



ELSEVIER

Contents lists available at ScienceDirect

Engineering

journal homepage: www.elsevier.com/locate/eng



Research
Environmental Protection—Review

厌氧产能生物技术用于城市污水处理的研究进展

李文卫, 俞汉青*

CAS Key Laboratory of Urban Pollutants Conversion, Department of Chemistry, University of Science and Technology of China, Hefei 230026, China

ARTICLE INFO

Article history:

Received 18 June 2016

Revised 12 November 2016

Accepted 18 November 2016

Available online 20 December 2016

关键词

厌氧

产能

膜生物反应器

微生物电化学系统

城市污水处理

摘要

城市污水处理长期以来被认为是一个高能耗、高成本的过程。传统处理方法通过消耗大量能量来破坏污水中蕴含的能量物质, 仅有很少的一部分能量和营养物质可以得到回用。近年来, 一些污水处理厂已经开始尝试通过技术革新和旧技术升级来将自己转变为“资源工厂”。其中, 厌氧生物处理作为一种能将污水中的有机物转化为能源并且保留其中的营养物质不被破坏的技术, 重新引起了人们的兴趣。但是, 这类技术的实际应用目前仍面临着技术和经济方面的诸多挑战。本文综述了当前废水厌氧生物处理技术的最新进展状况, 重点介绍了侧流强化污泥厌氧消化、厌氧膜生物反应器 (AnMBR) 和微生物电化学系统, 展望了这些技术走向应用所面对的机遇和挑战。本文旨在为城市污水厌氧处理工艺的设计和 optimization 提供参考。

© 2016 THE AUTHORS. Published by Elsevier LTD on behalf of Chinese Academy of Engineering and Higher Education Press Limited Company. This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

1. 引言

城镇污水处理厂是实现污水净化、保障城市公共卫生的重要环节[1]。然而, 传统的污水处理工艺存在成本高、能耗高、二次污染的问题(污染物从水相转移至固相/气相)。随着水和空气的排放标准越来越严格, 这些问题也日益凸显。近年来人们在反应器及处理工艺方面进行了大量改进, 如发展了膜生物反应器[2]、好氧颗粒污泥系统[3]以及优化工艺操作, 但活性污泥过程的核心原则——通过消耗能量来破坏水中的能量物质——始终未变。要实现从污水中回收资源, 必须从根本上转变废水处理工艺[4,5], 而厌氧处理技术就被认为是最具发展潜力的替代技术。

城市生活污水处理从好氧到厌氧工艺的转变, 为

污水处理设施的可持续运行和实现净产能提供了可能[6,7]。与高能耗、资源浪费型的活性污泥法相比, 厌氧处理不仅避免了曝气所需的能耗, 而且能回收能源[8]。此外, 污水中的氮、磷等营养物质也得以保留下来, 便于后续的回收和再利用[4], 从而进一步提高能量效益和经济效益。值得一提的是, 在传统处理工艺中, 营养物质的去除需消耗部分碳源, 从而减少了能用于厌氧产能的有机物的量。目前, 一些不依赖于碳源的营养物质去除技术的出现, 为解决这个问题提供了可能[9]。

厌氧处理技术本身并非新技术, 其被用于处理高浓度工业废水和污泥消化已有很长的历史[10]。在厌氧处理过程中, 复杂的有机固体颗粒物在无氧状态下被厌氧微生物分解, 产生可回收的富含甲烷的能源气体, 同时得到用作农业肥料的稳定化的污泥[1]。当厌氧处理技

* Corresponding author.

E-mail address: hqyu@ustc.edu.cn

术与活性污泥法结合用于城市生活污水处理时, 通过污泥厌氧消化得到的这些产品可以部分抵消活性污泥过程的高昂费用, 但通过这种方式回收的能量非常有限, 水中大部分有机质仍然得不到有效转化从而被浪费。为了提高产能, 我们需要尽可能使更多的有机质进入污泥相中, 进而进行污泥厌氧消化(侧流厌氧处理), 或者直接对低有机物浓度的污水进行厌氧处理(主流厌氧处理), 后者目前仍面临多方面的技术挑战。

侧流厌氧污泥消化工艺已在城市生活污水处理中应用了多年。强化该工艺需依赖新的技术, 将有机物尽可能富集到污泥相中, 并提高生物质的转化效率。而对于主流厌氧处理工艺, 厌氧微生物生长慢和活性低是关键的限制因素。城市生活污水中的有机物含量低, 并且以颗粒有机物为主。另外, 污水处理厂经常在低温条件下运行。这些都不利于产甲烷菌的生长[11], 使得传统厌氧反应器难以保持高生物量。例如, 上流式厌氧污泥床和膨胀颗粒污泥床反应器很容易因生物量流失, 而导致处理效果变差。要解决这些问题, 必须对现有的厌氧技术和反应器进行进一步优化改进。

在本文中, 我们介绍了几项具有代表性的、有望应用于城市生活污水处理的厌氧产能生物技术: 生物富集结合侧流强化污泥厌氧消化、厌氧膜生物反应器(AnMBR)主流工艺、微生物电化学系统主流工艺[9]。我们总结了这些技术当前的研究进展, 重点讨论了这些技术走向实际应用所面临的机遇和挑战。目前已有几篇文章综述了回收能源和资源的各种厌氧工艺[9,12,13], 因此本文仅关注与产能相关的厌氧生物技术。我们旨在为城市生活污水处理工艺的设计和 optimization 提供参考, 同时推动厌氧处理技术研究和应用的进一步发展。

2. 侧流强化污泥厌氧消化

2.1. 技术进展

通过生物富集结合污泥厌氧消化来强化侧流能源回收的工艺具有相对成熟、能耗低等优点。该工艺流程与传统的活性污泥法有相似之处, 但它能将更多有机物通过厌氧转化产能而非好氧降解。如图1(a)所示, 该工艺主要包括两个关键步骤: ①以少量能耗为代价将污水中的大部分有机物富集浓缩到污泥相中; ②通过高效厌氧消化系统将大部分富含有机物的污泥转化成含甲烷的生物气。有机物生物富集可以在非常低的污泥龄和低强度曝气条件下通过污泥微生物的吸附、同化、浓缩作用将

有机物富集于污泥相中[14]。污泥中有机碳含量的增加有利于提升厌氧消化效率。该工艺目前已成功地在包括奥地利Strass厂在内的多座污水处理厂得到了应用。在Strass污水处理厂, 进水中的大部分有机物通过接触稳定工艺被转移进入污泥相中用于后续的厌氧消化[15]。

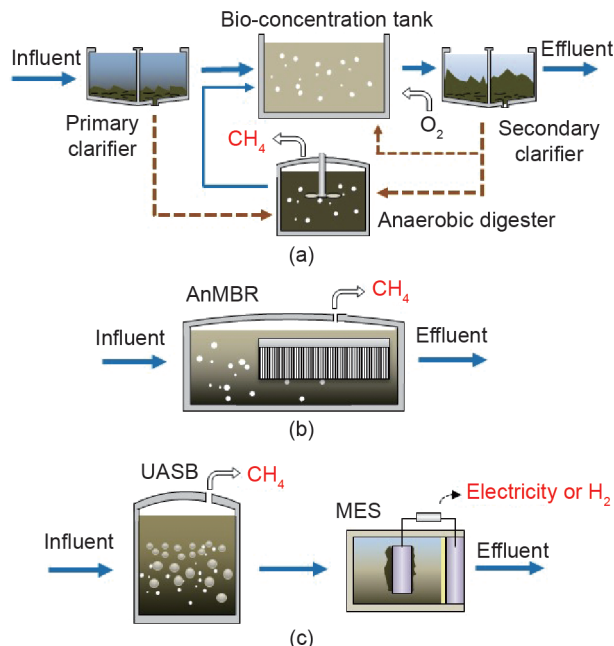


图1. 几种有代表性的污水厌氧生物产能处理工艺示意图。(a) 改进的侧流污泥厌氧消化; (b) 厌氧膜生物反应器; (c) 微生物电化学主流处理工艺。

然而, 由于污泥中有机物的水解速率较低, 其厌氧产能效率受到限制。为了提高产酸菌和产甲烷菌对污泥中有机物的利用率, 实践中常对污泥进行预处理以促进有机物的释放和溶解[16]。常用的预处理方法包括水热、微波辐照、超声、机械剪切、化学及生物(酶)等。这些预处理手段虽然可以有效破坏污泥中微生物的细胞结构, 使有机物释放, 但能耗较高[17]。因此, 能够就近利用低品位的能源或者资源的预处理无疑是较为理想的选择。在这方面, 热解不失为一种有效的技术手段, 因为这种方法可以直接利用污水处理过程中热泵或热电联产所产生的低品位热能[17]。对这种废热的原位利用可以显著减小污泥体积, 并且有可能在低能耗甚至零能耗的条件下维持厌氧消化所需的高温。但是, 这种预处理的效果取决于生物浓缩程度、污泥特性以及废热的可利用性, 而这些都与污水处理工艺的运行条件密切相关。到目前为止, 应用该预处理技术最为成功的案例是美国的Blue Plains污水处理厂。该厂采用与Strass污水处理厂类似的侧流厌氧消化工艺, 但增加了一个Cambi热解过

程来强化生物裂解[15]。与传统污泥厌氧消化相比,采用该强化策略可使甲烷产量提高一倍。

此外,污泥中有机物含量低和成分波动大是两个较常见的问题,会限制甲烷的产生速率。将污泥与富含有机物的固体废弃物(如餐厨垃圾)进行共消化是解决污泥有机质组分低的一个有效方法[18]。该方法不仅能提升污泥中可利用碳的含量,而且也可以平衡碳和营养元素的比例,从而有利于提高生物气产量和保持整个处理流程的能量平衡[19]。此外,它还可以提高厌氧消化装置的利用率,在一定程度上抵消了厌氧反应器所需要的投资和运行成本。将污泥与餐厨垃圾共消化的方式已在Strass污水处理厂成功应用了8年多,被证明是提高生物气产量的一种有效策略。

2.2. 瓶颈与面临的挑战

尽管侧流厌氧消化技术的可行性已经在实际污水处理厂中得到了验证,但是离大范围的推广应用还有一定距离,主要是存在以下一些技术、经济限制。首先,生物富集过程仍然需要消耗一定量的氧气,不可避免会导致一部分有机碳被矿化从而损失。其次,低污泥停留时间可能会导致污泥的沉降性能变差[20],因此需要投加絮凝剂来促进污泥的浓缩,或者安装膜组件以防止污泥流失[21,22]。此外,消化液中仍含有高浓度的有机物(通常其化学需氧量COD $> 100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$),因此无法直接排放,而往往需要返回到主流生物反应器中或者需配套后续处理(如需要大量曝气的活性污泥工艺和微藻系统处理等)[23]。最后,厌氧消化和预处理装置成本较高,在不太理想的运行状态下易出现磨损和腐蚀等问题[24]。这些限制因素降低了整个过程的能源回收效率,增加了成本,并且导致系统运行不稳定。

3. 厌氧膜生物反应器

3.1. 厌氧膜生物反应器运行特征

侧流污泥厌氧消化系统的有效运行需要复杂的污泥预浓缩和有机物溶解释放步骤。如果污水中的低浓度有机物可以在厌氧条件下被直接转化,整个处理工艺可以极大程度地简化。最近AnMBR的发展使得这样的厌氧主流处理工艺成为可能[6]。如图1(b)所示,AnMBR是一种高度紧凑型的生物反应器,可以同时实现污染物的去除和污泥分离[25]。与其他厌氧生物反应器相比,AnMBR能高效截留污泥和颗粒有机物,因此具有更高

的处理转化效率[26,27]。AnMBR另一个独特的优势是其在各种气候温度条件下都有较稳定的处理效果。大多数的厌氧过程都存在低温下运行效果变差的问题,这是因为低温下厌氧微生物活性降低,进而影响生物固体水解和甲烷生成[28,29]。然而,低温对于AnMBR却并不是很大的限制因素。AnMBR可以维持较高的活性生物量,从而能够部分弥补因温度降低导致的微生物活性下降,这对生长较慢的水解细菌和产甲烷菌来说意义尤为重大。甚至当水温低至 6°C 时,AnMBR仍能通过对细小粒子的有效截流使其充分水解[26],从而保持较高的出水水质[30-32]。

因此,AnMBR适用于城市生活污水的厌氧主流处理,是一项极具吸引力和发展潜力的污水处理技术。当然,目前该技术的实际应用仍存在膜污染和溶解性甲烷损失等限制因素,尤其是在较低的水温下更为明显[33]。如何突破这些制约已成为当前的研究热点。

3.2. 膜污染控制

AnMBR中较高的污泥浓度(一般大于 $10\,000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)使其污染物去除效率可以达到与好氧处理同样的水平。但是,高生物量也会导致高流体黏度、更多的微生物细胞以及产生大量生物小分子[34],从而引起更严重的膜污染。并且,膜污染在低温下更为突出[35]。例如,研究发现当温度从 25°C 降低至 15°C 时,AnMBR中溶解性微生物产物(SMPs)的含量及细颗粒比例显著增加,造成更严重的膜污染[28]。

生物气加压曝气是一种被广泛采用的减缓膜污染的有效策略。例如,在一个中试规模的处理城市生活污水的AnMBR中,通过采用 $40\sim 60 \text{ m}^3 \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{h})^{-1}$ 连续的生物气曝气结合常规化学清洗(3~4个月一次),膜污染得到了有效控制,该系统稳定运行了三年以上[32]。然而,这种生物气曝气消耗了 $0.4 \text{ kW} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}$ 的能量,比 15°C 下可回收甲烷的能量高出三分之一[27]。如何有效地控制AnMBR的膜污染成为限制其应用的一个重要挑战。为了解决这一问题,研究者们从反应器构型优化和低能耗膜污染控制策略方面开展了大量的研究工作。

AnMBR膜污染特征与反应器类型密切相关。到目前为止,多种构型的生物反应器已被尝试用于AnMBR运行,包括CSTR、UASB、EGSB和FBR[33]。CSTR因其加工简易、运行简单而最先被采用。但是,在CSTR中由于滤膜是直接暴露在污泥中,导致了严重的膜污染[34]。之后,UASB[36]和EGSB[37]等附着生长型反应

器也相继被用于AnMBR操作。在这些反应器中,由于颗粒污泥的形成和污泥床对颗粒有机物的有效物理截留作用,生物反应区与膜组件区得以分离,从而减缓了膜表面泥饼层的形成。目前,研究人员已成功运行了一个由UASB和一个外置式膜组件构成的AnMBR中试装置。该系统已稳定运行了超过三年,中间只进行了少数几次化学清洗[38]。尽管如此,这些系统仍需要采用耗能较高的生物气曝气或者水力内循环($0.25\sim 0.5\text{ kW}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$)来提供水力剪切以减缓膜污染[33,39]。另一个问题是膜的引入会使污泥颗粒化所需的水力选择压消失(即絮体不再排出),致使反应器在长期运行中颗粒的稳定性较差[40]。

这方面的一个最新突破是将FBRs用于AnMBR的运行[41]。在该系统中,颗粒活性炭(GAC)支撑的颗粒污泥取代了自发形成的微生物颗粒,从而减少了悬浮絮体污泥的量,提高了膜性能[42]。而且流化态的GACs本身亦对膜表面通过物理碰撞刮擦减轻泥饼层的形成,同时可通过GACs的吸附作用进一步减少混合液中的膜污染物(如SMP和EPS),从而有效减轻膜污染。在这个系统中,能耗(主要用于GACs的流化和混合液循环)被进一步降低至 $0.02\text{ kW}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$ [43]。例如,在一个处理城市生活污水的中试AnMBR中,由于添加了GACs,该系统在无化学清洗的情况下稳定运行近两年[44]。除了FBRs,采用厌氧折流板反应器(ABR)亦可有效缓解AnMBR的膜污染。ABR是由一系列水平连接的UASB池构成,污水在整个反应器中循环流动,而污泥则在经过污泥床时被完全截流。因此,ABR(尤其是在后面的池体)的上清液中悬浮颗粒物的数量非常少[45]。这种少颗粒的环境能减少生物泥饼层的形成,从而减缓膜污染[46]。

虽然通过反应器构型的优化结合恰当的运行模式有助于减缓AnMBR的膜污染,但长期运行过程中小颗粒污染物仍会逐渐堆积在膜表面[44]。针对这一问题,研究者又发展了其他一些低能耗的膜污染控制策略,包括增强刮擦的膜结构设计[47]、投加絮凝剂[48]、酶强化[49]和电化学方法。

物理清理是控制膜污染的最简易的方法,可以通过提高流体扰动或优化膜组件设计来实现。Kim等[50]设计了带有旋转海绵圆盘的AnMBR,在圆盘旋转时不断将膜表面的污染物清除掉。另外,震动式膜系统也有不错的效果。通过以合适的速率横向移动膜组件,在靠近膜表面处会形成局部高速剪切及紊流区,从而限制泥饼层的形成[47]。其他提高膜表面剪切力的设计包括膜振动和旋转[51]。例如,Ruigómez等[52]报道了一种新型

的旋转式中空纤维膜组件,发现该设计能使膜污染减轻93%~96%,而同样条件下采用生物气曝气仅能减轻41%~44%的膜污染。但是,施加额外的剪切或者膜振动亦会显著增加能耗,而且,这种剪切只能减少大颗粒物质的沉积,对于胶体和溶解性污染物沉积的抑制效果较差。

除了通过优化反应器构型来控制膜污染,电化学和生物方法也被用于减缓膜污染。尤其是,电化学方法具有容易控制、环境友好的优点[53]。为简化这种方法,Katuri等[54]采用能导电的中空纤维膜,将其作为析氢反应的阴极和UASB出水的过滤膜,从而直接把MES集成到AnMBR中。通过 $0.27\text{ kW}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$ 的电能输入,阴极产生的氢气,被用于产甲烷。该系统产生了富含甲烷的生物气(甲烷含量为83%)。同时,由于阴极表面产生的氢气泡的搅动以及低电势膜表面对带负电荷的生物污染物的静电排斥作用,膜污染被显著降低[55]。另外,有研究者通过开发新的方形反应器来增加氢气生成,结合石墨烯涂层膜的使用,进一步减缓了膜污染并改善了系统的能量平衡[56]。

膜表面的生物污染亦可通过诸如添加酶和调控微生物相互作用等生物方法来控制。例如,通过外源添加水解酶可以破坏膜表面的污染层,改变污泥性质,进而提高AnMBR的膜性能[57]。但是,这种方法难以持续性发挥作用。一般情况下,在长期运行过程中,分散的水解酶易于失活或损失;而固定化的酶在其固定层内会出现蛋白质水解产物的积累,从而增加膜的过滤阻力[57]。一种更好的方式是通过连续产生酶或者利用群感效应等这类生物介导的方法来减少生物泥饼层的形成[58]。这种方法已被成功应用于一个好氧膜生物反应器中[59]。通过添加群感效应淬灭细菌,膜污染被有效控制,并且出水水质未受影响。然而,因为膜污染机理不同,这种生物控制膜污染的策略能否有效应用于AnMBR仍需进一步研究证实。

3.3. 溶解甲烷的回收

限制AnMBR应用的另一因素是出水中溶解性甲烷的损失[60]。厌氧过程中产生的甲烷只有部分被释放到气相中,相当一部分甲烷仍留在液相当中(浓度达到 $38\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)[44]。与侧流厌氧消化相比,主流厌氧处理工艺的甲烷损失更为严重。这是由于在较低的甲烷产率和较低的水温条件下,更多的甲烷溶解在出水中。如图2所示,主流厌氧处理过程中溶解性甲烷可达甲烷总量的

88%，这会导致严重的能量损失和大量温室气体的排放[61]。因此，回收这部分甲烷十分必要。

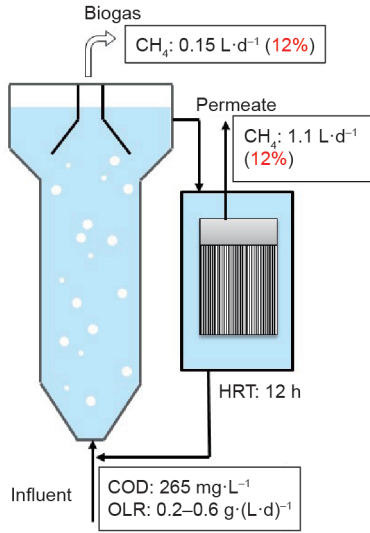


图2. 厌氧膜生物反应器中的溶解性甲烷物料平衡图(数据来源于文献[61])。

从液相中回收甲烷最常见的方法是在柱状曝气器中曝空气或者其他气体。通过这种方式可以把液相中的甲烷浓度降至非常低的水平，但它的能耗很高，而且生物气也被稀释，因而不利于后续的进一步能量转化。通常来讲，收集气体中甲烷的比例需要高于30%才能用于实际热电联产[62]。一种更有效的方法是利用中空纤维膜接触器来实现甲烷的吹脱和回收。该系统中采用疏水性的膜来实现液相和气相间的非分散性的接触[63]，使甲烷从液相到气相的扩散速率大大提高。在很低的能量输入 ($<0.002 \text{ kW} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3} \text{水}$) 条件下，该系统可以在很低的气液比下运行，得到富含甲烷(浓度约72%)的生物气，可用于后续发电[63]。除了采用吹脱法回收甲烷，也可以采用真空提取的方法通过疏水性的中空纤维膜来实现厌氧出水的脱气和高浓度生物气的回收[64]。疏水性无孔膜的使用能有效避免常规多孔膜材料应用中存在的溶解性有机物造成的膜湿润问题以及颗粒物堵塞膜的问题[65]。然而，它的缺点是气体转移速率较低，因此需要长达9.2 h的脱气时间，这在一定程度上限制了其实际应用。

由于AnMBR的出水中含有的有机物浓度很低并且没有颗粒物，因此实际上没必要使用无孔膜材料。研究发现使用微孔膜材料能更有效地处理AnMBR出水，甲烷回收率可以达到97%[66]，并且生物气中的甲烷浓度也可以达到很高[61]。因此，微孔中空纤维膜接触器也许是更适合于回收AnMBR出水中溶解性甲烷的技术。

3.4. 未来的挑战

随着技术的进展，我们目前已经可以以较低的能耗在实验室或中试规模的AnMBR中实现溶解性甲烷的高效回收及膜污染控制。要将这些技术大规模应用于实际城市生活污水处理厂，其可行性、长期稳定性及经济效益仍有待进一步检验。因此，膜污染控制及溶解性甲烷的回收问题仍是当前制约AnMBR实际应用的主要因素。此外，相对于好氧膜生物反应器系统，我们对AnMBR的膜污染机理和影响因素的了解还远远不够，尤其是对微生物群落和污泥特性及其对于AnMBR性能和膜污染的影响机理仍不清楚，这也限制了AnMBR系统的进一步优化。

4. 微生物电化学系统

微生物电化学系统(MES)是污水处理领域中一种相对较新但备受关注的厌氧生物技术[67]。不同于传统的以产甲烷为主的厌氧消化工艺，MES直接利用污水产生电能或氢气，如图1(c)所示。与甲烷相比，电能和氢气是一种附加值更高且更清洁的能源，并且不存在甲烷溶解的问题[68]。在MES中，有机物在阳极室中被厌氧分解，产生的电子可以存储或者直接以电能的形式被合适的电子器件所利用[69]。如果给予足够长的处理时间，MES还可以达到与好氧处理相当的出水水质[70]。因此，MES被普遍认为是一种具有广阔发展前景的污水处理技术，有望实现污水处理设施的能量的自给自足。

4.1. 技术进展

在过去的十余年中，研究者在MES方面开展了大量的研究工作。通过优化反应器构型、电极室分隔材料、电极材料以及微生物种群结构等手段，显著提高了其电化学性能[71]。然而，当用于实际生活污水处理时，MES仍然存在能量密度低、成本高以及难以放大的问题[72]。MES通常比产甲烷反应器输出的能量低，而投资成本要高两三个数量级，因此，目前MES用于污水处理在经济上缺乏竞争力。此外，无论是通过增加单个反应池的几何尺寸还是串联多个电池组的方式来放大MES，都会增加能量损失，使能量密度下降[73]。例如，在英国已建成了一座100 L的MES中试装置，用于处理生活污水，同时产氢气[74]。该系统目前已经连续稳定运行了一年多，但是回收的能量却不及输入的电能的一半。另一个处理生活污水的MES中试装置在产能效率上有所

提高, 能实现净产电, 但是功率密度仍然太低, 无法满足实际应用的需要[75]。有研究者尝试将碳刷电极换成颗粒活性炭填充层电极, 以增强生物膜生长和传质。这进一步提高了产能效率[76], 但还是无法与厌氧消化系统媲美。

MES产能效率不如厌氧消化系统的一个重要原因在于两个系统中的功能微生物不同。厌氧消化过程中, 广泛存在于厌氧反应器中的水解细菌能高效地将固体有机物水解; 而MES只能选择性富集具有胞外电子传递能力的产电菌[69], 这些产电菌以溶解的挥发性有机酸作为底物, 而不能使颗粒有机物水解[77]。因此, 在MES中可被产电菌利用的底物很有限; 此外, 在胞外产电菌形成的生物膜中, 底物传质受限也会影响电化学性能。这些都会导致污水处理过程中产生的能量密度低、出水质量差的问题[78]。一种可能的解决方案是将MES与厌氧消化相结合, 不仅能更好地发挥MES在产能方面的优势, 还能突破其固有的限制[72,79]。

最近的研究证实了MES与厌氧消化之间能发挥良好的协同作用; 不同微生物通过紧密合作来提高污水处理效率, 促进甲烷产生[78,80]。厌氧消化能够提高颗粒有机物的水解, 为MES提供更多的可利用底物(图3)。同时, MES可以防止中间产物的积累, 不仅能减轻这些物质对产酸菌的抑制作用, 还能增加产电[72]。在用于污水处理的厌氧消化系统中引入MES能显著地将甲烷产量提高5.3~6.6倍[81], 其原因可能是由于电化学反应产生的氢气被用于产甲烷[82]。为了进一步提高出水质量和处理过程的稳定性, 还可以将该耦合体系与膜过程相结合[83]。这些研究表明, MES可能不适合作为一种单独的废水技术来使用, 而更适合与厌氧消化相结合, 从而最大限度地从生活污水中回收能量。

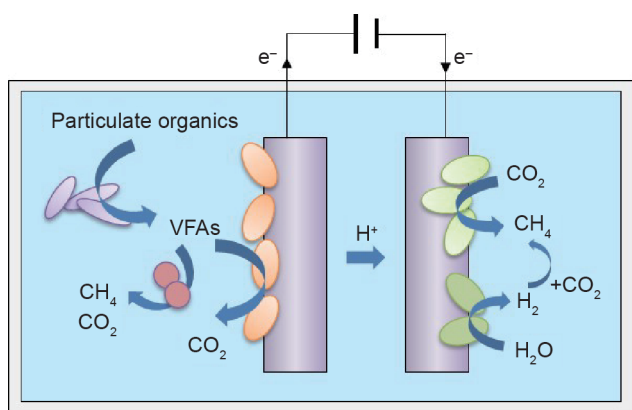


图3. MES和厌氧消化之间的协同作用

4.2. 挑战

尽管MES在实验室研究中取得了成功, 但是想要成为一种适用于实际污水处理的技术, 需要考虑放大过程中经济、技术等诸多问题[73,84]。高成本是一个重要的挑战。目前, MES普遍采用昂贵的电极材料、膜以及反应器, 其成本约为传统厌氧反应器的100倍, 而产生的少量电能不足以弥补其高昂的成本[85]。此外, MES在实际污水处理的长期运行过程中, 存在着电极堵塞、膜污染等导致稳定性变差的问题[72]。

MES获得的生物电可利用性低是另一个值得关注的问题。MES通常不能输出足够高或者足够稳定的功率来驱动实际的电子设备, 因此, 该系统并不能有效地实现污水处理厂运行过程中能量的自给自足[71]。我们需要通过更高效的能量捕获和存储设备[86], 将MES的能量输出提高到可利用的水平, 或寻找能原位利用低功率生物电能[87]的场景。最近有研究表明, 在MES中引入一个电容回路能显著提高该系统的电压输出, 从而为污水生物处理反应器的水泵和间歇曝气系统提供所需的能量[88]。此外, 生物电也被成功应用于减轻膜生物反应器的膜污染[89], 通过抑制光生电子和空穴的复合来提高污染物的光催化降解效果[90], 以及实现重金属的阴极还原去除[91]。但是, 这些组合体系的能量效率一般都很低, 且目前仍然缺少在实际生活污水处理中的应用。

5. 未来前景

近年来厌氧生物技术和其他辅助性低能耗废水处理技术取得了很大的进展, 城市污水处理逐步走向可持续的能源自给。然而, 当侧流厌氧消化技术已处于实际应用的早期阶段时, 其他技术如厌氧膜生物反应器和微生物电化学系统仍处于中试阶段。想要全面推广应用这些技术, 还有很多技术和经济问题尚待解决。这些挑战和技术突破需要如下的进一步研究。

改进的侧流污泥厌氧消化是一种相对成熟的技术, 可能在未来5~10年内得到更广泛的应用。该技术的核心是使用接触稳定工艺和有效的脱水系统, 获得用于厌氧消化的富含有机质的浓缩污泥; 共生产系统燃烧沼气产生能源和热量; 热水解系统利用原位获得的热能进行污泥预处理。这些过程带来了多重效益, 包括甲烷产量的增长、厌氧消化反应器体积和投资成本的减少以及更高质量的污泥。但是, 这些装置都很昂贵, 且需要消耗相当多的能量或化学品。实际上由于城市污水成分很复

杂, 获取高品质的污泥产物和洁净沼气非常困难, 且代价高昂, 因此, 开发低成本的设备和技术将是推进侧流污泥厌氧消化实际应用的努力方向。

添加有机废弃物进入厌氧反应器进行共消化, 是提高能源生产和经济回报的可靠方法。该方法已经被Strass污水处理厂采用, 使甲烷产量增加了一倍以上。但是, 共厌氧消化可能使过程复杂化, 控制不当会引发新的问题。例如, 添加大量食品废弃物可能导致硫浓度升高, 使沼气中含有大量硫化氢, 需要额外处理[18]。另一个潜在的可提高经济可行性的方法是通过热解从污泥中回收其他更高价值的产品, 如生物油、生物碳或其他功能材料[24,92]。在这些领域的深入研究有望会带来新的技术突破。

厌氧膜生物反应器是一种流程简单、结构紧凑的工艺, 可以直接提取废水中的能源, 同时产生的出水中悬浮固体和病原体含量低, 适用于分散式城市污水处理和水回用系统[6]。但是, 其工程化应用迄今尚未真正实现。该工艺的进一步发展可能依赖于其工程化的、有效的溶解性甲烷回收技术以及更好的抗污染膜和反应器系统的开发。

在现有技术条件下, 城市污水中大约50%的有机能量可以在厌氧膜生物反应器中转化为甲烷, 其中一半甲烷随着出水流失。因此, 能源回收仍然有很大的可提升空间, 特别是在开发低成本脱气技术和实际应用效果评估方面仍有大量工作要做。另一个未解决的问题是膜污染控制。目前正在进行的研究方向包括: 膜中碳纳米管, 金属纳米颗粒和沸石Dendi功能纳米材料的掺杂[93,94], 使用群体感应猝灭酶[95]或湍流强化方法[47], 以及利用生物电来防止膜污染[89]。随着这些领域工作的进展, 最终经过优化的膜系统不仅可以有效地从水中分离污染物, 而且还能自我清洁。此外, 针对膜污染问题, 越来越多的学者关注利用正渗透膜来代替压力驱动膜[96]。

微生物电化学系统更适合作为辅助处理手段, 用于强化厌氧消化过程的能源回收或电化学/光化学过程中的污染物去除[13]。但是, 为了考虑经济效益, 需要进一步降低材料成本和提高能源效率, 尤其是面向工程应用的各个方面。将来的生产性试验可能会为面向世界的技术应用提供关键信息。另一项引人注目的应用则是微生物电合成, 即利用生物电生产高附加值的产品[82]。例如, 利用微生物电化学系统可以将厌氧消化中产生的挥发性脂肪酸转化为具有更高附加值、方便分离和运输

的燃料——甲醇[97]。

需要指出的是, 只有污水处理中的营养去除/回收工艺不再依赖碳源时, 作为能源回收的碳利用率才能最大化。因此, 在推动厌氧产能生物技术发展的过程中, 低能耗营养物去除/回收技术的进步对于确保整个过程的成功实施是至关重要的。这些技术包括厌氧氨氧化[98]、脱氮厌氧甲烷氧化[99,100]、硫酸盐还原、自养反硝化和硝化一体化过程等[101]。

上述技术的发展和过程优化, 需要更加深入了解不同体系中的微生物生态学和过程的优化控制。目前我们对这些新系统中生物过程的基本原理认识有限, 比如: 厌氧膜生物反应器中水解细菌、产酸菌和产甲烷菌之间的功能和空间关系; 微生物电化学系统中产电和非产电微生物之间的相互作用; 环境条件变化导致的微生物群落动态特征。再者, 厌氧膜生物反应器中振动剪切作用或采用的电极电势如何影响其微生物生理学、代谢途径以及种间相互作用, 我们对这些问题仍然不清楚。使用“组学”方法和其他非培养技术可以更好地了解这些生物过程及其与环境条件的联系[102,103]。此外, 为了提供“原位”过程监测和风险诊断, 强化控制策略、预防过程紊乱, 需要更为先进的仪器、传感器技术和建立特定的过程模型。而目前应用于新兴厌氧消化过程的模型仍然很少。

最后, 必须考虑到新技术实施过程中受到的社会、文化和政治因素的约束。这些问题可能包括再生水和其他产物的安全性、碳足迹和社会影响等[104]。因此, 需要用生命周期评价来评估和指导每一种工艺过程的设计, 并将研究人员的努力与政府和公众的支持相结合, 以使这些处理工艺能够面向实际应用。

6. 结论

实现城市污水处理能源自给自足的目标极大地推动了厌氧产能生物技术的研究工作。目前存在两个主流的城市污水厌氧处理模式: 改进的侧流污泥厌氧消化和基于厌氧膜生物反应器或微生物电化学系统的主流处理工艺。这些前沿的生物技术将低能耗的营养物去除与回收过程相结合, 为实现真正可持续的城市污水处理提供了新的机遇。然而, 这些技术尚不成熟, 将其用于污水处理厂还需要很多改进工作, 以使其更加高效、可靠、低成本和规模化, 而且还需考虑社会中的一些限制性因素。

致谢

感谢国家自然科学基金项目(编号: 513281和51538011)对该项研究工作的资助。

Compliance with ethics guidelines

Wen-Wei Li and Han-Qing Yu declare that they have no conflict of interest or financial conflicts to disclose.

缩写

ABR 厌氧折流板反应器
AnMBR 厌氧膜生物反应器
COD 化学需氧量
CSTR 完全混合式反应器
EGSB 膨胀颗粒污泥床
EPS 胞外聚合物
FBR 流动床反应器
GAC 颗粒活性炭
HRT 水力停留时间
MES 微生物电化学系统
OLR 有机负荷率
SMP 溶解性微生物产物
UASB 上流式厌氧污泥床
VFA 挥发性脂肪酸
WWTP 污水处理厂

References

- [1] Tchobanoglous G, Stensel HD, Tsuchihashi R, Burton F. Wastewater engineering: treatment and resource recovery. Metcalf E, Eddy M, editors. New York: McGraw-Hill; 2014.
- [2] Bemberis I, Hubbard PJ, Leonard FB. Membrane sewage treatment systems—potential for complete wastewater treatment. In: Proceedings of Specialty Conference on Drainage Materials and Annual Winter Meeting; 1971 Dec 6–10; Chicago, USA. St. Joseph: American Society of Agricultural Engineers; 1971. p. 1–28.
- [3] Morgenroth E, Sherden T, van Loosdrecht MCM, Heijnen JJ, Wilderer PA. Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor. *Water Res* 1997;31(12):3191–4.
- [4] van Loosdrecht MCM, Brdjanovic D. Anticipating the next century of wastewater treatment. *Science* 2014;344(6191):1452–3.
- [5] Guest JS, Skerlos SJ, Barnard JL, Beck MB, Daigger GT, Hilger H, et al. A new planning and design paradigm to achieve sustainable resource recovery from wastewater. *Environ Sci Technol* 2009;43(16):6126–30.
- [6] McCarty PL, Bae J, Kim J. Domestic wastewater treatment as a net energy producer—can this be achieved? *Environ Sci Technol* 2011;45(17):7100–6.
- [7] Li W, Yu H, Rittmann BE. Chemistry: reuse water pollutants. *Nature* 2015;528(7580):29–31.
- [8] van Lier JB. High-rate anaerobic wastewater treatment: diversifying from end-of-the-pipe treatment to resource-oriented conversion techniques. *Water Sci Technol* 2008;57(8):1137–48.
- [9] Batstone DJ, Hülsen T, Mehta CM, Keller J. Platforms for energy and nutrient recovery from domestic wastewater: a review. *Chemosphere* 2015;140:2–11.
- [10] Abbasi T, Tauseef SM, Abbasi SA. Anaerobic digestion for global warming control and energy generation—an overview. *Renew Sust Energ Rev* 2012;16(5):3228–42.
- [11] Verstraete W, Van de Caveye P, Diamantis V. Maximum use of resources present in domestic “used water”. *Bioresour Technol* 2009;100(23):5537–45.
- [12] Batstone DJ, Viridis B. The role of anaerobic digestion in the emerging energy economy. *Curr Opin Biotechnol* 2014;27(6):142–9.
- [13] Gao H, Scherson YD, Wells GF. Towards energy neutral wastewater treatment: methodology and state of the art. *Environ Sci Process Impacts* 2014;16(6):1223–46.
- [14] Liu S, Ni B, Li W, Sheng G, Tang Y, Yu H. Modeling of the contact-adsorption-regeneration (CAR) activated sludge process. *Bioresour Technol* 2011;102(3):2199–205.
- [15] Willis J, editor. Assessment of technology advancements for future energy reduction. Alexandria: Water Environment Reuse Foundation; 2016.
- [16] Mehdizadeh SN, Eskicioglu C, Bobowski J, Johnson T. Conductive heating and microwave hydrolysis under identical heating profiles for advanced anaerobic digestion of municipal sludge. *Water Res* 2013;47(14):5040–51.
- [17] Cano R, Pérez-Elvira SI, Fdz-Polanco F. Energy feasibility study of sludge pretreatments: a review. *Appl Energ* 2015;149:176–85.
- [18] Wickham R, Galway B, Bustamante H, Nghiem LD. Biomethane potential evaluation of co-digestion of sewage sludge and organic wastes. *Int Biodegrad Biodegrad* 2016;113:3–8.
- [19] Di Maria F, Micale C, Contini S. Energetic and environmental sustainability of the co-digestion of sludge with bio-waste in a life cycle perspective. *Appl Energ* 2016;171:67–76.
- [20] Bisogni JJ Jr, Lawrence AW. Relationships between biological solids retention time and settling characteristics of activated sludge. *Water Res* 1971;5(9):753–63.
- [21] Wang Z, Wu Z, Hua J, Wang X, Du X, Hua H. Application of flat-sheet membrane to thickening and digestion of waste activated sludge (WAS). *J Hazard Mater* 2008;154(1–3):535–42.
- [22] Kim HG, Chung TH. Performance of the sludge thickening and reduction at various factors in a pilot-scale MBR. *Separ Purif Technol* 2013;104(5):297–306.
- [23] Xia A, Murphy JD. Microalgal cultivation in treating liquid digestate from biogas systems. *Trends Biotechnol* 2016;34(4):264–75.
- [24] Mills N, Pearce P, Farrow J, Thorpe RB, Kirkby NF. Environmental & economic life cycle assessment of current & future sewage sludge to energy technologies. *Waste Manag* 2014;34(1):185–95.
- [25] Pretel R, Durán F, Robles A, Ruano MV, Ribes J, Serralta J, et al. Designing an AnMBR-based WWTP for energy recovery from urban wastewater: the role of primary settling and anaerobic digestion. *Separ Purif Technol* 2015;156(Part 2):132–9.
- [26] Smith AL, Skerlos SJ, Raskin L. Psychrophilic anaerobic membrane bioreactor treatment of domestic wastewater. *Water Res* 2013;47(4):1655–65.
- [27] Smith AL, Stadler LB, Cao L, Love NG, Raskin L, Skerlos SJ. Navigating wastewater energy recovery strategies: a life cycle comparison of anaerobic membrane bioreactor and conventional treatment systems with anaerobic digestion. *Environ Sci Technol* 2014;48(10):5972–81.
- [28] Ozgun H, Tao Y, Ersahin ME, Zhou Z, Gimenez JB, Spanjers H, et al. Impact of temperature on feed-flow characteristics and filtration performance of an upflow anaerobic sludge blanket coupled ultrafiltration membrane treating municipal wastewater. *Water Res* 2015;83:71–83.
- [29] Lettinga G, Rebac S, Zeeman G. Challenge of psychrophilic anaerobic wastewater treatment. *Trends Biotechnol* 2001;19(9):363–70.
- [30] Martinez-Sosa D, Helmreich B, Netter T, Paris S, Bischof F, Horn H. Anaerobic submerged membrane bioreactor (AnSMBR) for municipal wastewater treatment under mesophilic and psychrophilic temperature conditions. *Bioresour Technol* 2011;102(22):10377–85.
- [31] Yoo RH, Kim JH, McCarty PL, Bae JH. Effect of temperature on the treatment of domestic wastewater with a staged anaerobic fluidized membrane bioreactor. *Water Sci Technol* 2014;69(6):1145–50.
- [32] Gouveia J, Plaza F, Garralon G, Fdz-Polanco F, Peña M. Long-term operation of a pilot scale anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) for the treatment of municipal wastewater under psychrophilic conditions. *Bioresour Technol* 2015;185:225–33.
- [33] Ozgun H, Dereli RK, Ersahin ME, Kinaci C, Spanjers H, van Lier JB. A review of anaerobic membrane bioreactors for municipal wastewater treatment: integration options, limitations and expectations. *Separ Purif Technol* 2013;118:89–104.
- [34] Liao BQ, Kraemer JT, Bagley DM. Anaerobic membrane bioreactors: applications and research directions. *Crit Rev Environ Sci Technol* 2006;36(6):489–530.
- [35] Gao D, Hu Q, Yao C, Ren N. Treatment of domestic wastewater by an integrated anaerobic fluidized-bed membrane bioreactor under moderate to low temperature conditions. *Bioresour Technol* 2014;159:193–8.
- [36] Ozgun H, Ersahin ME, Tao Y, Spanjers H, van Lier JB. Effect of upflow velocity on the effluent membrane fouling potential in membrane coupled upflow anaerobic sludge blanket reactors. *Bioresour Technol* 2013;147:285–92.
- [37] Chu L, Yang F, Zhang X. Anaerobic treatment of domestic wastewater in a membrane-coupled expanded granular sludge bed (EGSB) reactor under moderate to low temperature. *Process Biochem* 2005;40(3–4):1063–70.
- [38] Gouveia J, Plaza F, Garralon G, Fdz-Polanco F, Peña M. A novel configuration

- for an anaerobic submerged membrane bioreactor (AnSMBR). Long-term treatment of municipal wastewater under psychrophilic conditions. *Bioresour Technol* 2015;198:510–9.
- [39] Judd S, Judd C, editors. Principles and applications of membrane bioreactors in water and wastewater treatment. 2nd ed. Burlington: Butterworth-Heinemann; 2011.
- [40] Li W, Yu H. Anaerobic granule technologies for hydrogen recovery from wastes: the way forward. *Crit Rev Environ Sci Technol* 2013;43(12):1246–80.
- [41] Shin C, Bae J, McCarty PL. Lower operational limits to volatile fatty acid degradation with dilute wastewaters in an anaerobic fluidized bed reactor. *Bioresour Technol* 2012;109:13–20.
- [42] Yoo R, Kim J, McCarty PL, Bae J. Anaerobic treatment of municipal wastewater with a staged anaerobic fluidized membrane bioreactor (SAF-MBR) system. *Bioresour Technol* 2012;120:133–9.
- [43] Kim J, Kim K, Ye H, Lee E, Shin C, McCarty PL, et al. Anaerobic fluidized bed membrane bioreactor for wastewater treatment. *Environ Sci Technol* 2011;45(2):576–81.
- [44] Shin C, McCarty PL, Kim J, Bae J. Pilot-scale temperate-climate treatment of domestic wastewater with a staged anaerobic fluidized membrane bioreactor (SAF-MBR). *Bioresour Technol* 2014;159:95–103.
- [45] Hahn MJ, Figueroa LA. Pilot scale application of anaerobic baffled reactor for biologically enhanced primary treatment of raw municipal wastewater. *Water Res* 2015;87:494–502.
- [46] Liu J, Jia X, Gao B, Bo L, Wang L. Membrane fouling behavior in anaerobic baffled membrane bioreactor under static operating condition. *Bioresour Technol* 2016;214:582–8.
- [47] Kola A, Ye Y, Le-Clech P, Chen V. Transverse vibration as novel membrane fouling mitigation strategy in anaerobic membrane bioreactor applications. *J Membr Sci* 2014;455:320–9.
- [48] Yu Z, Song Z, Wen X, Huang X. Using polyaluminum chloride and polyacrylamide to control membrane fouling in a cross-flow anaerobic membrane bioreactor. *J Membr Sci* 2015;479:20–7.
- [49] Teo CW, Wong PCY. Enzyme augmentation of an anaerobic membrane bioreactor treating sewage containing organic particulates. *Water Res* 2014;48:335–44.
- [50] Kim J, Shin J, Kim H, Lee JY, Yoon MH, Won S, et al. Membrane fouling control using a rotary disk in a submerged anaerobic membrane sponge bioreactor. *Bioresour Technol* 2014;172:321–7.
- [51] Jaffrin MY. Dynamic filtration with rotating disks, and rotating and vibrating membranes: an update. *Curr Opin Chem Eng* 2012;1(2):171–7.
- [52] Ruigómez I, Vera L, González E, González G, Rodríguez-Sevilla J. A novel rotating HF membrane to control fouling on anaerobic membrane bioreactors treating wastewater. *J Membr Sci* 2016;501:45–52.
- [53] Liu L, Liu J, Gao B, Yang F, Chellam S. Fouling reductions in a membrane bioreactor using an intermittent electric field and cathodic membrane modified by vapor phase polymerized pyrrole. *J Membr Sci* 2012;394–5:202–8.
- [54] Katuri KP, Werner CM, Jimenez-Sandoval RJ, Chen W, Jeon S, Logan BE, et al. A novel anaerobic electrochemical membrane bioreactor (AnEMBR) with conductive hollow-fiber membrane for treatment of low-organic strength solutions. *Environ Sci Technol* 2014;48(21):12833–41.
- [55] Akamatsu K, Lu W, Sugawara T, Nakao S. Development of a novel fouling suppression system in membrane bioreactors using an intermittent electric field. *Water Res* 2010;44(3):825–30.
- [56] Werner CM, Katuri KP, Hari AR, Chen W, Lai Z, Logan BE, et al. Graphene-coated hollow fiber membrane as the cathode in anaerobic electrochemical membrane bioreactors—effect of configuration and applied voltage on performance and membrane fouling. *Environ Sci Technol* 2016;50(8):4439–47.
- [57] Wong PCY, Lee JY, Teo CW. Application of dispersed and immobilized hydrolases for membrane fouling mitigation in anaerobic membrane bioreactors. *J Membr Sci* 2015;491:99–109.
- [58] Kim SR, Oh HS, Jo SJ, Yeon KM, Lee CH, Lim DJ, et al. Biofouling control with bead-entrapped quorum quenching bacteria in membrane bioreactors: physical and biological effects. *Environ Sci Technol* 2013;47(2):836–42.
- [59] Lee S, Park SK, Kwon H, Lee SH, Lee K, Nahm CH, et al. Crossing the border between laboratory and field: bacterial quorum quenching for anti-biofouling strategy in an MBR. *Environ Sci Technol* 2016;50(4):1788–95.
- [60] Smith AL, Stadler LB, Love NG, Skerlos SJ, Raskin L. Perspectives on anaerobic membrane bioreactor treatment of domestic wastewater: a critical review. *Bioresour Technol* 2012;122:149–59.
- [61] Cookney J, McLeod A, Mathioudakis V, Ncube P, Soares A, Jefferson B, et al. Dissolved methane recovery from anaerobic effluents using hollow fibre membrane contactors. *J Membr Sci* 2016;502:141–50.
- [62] Eastern Research Group, Inc., Resource Dynamics Corporation. Opportunities for combined heat and power at wastewater treatment facilities: market analysis and lessons from the field. Report. Washington, DC: US Environmental Protection Agency; 2011 Oct.
- [63] Cookney J, Cartmell E, Jefferson B, McAdam EJ. Recovery of methane from anaerobic process effluent using poly-di-methyl-siloxane membrane contactors. *Water Sci Technol* 2012;65(4):604–10.
- [64] Bandara WM, Satoh H, Sasakawa M, Nakahara Y, Takahashi M, Okabe S. Removal of residual dissolved methane gas in an upflow anaerobic sludge blanket reactor treating low-strength wastewater at low temperature with degassing membrane. *Water Res* 2011;45(11):3533–40.
- [65] Goh S, Zhang J, Liu Y, Fane AG. Fouling and wetting in membrane distillation (MD) and MD-bioreactor (MDBR) for wastewater reclamation. *Desalination* 2013;323:39–47.
- [66] McLeod A, Jefferson B, McAdam EJ. Toward gas-phase controlled mass transfer in micro-porous membrane contactors for recovery and concentration of dissolved methane in the gas phase. *J Membr Sci* 2016;510:466–71.
- [67] Harnisch F, Schröder U. From MFC to MXC: chemical and biological cathodes and their potential for microbial bioelectrochemical systems. *Chem Soc Rev* 2010;39(11):4433–48.
- [68] Liu X, Li W, Yu H. Cathodic catalysts in bioelectrochemical systems for energy recovery from wastewater. *Chem Soc Rev* 2014;43(22):7718–45.
- [69] Logan BE. Exoelectrogenic bacteria that power microbial fuel cells. *Nat Rev Microbiol* 2009;7(5):375–81.
- [70] Yu J, Seon J, Park Y, Cho S, Lee T. Electricity generation and microbial community in a submerged-exchangeable microbial fuel cell system for low-strength domestic wastewater treatment. *Bioresour Technol* 2012;117:172–9.
- [71] Sun M, Zhai L, Li W, Yu H. Harvest and utilization of chemical energy in wastes by microbial fuel cells. *Chem Soc Rev* 2016;45(10):2847–70.
- [72] Li W, Yu H, He Z. Towards sustainable wastewater treatment by using microbial fuel cells-centered technologies. *Energ Environ Sci* 2014;7(3):911–24.
- [73] Logan BE. Scaling up microbial fuel cells and other bioelectrochemical systems. *Appl Microbiol Biotechnol* 2010;85(6):1665–71.
- [74] Heidrich ES, Edwards SR, Dolfig J, Cotterill SE, Curtis TP. Performance of a pilot scale microbial electrolysis cell fed on domestic wastewater at ambient temperatures for a 12 month period. *Bioresour Technol* 2014;173:87–95.
- [75] Feng Y, He W, Liu J, Wang X, Qu Y, Ren N. A horizontal plug flow and stackable pilot microbial fuel cell for municipal wastewater treatment. *Bioresour Technol* 2014;156:132–8.
- [76] Wu S, Li H, Zhou X, Liang P, Zhang X, Jiang Y, et al. A novel pilot-scale stacked microbial fuel cell for efficient electricity generation and wastewater treatment. *Water Res* 2016;98:396–403.
- [77] Pant D, Singh A, Van Bogaert G, Olsen SI, Nigam PS, Diels L, et al. Bioelectrochemical systems (BES) for sustainable energy production and product recovery from organic wastes and industrial wastewaters. *RSC Adv* 2012;2(4):1248–63.
- [78] Premier GC, Kim JR, Massanet-Nicolau J, Kyazze G, Esteves SRR, Penumathsa BKV, et al. Integration of biohydrogen, biomethane and bioelectrochemical systems. *Renew Energy* 2013;49:188–92.
- [79] Weld RJ, Singh R. Functional stability of a hybrid anaerobic digester/microbial fuel cell system treating municipal wastewater. *Bioresour Technol* 2011;102(2):842–7.
- [80] Wang H, Qu Y, Li D, Zhou X, Feng Y. Evaluation of an integrated continuous stirred microbial electrochemical reactor: wastewater treatment, energy recovery and microbial community. *Bioresour Technol* 2015;195:89–95.
- [81] Liu D, Zhang L, Chen S, Buisman C, ter Heijne A. Bioelectrochemical enhancement of methane production in low temperature anaerobic digestion at 10 °C. *Water Res* 2016;99:281–7.
- [82] Rabaey K, Rozendal RA. Microbial electrosynthesis—revisiting the electrical route for microbial production. *Nat Rev Microbiol* 2010;8(10):706–16.
- [83] Ren L, Ahn Y, Logan BE. A two-stage microbial fuel cell and anaerobic fluidized bed membrane bioreactor (MFC-AFMBR) system for effective domestic wastewater treatment. *Environ Sci Technol* 2014;48(7):4199–206.
- [84] An J, Kim B, Chang IS, Lee HS. Shift of voltage reversal in stacked microbial fuel cells. *J Power Sources* 2015;278:534–9.
- [85] Li H, editor. Global trends & challenges in water science, research and management. London: International Water Association; 2016.
- [86] Gong Y, Radachowsky SE, Wolf M, Nielsen ME, Girguis PR, Reimers CE. Benthic microbial fuel cell as direct power source for an acoustic modem and seawater oxygen/temperature sensor system. *Environ Sci Technol* 2011;45(11):5047–53.
- [87] Li W, Yu H. Utilization of microbe-derived electricity for practical application. *Environ Sci Technol* 2014;48(1):17–8.
- [88] Dong Y, Feng Y, Qu Y, Du Y, Zhou X, Liu J. A combined system of microbial fuel cell and intermittently aerated biological filter for energy self-sufficient wastewater treatment. *Sci Rep* 2015;5:18070.
- [89] Wang Y, Li W, Sheng G, Shi B, Yu H. *In-situ* utilization of generated electricity in an electrochemical membrane bioreactor to mitigate membrane fouling. *Water Res* 2013;47(15):5794–800.
- [90] Yuan S, Sheng G, Li W, Lin Z, Zeng R, Tong Z, et al. Degradation of organic pollutants in a photoelectrocatalytic system enhanced by a microbial fuel cell. *Environ Sci Technol* 2010;44(14):5575–80.
- [91] Wang H, Ren ZJ. Bioelectrochemical metal recovery from wastewater: a review. *Water Res* 2014;66:219–32.
- [92] Liu W, Jiang H, Yu H. Development of biochar-based functional materials: toward a sustainable platform carbon material. *Chem Rev* 2015;115(22):12251–85.
- [93] Rajabi H, Ghaemi N, Madaeni SS, Daraei P, Astinchap B, Zinadini S, et al. Nano-ZnO embedded mixed matrix polyethersulfone (PES) membrane: influence of nanofiller shape on characterization and fouling resistance. *Appl Surf Sci* 2015;349:66–77.
- [94] Rahimi Z, Zinatizadeh AAL, Zinadini S. Preparation of high antibiofouling amino functionalized MWCNTs/PES nanocomposite ultrafiltration

- membrane for application in membrane bioreactor. *J Ind Eng Chem* 2015;29:366–74.
- [95] Kim JH, Choi DC, Yeon KM, Kim SR, Lee CH. Enzyme-immobilized nanofiltration membrane to mitigate biofouling based on quorum quenching. *Environ Sci Technol* 2011;45(4):1601–7.
- [96] Werber JR, Osuji CO, Elimelech M. Materials for next-generation desalination and water purification membranes. *Nat Rev Mater* 2016;1:16018.
- [97] Kondaveeti S, Min B. Bioelectrochemical reduction of volatile fatty acids in anaerobic digestion effluent for the production of biofuels. *Water Res* 2015;87:137–44.
- [98] Pennisi E. A better way to denitrify wastewater. *Science* 2012;337(6095):675.
- [99] Raghoebarsing AA, Pol A, van de Pas-Schoonen KT, Smolders AJP, Ettwig KF, Rijpstra WIC, et al. A microbial consortium couples anaerobic methane oxidation to denitrification. *Nature* 2006;440(7086):918–21.
- [100] Haroon MF, Hu S, Shi Y, Imelfort M, Keller J, Hugenholtz P, et al. Anaerobic oxidation of methane coupled to nitrate reduction in a novel archaeal lineage. *Nature* 2013;500(7464):567–70.
- [101] Jiang F, Zhang L, Peng G, Liang S, Qian J, Wei L, et al. A novel approach to realize SANI process in freshwater sewage treatment—use of wet flue gas desulfurization waste streams as sulfur source. *Water Res* 2013;47(15):5773–82.
- [102] Beale DJ, Karpe AV, McLeod JD, Gondalia SV, Muster TH, Othman MZ, et al. An 'omics' approach towards the characterisation of laboratory scale anaerobic digesters treating municipal sewage sludge. *Water Res* 2016;88:346–57.
- [103] Vanwonterghem I, Jensen PD, Ho DP, Batstone DJ, Tyson GW. Linking microbial community structure, interactions and function in anaerobic digesters using new molecular techniques. *Curr Opin Biotechnol* 2014;27:55–64.
- [104] Hering JG, Waite TD, Luthy RG, Drewes JE, Sedlak DL. A changing framework for urban water systems. *Environ Sci Technol* 2013;47(19):10721–6.