

第五章 利用厌氧消化平台回收能源和资源

Prathap Parameswaran^{1*}, Jessica A. Deaver², Sudeep C. Papat², Vikas Khanna³, Madison Kratzer³ and Mel Harclerode⁴

¹Kansas State University, Manhattan, KS 66506, USA

²Clemson University, Clemson, SC, USA

³University of Pittsburgh, Pittsburgh, PA, USA

⁴CDM Smith Inc., NJ, USA

*Correspondence: prathapp@ksu.edu

5.1 城市污水资源回收设施中厌氧消化的现状

厌氧消化 (AD)是一个很有前途的环境生物技术平台, 它被集成到市政污水处理基础设施中, 用于美国和世界大多数城市的污泥处理。AD 提供了明显的好处, 例如所产生的沼气用作能源 (作为热或电)、以鸟粪石或其他肥料产品的形式从集中物中捕获有价值的营养物质、减少待处理的污泥量以及提高生物固体质量, 使其能够在土地上应用。然而, 它在市政污水处理设施中的广泛应用受到阻碍: 工艺不稳定和故障, 需要训练有素的人员进行工艺优化, 气味问题, 由于缺乏碳信用或能源补贴, 所生产的沼气或生物固体几乎没有经济回报。

尽管存在这些挑战, 但 AD 无疑已成为中大型城市污水资源回收设施 (WRRFs)实现能源和碳中和的技术平台, 尤其是对于每天超过 1.9 亿升的污水流量的处理厂。AD 是 WRRF 的关键操作单元, 能够回收锁定在污泥中的内部能量, 为设施的能源和碳足迹创造有利的影响, 如图 5.1 中的能源平衡示例所示。

如表 5.1 所示, 几个 WRRFs 已经证明了采用侧流 AD 和可持续内部碳利用的能源中和废水处理。值得注意的是, 该清单仅限于美国的市政 WRRFs, 这些 WRRFs 接受来自设施外部的废物并进行厌氧共消化, 这使它们处于一个积极的轨道上, 以实现能源中和、有益的营养物质回收和沼气生产使用。

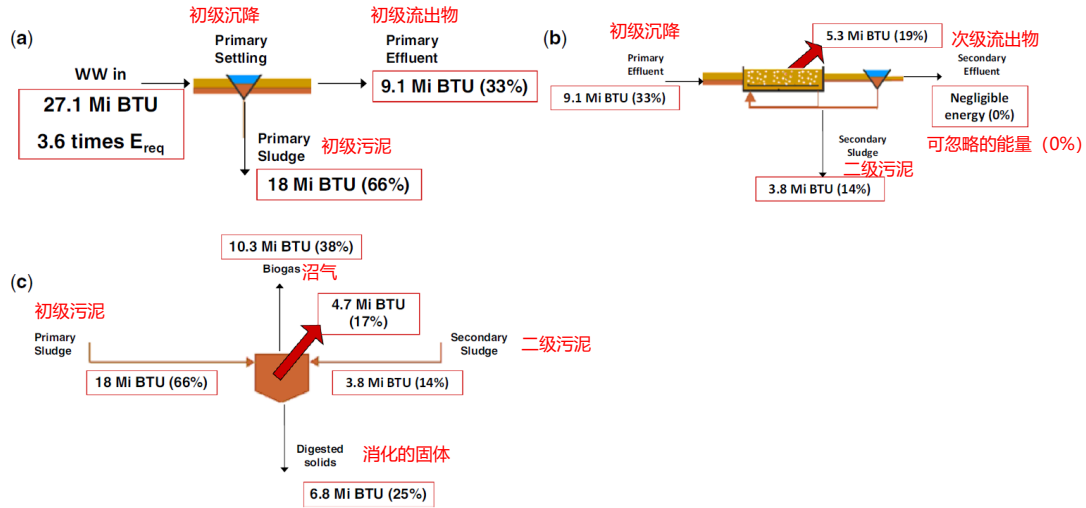


图 5.1 能量平衡分析基于从 WRRF 收集的实际数据并改编自 Shizas and Bagley (2004)。如图所示，厌氧消化步骤是从 WRRF 中的污泥中回收内部能量的主要途径。需要注意的是，17% 的能量需求用于消化池的搅拌和加热需求，可以进一步优化以提高净回收率和封存有价值的能量和碳。(a) 初级沉淀池—能量平衡。(b) 曝气池—能量平衡。(c) 厌氧消化器—能量平衡。

本章的目的是回顾和总结当前关于污泥管理的知识，并为未来的实践提供基础。本章重点介绍当前的管理实践如何帮助脱碳，污泥管理策略在实现公用事业脱碳目标中的作用，以及如何应对污泥管理中的挑战（例如，新污染物、气味、公众监督和不安）及实现这些目标。需要注意的是，污泥 AD 后残留的消化液也需要进一步的处理和处置。新兴概念，即水-能源关系、循环经济和营养物交易，是塑造未来污泥管理实践的重要脱碳工具。这些概念明显有助于减轻污泥管理造成的社会财务负担，并克服生态问题和资源短缺。需要开发新的技术和方法来从污泥中提取能量和营养物质，并提高工艺和能源效率。回收的能量和营养物质成为公用事业的创收来源，并为他们赢得了作为污染治理责任方的声誉。反过来，他们将成为有助于减少碳排放并实现水务行业脱碳的实体。可再生能源生产和资源回收被列为污泥管理领域的工作，以实现污泥管理的连锁效益，并开展废物管理的循环经济实践。本章最后一节介绍公用事业脱碳的实施以及未来的战略和途径。

表 5.1 美国城市污水资源回收设施(平均流量为 1.9 亿升/天)的样本清单, 这些设施已证明能源中和或能量正收益运行, 并将碳转移到有价值的产品中进行内部或外部再利用

设施	平均处理能力 MLD	沼气利用- HVAC/机械	侧流碳捕获/转 移 *中试研究	营养产物固定 (是/否, 类型)
东湾市政公用事业区 (EBMUD), 旧金山, 美国	238	能量正收益运行	是, 通过侧流发酵进行 EBPR*	否
DC Water, 美国	1450	10MW (*67% 能源中和)	是, 通过侧流发酵进行 EBPR*	N 和 P 用于林业
得梅因地铁污水回收管理局, IA	227	14000 MWh/年	NA	生物固体用于土地利用
布法罗下水道管理局, 布法罗, NY	465	是	NA	生物固体用于土地利用
Hyperion 处理厂, 洛杉矶, CA	1135	是	NA	A 类生物固体用于肥料
萨克拉门托地区县卫生区, 萨克拉门托, CA	567	是	NA	生物固体用于土地利用
斯蒂克尼 WRRF, 斯蒂克尼, IL	2840	是	用于 EBPR 的初级出水发酵	生物固体; 利用 Ostara® 进行鸟粪石 P 回收
东南水污染控制厂, 旧金山, CA	212	是	NA	生物固体用于土地利用
卑尔根城市公用事业公司, 小渡口, NJ	284	是 2.69 MW 内部使用	NA	生物固体用于土地利用
埃塞克斯和联合城联合会议, 伊丽莎白, NJ	234	是	NA	土壤改良剂或堆肥
鸟岛, WWTP, 布法罗, NY	473	是 1-1.2 MW 来自沼气+焚化炉废气	NA	生物固体用于土地利用
科尼岛 WWTP, 布鲁克林, NY	370	可以用于消化器加热	NA	生物固体用于土地利用
大都会锡拉丘兹 WWTP, 锡拉丘兹, NY	246	可以用于热电联产	NA	生物固体用于土地利用
NCSD #3, 旺托, NY	246	是	NA	生物固体用于土地利用

设施	平均处理能力 MLD	沼气利用- HVAC/机械	侧流碳捕获/转 移 *中试研究	营养产物固定 (是/否, 类型)
NCSD #2 , Rockaway 东部, NY	208	可以用于热电 联产	NA	生物固体用于土 地利用
联合水污染控 制厂 (JWPCP), 卡尔森, CA	1135	是		生物固体用于土 地利用或堆肥
洛马角污水处 理厂, 圣迭戈, CA	681	是, 6.4 MW 通过热电联产		
San José-Santa Clara 区域污水 处理厂, CA	416	是	NA	NA
中央污水处理 厂, 纳什维尔, TN	378	是	NA	生物固体用于土 地利用

注：这些信息是从 www.resourcerecoverydata.org 提供的数据库中筛选出来的，并基于相关标准做进一步筛选，例如关于营养产品隔离的公开信息。在美国、加拿大和欧洲，有关利用 AD 工艺的 WRRFs 的能源自给自足的详细信息见 Shen et al. (2015)。

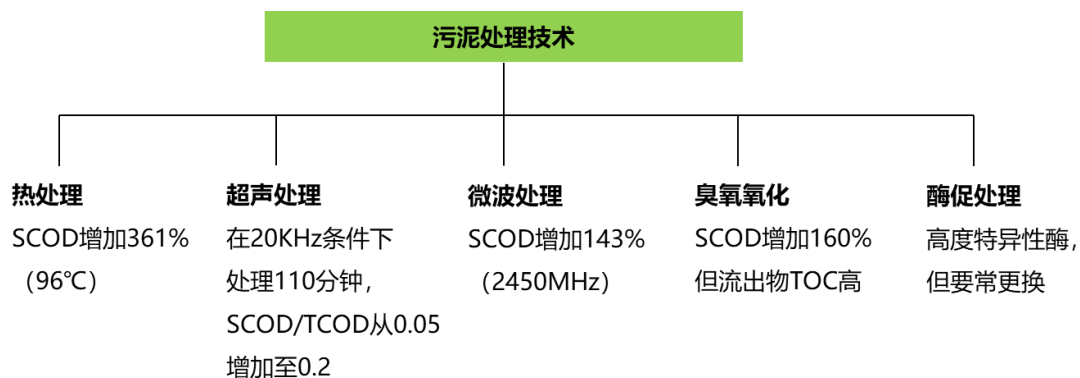


图 5.2 主要污泥预处理机制的总结，每种机制下都有可用的专利或商业平台，并用于世界各地的市政、工业和农业污水装置。这里总结的主要结果来自 Kim et al. (2003), Khanal et al. (2007), Rittmann et al. (2008) 和 Burger and Parker (2013)

5.2 需要对污泥进行预处理以提高厌氧消化的可行性

厌氧消化之前的污泥预处理提高了厌氧能量转化的总速率。研究者对应用于市政、农业和工业废水处理中的多种预处理技术进行评估，如图 5.2 所示。热、化学、机械和电处理方法是流行的污泥处理方法。污泥预处理的优点包括：(1) 增加固体颗粒的表面积，从而增加酶解的增溶作用；(2) 提高沼气产量；(3) 减少

挥发性固体(VS)。与放入的固体值相比, 甲烷、VS、可溶性 COD(SCOD)的最终浓度是预处理性能和 AD 操作的指标。热预处理通常达到 100°C 以上(Chauzy et al., 2007; Eskicioglu et al., 2006; Haug et al., 1978; Kim et al., 2003; Pickworth et al., 2005)。酸性或碱性化学品以及强氧化剂(例如臭氧和过氧化氢)已用于化学预处理(Haug et al., 1978; Kim et al., 2003, 2007; Li et al., 2008)。超声波和微波通常用作机械处理(Khanal et al., 2007; Kim et al., 2003; Nickel & Neis, 2007; Wolff et al., 2007)。脉冲电场 (PEF) 作为一种电预处理方法应用于污泥处理(Lee et al., 2010; Rittmann et al., 2008; Salerno et al., 2009)。此外, 各种预处理技术的组合也被研究(Kim et al., 2003; Ki et al., 2015; Vlyssides & Karlis, 2004)。然而, 这些技术还需要进一步的优化和经济性分析。许多文献显示使用几种预处理技术显著改善了 AD 性能(Carlsson et al., 2012; Carrère et al., 2010; Rittmann et al., 2008)。特别是, CAMBITM和 EXELYS™热预处理工艺已在世界各地的大型污水处理厂中运用, 以提高 AD 处理性能 (Carlsson et al., 2012; Carrère et al., 2010; Rittmann et al., 2008)。热预处理过程通常在加压的条件下将 WAS 温度提高到 90–190°C, 从而导致细胞裂解和化学需氧量(COD)溶解增加(Kim et al., 2003)。

然而, 这些方法尚未广泛被全规模的设施采用, 因为其净效益尚未得到证实(Rittmann et al., 2008)。新装置的投资和安装以及额外能源或化学品的添加会带来严重的运营问题, 如有毒副产品、气味、腐蚀或维护, 并阻碍了扩大规模到全负荷生产和商业化应用。

热预处理带来意想不到的负面后果, 例如顽固的溶解有机氮及其对沼渣的影响; 混合废液预处理过程的复杂性, 例如, 与预处理增稠的废物活性污泥相比, 增稠混合污泥的电导率导致脉冲电场预处理不可行(Lee et al., 2010; Zhang et al., 2020)。

5.3 城市污水处理厂厌氧消化的多样化组合—厌氧共消化的出现

厌氧消化 (ACoD) 的出现使市政污水处理设施的厌氧消化 (AD) 配置多样化。ACoD 是同时消化两种或多种基质。早期对厌氧共消化的研究是为了促进城市固体废物中有机部分的消化; 被添加的污泥用于改善消化器内的环境条件来增加沼气产量(Cecchi et al., 1988)。进一步的发展促进了一系列共基质的应用, 以

克服单基质消化的局限性并提高 AD 的经济可行性(Mata-Alvarez et al., 2000, 2014)。在污水处理设施中运用 ACoD 可以提高沼气产量、更大程度地破坏固体、提升缓冲能力、提高生物固体质量以及稀释有毒或抑制性化合物如重金属、氨和钠等 (Hagos et al., 2017)。这些益处提高了 AD 的经济可行性，并有助于污水公用事业的脱碳。

5.3.1 理论上使用的基质

理论上，以理想比例混合两种或多种基质会创造更好的操作条件，最终提高沼气体积和甲烷百分比。因此，选择相容的共基质对于提供营养、水分和物理化学操作条件的必要平衡以及增加微生物群落多样性至关重要。城市污水污泥具有低 C:N 比、高氨和高碱度以及丰富的大量和微量营养元素(Tyagi et al., 2018)。与城市污泥互补的常见共基质包括食物垃圾(FW)、隔油池垃圾(GTW)/脂肪、油和油脂(FOG)，以及城市固体垃圾的有机部分(OFMSW) (Grosser & Neczaj, 2016; Tandukar & Pavlostathis, 2015; Tyagi et al., 2018; Yang et al., 2019)。这些基质提高了 C:N 比，稀释了高氨和高碱度污泥，并且厌氧消化微生物生长所需的营养物质含量低。因此，相比于以前仅供给城市污泥，城市污泥与 FW、GTW、FOG 或 OFMSW 的共同消化可能会提高消化整体性能。市政污泥与一些农业和工业辅助基质的共同消化也已被探索，并且有望成为更强劲的生物甲烷生产的共基质 (Mata-Alvarez et al., 2014; Yang et al., 2019)。

5.3.2 ACoD 的挑战

当操作参数（包括正确的营养平衡、有机负荷率、HRT/SRT 和有毒化合物的稀释）得到优化并考虑经济因素（例如操作成本、消化基质的储存和处理成本以及基质运输成本）时，厌氧共消化才能取得成功(Tandukar & Pavlostathis, 2015)。然而，在满足这些运行和经济条件方面存在挑战，会阻碍消化反应实现最大性能目标。复杂颗粒物的水解速率是一个潜在的瓶颈，它们通常被认为是 AD 的主要限速步骤(Pavlostathis & Giraldo-Gomez, 1991)。因此，水解速率对于确定消化速度和确定废物的生物降解性至关重要。在评估基质相容性时，有必要将快速水解底物与慢速水解底物配对以避免瓶颈(Hagos et al., 2017)。还有一些废物特定的瓶

颈不利于共同消化。蛋白质浓度升高的潜在基质，可能对 AD 微生物群落有毒，特别是对产甲烷菌(Amha et al., 2017)。富含脂质和长链脂肪酸的废物，例如 GTW 和 FOG，同样也表现出毒性，这会导致消化反应失效而不是提高性能(Long et al., 2012)。

ACoD 的经济可行性来自于它能够使用单个反应器降解多种基质，并提高可用于发电的沼气产量。确保减少基质的运输距离和存储成本对于提高经济效益也至关重要(Tandukar & Pavlostathis, 2015)。一些研究已经成功证明了共同消化的经济优势。Krupp et al. (2005) 研究了在超大尺寸消化池中与 OFMSW 共消化污泥对生态和经济的影响。生命周期评估表明，与堆肥和单一基质消化相比，ACoD 在应对气候变化中更有利，当应用于更大的工厂时，其经济效益最佳。Pavan et al. (2007)和 Righi et al. (2013)在特定条件下，在农村地区的小型处理厂证明，共同消化可以成为改善污水处理厂经济平衡的有益策略。需考虑的重要因素包括反应器的大小、用于处理的基质的体积以及减少的运输和储存时间。

5.3.3 目前关于 ACoD 的研究

通过对共消化过程的研究、下游工艺的改进、从 ACoD 中回收营养物的探索以及在应用可变特性的废弃物时用于预测功能的模型，ACoD 持续向前发展。对 ACoD 工艺的研究旨在改善基质的表征，定义基质的理想混合比，并优化操作参数，例如有机负载率。下游工艺改进的重点是提高沼气质量，特别是提高甲烷比例、提高沼气脱水性和减少生物固体的气味排放(Xie et al., 2018)。碳、氮和磷回收的综合技术也可以增加 ACoD 的优势，从而提高其经济价值。最后，研究者正在努力改进 ADM1 以将其应用于共同消化工艺。改进共消化的 ADM1 模型有助于预测在添加新的基质或改变操作参数时消化的性能(Hagos et al., 2017)。

5.4 通过热电联产和进一步净化成管道燃气，以提高沼气的价值

从厌氧消化中捕获的碳会产生有价值的气体产物，即沼气，其通常由 50% 的甲烷、50% 的 CO₂ 以及其他气体和杂质如 H₂S、氨、硫醇、硅氧烷和其他微量成分组成。这为封存气态产物并加以利用创造机会，包括将其用于热电联产、通过燃气轮机直接发电、将沼气升级达到天然气质量标准以用于管道输送，或将沼气

用于运输行业等。尽管碳捕获具有明显的经济、能源和环境效益，但美国大约只有三分之一的城市污水处理设施以甲烷形式回收碳，而在欧盟和世界其他一些地区，这种做法的普遍程度大约是美国的两倍(Scarlat et al., 2018; Shen et al., 2015)。本文将简要讨论这些场景。

5.4.1 用于热电联产的生物甲烷

该应用包括在有或没有其他燃料源的情况下在锅炉中燃烧沼气，以产生电力和热量，热量可用于空间供暖和其他需要加热的操作。虽然实施能量的回收是污水设施最成熟的选择，但这种方法面临一些挑战，包括由于工艺限制导致工艺效率显著损失、仅适用于温带地区或较冷季节，以及未经处理的沼气导致腐蚀和设备损坏。

5.4.2 用于发电的生物甲烷

通过利用朗肯循环在燃气轮机中燃烧沼气，可以将产生的沼气直接用于发电。然而，这种选择存在重大瓶颈，主要是沼气杂质，尤其是硅氧烷对涡轮叶片的腐蚀。有专门的研究，例如新型气体洗涤、生物气体处理和污泥预处理，集中在从污泥中或从产生的沼气中去除硅氧烷，然后再送到燃气轮机(Dewil et al., 2006; Lee & Rittmann, 2016; Popat & Deshusses, 2008)。

5.4.3 用于升级和管道输送的生物甲烷

沼气越来越受欢迎的一种最终用途是使用先进的分离技术，如变压吸附(PSA)对其进行纯化，该技术可去除 CO_2 和其他杂质，以生产纯度 $>90\%$ 的 CH_4 ，沼气升级后可注入天然气管道进行场外发电。关键瓶颈包括增加 PSA 的高成本和生产天然气的低经济价值，尤其是在北美，因为天然气的现行价格较低，而且缺乏足够的补贴来激励生产和净化。

5.4.4 生物甲烷运输

生物甲烷可用于现有的液化天然气(LNG)和压缩天然气(CNG)加油基础设施

以及公共交通基础设施。净化沼气达到天然气标准是其作为燃料运输的先决条件 (Augelletti et al., 2017; Kim et al., 2015)。另一种新兴的替代方法是使用纯化的生物甲烷作为化学燃料电池中的电子供体进行电力生产, 尽管提高其效率存在一些瓶颈, 例如由于沼气杂质引起的催化剂污染(Alves et al., 2013; Lanzini & Leone, 2010)。

5.4.5 沼气转化为有价值的化学品

作为厌氧消化的副产品, 挥发性脂肪酸(VFAs)是高价值的基础化学品。一种捕获和再利用 AD 副产物的技术是通过选择性混合培养发酵来延长乙酸盐和其他基于短链碳酸的化合物。这些中链(VFAs)化合物价值高, 比醋酸盐和其他短链 VFAs 更容易从产品中提取(Steinbusch et al., 2011)。在稳态反应器中防止甲烷生成的条件仍然是混合培养发酵的挑战(Agler et al., 2012; Steinbusch et al., 2011)。

5.5 改变 AD 平台, 以获取更多有机碳产品, 同时实现污水回用和养分回收

全球气候变化、不断变化的经济格局以及对化学品和可持续衍生塑料的需求增加, 这些强烈的驱动因素可能很快将污水处理设施的碳捕获转变为现代污水资源回收设施。短链和中链羧酸是厌氧食物网中的一种重要中间体, 如果控制它在生物反应器中积累到高浓度, 则会促进甲烷生产。已经提出了几种策略来管理厌氧消化中停滞的产甲烷作用, 以促进水解和产酸产物的积累并通过随后的分离技术回收。最近的研究表明, 生物电化学辅助厌氧消化器不仅可以提高整体水解和发酵速率, 还可以通过热力学和动力学优势, 通过电活性细菌选择性消耗乙酸盐来促进更多高级有机酸的积累。AnMBR 中富含 H_2 的环境不仅可以阻止产甲烷, 而且还能促进二次发酵反应, 从而导致更高阶的 VFA 合成 (Bhatt et al., 2020; De Vrieze et al., 2018; Jiang et al., 2018)。

由于富含离子的溶液中 VFA 浓度低, 从发酵液中分离 VFA 具有挑战性。因此, 传统溶剂和吸附剂的分离能力和选择性都会受到影响。在最近的关于提取的文献中, 已经报道了离子液体(ILs)用于提取 VFAs, 并且一些离子液体(ILs)在提

取效率方面已经优于传统溶剂。ILs 在室温下以熔盐形式存在,完全由离子组成,通常是电荷稳定的有机阳离子和无机或有机阴离子。一项研究得出结论,对于从稀水溶液中回收短链有机酸,磷基离子液体是比传统有机溶剂更好的萃取剂。他们通过使用磷基离子液体萃取低浓度乳酸溶液,成功获得了比大多数传统溶剂更高的分配系数,采用两步萃取所得萃取效率为 98.4% (Liang et al., 2017; Oliveira et al., 2012)。研究还报道了离子液体介导的酯化反应从稀水溶液中提取低价值 VFA, VFA 的最终纯化需经过蒸馏或蒸发处理。基于膜的非反应性或反应性分离集成厌氧消化器是一个同样有效的分离平台,已受到越来越多的关注(Zhu et al., 2021)。

5.6 能实现整体能量平衡或能量正收益的厌氧消化中的能源管理——通过 AnMBRs 进行直接厌氧处理的案例

除了产生富含能量的沼气外,通过厌氧消化平台对污泥进行二级处理也会产生能量消耗。能量损失的来源包括消化池加热和预处理、消化后的污泥脱水以及污泥运输。最近的研究已经证明了厌氧膜生物反应器(AnMBR)平台的能源需求降低,该平台旨在通过直接厌氧污水处理,实现有价值的资源回收及甲烷形式的主要能源产品,如图 5.3 所示,与采用厌氧消化进行二级处理的传统的活性污泥相比。新兴 AnMBR 平台的进一步工艺优化将侧重于通过以高流速周期性脉冲喷射而不是连续喷射,进一步降低结垢能量需求;初级生物反应器中的混合能量优化。厌氧消化池能量优化可能集中在降低预处理成本、降低混合能量需求、提高基于工艺的污泥脱水能力以及提高从所产生的富含甲烷的沼气中的整体能量捕获效率。

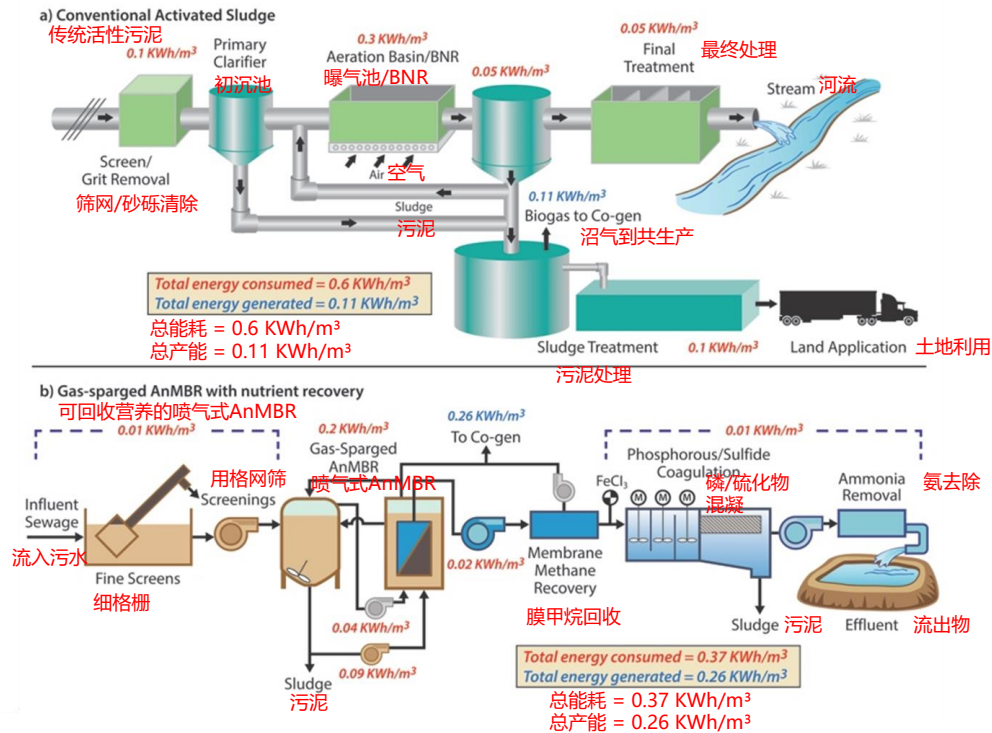


图 5.3 净能量需求比较: (a)常规活性污泥; (b)用于甲烷和养分捕获的 AnMBR 平台

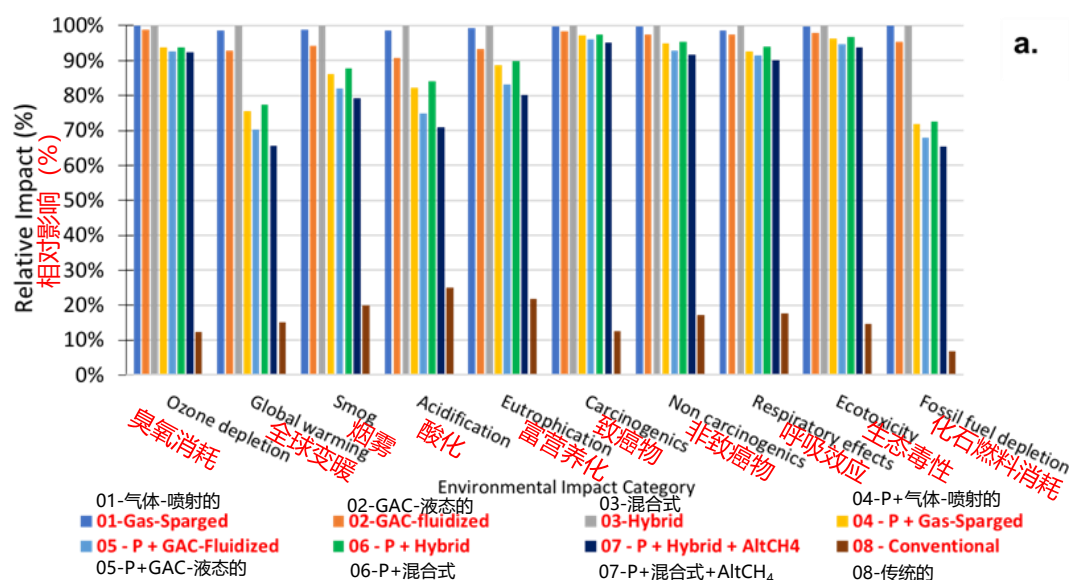
5.7 塑造厌氧消化未来的技术经济和生命周期评估

传统上, 新兴技术的实际实验数据和生命周期评估(LCA)研究之间存在脱节, 大多数研究都分散地关注某一方面, 只有少数研究试图缩小这一差距。绿色工程原则被纳入设计/概念开发过程的后期, 从而实现环境逐渐改善, 而不是最小化生命周期环境影响的过程路径。集成的技术经济和 LCA 平台能够主动指导具有环境和经济意识的概念设计, 旨在最大限度地提高生物能源捕获和碳回收的更高价值形式, 例如羧酸盐以及其他有价值的产品, 例如营养产品和间接/直接饮用水再利用。将 AnMBR 工艺用于生活污水处理, 可以减轻目前由能源密集型传统好氧活性污泥工艺产生的环境、社会和经济影响。对 AnMBR 进行了中试规模研究, 同时进行了技术经济分析(TEA)和 LCA, 证明和验证了 AnMBR 技术与好氧活性污泥相比, 可实现更可持续的生活污水处理。

通过我们对 AnMBR 平台的初步 LCA, 支持了所提议的 AnMBR 平台的可行性。图 5.4(a)显示了 AnMBR 处理方案与传统处理相比的环境影响。LCA 表明常规处理是最可持续的系统, 其次是情景 7。情景 7 是带有真空闪蒸罐甲烷回收

和硫化物去除的混合式 AnMBR，运行速度为 15 LMH(每单位膜表面积每小时的处理水升数)，温度高于 25°C。先前的研究已经对改进 AnMBR 工艺子组件以最大限度地提高能量回收率和溶解甲烷回收率进行了详细评估。很少有研究广泛评估化学品使用、膜污染管理和溶解甲烷去除技术的作用。图 5.4(b)显示了实施 AnMBR 的潜力，该方法通过减少(如果不是完全消除)硫化物和磷的化学去除，实现总体环境影响小于常规处理。由于无需通过化学凝固进行化学物质去除，该 AnMBR 配置的全球变暖潜能值(kg CO₂ 当量)被从沼气中回收的生物甲烷所抵消。情景 7 AnMBR 的桑基图(图 5.5)显示营养物去除部分是环境影响的主要贡献者。

我们研究的 AnMBR 系统的可行性也得到了初步 TEA 的证实。初步的分析表明，在不分离挥发性脂肪酸(VFA)的情况下，去除甲烷和硫化物的混合 AnMBR 的平均运营成本为 0.09 美元/立方米。在一个日处理能力为 22 730 立方米的综合处理厂中，年运营成本为 781 300 美元。由于工艺改进以及化学品和能源使用的相关减少，系统级优化有进一步降低混合式 AnMBR 的运营成本的潜力。在建设成本上进行比较时，AnMBR 的建设成本(71 582 500 美元)与传统的活性污泥(59 991 250 美元)相比更高。然而，需要注意的是，AnMBR 中回收的增值产品等相关的收入没有考虑在内，加入后将显著降低运营成本。也可以为侧流 AD 平台开发类似的场景，虽然与直接厌氧污水处理相比，预计产生的影响较小，但是潜力巨大。



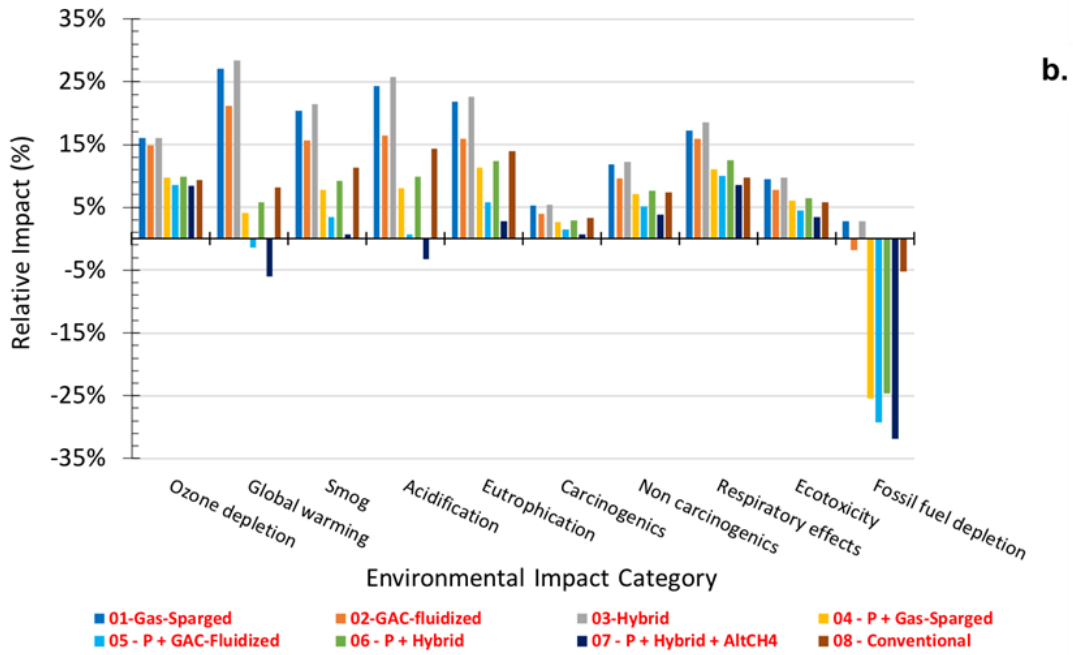


图 5.4 AnMBR 和常规处理方案在 15 LMH (F2)和>25°C (T1)时的相对影响，使用 (a) 和未使用 (b) 氯化铁和 ACH 进行化学混凝去除硫化物和磷。b 中的影响与 a 中的情景 1 和 3 相关。表格来源于 Harclerode et al. (2020)。

TEA 和 LCA 研究的结论确定了两个工艺子组件，即硫化物和除磷以及污泥管理，它们推动了化学品的使用和残留物的产生，进而对环境和成本产生了影响。此外，将初级沉淀和用于去除溶解甲烷的真空脱气罐相结合，最大限度地提高了净能量回收率。硫化物是由自然发生的硫酸盐厌氧还原而产生的。以前的研究没有考虑通过化学混凝、硫化物产生和去除的成本和环境影响。TEA/LCA 表明，如果硫化物可以通过生物去除而不是化学混凝，则 AnMBR 相对于传统污水处理可以具有更低的环境影响和运营成本。

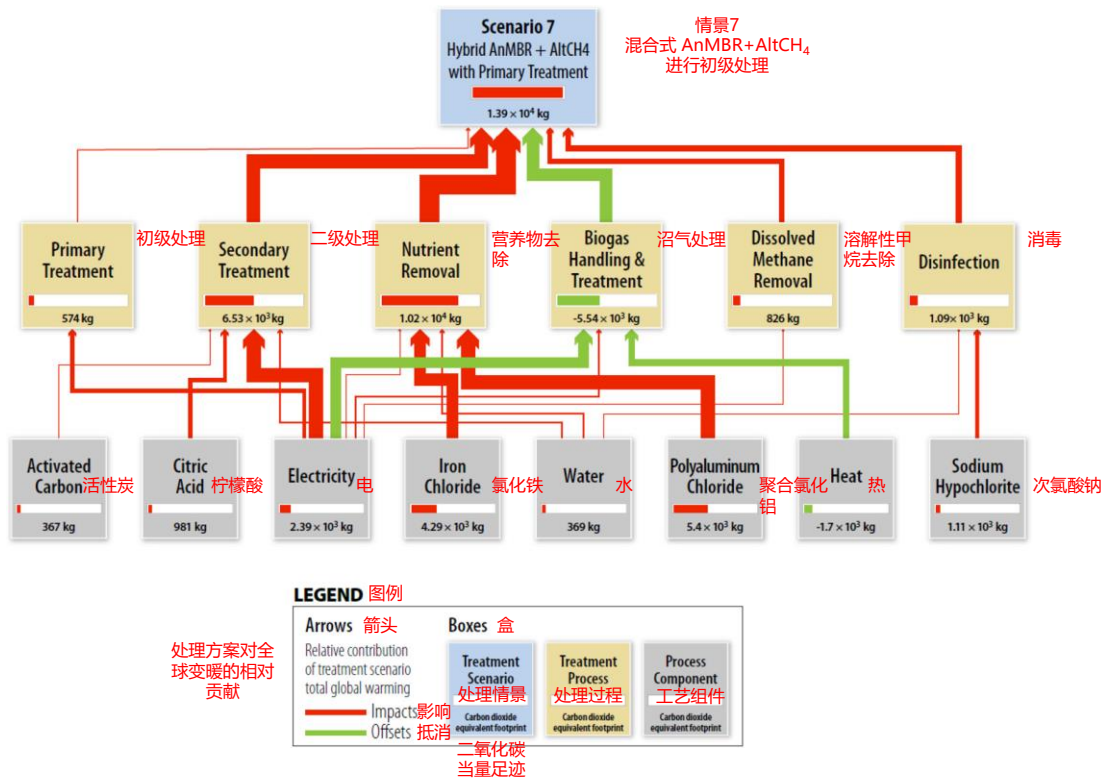


图 5.5 情景 7 的全球变暖影响 ($\text{kg CO}_2\text{-当量}/\text{m}^3$) 评估桑基图, 混合 AnMBR 与真空闪蒸罐甲烷回收和硫化物去除在 15LMH 和超过 25°C 的温度下运行。图片来自 Harclerode et al. (2020)

尽管我们的模拟过程中化学品对环境的影响很大, 但我们预计这些影响可以根据工艺优化研究和成规模的工艺应用显著减少。因此, 与传统工艺相比, 最终的集成 AnMBR 设计有可能对环境产生更低的影响, 同时还能回收增值产品。

5.8 未来的脱碳战略和路线图

经过全面验证的破坏性预处理技术已经出现, 尤其是热水解, 但是更需要将脱碳潜力与经济可持续性密切结合, 同时还要克服技术上的意外后果, 例如顽固的氮。需要有利的技术、经济和政策突破, 才能使生物甲烷发电广泛被北美污水资源回收设施选择, 而其他地方的做法需要考虑更可持续的框架。AD 平台的脱碳潜力可以通过开发技术平台来最大化, 该技术平台可以通过羧酸盐平台或其他类似的合成路线以更高和更有价值的方式固定碳。

健全的技术经济和生命周期分析需要与当前和未来的 AD 配置密切结合, 以实现碳捕获和整体资源回收的最大化。

5.9 实现循环经济的厌氧消化技术

污水处理的传统目标主要围绕保护环境和人类健康。这些目标是通过传统的污水处理技术实现的,例如活性污泥处理法。传统技术一般不包括资源回收概念。由于资源消耗有限,当前的线性经济本质上是不可持续的(Puyol et al., 2016),这引发了对循环经济的需求,其中资源可以回收以可持续地满足全球资源需求,减少或尽量减少对原始资源的开采,以及减少环境影响。循环经济的概念扩大了污水处理的目标范围,包括全面的资源回收。通过将 AD 与其他先进处理技术结合使用,污水处理有可能通过发电、营养回收和生产高价值化学商品,从能源消耗工艺转变为产生利润工艺。

传统活性污泥处理系统大约一半的电力需求专门用于为曝气池提供空气(McCarty et al., 2011)。使用 AD 平台可以生产用于热电联产的沼气和实现电力的自给自足,并且在某些情况下会产生多余的电力(Batstone & Viridis, 2014)。AD 的后处理可以回收磷和氮。磷是一种不可再生资源,可以通过沉淀或通过结晶生成羟基磷灰石或鸟粪石的盐来回收(Battistoni et al., 2006)。氮的生产是能源密集型工艺,可以通过从藻类或微生物中同化或通过将铵吸附到斜发沸石粘土来回收(Batstone et al., 2015; Lim et al., 2019)。

致谢

作者要感谢环境工程博士研究生 Arvind Damodara Kannan 先生对章节格式和参考文献的帮助。作者还要特别感谢 Parameswaran 博士团队的研究生和本科生付出的时间和努力: Priyasha Fernando 女士; Emily Randig 女士; Marleigh Hutchinson 女士; 和 Mason Ericson 先生,感谢他们帮助从一个非常大的美国数据集中编译表 5.1。图 5.1 的直接帮助来自亚利桑那州立大学化学工程副教授 Cesar Torres 博士。

参考文献

Agler M. T., Spirito C. M., Usack J. G., Werner J. J. and Angenent L. T. (2012). Chain elongation with reactor microbiomes: upgrading dilute ethanol to medium-chain carboxylates. *Energy & Environmental Science*, 5(8), 8189–8192. <https://doi.org/10.1039/c2ee22101b>

- Alves H. J., Bley C., Niklevicz R. R., Frigo E. P., Frigo M. S. and Coimbra-Araujo C. H. (2013). Overview of hydrogen production technologies from biogas and the applications in fuel cells. *International Journal of Hydrogen Energy*, 38(13), 5215–5225. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2013.02.057>
- Amha Y. M., Anwar M. Z., Brower A., Jacobsen C. S., Stadler L. B., Webster T. M. and Smith A. L. (2017). Inhibition of anaerobic digestion processes: applications of molecular tools. *Bioresource Technology*, 247, 999–1014.
- Augelletti R., Conti M. and Annesini M. C. (2017). Pressure swing adsorption for biogas upgrading. A new process configuration for the separation of biomethane and carbon dioxide. *Journal of Cleaner Production*, 140, 1390–1398. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.10.013>
- Batstone D. J. and Viridis B. (2014). The role of anaerobic digestion in the emerging energy economy. *Current Opinion in Biotechnology*, 27, 142–149. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2014.01.013>
- Batstone D. J., Hulsen T., Mehta C. M. and Keller J. (2015). Platforms for energy and nutrient recovery from domestic wastewater: a review. *Chemosphere*, 140, 2–11. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.10.021>
- Battistoni P., Paci B., Fatone F. and Pavan P. (2006). Phosphorus removal from anaerobic supernatants: start-up and steady-state conditions of a fluidized bed reactor full-scale plant. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 45(2), 663–669. <https://doi.org/10.1021/ie050796g>
- Bhatt A. H., Ren Z. and Tao L. (2020). Value proposition of untapped wet wastes: carboxylic acid production through anaerobic digestion. *Iscience*, 23(6), 101221. <https://doi.org/10.1016/j.isci.2020.101221>
- Burger G. and Parker W. (2013). Investigation of the impacts of thermal pretreatment on waste activated sludge and development of a pretreatment model. *Water Research*, 47, 5245–5256. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.06.005>
- Carlsson M., Lagerkvist A. and Morgan-Sagastume F. (2012). The effects of substrate pretreatment on anaerobic digestion systems: a review. *Waste Management*, 32, 1634–1650. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.04.016>
- Carrère H., Dumas C., Battimelli A., Batstone D. J., Delgenès J. P., Steyer J. P. and Ferrer I. (2010). Pretreatment methods to improve sludge anaerobic degradability: a review. *Journal of Hazardous Materials*, 183, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.06.129>
- Cecchi F., Traverso P. G., Mata-Alvarez J., Clancy J. and Zaror C. (1988). State of the art of R&D in the anaerobic digestion process of municipal solid waste in Europe. *Biomass*, 16(4), 257–284. [https://doi.org/10.1016/0144-4565\(88\)90031-5](https://doi.org/10.1016/0144-4565(88)90031-5)
- Chauzy J., Cretenot D., Bausseron A. and Gokelaere X. (2007). Thermal Hydrolysis to Increase Sludge Biodegradability or How to Turn Mesophilic Anaerobic Digestion of Biological Sludge Into an Attractive Process. WEFTEC 2007, 80th Annual Water Environment Federation Technical Exhibition and Conference, 13–17 October, San Diego, CA.
- De Vrieze J., Arends J. B. A., Verbeeck K., Gildemyn S. and Rabaey K. (2018). Interfacing anaerobic digestion with (bio)electrochemical systems: potentials and challenges. *Water*

Research, 146, 244–255. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.08.045>

- Dewil R., Appels L. and Baeyens J. (2006). Energy use of biogas hampered by the presence of siloxanes. *Energy Conversion and Management*, 47(13–14), 1711–1722. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2005.10.016>
- Eskicioglu C., Kennedy K. J. and Droste R. L. (2006). Characterization of soluble organic matter of waste activated sludge before and after thermal pretreatment. *Water Research*, 40(20), 3725–3736. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.08.017>
- Gonzalez A., Hendriks A. T. W. M., van Lier J. B. and de Kreuk M. (2018). Pretreatments to enhance the biodegradability of waste activated sludge: elucidating the rate limiting step. *Biotechnology Advances*, 36, 1434–1469. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2018.06.001>
- Grosser A. and Neczaj E. (2016). Enhancement of biogas production from sewage sludge by addition of grease trap sludge. *Energy Conversion and Management*, 125, 301–308. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2016.05.089>
- Hagos K., Zong J., Li D., Liu C. and Lu X. (2017). Anaerobic co-digestion process for biogas production: progress, challenges and perspectives. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 76(March 2016), 1485–1496. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.11.184>
- Harclerode M., Doody A., Brower A., Vila P., Ho J. and Evans P. J. (2020). Life cycle assessment and economic analysis of anaerobic membrane bioreactor whole-plant configurations for resource recovery from domestic wastewater. *Journal of Environmental Management*, 269, 110720. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110720>
- Haug R. T., Stuckey D. C., Gossett J. M. and Mccarty P. L. (1978). Effect of thermal pretreatment on digestibility and dewaterability of organic sludges. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 50(1), 73–85.
- Jiang Y., Lu L., Wang H., Shen R. X., Ge Z., Hou D. X., Chen X., Liang P., Huang X. and Ren Z. J. (2018). Electrochemical control of redox potential arrests methanogenesis and regulates products in mixed culture electro-fermentation. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 6(7), 8650–8658. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.8b00948>
- Khanal S. K., Grewell D., Sung S. and Van Leeuwen J. (2007). Ultrasound applications in wastewater sludge pretreatment: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 37, 277–313. <https://doi.org/10.1080/10643380600860249>
- Ki D., Parameswaran P., Popat S. C., Rittmann B. E. and Torres C. I. (2015). Effects of pre-fermentation and pulsed-electric-field treatment of primary sludge in microbial electrochemical cells. *Bioresource Technology*, 195, 83–88. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.06.128>
- Kim J., Park C., Kim T. H., Lee M., Kim S., Kim S. W. and Lee J. (2003). Effects of various pretreatments for enhanced anaerobic digestion with waste activated sludge. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 95(3), 271–275. [https://doi.org/10.1016/S1389-1723\(03\)80028-2](https://doi.org/10.1016/S1389-1723(03)80028-2)
- Kim T.-H., Kim T.-H., Yu S., Nam Y. K., Choi D.-K., Lee S. R. and Lee M.-J. (2007). Solubilization of waste activated sludge with alkaline treatment and gamma ray irradiation. *Journal of*

Industrial and Engineering Chemistry, 13(7), 1149–1153.

- Kim D., Lee K. and Park K. Y. (2015). Enhancement of biogas production from anaerobic digestion of waste activated sludge by hydrothermal pretreatment. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 101, 42–46. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2015.03.025>
- Krupp M., Schubert J. and Widmann R. (2005). Feasibility study for co-digestion of sewage sludge with OFMSW on two wastewater treatment plants in Germany. *Waste Management*, 25(4), 393–399. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.02.009>
- Lanzini A. and Leone P. (2010). Experimental investigation of direct internal reforming of biogas in solid oxide fuel cells. *International Journal of Hydrogen Energy*, 35(6), 2463–2476. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2009.12.146>
- Lee I. and Rittmann B. E. (2016). Using focused pulsed technology to remove siloxane from municipal sewage sludge. *Journal of Environmental Engineering*, 142(1). [https://doi.org/10.1061/\(asce\)ee.1943-7870.0000975](https://doi.org/10.1061/(asce)ee.1943-7870.0000975)
- Lee I. S., Parameswaran P., Alder J. M. and Rittmann B. E. (2010). Feasibility of focused-pulsed treated waste activated sludge as a supplemental electron donor for denitrification. *Water Environment Research*, 82(12), 2316–2324. <https://doi.org/10.2175/106143010X12609736967288>
- Li H., Jin Y., Mahar R., Wang Z. and Nie Y. 2008 Effects and model of alkaline waste activated sludge treatment. *Bioresource Technology*, 99(11), 5140–5144. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.09.019>
- Liang L., Li C., Xu F., He Q., Yan J., Luong T. and Sun N. (2017). Conversion of cellulose rich municipal solid waste blends using ionic liquids: feedstock convertibility and process scale-up. *RSC Advances*, 7(58), 36585–36593. <https://doi.org/10.1039/C7RA06701A>
- Lim K., Evans P. J. and Parameswaran P. (2019). Long-term performance of a pilot-scale gas-sparged anaerobic membrane bioreactor under ambient temperatures for holistic wastewater treatment. *Environmental Science and Technology*, 53(13), 7347–7354. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b06198>
- Long J. H., Aziz T. N., Reyes F. L. D. L. and Ducoste J. J. (2012). Anaerobic co-digestion of fat, oil, and grease (FOG): a review of gas production and process limitations. *Process Safety and Environmental Protection*, 90(3), 231–245. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2011.10.001>
- Mata-Alvarez J., Mace S. and Llabres P. (2000). Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource Technology*, 74, 3–16. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(00\)00023-7](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(00)00023-7)
- Mata-Alvarez J., Dosta J., Romero-Güiza M. S., Fonoll X., Peces M. and Astals S. (2014). A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 36, 412–427. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.04.039>
- McCarty P. L., Bae J. and Kim J. 2011 Domestic wastewater treatment as a net energy producer – can this be achieved? *Environmental Science and Technology*, 45(17), 7100–7106. <https://doi.org/10.1021/es2014264>

- Nickel K. and Neis U. (2007). Ultrasonic disintegration of biosolids for improved biodegradation. *Ultrasonics Sonochemistry*, 14(4), 450–455. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2006.10.012>
- Oliveira F. S., Araújo J. M., Ferreira R., Rebelo L. P. N. and Marrucho I. M. (2012). Extraction of L-lactic, L-malic, and succinic acids using phosphonium-based ionic liquids. *Separation and Purification Technology*, 85, 137–146. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2011.10.002>
- Pavan P., Bolzonella D., Battistoni E. and Cecchi F. (2007). Anaerobic co-digestion of sludge with other organic wastes in small wastewater treatment plants: an economic considerations evaluation. *Water Science and Technology*, 56(10), 45–53. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.730>
- Pavlostathis S. G. and Giraldo-Gomez E. (1991). Kinetics of anaerobic treatment. *Water Science and Technology*, 24(8), 35–59. <https://doi.org/10.2166/wst.1991.0217>
- Pickworth B., Cranshaw I., Abraham K., Coleman P., Walley P. and Solheim O. E. (2005). Large Scale Reality of Sewage Sludge Pasteurisation and Thermal Hydrolysis. WEFTEC 2005, 78th Annual Water Environment Federation Technical Exhibition and Conference, 29 October–2 November, Washington, DC.
- Popat S. C. and Deshusses M. A. (2008). Biological removal of siloxanes from landfill and digester gases: opportunities and challenges. *Environmental Science and Technology*, 42(22), 8510–8515. <https://doi.org/10.1021/es801320w>
- Puyol D., Batstone D. J., Hulsen T., Astals S., Peces M. and Kromer J. O. (2016). Resource recovery from wastewater by biological technologies: opportunities, challenges, and prospects. *Frontiers in Microbiology*, 7, 2106.
- Righi S., Oliviero L., Pedrini M., Buscaroli A. and Della Casa C. (2013). Life cycle assessment of management systems for sewage sludge and food waste: centralized and decentralized approaches. *Journal of Cleaner Production*, 44(2013), 8–17. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.12.004>
- Rittmann B. E., Lee H. S., Zhang H. S., Alder J., Banaszak J. E. and Lopez R. (2008a). Full-scale application of focused-pulsed pretreatment for improving biosolids digestion and conversion to methane. *Water Science and Technology*, 58(10), 1895–1901. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.547>
- Salerno M. B., Lee H. S., Parameswaran P. and Rittmann B. E. (2009). Using a pulsed electric field as a pretreatment for improved biosolids digestion and methanogenesis. *Water Environment Research*, 81(8), 831–839. <https://doi.org/10.2175/106143009X407366>
- Scarlat N., Dallemand J. F. and Fahl F. (2018). Biogas: developments and perspectives in Europe. *Renewable Energy*, 129, 457–472. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.03.006>
- Shen Y. W., Linville J. L., Urgun-Demirtas M., Mintz M. M. and Snyder S. W. (2015). An overview of biogas production and utilization at full-scale wastewater treatment plants (WWTPs) in the United States: challenges and opportunities towards energy-neutral WWTPs. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 50, 346–362. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.04.129>
- Shizas I. and Bagley D. M. (2004). Experimental determination of energy content of unknown organics in municipal wastewater streams. *Journal of Environmental Engineering*, 130(2), 45.

[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9402\(2004\)130:2\(45\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9402(2004)130:2(45))

- Steinbusch K. J. J., Hamelers H. V. M., Plugge C. M. and Buisman C. J. N. (2011). Biological formation of caproate and caprylate from acetate: fuel and chemical production from low grade biomass. *Energy and Environmental Science*, 4(1), 216–224. <https://doi.org/10.1039/C0EE00282H>
- Tandukar M. and Pavlostathis S. G. (2015). Co-digestion of municipal sludge and external organic wastes for enhanced biogas production under realistic plant constraints. *Water Research*, 87, 432–445. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.04.031>
- Tyagi V. K., Fdez-Güelfo L. A., Zhou Y., Álvarez-Gallego C. J., Garcia L. I. R. and Ng W. J. (2018). Anaerobic co-digestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW): progress and challenges. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 93(April), 380–399. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.05.051>
- Vlyssides A. G. and Karlis P. K. (2004). Thermal-alkaline solubilization of waste activated sludge as a pretreatment stage for anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 91(2), 201–206. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(03\)00176-7](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(03)00176-7)
- Wolff H. J., Nickel K., Houy A., Lunden A. and Neis U. (2007). Two Years Experience on a Large German STP with Acoustic Disintegration of Waste Activated Sludge for Improved Anaerobic Digestion. 11th IWA World Congress on Anaerobic Digestion, Session PP9C-Biosolids, 23–27 September, Brisbane, Australia.
- Xie S., Higgins M. J., Bustamante H., Galway B. and Nghiem L. D. (2018). Current status and perspectives on anaerobic co-digestion and associated downstream processes. *Environmental Science: Water Research and Technology*, 4(11), 1759–1770. <https://doi.org/10.1039/C8EW00356D>
- Yang Q., Wu B., Yao F., He L., Chen F., Ma Y., Shu X., Hou K., Wang D. and Li X. (2019). Biogas production from anaerobic co-digestion of waste activated sludge: co-substrates and influencing parameters. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 18(4), 771–793. <https://doi.org/10.1007/s11157-019-09515-y>
- Zhang D., Feng Y. M., Huang H. B., Khunjar W. and Wang Z. W. (2020). Recalcitrant dissolved organic nitrogen formation in thermal hydrolysis pretreatment of municipal sludge. *Environment International*, 138, 105629. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105629>
- Zhu X., Leininger A., Jassby D., Tsesmetzis N. and Ren Z. J. (2021). Will membranes break barriers on volatile fatty acid recovery from anaerobic digestion? *Environmental Science and Technology*, 1(1), 141–153