理與化學性清洗方式屬除垢技術，而藉由 MBR 程序設計或控制等減少積垢生成的方式，屬積垢限制技術。

表 8 MBR 的薄膜積垢控制技術<sup>[8,38,43,45,83]</sup>

控制方式	種類	特性/功能	缺點
物理性清洗	1.空氣反沖洗 2.滲透液反沖洗 3.薄膜鬆弛	1.對中空纖維式薄膜最有效 2.可部份移除阻塞孔隙之顆粒及濾餅	1.增加滲透液的 TDS 2.可能導致薄膜破損 3.需要耗費能源
化學性清洗	1.Cl 氧化劑 2.檸檬酸 3.界面活性劑/酵素	1.Cl 氧化劑與蛋白質及 EPS 作用，使濾餅減少 2.檸檬酸可去除無機積垢 3.界面活性劑可減緩生物附著於聚合物薄膜的表面 4.可作為薄膜的平時維護性清洗，減少回復性清洗	1.沒有通用的化學劑 2.產生二次污染或毒性廢水
水力環境控制	1.沉浸式 MBR 控制曝氣強度及時間 2.掃流式 MBR 控制混合液的流速	防止生物積垢或減緩積垢速率	需要進行模型廠試驗找尋最佳條件

表 8 MBR 的薄膜積垢控制技術(續)

控制方式	種類	特性/功能	缺點
污泥與薄膜特性改良	1. PAC 2. 膠凝劑/混凝劑 3. 擔體 4. 薄膜改良	1. 以 PAC 吸附 EPS，並形成生物活性碳 2. 改變膠羽顆粒大小 3. 使污泥附著，減少 MLSS 對積垢影響 4. 增加薄膜表面親水性，減少污泥與薄膜的交互作用	額外成本並使廢棄污泥量增加
最佳化程序設計與操作	1. 前處理設計 2. 控制滲透液通量 3. 控制 SRT	1. 避免薄膜表面被磨損或變質，以預防產生積垢 2. 在次臨界通量或可持續通量操作，降低積垢生成，並減少化學性清洗需求 3. 延長 SRT，使 COD 減少，以減少有機積垢	尚未成熟

#### 4.5.1 除垢技術

實用的物理性除垢技術為反沖洗及鬆弛。一般反沖洗方式係利用幫浦將滲透液逆向流動穿透薄膜，約每過濾 30~60 分鐘清洗 5~30 秒<sup>[19]</sup>。高頻脈衝式反沖洗則通常藉由定期產生高頻率(0.1~2 Hz)、短延時(約 0.1 秒)的反向脈衝以移除積垢，約每數分鐘清洗數秒<sup>[19,40]</sup>，其中商業化的薄膜模組一般每過濾 15 分鐘清洗 0.5~1 分鐘<sup>[10]</sup>。

另一種反沖洗方式則是透過空氣噴射或上浮空氣氣泡產生剪力而移除濾餅，氣泡也能使中空纖維式薄膜的纖維產生側向運動，限制顆粒與細胞的沉積<sup>[40]</sup>。不過，Viero et al.<sup>[69]</sup>的研究顯示，空氣反沖洗雖能維持穩定的通量，並防止濾餅生成，但仍無法避免碳水化合物在薄膜表面產生積垢層。

鬆弛方式則是停止過濾操作，使可逆性的積垢物在 TMP 消失情況下，因濃度梯度導致逆向傳輸增加，而擴散離開薄膜表面<sup>[10]</sup>。鬆弛方式亦能配合空氣氣泡的輔助，提高連續掃除薄膜表面濾餅之效率<sup>[13]</sup>。近年實驗性質的其他物理性清洗技

## 76 薄膜生物反應器於廢水處理之技術評析

術則是使用超音波，其原理是將濾餅破碎成小碎片，對薄膜表面與孔隙中附著較不緊密之積垢，有很好去除效果，然而清洗過久反而會導致薄膜孔隙阻塞<sup>[70]</sup>。

化學性除垢技術係針對不可逆性積垢，按不同需求，使用化學藥劑對 MBR 薄膜進行化學加強性反沖洗(逐日)，或維護性清洗(逐周)，或回復性清洗(每年 1~2 次)<sup>[45]</sup>。一般溫度越高時清洗效果越好，但有機材質的薄膜原則上不可在高溫下清洗<sup>[44]</sup>。商業化薄膜模組的化學除垢藥劑，主要使用次氯酸鈉去除有機積垢，和以檸檬酸去除無機積垢，其回復性清洗所需濃度範圍分別為 0.01~0.5% 及 0.2~0.3%<sup>[35]</sup>。陶瓷膜則需要在酸性下清洗<sup>[38]</sup>，一般使用濃度較高的次氯酸鈉 (5.25%)，輔以濃縮的檸檬酸，於 60~80°C 下持續清洗 2 小時<sup>[21]</sup>。

為避免氧化劑與酸劑對環境造成影響，純化的酵素和界面活性劑的使用研究也受到重視。酵素由於對其所催化的反應與交互作用的物質具專一性，且由於係在溫和的 pH、溫度與離子強度下反應，對薄膜表面不會造成損害，故為一理想的清洗劑<sup>[71]</sup>，尤其對蛋白質積垢的去除率可達 90~100%<sup>[72,73]</sup>。在界面活性劑方面，研究顯示陰離子、中性界面活性劑能防止疏水性膠羽附著在疏水性的有機材質薄膜，或是提高膠羽在薄膜上的脫落能力，其除垢能力主要受帶電性、正辛醇/水的分配係數( $K_{ow}$ )與偶極距(dipole moment)所影響<sup>[43]</sup>。

### 4.5.2 積垢限制技術

積垢限制技術的理念是藉由控制 MBR 積垢生成的影響因子，以預防積垢快速形成。最直接的方式是從水力動力條件著手，其中沉浸式 MBR 的曝氣量或旁流式 MBR 的混合液流速是重要的控制項目<sup>[18]</sup>。沉浸式 MBR 的 CFV 與紊流剪力，是由曝氣氣泡所產生，但是 CFV 隨曝氣強度而增加的情形仍有侷限，實際上氣流流率存在一個臨界流率，大於此流率時，進一步提高曝氣強度並不會提供額外的剪力效應<sup>[74]</sup>。

另一個可能採用的水力控制方式是將操作通量控制在次臨界通量，由此可衍生出由操作人員自行決定之可持續通量的控制概念。當 TMP 以可接受的速率逐漸增加，同時又不需要化學性清洗時，此時之通量定義為可持續通量<sup>[45]</sup>。旁流式 MBR 與採用平板式模組之沉浸式 MBR，都適合採用維持在可持續通量的操作模式，不

過，採用中空纖維式模組之沉浸式 MBR，通常採用間歇式操作模式，主要配合間歇性的反沖洗、鬆弛與化學性清洗，使通量維持在可持續通量以上<sup>[13]</sup>。

另一方面，藉由前處理的設置和設計，對積垢亦有一定的限制效果。例如，攔污柵或細篩網可攔截尖銳物、毛髮、碎屑等，避免其磨損或改變薄膜表面性質而對積垢產生影響<sup>[43]</sup>，或是避免使纖維物質聚集在曝氣系統，影響水流型態與薄膜的曝氣量，進而減少對積垢的掃除效果<sup>[13]</sup>。中空纖維式薄膜模組較易被阻塞，所需的篩柵孔隙一般為 0.8~1.5 mm，平板式模組可容忍稍高的阻塞情形，篩柵所需的孔隙正常為 2~3 mm<sup>[13]</sup>。

將有機聚合物材質薄膜的表面性質加以改良，是另一種具有潛力的積垢限制技術，其方式多數是藉親水性官能基改良疏水性的薄膜表面<sup>[38]</sup>。Pieracci et al.<sup>[75]</sup>使用光化學技術，利用 UV 光解作用，將親水性 NVP(N-乙基吡咯烷酮，N-vinyl-2-pyrrolidinone (NVP)單體，接枝聚合在 PES 薄膜表面上，親水性可提高 25%，並能減少 49%之積垢。Hilal et al.<sup>[76]</sup>同樣使用光化學技術，將親水性 AMPS(2-丙烯醯胺-2-甲基丙烷磺胺酸，2-acrylamido-2-methyl-propanesulfonic acid)等單體，接枝在 PES 薄膜表面，發現具有減少生物積垢的潛力。除光化學技術外，Sainbayar et al.<sup>[77]</sup>使用臭氧化技術，將 HEMA(羥乙基甲丙烯酸酯，2-hydroxy-ethyl methacrylate)，接枝聚合在 PP 薄膜上，使表面增加氫氧基和酮基，可降低積垢生成潛勢。Yu et al.<sup>[78]</sup>則藉電漿使 PVP(聚乙基吡咯烷酮，poly N-vinyl-2-pyrrolidone)固定在中空纖維式 PP 薄膜表面，在 MBR 中連續操作 50 小時後，發現具有抑制積垢的效果。

此外，由前述可知，污泥膠羽的特性影響生物積垢甚為顯著，因此改善顆粒特性將可降低積垢生成潛勢。近年研究方向主要是藉由膠凝/混凝劑的添加，使膠羽粒徑分佈改變，而朝向大粒徑範圍凝結，以降低過濾阻抗。Fan et al.<sup>[79]</sup>使用氯化亞鐵、鋁鹽、有機聚合物等混凝劑，控制操作在臨界通量以上之 MBR 的積垢生成速率，因積垢實際受小顆粒物質所控制，此三種混凝劑都能有效減緩積垢生成。

另一種改變顆粒特性的方式是添加 PAC，PAC 除是吸附劑外，亦具有擔體性質，能使微生物附著，形成生物活性碳<sup>[45]</sup>，另一方面含 PAC 的濾餅也會降低壓密性，因而可提高薄膜滲透性<sup>[38]</sup>。Kim and Lee<sup>[80]</sup>在沉浸式與旁流式 MBR 添加 PAC，

## 78 薄膜生物反應器於廢水處理之技術評析

發現 EPS 和 SMP 會被吸附，同時附著在活性碳上的微生物釋出的 EPS 及膠體粒子較少，故能降低 EPS 和 SMP，使積垢現象減少。Seo et al.<sup>[81]</sup>於沉浸式 MBR 中添加高濃度(80g/L)PAC，發現小於 1,000 Da 的物質均被吸附，且難分解有機物亦被吸附，並進一步被生物降解，而可提高出流水質。Liu et al.<sup>[82]</sup> 的研究更顯示，在不清洗薄膜的條件下，添加 PAC 可延長操作時間達 1.25 倍。

除 PAC 外，亦有研究是投入特製的懸浮性擔體，目的係使污泥附著在擔體上，減少 MLSS 對積垢的影響，或藉由擔體對薄膜表面的掃除作用，去除濾餅層以減少積垢的可能性。Yang et al.<sup>[83]</sup>將多孔彈性泡棉(發泡聚亞安酯)擔體應用於沉浸式 MBR，結果顯示過濾阻抗可減少 86%，臨界通量可提高 20%。然而，Huang et al.<sup>[84]</sup>使用 3 mm 堅硬的 PP 塑膠圓柱狀擔體，發現此種擔體一方面雖有減少積垢的效果，但另一方面也會將膠羽破碎，使小粒徑顆粒的數量與上澄液 TOC 增加，導致積垢加速生成，因此擔體添加量的控制甚為重要。目前添加擔體抑制積垢生成的機制仍欠缺了解，需要進一步研究。

### 4.6 薄膜積垢之預防與控制

從前述的積垢控制技術可知，從通量、CFV 或曝氣強度等水力參數，或是從污泥特性控制薄膜積垢皆是可能的方式之一。不過，在實務上，從水力動力條件進行控制較為方便與可行。因此，如欲達到積垢預防及預警的功能，需要在 MBR 啟動階段獲取臨界通量<sup>[38]</sup>的資訊，而在後續運轉過程中監測操作通量與壓力變化，一旦 TMP 增加，則透過對通量或曝氣強度、CFV 的控制，維持在次臨界通量下操作，以降低積垢的產生，然而，如前所述，MBR 積垢成因非常複雜，除水力因素外，亦與薄膜及污泥特性和水質有關。因此，如能針對個別的系統與水質，將通量與水質指標關係定量化，即能進一步評估或預測水質對積垢的影響，亦能對 MBR 效能進行最佳化操作與控制。表 9、表 10 為正常運轉 MBR 實廠的操作與設計條件，如能在典型的操作範圍值內，將可避免異常狀況、效能不佳或增加額外成本。

表 9 旁流式 MBR 之實廠操作與設計資料<sup>[13]</sup>

地區	奧地利* Vienna	英國 Aquabio	德國 Bilbao	德國 Freiburg	荷蘭 Triqua	英國 Cornwall	美國 Queen Mary I
系統供應商	Norit X-Flow	Norit X-Flow	Wehrle	Wehrle	VHP Ugchelen	Millenniumpore	Novasep Oreli
薄膜模組類型	管式	管式 UF	管式	管式	管式	管式	管式 UF
運轉年份	1999	2001	2004	1999	2000	2004	2003
處理廢水	都市污水	食品業廢水	垃圾滲出水	垃圾滲出水	造紙業廢水	生活污水	生活污水
處理水量(CMD)	240	815	1,800 (設計) 2,200 (尖峰)	120	240	40	1100
通量(Lh <sup>-1</sup> m <sup>-2</sup> )	40-55	153	120	50-90	> 120	16.5~30	75
TMP(bar)	0.3 (尖峰) 0.05-0.15	—	3	—	4	~0.8	2
MLSS(g/L)	—	10-20	—	12-15	20	12-15	8-12
SRT(d)	—	100	53	—	—	~120	—
HRT(h)	—	14	15	—	~24	—	—
空氣流率(m <sup>3</sup> h <sup>-1</sup> )	—	—	4000	—	—	—	800
CFV(m/s)	< 1	—	—	2-4	~4.5	2	—
物理性清洗方式	—	—	—	—	—	—	反沖洗
物理性清洗頻率(min)	—	—	—	—	—	—	120-240
維護性化學清洗頻率	每 15-30 天	每 120-180 天	—	—	—	—	每 3-5 周
薄膜壽命(年)	—	—	4	6	2	—	—
污泥量(kg/kg COD)	—	0.14	—	—	—	—	0.15 (溼重)
動力需求(kWh/m <sup>3</sup> )	—	3.5	5	3	—	1.8 (過濾)	—
操作成本(歐元/m <sup>3</sup> )	—	~0.38	0.38	0.26	0.46	—	—

\*模型廠

表 10 沉浸式 MBR 之實廠操作與設計資料－平板式模組<sup>[13,18,24]</sup>

地區	英國 Porlock	英國 Swanage	英國 Daldowie	美國 Running Spring	愛爾蘭 Coill Debh	英國 Lough Erne	德國 Knautnaundorf	荷蘭 Tilburg
系統供應商	Kubota	Kubota	Kubota	Kubota	Brightwater	Colloide	Huber	Toray
運轉年份	1998	2000	2001	2003	2004	2004	2002	2002
處理廢水	都市污水	都市污水	污泥脫水廢液	都市污水	都市污水	生活污水	都市污水	相紙工廠廢水
處理水量(CMD)	1,900 (尖峰)	12,700	9,000 (平均) 12,800 (尖峰)	2,300 (平均) 4,500 (尖峰)	1,200 (尖峰)	12 (尖峰)	113 (平均) 432 (尖峰)	840 (平均) 1,080 (尖峰)
通量(Lh <sup>-1</sup> m <sup>-2</sup> )	20-27	33	18-26 (設計)	25-50 (設計) >50 (尖峰操作)	22-27	20-30	16-25	21.6-27.8 (設計)
TMP(bar)	0.02-0.11	—	—	—	< 0.3	0.4	< 0.1	0.015
MLSS(g/L)	12-18 (設計) 20-30 (操作)	8-12	—	10-22	12 (設計) >15 (操作)	—	8-14	15
SRT(d)	30-60	—	—	—	21 (設計) >30 (操作)	—	25	24
HRT(h)	—	—	>15	—	~11 (尖峰)	—	14	< 14
空氣流率(m <sup>3</sup> h <sup>-1</sup> )	—	—	—	—	—	10	265	—
曝氣強度(m <sup>3</sup> h <sup>-1</sup> m <sup>-2</sup> )	0.75	—	—	—	1.28	—	—	0.4
物理性清洗方式	鬆弛	人工散氣沖洗	—	鬆弛	鬆弛	鬆弛	鬆弛	鬆弛



表 10 沉浸式 MBR 之實廠操作與設計資料－平板式模組(續 1)<sup>[13,18,24]</sup>

地區	英國 Porlock	英國 Swanage	英國 Daldowie	美國 Running Spring	愛爾蘭 Coill Debh	英國 Lough Erne	德國 Knautnaundorf	荷蘭 Tilburg
物理性清洗頻率(min)	1,440	—	—	10-20	60	6	9	8
物理性清洗時間(min)	30-60	—	—	1-2	5	2	1	2
化學性清洗頻率								
維護性	每 8-9 月	—	每 6 周	—	—	每 6-12 月	—	—
回復性	—	—	—	每 180 天(設計)	>18 個月(第一次)	—	—	每年
薄膜壽命(年)	~7	—	>3	—	—	—	—	—
污泥量(kg/kg BOD)	0.38-0.5	—	—	—	—	—	—	—
動力需求(kWh/m <sup>3</sup> )	—	—	—	—	—	—	~1.3	—
成本(歐元)	—	—	—	—	—	—	40 萬(投資)	230 萬(投資)

表 10 沉浸式 MBR 之實廠操作與設計資料－中空纖維式模組<sup>[13,18]</sup>

地區	法國 Perthes en Gatinais	義大利 Brescia	德國 Kaarst	加拿大 Unifine Richardson	台灣 桃園縣八德市	日本
系統供應商	Zenon	Zenon	Zenon	Zenon	Zenon	Mitsubishi Rayon
運轉年份	1999	2002	2004	2000	2000	1990 年代中期
處理廢水	都市污水	都市污水	都市污水	食品業廢水	TFT-LCD 業廢水	食品業廢水
處理水量(CMD)	900-1,400 (平均) 3,360 (尖峰)	42,000 (尖峰設計) 40,800 (尖峰操作)	48,000	150 (平均)	1,270	20
通量(Lh <sup>-1</sup> m <sup>-2</sup> )	18-29	24 (尖峰) 17-19 (操作)	25	12	24.5	~4
TMP (bar)	0.2-0.5	0.1-0.2	—	0.14-0.44 0.17 (平均)	0.55 (限值) 0.08-0.12 (平均)	—
MLSS(g/L)	~15	8-10	10-15	10-15	8-12	8-12
SRT(d)	25	17	25	—	~30	—
HRT(h)	13	7-8	~5	—	—	1.5
空氣流率(m <sup>3</sup> h <sup>-1</sup> )	85 (尖峰)	6,000-11,000 (細氣泡)	34,000 (粗氣泡)	360	—	—
曝氣強度(m <sup>3</sup> h <sup>-1</sup> m <sup>-2</sup> )	0.91	0.29 (粗氣泡)	0.4	—	—	—
物理性清洗方式	滲透液反沖洗	鬆弛	滲透液反沖洗	脈衝式反沖洗	滲透液反沖洗	—
物理性清洗頻率(min)	10	10.5	7	10	15	—

表 10 沉浸式 MBR 之實廠操作與設計資料(續)－中空纖維式模組(續 1)<sup>[13]</sup>

地區	日本	美國 Byfield	美國 Lake Oconee	英國 Aberporth	德國 Simmerath	日本
物理性清洗時間(min)	0.75	1.5	1	0.5	0.5	—
化學性清洗頻率						
維護性	每週	每週	每 2 周	每週 2 次	—	—
回復性	每年 1-4 次	>30 個月(第一次)	—	—	每 3 月	每年 2 次
薄膜壽命(年)	—	—	—	—	—	> 4
污泥量(kg TSS/kg COD)	0.5	—	—	—	0.27	—
動力需求(kWh/m <sup>3</sup> )	—	—	0.9	—	—	—
成本(歐元)	—	—	2,500 萬 (資本)	~76 萬 (承包合約)	—	—

表 10 沉浸式 MBR 之實廠操作與設計資料(續)－中空纖維式模組(續 2)<sup>[13]</sup>

地區	日本	美國 Byfield	美國 Lake Oconee	英國 Aberporth	德國 Simmerath	日本
供應商	Mitsubishi Rayon	Mitsubishi Rayon	Siemens	Siemens	Koch	Asahi Kasei
運轉年份	1990	—	2003	—	2003	2004
處理廢水	畜牧廢水	都市污水	都市污水	都市污水	都市污水	食品業廢水
處理水量(CMD)	60	380	610 (平均) 890 (尖峰)	—	630 (設計)	900
通量(Lh <sup>-1</sup> m <sup>-2</sup> )	~4	10 (設計) 2-15 (操作)	16	87 capacity	20-30	~16
TMP(bar)	0.25-0.4	0.2-0.44	< 0.64	0.2	~0.15	0.2
MLSS(g/L)	8-12	12	12	—	14-16 (缺氧槽) 10-12 (好氧槽)	~8
SRT(d)	—	—	~35	—	—	—
HRT(h)	—	—	3 (缺氧槽) 8 (好氧槽)	—	—	—
空氣流率(m <sup>3</sup> h <sup>-1</sup> )	—	—	288	—	—	384
曝氣強度(m <sup>3</sup> h <sup>-1</sup> m <sup>-2</sup> )	—	0.65	0.18	—	0.15-0.35	0.24
物理性清洗方式	—	—	—	空氣反沖洗	空氣+滲透液反沖洗	—

表 10 沉浸式 MBR 之實廠操作與設計資料(續)－中空纖維式模組(續 2)<sup>[13]</sup>

地區	日本	美國 Byfield	美國 Lake Oconee	英國 Aberporth	德國 Simmerath	日本
物理性清洗頻率(min)	—	—	—	45	25-50%過濾時間	—
物理性清洗時間(min)	—	—	—	2	5	—
化學性清洗頻率						
維護性	—	—	—	每 3-4 天	每 2-4 周	—
回復性	每 8 月	—	—	—	—	—
薄膜壽命(年)	> 3	—	—	~5	—	—
污泥量(kg TSS/kg COD)	—	—	—	—	—	—
動力需求(kWh/m <sup>3</sup> )	—	—	1.1	—	—	—
成本(歐元)	—	—	—	375 萬 (資本)	—	—

## 86 薄膜生物反應器於廢水處理之技術評析

表 11 所列為通量與水質指標關係的經驗式，可看出 MLSS 和溶解性有機物是較重要的水質指標項目。由於積垢主要是膠體粒子和溶解性有機物造成，因此在有機物方面，監測溶解性 COD 或 DOC 是必要的。MLSS 雖然屬於影響積垢的重要參數之一，但如果作為積垢的預防性監測，至目前為止，因其與膠羽特性的關係仍然不足，較不足以單獨作為積垢監測的項目，所以目前仍以分析污泥的特性作為評估積垢潛勢的主要指標。

在現階段研究中，Rosenberger et al.<sup>[36]</sup>指出基於傳統濾餅過濾理論而發展出的指標，如 TTF(time to filter)、MFI(修正積垢指數，modified fouling index)、SRF(比過濾阻抗，specific resistance to filtration)、SUR(比超濾阻抗，specific ultrafiltration resistance)等，都適用於評估污泥的過濾特性和積垢可能性，Khongnakorn et al.<sup>[64]</sup>甚至認為評估污泥脫水性的 CST(毛細汲取時間，capillary suction time)，也能應用於評估長時間 SRT 或固體物完全停留操作下之 MBR 積垢。Meng and Yang<sup>[68]</sup>則另外建議監測 MLSS 上澄液 COD 與溶解性 COD 的差值，可評估膠體粒子 COD 對積垢的影響。此外，透過對 MLSS 上澄液的濁度監測，與污泥絲狀菌指數(filament index)，可評估 MBR 因污泥膨化或膠凝性不良造成積垢之可能性。

表 11 MBR 之通量與水質指標關係<sup>[4,38]</sup>

關係式	適用條件
$J = -1.571 \log(\text{MLSS}) + 7.84$ J : m/d, MLSS : mg/L	MLSS 適用範圍：5-15 g/L
$J = a + b \log(\text{DOC})$ a, b : 經驗常數	—
$J = J_0 \cdot e^{k(\text{MLSS}-\text{MLVSS})R/\text{MLVSS}}$ J : 初始通量, k : 根據 TMP 而定的經驗常數, R : 雷諾數	旁流式 MBR
$J_{\text{SS}} = K \cdot u^* \cdot \Phi \cdot \text{MLSS}^{0.5}$ J <sub>SS</sub> : 穩態的通量, u* : 空氣表面流速, Φ : 薄膜幾何阻礙因子	中空纖維式薄膜之沉浸式 MBR

## 五、後續研究展望

綜合文獻彙整的結果，本文針對 MBR 技術提出下列各項的後續研究需求：

- 1.MBR 在都市污水處理上相對成熟，儘管處理容量較傳統生物程序小，但適合應用於小型社區或其他小規模的污水處理。
- 2.除傳統工業廢水外，MBR 應朝向研究處理其他特殊工業廢水和難分解化合物的可行性，以拓展應用性。
- 3.MBR 處理不同廢水時，有關生物膠羽特性及 MLSS 和薄膜上的菌相隨操作參數改變之情形，及其對生物積垢或效能的影響，仍需進一步探討，並建立控制參數與膠羽特性的相關關係，以利積垢的預防與控制。
- 4.由於積垢分佈不均，不同位置的積垢可能有不同的特性，如以化學劑清洗積垢，MBR 操作人員仍僅依賴經驗或藥劑商的支援，故對特定成分積垢的化學劑清洗效果，或是有效率的化學清洗方法，尚待系統性的研究。
- 5.薄膜疏水性改良技術具有從根本上降低生物積垢生成的潛力，相關最適的親水性單體選用，以及改良後薄膜的耐用性、化學性清洗影響和製造成本等課題，需要進一步研究。在陶瓷膜部份，可研究從廢棄石材、礦石的方式製造的可行性，以降低成本。不織布濾材則需要進一步減小孔隙，以克服積垢與出流水殘餘致病菌問題。
- 6.有關 MBR 薄膜積垢問題的預防與控制，應朝向自動化與預警化監測，以達到降低回復性化學清洗和節省成本的效益。

## 六、參考文獻

- 1.Wisniewski, C., "Membrane Bioreactor for Water Reuse," *Desalination*, 203, pp. 15-19(2007).
- 2.Cote, P., M. Masini, and D. Mourato, "Comparison of Membrane Options for Water Reuse and Reclamation," *Desalination*, 167, pp. 1-11(2004).
- 3.Kang, Y. T., Y. H. Cho, and E. H. Chung, "Development of the Wastewater Reclamation and Reusing System with a Submerged Membrane Bioreactor

- Combined Bio-Filtration,” *Desalination*, 202, pp. 68-76(2007).
4. Visvanathan, C., R. B. Aim, and K. Parameshwaran, “Membrane Separation Bioreactors for Wastewater Treatment,” *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 30, pp. 1-48(2000).
  5. Peters, T. A., R. Gunther, and K. Vossenkaul, “Membrane Bioreactors in Wastewater Treatment,” *Filtration and Separation*, 37, pp. 18-21(2000).
  6. Gonzalez, S., M. Petrovic, D. Barcelo, “Removal of a Broad Range of Surfactants from Municipal Wastewater- Comparison between Membrane Bioreactor and Conventional Activated Sludge Treatment,” *Chemosphere*, 67, pp. 335-343(2007).
  7. Patel, J., G. Nakhla, and A. Margaritis, “Optimization of Biological Nutrient Removal in a Membrane Bioreactor System,” *Journal of Environmental Engineering*, 131, pp. 1021-1029(2005).
  8. Liao, B. Q., J. T. Kraemer, and D. M. Bagley, “Anaerobic Membrane Bioreactors: Applications and Research Directions,” *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 36, pp. 489-530(2006).
  9. Adham, S. S., R. S. Trussell, P. Gagliardo, D. Jenkins, and R. R. Trussell, *Membrane Bioreactors: Feasibility and Use in Water Reclamation*, Project #98-CTS-5, Water Environment Research Foundation, USA(2001).
  10. Yang, W., N. Cicek, and J. Ilg, “State-of-the-art of Membrane Bioreactors: Worldwide Research and Commercial Applications in North America,” *Journal of Membrane Science*, 270, pp. 201-211(2006).
  11. Atkinson, “Research Studies Predict Strong Growth for MBR Markets,” *Membrane Technology*, 2006, pp. 8-10(2006).
  12. Ben Aim, R. M. and M. J. Semmens, “Membrane Bioreactor for Wastewater Treatment and Reuse: A Success Story,” *Water Science and Technology*, 47, pp. 1-5(2003).
  13. Judd, S., *The MBR Book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors in Water and Wastewater Treatment*, Elsevier Ltd, USA(2006).



14. Stephenson, T., S. Judd, B. Jefferson, and K. Brindle, *Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment*, IWA Publishing, UK(2002).
15. Melin, T., B. Jefferson, D. Bixio, C. Thoeye, W. D. Wilde, J. D. Koning, J. van der Graaf, and T. Wintgens, "Membrane Bioreactor Technology for Wastewater Treatment and Reuse," *Desalination*, 187, pp. 271-282(2006).
16. Meng, Z. G., F. L. Yang, and X. W. Chiang, "MBR Focus: Do Nonwovens Offer a Cheaper Option?," *Filtration and Separation*, 42, pp. 28-30(2005).
17. McAdam, E. J. and S. J. Judd, "A Review of Membrane Bioreactor Potential for Nitrate Removal from Drinking Water," *Desalination*, 196, pp. 135-148(2006).
18. Judd, S., "A Review of Fouling of Membrane Bioreactors in Sewage Treatment," *Water Science and Technology*, 49, pp. 229-235(2004).
19. Marrot, B., A. Barrios-Martinez, P. Moulin, and N. Roche, "Industrial Wastewater Treatment in a Membrane Bioreactor: A Review," *Environmental Progress*, 23, pp. 59-68(2004).
20. Cicek, N., "A Review of Membrane Bioreactors and their Potential Application in the Treatment of Agricultural Wastewater," *Canadian Biosystems Engineering*, 45, pp. 6.37-6.49(2003).
21. Gander, M., B. Jefferson, and S. Judd, "Aerobic MBRs for Domestic Wastewater Treatment: A Review with Cost Considerations," *Separation and Purification Technology*, 18, 119-130(2000).
22. van't Oever, R., "MBR Focus: Is Submerged Best?," *Filtration and Separation*, 42, pp. 24-27(2005).
23. Fan, A. and S. Chang, "Membrane Bioreactors: Design and Operation Options," *Filtration and Separation*, 39, pp. 26-29(2002).
24. Judd, S., "Submerged Membrane Bioreactors: Flat Plate or Hollow Fibre," *Filtration and Separation*, 39, pp. 30-31(2002).
25. van der Roest, D., P. Lawrence, and A. G. N. van Bentem, *Membrane Bioreactors for Municipal Wastewater Treatment*, Water and Wastewater Practitioner Series:

## 90 薄膜生物反應器於廢水處理之技術評析

- STOWA Report, IWA Publishing, UK(2002).
- 26.Sun, D. D., J. L. Zeng, and J. H. Tay, "A Submerged Tubular Ceramic Membrane Bioreactor for High Strength Wastewater Treatment," *Water Science and Technology*, 47, pp. 105-112(2003).
  - 27.Shin, H. and S. Kang, "Characteristics and Fates of Soluble Microbial Products in Ceramic Membrane Bioreactor at Various Sludge Retention Times," *Water Research*, 37, pp. 211-217(2003).
  - 28.Fan, X. J., V. Urbain, Y. Qian, and J. Manem, "Ultrafiltration of Activated Sludge with Ceramic Membranes in a Cross-Flow Membrane Bioreactor Process," *Water Science and Technology*, 41, pp. 243-250(2000).
  - 29.Seo, G. T., B. H. Moon, T. S. Lee, T. J. Lim, and I. S. Kim, "Non-Woven Fabric Filter Separation Activated Sludge Reactor for Domestic Wastewater Reclamation," *Water Science and Technology*, 47, pp. 133-138(2003).
  - 30.Fuchs, W., C. Resch, M. Kernstock, M. Mayer, P. Schoeberl, and R. Braun, "Influence of Operational Conditions on the Performance of a Mesh Filter Activated Sludge Process," *Water Research*, 39, pp. 803-810(2005).
  - 31.Chang, W. K., A. Y. J. Hu, R. Y. Horng, and W. Y. Tzou, "Membrane Bioreactors with Nonwoven Fabrics as Solid-Liquid Separation Media for Wastewater Treatment," *Desalination*, 202, pp. 122-128(2007).
  - 32.van Dijk, L. and G. C. G. Roncken, "Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment: The State of the Art and New Developments," *Water Science and Technology*, 35, pp. 35-41(1997).
  - 33.Technology news, "Zenon Chosen to Supplied World's Largest Membrane Bioreactor," *Filtration and Separation*, 42, pp. 14-14(2005).
  - 34.中國膜技術網，膜生物反應器的工程應用，<http://www.mem-china.cn/rdzt/mfyscq/>，(2007.04)。
  - 35.Le-Clech, P., A. Fane, and G. Leslie, "MBR Focus: The Operators' Perspective," *Filtration and Separation*, 42, pp. 20-23(2005).

36. Rosenberger, S., H. Evenblij, S. te Poele, T. Wintgens, and C. Laabs, "The Importance of Liquid Phase Analyses to Understand Fouling in Membrane Assisted Activated Sludge Processes- Six Case Studies of Different European Research Groups," *Journal of Membrane Science*, 263, pp. 113-126(2005).
37. Lee, J., W. Y. Ahn, and C. H. Lee, "Comparison of the Filtration Characteristics between Attached and Suspended Growth Microorganisms in Submerged Membrane Bioreactor," *Water Research*, 35, pp. 2435-2445(2001).
38. Chang, I. S., P. Le Clech, B. Jefferson, and S. Judd, "Membrane Fouling in Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment," *Journal of Environmental Engineering*, 128, pp. 1018-1029(2002).
39. Schwarz, A. O., B. E. Rittmann, G. V. Crawford, A. M. Klein, and G. T. Daigger, "Critical Reviews on the Effects of Mixed Liquor Suspended Solids on Membrane Bioreactor Operation," *Separation Science and Technology*, 41, pp. 1489-1511(2006).
40. Ho, C. C. and A. L. Zydney, "Overview of Fouling Phenomena and Modeling Approaches for Membrane Bioreactors," *Separation Science and Technology*, 41, pp. 1231-1251(2006).
41. Pollice, A., A. Brookes, B. Jefferson, and S. Judd, "Sub-Critical Flux Fouling in Membrane Bioreactors- A Review of Recent Literature," *Desalination*, 174, pp. 221-230(2005).
42. Cho, B. D. and A. G. Fane, "Fouling Transients in Nominally Sub-Critical Flux Operation of a Membrane Bioreactor," *Journal of Membrane Science*, 209, pp. 391-403(2002).
43. Liao, B. Q., D. M. Bagley, H. E. Kraemer, G. G. Leppard, S. N. Liss, "A Review of Biofouling and its Control in Membrane Separation Bioreactors," *Water Environmental Research*, 76, pp. 425-436(2004).
44. Ramesh A., D. J. Lee, M. L. Wang, J. P. Hsu, R. S. Juang, K. J. Hwang, J. C. Liu, and S. J. Tseng, "Biofouling in Membrane Bioreactor," *Separation Science and*

## 92 薄膜生物反應器於廢水處理之技術評析

- Technology, 41, pp. 1345-1370(2006).
45. Le-Clech, P., V. Chen, and T. A. G. Fane, "Fouling in Membrane Bioreactors Used in Wastewater Treatment," *Journal of Membrane Science*, 284, pp. 17-53(2006).
46. Kimura, K., N. Yamato, H. Yamamura, and Y. Watanabe, "Membrane Fouling in Pilot-Scale Membrane Bioreactors (MBR2) Treating Municipal Wastewater," *Environmental Science and Technology*, 39, pp. 6293-6299(2005).
47. Meng, F., B. Shi, F. Yang, and H. Zhang, "New Insights into Membrane Fouling in Submerged Membrane Bioreactor Based on Rheology and Hydrodynamics Concepts," *Journal of Membrane Science*, 302, pp. 87-94(2007)
48. Sheikholaslami, R., "Composite Fouling- Inorganic and Biological: A Review," *Environmental Progress*, 18, pp. 113-122(1999).
49. Bae, T. H. and T. M. Tak, "Interpretation of Fouling Characteristics of Ultrafiltration Membranes during the Filtration of Membrane Bioreactor Mixed Liquor," *Journal of Membrane Science*, 264, pp. 151-160(2005).
50. Zhang, J., H. C. Chua, J. Zhou, and A. G. Fane, "Factors Affecting the Membrane Performance in Submerged Membrane Bioreactors," *Journal of Membrane Science*, 284, pp. 54-66(2006).
51. Cirja, M., P. Ivashechkin, A. Schaffer, and P. F. X. Corvini, "Factors Affecting the Removal of Organic Micropollutants from Wastewater in Conventional Treatment Plants (CTP) and Membrane Bioreactors (MBR)," *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, (in-press) (2007).
52. Germain, E. and T. Stephenson, "Biomass Characteristics, Aeration and Oxygen Transfer in Membrane Bioreactors: Their Interrelations Explained by a Review of Aerobic Biological Process," *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 4, pp. 223-233(2005).
53. Judd, S., "Fouling Characteristics of Membrane Filtration in Membrane Bioreactors," *Membrane Technology*, 12, pp. 10-13(2000).

- 54.Liang, S. and L. Song, "Characteristics and Fouling Behaviors of Dissolved Organic Matter in Submerged Membrane Bioreactor Systems," *Environmental Engineering Science*, 24, pp. 652-662(2007).
- 55.Yamato, N., K. Kimura, T. Miyoshi, and Y. Watanabe, "Difference in Membrane Fouling in Membrane Bioreactors (MBRs) Caused by Membrane Polymer Materials," *Journal of Membrane Science*, 280, pp. 911-919(2006).
- 56.Howell, J. A., "Future of Membrane and Membrane Reactors in Green Technologies and for Water Reuse," *Desalination*, 162, pp. 1-11(2004).
- 57.Trussell, R. S., R. P. Merlo, S. W. Hermanowicz, and D. Jenkins, "Influence of Mixed Liquor Properties and Aeration Intensity on Membrane Fouling in a Submerged Membrane Bioreactor at High Mixed Liquor Suspended Solids Concentrations," *Water Research*, 41, pp. 947-958(2007).
- 58.Fan, F. and H. Zhou, "Interrelated Effects of Aeration and Mixed Liquor Fractions on Membrane Fouling for Submerged Membrane Bioreactor Processes in Wastewater Treatment," *Environmental Science and Technology*, 41, pp. 2523-2528(2007).
- 59.Kim, H. Y., K. M. Yeon, and C. H. Lee, "Biofilm Structure and Extracellular Polymeric Substances in Low and High Dissolved Oxygen Membrane Bioreactors," *Separation Science and Technology*, 41, pp. 1213-1230(2006).
- 60.Hong, S. H., W. N. Lee, H. S. Oh, K. M. Yeon, B. K. Hwang, C. H. Lee, I. S. Chang, and S. Lee, "The Effects of Intermittent Aeration on the Characteristics of Bio-Cake Layers in a Membrane Bioreactor," *Environmental Science and Technology*, 41, pp. 6270-6276(2007).
- 61.Jang, N., X. Ren, G. Kim, C. Ahn, J. Cho, and I. S. Kim, "Characteristics of Soluble Microbial Products and Extracellular Polymeric Substances in the Membrane Bioreactor for Water Reuse," *Desalination*, 202, pp. 90-98(2007).
- 62.Meng, F., B. Shi, F. Yang, and H. Zhang, "Effect of Hydraulic Retention Time on Membrane Fouling and Biomass Characteristics in Submerged Membrane

#### 94 薄膜生物反應器於廢水處理之技術評析

- Bioreactors,” *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 30, pp. 359-367(2007).
- 63.Ng, H. Y., T. W. Tan, and S. L. Ong, “Membrane Fouling of Submerged Membrane Bioreactors: Impact of Mean Cell Residence Time and the Contributing Factors,” *Environmental Science and Technology*, 40, pp. 2706-2713(2006).
- 64.Khongnakorn, W., C. Wisniewski, L. Pottier, and L. Vachoud, “Physical Properties of Activated Sludge in a Submerged Membrane Bioreactor and Relation with Membrane Fouling,” *Separation and Purification Technology*, 55, pp. 125-131(2007).
- 65.Nuengjamnong, C., J. H. Kweon, J. Cho, C. Polprasert, and K. H. Ahn, “Membrane Fouling Caused by Extracellular Polymeric Substances during Microfiltration Processes,” *Desalination*, 179, pp. 117-124(2005).
- 66.Liang, S., C. Liu, and L. Song, “Soluble Microbial Products in Membrane Bioreactor Operation: Behaviors, Characteristics, and Fouling Potential,” *Water Research*, 41, pp. 95-101(2007).
- 67.Meng, F., F. Yang, J. Xiao, H. Zhang, and Z. Gong, “A New Insight into Membrane Fouling Mechanism during Membrane Filtration of Bulking and Normal Sludge Suspension,” *Journal of Membrane Science*, 285, pp. 159-165(2006).
- 68.Meng, F. and F. Yang, “Fouling Mechanisms of Deflocculated Sludge, Normal Sludge, and Bulking Sludge in Membrane Bioreactor,” *Journal of Membrane Science*, 305, pp. 48-56(2007).
- 69.Viero, A. F., G. L. SantAnna, and R. Nobrega, “The Use of Polyetherimide Hollow Fibres in a Submerged Membrane Bioreactor Operating with Air Backwashing,” *Journal of Membrane Science*, 302, pp. 127-135(2007).
- 70.Lim, A. L. and R. B. Bai, “Membrane Fouling and Cleaning in Microfiltration of Activated Sludge Wastewater,” *Journal of Membrane Science*, 216, pp. 279-290(2003).
- 71.Zhao, Y. J., K. F. Wu, Z. J. Wang, L. Zhao, and S. S. Li, “Fouling and Cleaning of Membrane- A Literature Review,” *Environmental Sciences*, 12, pp.

- 241-251(2000).
- 72.Arguello, M. A., S. A. Francisco, A. Reira, and R. Alvarez, "Enzymatic Cleaning of Inorganic Ultrafiltration Membranes Fouled by Whey Proteins," *Journal of Agriculture and Food Chemistry*, 50, pp. 1951-1958(2002).
- 73.Arguello, M. A., S. Alvarez, A. Reira, and R. Alvarez, "Enzymatic Cleaning of Inorganic Ultrafiltration Membranes Used for Whey Protein Fractionation," *Journal of Membrane Science*, 216, pp. 121-134(2003).
- 74.Sofia, A., W. J. Ng, and S. L. Ong, "Engineering Design Approaches for Minimum Fouling in Submerged MBR," *Desalination*, 160, pp. 67-74(2004).
- 75.Pieracci, J., J. V. Crivello, and G. Belfort, "Photochemical Modification of 10 kDa Polyethersulfone Ultrafiltration Membranes for Reduction of Biofouling," *Journal of Membrane Science*, 156, pp. 223-240(1999).
- 76.Hilal, N., L. Al-Khatib, B. P. Atkin, V. Kochkodan, and N. Potapchenko, "Photochemical Modification of Membrane Surfaces for (Bio)Fouling Reduction: A Nano-Scale Study Using AFM," *Desalination*, 158, pp. 65-72(2003).
- 77.Sainbayar, A., J. S. Kim, W. J. Jung, Y. S. Lee, and C. H. Lee, "Application of Surface Modified Polypropylene Membranes to an Anaerobic Membrane Bioreactor," *Environmental Technology*, 22, pp. 1035-1042(2001).
- 78.Yu, H. Y., H. Lei, and Z. K. Xu, "Enhancement of the Flux for Polypropylene Hollow Fiber Membrane in a Submerged Membrane-Bioreactor by Surface Modification," *Journal of Environmental Sciences- China*, 18, pp. 1050-1055(2006).
- 79.Fan, F., H. Zhou, and H. Husain, "Use of Chemical Coagulants to Control Fouling Potential for Wastewater Membrane Bioreactor Processes," *Water Environment Research*, 79, pp. 952-957(2007).
- 80.Kim, J. S. and C. H. Lee, "Effects of Powdered Activated Carbon on the Performance of an Aerobic Membrane Bioreactor: Comparison between Cross-Flow and Submerged Membrane Systems," *Water Environment Research*, 75, pp.

300-307(2003).

- 81.Seo, G. T., H. I. Ahan, J. T. Kim, Y. J. Lee, and I. S. Kim, "Domestic Wastewater Reclamation by Submerged Membrane Bioreactor with High Cocentration Powdered Activated Carbon for Stream Restoration," *Water Science and Technology*, 50, pp. 173-178(2004).
- 82.Liu, X. L., N. Q. Ren, and F. Ma, "Effect of Powdered Activated Carbon on Chinese Traditional Medicine Wastewater Treatment in Submerged Membrane Bioreactor with Electronic Control Backwashing," *Journal of Environmental Science-China*, 19, pp. 1037-1042(2007).
- 83.Yang, Q., J. Chen, and F. Zhang, "Membrane Fouling Control in a Submerged Membrane Bioreactor with Porous, Flexible Suspended Carriers," *Desalination*, 189, pp. 292-302(2006).
- 84.Huang, X., C. H. Wei, and K. C. Yu, "Mechanism of Membrane Fouling Control by Suspended Carriers in a Submerged Membrane Bioreactor," *Journal of Membrane Science*, (in press), (2007).