

源分离尿液废水资源化处理研究进展

刘铭, 熊霞, 魏珞宇, 杨暖*, 葛一洪, 陈子爱, 雷云辉, 施国中
(农业农村部沼气科学研究所, 四川 成都 610041)

摘要: 尿液因其含有丰富的氮、磷、有机物等营养物质, 被称为“废水中的黄金”, 其如何处理废弃资源并实现高效资源化利用已成为环境工程领域科研人员关注的焦点。基于 Web of Science 数据库对“尿液废水”、“源分离尿液”等关键词进行检索分析、归纳总结, 将目前处理源分离尿液废水的研究分为氮去除(回收)、磷回收、产电及其他等 4 个方面。进一步对其处理技术分析发现: 1) 氮回收主要通过吹脱、离子交换吸附、电化学等技术实现; 2) 磷回收则多以化学沉淀技术为主; 3) 基于生物电化学技术, 尿液中有机化学能可回收电能, 为其资源化利用提供新的途径。然而, 由于尿液废水成分复杂、氮磷等污染物浓度高, 现有单一技术难以实现其中多种物质或能量形式的同时处理与利用, 且回收效果及成本仍不能满足实际应用要求, 高效稳定的一体化源分离尿液废水处理技术仍需进一步深入研究。通过系统总结处理现状及研究进展, 有利于加深对源分离尿液废水资源化处理技术应用的认识, 具有一定的指导意义。

关键词: 源分离尿液; 可持续处理; 氮去除; 磷回收; 能量回收

中图分类号: X703.1 **文献标志码:** A **文章编号:** 1000-1166(2023)01-0003-10

DOI: 10.20022/j.cnki.1000-1166.2023010003

Biogas Institute of Ministry of Agriculture and Rural Affairs / LIU Ming, XIONG Xia, WEI Luoyu, YANG Nuan*, GE Yihong, CHEN Ziai, LEI Yunhui, SHI Guozhong / (Biogas Institute of Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Chengdu 610041, China)

Abstract: Urine is considered as "gold in wastewaters" due to high concentration of nutrients in it. How to treat it sustainably and efficiently is a hotspot for many researchers and technicians in environmental engineering field. Based on the Web of Science database, this work analyzed and concluded the information based on keywords including "urine wastewater, source-separated urine" etc. It is found that the previous researches on human urine wastewater treatment are mainly involved four parts: nitrogen removal/recovery, phosphorus recovery, electricity generation and others. Among the various technologies available, nitrogen reduction/recovery can be achieved through air stripping, ion exchange adsorption, and electrochemical technologies; phosphorus can be recovered by chemical precipitation; electricity extracted from urine organics by bioelectrochemical technology holds a promising strategy for power recovery from urine wastewater. Further in-depth comparative analysis was conducted in various aspects. There is no one single technology to deal with all pollutants from the wastewater at the same time because of its complexity and high concentration of pollutants. Most of current technologies have been hindered in small reaction systems, relatively low treatment efficiency and high operation/maintenance costs. Therefore, the recent advancements in urine wastewater treatment technologies can deepen our understanding and give certain guiding significances for future application.

Key words: source-separated urine wastewater; sustainable treatment; nitrogen removal; phosphorus recovery; energy recovery

尽管人类的尿液排放量仅占城市生活污水总量的 1% 左右, 但在不计算含磷洗涤剂使用的情况下, 尿液却贡献了城市生活污水中 80% 的氮(N)和 60% 的磷(P)^[1]; 而且, 污水处理厂超过 70% 的运

行负荷来自于对尿液中的氮磷污染物^[2]。据调查, 每年全球人类排放尿液中氮含量达到 3000 万吨, 且随着人口数量的增涨而持续增加。尿液的磷排放量, 预计在 2050 年也将增长到 2009 年的 1.3 倍^[3-4]。

收稿日期: 2022-10-08 **修回日期:** 2022-11-02

项目来源: 中央级公益性科研院所基本科研业务费专项项目(1610012022012_03102); 四川省科技计划项目(2022YFS0501); 国家自然科学基金项目(51908144); 中国科学院环境与应用微生物重点实验室暨环境微生物四川省重点实验室开放研究基金项目(KLCAS-2021-6)。

作者简介: 刘铭(1995-), 女, 四川眉山人, 硕士, 研究方向为污水资源化处理技术, E-mail: lm643819040@163.com

通信作者: 杨暖, E-mail: yangnuan@caas.cn

值为 5.5~7.0(见表 1)。尿液储存过程中,尿素易发生水解形成铵,导致 pH 值快速上升而呈碱性,促进尿液中的钙、镁、磷等物质发生沉淀反应,有利于 SUW 的营养物质进行资源化回收利用。

然而,随着储存时间的增加新鲜尿液与储存尿液的污染物浓度等方面产生一系列变化(见表 1),这对 SUW 处理工艺带来一定的挑战。新鲜尿液的氮主要以尿素形式存在,经储存过程中微生物作用,约有 90% 的氮以氨或铵(NH_3 或 NH_4^+)的形式存在,尿素水解作用导致尿液 pH 值骤升,引起其他一些离子的浓度发生变化^[9]。例如:随着 pH 值增至 9.0,尿液中 PO_4^{3-} 大幅度下降, Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 离子几乎会被完全去除,同时产生部分氨挥发^[10]。

表 1 新鲜尿液和储存尿液中主要组分对比

项目	新鲜尿液	储存尿液	参考文献
pH 值	5.5~7.0	9.0 ^a	[4,11]
化学需氧量(COD)/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	6270~18000	4873~6174	[4,8,11]
TN/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	4000~14000	3846~6817	[11~12]
尿素/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	3400~23300	0 ^a	[13~14]
总氮氮(TAN)/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	125~730	8100	[4,13,15]
TP/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	350~2500	540	[8,13]
K^+ /($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	750~2610	1373~1604	[11,16]
Ca^{2+} /($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	30~390	0 ^a	[11,13]
Mg^{2+} /($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	70~205	0 ^a	[11,13]
碱度/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	22	490	[9]
电导率/($\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$)	8.7~31	26~41	[4,11]

注:^a 为源分离尿液完全水解模拟值

2 尿液中氮的资源化及去除

目前,从尿液中回收氮的方法主要有吹脱、离子交换吸附、电化学技术以及蒸发等其他技术(见图 4)。

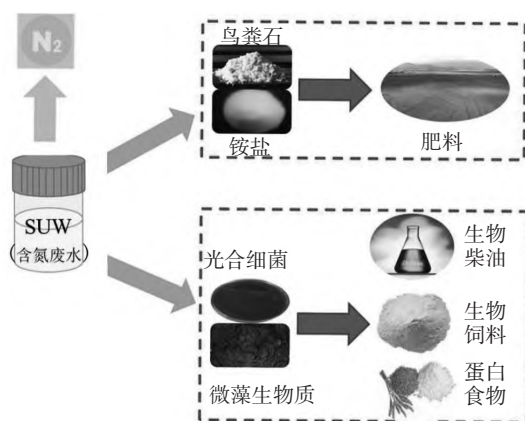


图 4 从 SUW 中回收氮途径及其应用前景^[17]

2.1 吹脱

吹脱(Air stripping)是通过传质将挥发性组分从液相转移到气相中的一种物化处理技术^[18]。在吹脱过程中,先加碱调节 pH 至碱性,使得 NH_4^+ 离子会转化为游离氨,然后通过吹脱塔释放溶液中的 NH_3 ,最后气态 NH_3 以酸液吸收得以收集氮素^[19]。此法受 pH 值和温度影响较大,需耗费大量的化学试剂和加热来维持碱性和高温运行条件,运行和维护成本高。

此外,尽管这项技术可以对 SUW 的氮回收有较满意效果,但鉴于吹脱过程中 NH_3 被吸收的传质速率与空气流量密切相关,导致需较大气体流量以保证高效吹脱的实现。当空气流量为 $0.21 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ 、pH 值在 12 时,传质速率最高;在吸收装置中,平均 92% 的 NH_3 可被 H_2SO_4 吸收,并以 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 的形式回收^[20]。Liu^[21] 等也证实了较高的空气流量和温度会增大传质系数,加速吹脱过程。然而,高气体流量也会带来高能耗投入,增加实际运行成本,对该技术的应用普及产生一定的不利影响。

2.2 离子交换/吸附

离子交换/吸附(Ion exchange/absorption)是基于离子的静电作用完成污染物分离处理的一种物化技术。Tarpeh^[23] 等成功通过离子交换法实现从尿液中回收 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 。虽然尿液中氮的存在形式多样,但是最后多以 NH_4^+ 离子形式被吸附处理。常用的离子交换吸附材料有沸石、树脂、硅灰石等。其中沸石作为吸附剂去除 NH_4^+ 离子,在操作、吸附效率和经济上具有较大优势^[22]。

吸附剂作为实现高效离子交换/吸附性能的关键,疏松多孔结构可以有效提升比表面积,增加单位吸附量,是其重要评价指标之一。常用的吸附剂有生物炭、活性炭、沸石、水滑石、金属氧化物等。Simha^[24] 等使用椰壳制备的活性炭对尿素进行吸附回收,最佳收率达到 80% 左右。Terry^[25] 等利用水滑石有效去除了 SUW 的氮磷。由于离子交换/吸附可在不同大小的反应体系下进行,受外界环境的影响较小,因此与传统生物除氮相比具有更为优异的稳定性和持久性。但也存在一些不足之处:不同材料之间的交换/吸附饱和度差异较大,尿液中多离子共存情况下存在竞争结合位点问题降低脱氮效率。因此,一般的吸附实例报道多在畜禽养殖废水的处理中^[26-28],而实际 SUW 中进行吸附回收的应用鲜有报道。

2.3 生物电化学技术

2.3.1 微生物燃料电池(Microbial fuel cell, MFC)

MFC 是一种利用电活性微生物催化提取物质化学能产生电能的新兴污染治理技术,多用于有机废水产电和部分营养物质资源回收^[29]。MFC 处理 SUW 的具体过程是废水中有机物在阳极电活性微生物催化作用下被分解并释放出电子、 H^+ 和 CO_2 , 电子通过外电路流至阴极,同时 H^+ 、一部分营养物质(如: NH_4^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 等)通过电场作用跨膜进入阴极完成还原或沉淀反应,一部分营养物质在阳极室直接产生化学反应得以去除(见图 5)。在 MFC 系统中 N、P 元素的物质回收主要通过化学沉淀等方式进行^[30]。Chipako^[31] 等利用尿液驱动 MFC 实现同步脱氮产电,该过程中无需额外添加能量,从而减少运行成本,实现 SUW 回收化学能为电能。Gao^[32] 等构建 MFC 实现尿液废水 93.8% 的有机物和 73.1% 氮的去除。Gangadharan^[33] 等设计了渗透型 MFC,可从 10% 新鲜尿液中浓缩营养物质,经 2 M NaCl 可提取浓缩 ~99% 的 TOC、TN、 NH_3 以及 NO_3^- 。

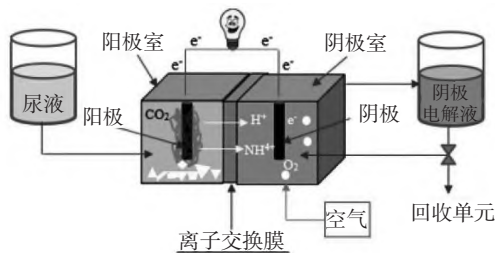


图 5 MFC 处理 SUW 示意图^[34]

2.3.2 微生物电解池技术(Microbial electrolysis cell, MEC)

与 MFC 相比,MEC 需要外部施加电压到反应器上,阳极活性微生物可催化降解有机物产生能量,同时阴极还原反应中还可产生 H_2 ^[35]。相较传统电解,MEC 废水处理过程所需要的能量较小,并且产生的氢气绿色经济^[36]。此外,MEC 阴极产生的氢有助于 SUW 中氮的脱离,从而增加阳极铵跨膜去除的驱动力^[37]。通过施加较高的电压可获得更高的电流密度,还可加速铵离子迁移去除^[36,38]。Kuntke^[38] 等利用 MEC 处理稀释五倍的尿液,铵去除速率为 $173.4 \text{ gNm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$,电流密度为 $23 \text{ A} \cdot \text{m}^{-2}$,氢产量为 $48.6 \text{ m}^3 \text{ H}_2 \cdot \text{m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ 。Zamora^[39] 等设计放大 MEC 结合跨膜吸附单元,对 SUW 进行营养物质回收,当运行电流稳定输出时,总氨氮通过阳离子交换膜传输效率为 92%,回收率为 31%。Ledezma^[40] 等

还设计了一种 MEC 和 EDI 组合的系统(见图 6),可从尿液中以 NH_4HCO_3 晶体形式回收氮,该沉淀物氮含量达 17%,可直接用于后续农业生产利用。

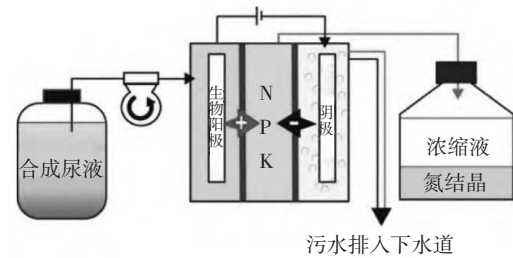


图 6 混合 MEC 和电渗析的组合系统回收氮磷钾^[40]

2.4 藻类利用

藻类的生长繁殖需要大量的 N、P 和其他的营养物质,利用藻类可以有效处理各类废水并生产有价值的生物质能源^[41-43]。尿液可直接用来培养藻类,仅需添加少量微量元素,即可满足小球藻的生长条件。在连续人工光生物反应器中,微藻高效吸收利用尿液的营养物质同化生成自身生物量,其蛋白质含量可达 43%~53%,总脂肪酸达 16%~25%^[44]。

与其他氮源相比,尿液水解产生的 NH_4^+ 是微藻/蓝藻的最佳氮源,其被吸收和同化所消耗的能量更少^[41,45]。一般情况下,尿液经微藻处理后的氮磷摩尔比可由 30~46:1 降低至 16~21:1^[46],足以展现藻类对氮的良好处理效果。然而,该方法处理后废水中氮素浓度较高,仍需结合其他技术方可达标处理。此外,尿液高氨氮浓度对藻类有一定的毒性抑制^[46],用藻进行尿液处理时须得根据实际需求选择合适的种类。尿液水解产生沉淀易造成营养元素损失,因此在使用藻类生物处理时,根据情况适当添加营养元素^[47]。

2.5 其他处理技术

由于尿液含水量高,运输不便。为此,人们还开发了各种体积减少技术,以浓缩 SUW 回收营养物质,例如:蒸发、膜技术(含与电化学结合在内的膜过程)。

2.5.1 蒸发

蒸发(Evaporation)通过高温将 SUW 中非挥发性物质保留的一种物化方法^[4]。在 35°C 下,蒸发可回收 SUW 中 80% 以上的氮,其中沉淀物中氮含量达 7.8%、磷 2.5% 和钾 10.9%,这类似于商品化肥中氮磷钾的含量^[48]。然而伴随着蒸发作用,尿液水解产生的氨易挥发损失。因此,研究人员在现场收集尿液后立即进行碱预处理,以抑制脲酶催化反应,

减少氨氮损失^[4,48]。此外,蒸发温度升高,蒸发速率加快,尿素在高温下水解,也往往容易造成氮损失。当温度高于 65℃ 时,约有 1% ~ 36% 的氨氮损失^[8]。尿液蒸发浓缩过程中,氮的保留率还取决于 pH 值等参数。另外,蒸发还导致氨气释放带来的令人不悦的刺激性气味,以及对环境和人居健康的影响等,需要特别注意。

2.5.2 膜过滤

大多数情况下,尿液中的营养物质无法在同一个单元同时进行回收处理。但通过膜处理(Membrane filtration)可以从尿液中直接浓缩,最大限度回收营养物质。当浓缩到 17.8 倍时,PO₄³⁻ 和 K⁺ 的回收率超过 97%。但随着渗透液中的总氮含量增加,总氮的截留率仅在 31%,并且尿素不稳定,易水解产生沉淀。因此,在膜过滤之前进行必要的生物稳定处理,并去除沉淀物,以降低膜污染风险^[49]。

由于尿液中的氮磷主要以无机离子的形式存在,同时还存在 K⁺ 和 SO₄²⁻ 等离子^[50],可直接作为植物生长的肥料,前景巨大。为了从尿液浓缩获得液肥,膜过滤还常常选择与电化学技术耦合进行。例如:电渗析(EDI)技术用于 SUW 的处理,可回收氮、钾,并浓缩磷,便于浓缩液后续进行氨气提回收,或者以鸟粪石(MgNH₄PO₄·6H₂O, MAP)沉淀进行回收。但 EDI 过程的回收率受到 Na⁺、K⁺ 离子浓度的限制^[37],且该过程在尿液被氧化会产生氯化副产物(CIO₃⁻、Cl₄⁻ 等),存在健康和环境风险^[51],限制了其进一步应用。

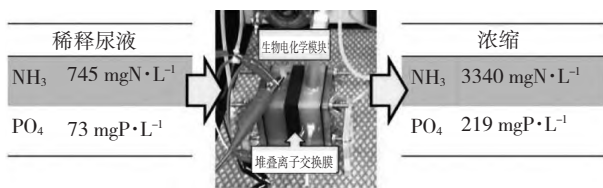


图7 结合离子交换膜的生物电化学系统营养物质浓缩^[55]

生物电化学浓缩将 EDI 与微生物电解反应过程结合,利用阳极电活性微生物促进 EDI 过程将营养物质迁移浓缩生产液体肥料(见图7)。Monetti^[52]等利用这种技术处理 SUW,每个反应装置日均回收 4.9 kgN·m⁻³,平均回收率为 14%;当负荷降低时,日均回收下降至 3.1 kgN·m⁻³,平均回收率反而升至 69.9%。Jermakka^[53]等用三室电化学系统浓缩模拟 SUW,施加一定的电流和营养物质,EDI 浓缩液中 N、P、K 的最大回收率分别在 72%、61%

和 79%。虽然生物电化学浓缩证实对稀释尿液实现营养物质的高效浓缩,但必须进行预处理,以减少自发沉淀物对膜的污染^[54]。

3 尿液中磷的处理

据估算,全世界磷矿资源日益紧张,以现有消耗速度估计将在未来 50 ~ 100 年内耗尽^[56]。而富含磷的人类尿液,其磷元素的循环利用率不足 10%,大多数磷通过废水被直接排放,虽经城市污水系统处理但仍未得到有效利用,造成尿液中磷资源的极大浪费^[57-58]。因此,如何从废水中开发回收磷正成为一项新的挑战。

磷的回收捕集(Phosphorus capture)可通过将有机磷转化为无机磷(PO₄³⁻),再经化学沉淀、物理吸附、离子交换以及微生物吸收等途径进行重新回收(见图8)^[59]。目前,从废水中回收磷的方法多通过从溶解态到颗粒态的生物、化学和物理法去除。上述途径中,化学沉淀生成 MAP 仍然是 SUW 废水回收磷的主要策略之一。由于尿液中 N、P、Mg 离子浓度不平衡的限制,尿液中 80% ~ 90% 的氮无法直接回收,需额外添加镁才能更有效地回收磷^[60]。常见镁的来源有 MgSO₄、MgO、Mg(OH)₂、MgCl₂,其中最后者使用居多。近年来为了获得低成本的磷回收,有研究者尝试利用海水作为天然镁源实现 MAP 回收尿液磷^[61]。Merino jimenez^[62]等利用商用海水制备的海盐混合物提供镁,与新鲜尿液混合启动 MFC,产生的 MAP 含量从 21% 提高到 94%,最大功率性能提高了 10% 以上。此外,微藻生长可直接利用尿液中的磷,也是其回收利用的有效方式之一。

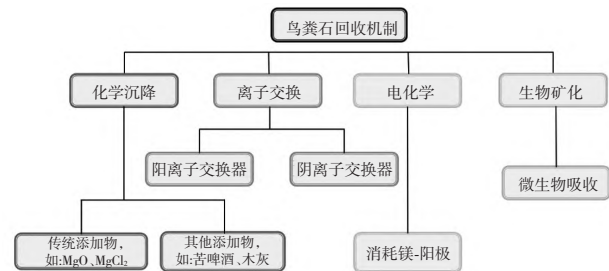


图8 回收废水中磷的过程机制^[59]

除此之外,其他除磷方法还包括:1)传统活性生物污泥法,也可实现近 100% 的磷酸盐去除,但是与化学法相比,二者在低浓度水平上的效果较差,这主要与磷酸盐不足会影响微生物的生长代谢有关。生物除磷过程实施往往还需要良好的工况条件控

制,由于化学除磷剂(包括石灰、明矾和铁盐等)对活性污泥活性造成一定影响。2)膜法除磷,包括 EDI 和反渗透(RO),存在成本高昂、效率不稳定等问题。3)吸附除磷,具有操作简单、去除效率高、吸附速度快等优点,可在低浓度下实现除磷。吸附法在初始成本、设计的灵活性和简单性、易操作性、对有毒污染物不敏感以及减少污泥产量方面优于化学和生物去磷。

4 尿液中化学能量回收

尿液具有丰富的有机物和良好的导电性,被认为是电活性微生物生长的理想基质之一^[60]。前面已经介绍了生物电化学技术在氮磷资源化回收方面的作用,本节主要介绍生物电化学技术利用尿液有机物实现电能回收方面的研究进展。在 MFC 中,可通过将储存在有机化合物中的化学能转化为电能来发电。目前,常用于尿液能量回收处理的 MFC 包括:单室、双室、升流式和堆栈型等(见图 9)。

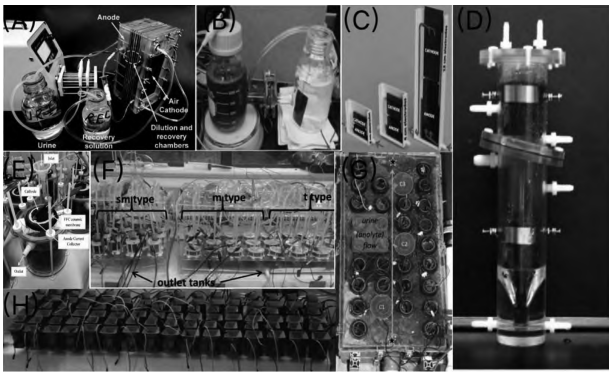


图 9 不同构型的 MFC 如单室 MFC:(A)、(E)^[32, 63]; 双室 MFC:(B)^[64]; 升流式 MFC:(C)、(D)^[64-65]; 堆栈型 MFC:(F)、(G)、(H)^[66-68]

表 2 对不同类型 MFC 处理尿液的产电情况进行了总结,发现影响尿液 MFC 电能回收高低的因素有很多,如反应体系大小、构型等。单个 MFC 的产电量相对较小,电量无法有效利用。将多个 MFC 叠加形成堆栈构型,有效提高尿液 MFC 输出功率,为后续应用提供基础^[65, 75]。研究发现以 3 个 MFC 堆栈产生的功率是单个 MFC 的 10 倍^[74];扩大堆栈至 32 个 MFC 单元,该堆栈组可连续运行 120 天以上,且输出平均功率密度为 $23\text{mW}\cdot\text{m}^{-3}$ ^[67]。

此外,MFC 回收 SUW 能量过程中,基质是否进行稀释预处理对尿液产电存在较明显的影响。利用未稀释的 SUW 启动 MFC,其功率密度/电流密度普

遍偏小。Prudente^[76] 等对比利用不同稀释浓度 SUW 进行产电实验,结果发现,采用含 10% 稀释比例时阳极电流密度比未稀释条件下高 35 倍,推测与尿素水解生成高浓度氨氮引发氨抑制有关;使用未稀释尿液中氨氮浓度往往高于微生物耐受的阈值。因此,作者建议使用一定稀释比例 SUW,以减少氨抑制带来的微生物毒性影响。但是,过多稀释也会带来废水基质电导率降低,从而增加了 MFC 内阻,影响产电。也有研究报道发现,尿液在短时间内快速水解,可以有效提高初始电导率 3 倍以上^[29]。另外,Santoro^[69] 等人观察到高盐的 SUW 体系下会在 MFC 阴极表面形成了钙、镁和磷的化学沉淀,这些物质阻碍胞外电子传递,降低系统的发电量。为此,在使用 MFC 处理尿液回收能量过程中,有必要对 SUW 进行预处理除磷,以减少沉淀物不利影响,提高 MFC 产电^[71, 77]。

目前,MFC 资源化回收 SUW 产电的实际应用案例还较少,这可能与尿液性质、处理系统复杂性有关。特别是尿液高盐特性,长期运行对电极、金属连接件产生腐蚀,对微生物活性产生负面影响。现在 MFC 处理 SUW 的研究多集中于实验室小试阶段,对后续放大的研究还相对较少,真正投入实际工程应用的更是鲜有报道。2015 年,英国西格兰大学一研究团队在小便池验证了尿液 MFC 处理发电的可行性^[78](见图 10A、B)并认为将 SUW 直接处理发电。可在一定程度上节省成本,利于 MFC 技术在 SUW 处理上的推广应用。2019 年,该团队尝试优化扩大 MFC 堆栈用于音乐节上人群尿液处理发电(见图 10C、D),回收的电能可直接为照明供电,最终堆栈产生的电能达到 $680\sim 860\text{mW}$ ^[79]。但缺少对实际建造成本和运行成本的计算,还未被推广普及应用。多数中试规模的尿液 MFC 均采用小体量的单元堆栈式构型,系统流路和线路复杂,而单体放大的尿液 MFC 还未能应用到实际中。因此,将 MFC 资源化回收 SUW 中有机化学能产电技术应用前景巨大,还需要进一步研究。

5 展望及小结

由于 SUW 本身的特殊性,对其资源化回收处理工艺的适用性及营养物质回收等过程,影响因素较为复杂,需要根据实际情况因地制宜进行分析。

表2 MFC 技术对尿液废水处理及能量回收技术一览表

反应器类型	电极	底物	反应器体积 mL	运行温度 ℃	外电阻 Ω	电流密度 (mA·m ⁻²)	功率密度 (mW·m ⁻²)	参考文献
单室 MFC	阳极 of 碳刷, 阴极为碳布	未稀释	130	30	1000	1769 mA·m ⁻²	—	[69]
单室空气阴极 MFC	阳极/阴极: 碳布	人工模拟	12	32	980	10.2 ~ 12.6	102 ~ 155	[70]
单室陶瓷 MFC	阳极为碳布、阴极为微孔层改性碳布	50% 稀释	200	22	100	9.3	8.6	[63]
双室 MFC	阳极为碳毡、阴极为改性石墨	未稀释	250 × 2	20	500	495	332	[71]
双室空气阴极 MFC	阳极为石墨毡、阴极为负载铂碳碳毡	未稀释	20 × 2	20	1000	阳极电流密度: 500	250	[72]
三级 MFC	阳极为碳布、阴极为负载活性炭碳布	未稀释	6.25	22	1000	第一阶段: 119.7 mA·m ⁻² ; 第三阶段: 108.4 mA·m ⁻²	第一阶段: 14.32 W·m ⁻² ; 第三阶段: 11.76 W·m ⁻²	[73]
MFC 堆栈	阴阳极均为碳布	—	单元体积 0.128, 3 个堆栈体积 0.384	—	1000	157.1	1.185 W·m ⁻²	[74]
MFC 堆栈	阴阳极均为碳纤维面纱	未稀释	单元体积 6.25, 48 个堆栈体积 300	22	1000	2.2	4.93	[68]
MFC 堆栈	阴阳极均为碳纤维面纱	未稀释	2 个堆栈组由 32 个单元组成	—	—	65	23	[67]

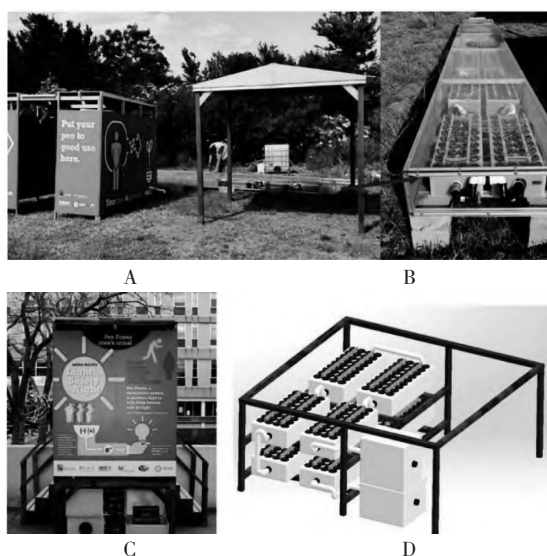


图10 MFC 处理 SUW 应用案例(A 和 C 为现场图; B 和 D 为 MFC 堆栈结构示意图)

(1) 在 SUW 的收集储存过程中, 需要根据现场情况重新设计, 包括厕所、管网、化粪池等的改造或重新设计及建设, 确保 SUW 可以高效输送至处理单元, 该部分基础设施需要大量资金投入。在尿液储存环节, 因其水解产碱和高盐特性易导致多种盐沉淀和部件腐蚀, 需要在正式处理前进行除磷, 以防止管道堵塞、腐蚀、降低运行系统装置污染, 该环节同样需要一定的技术和资金投入。

(2) 在 SUW 的资源化处理环节, 存在问题较多, 需要持续创新投入, 以减少能耗和各环节成本。例如: 膜回收氮磷过程中的膜污染问题; 吹脱和营养物质浓缩中高能耗问题; 化学沉淀产生 MAP 回收磷需要额外添加镁和精确调控 pH 值等问题; 尿液 MFC 处理中规模化反应器构型优化、电极成本、运行成本控制等。因此, 在未来 SUW 的资源化研究过程中需从实际应用需求出发, 聚焦如何降低成本、提高收益, 才是其成功落地的关键。

最后, 如前所述, 靠单一技术不可能完成 SUW 的资源化回收利用, 多技术创新组合才能取得稳定高效、资源化处理, 实现“废水中的黄金”可持续利用。

参考文献:

- [1] Jonsson H, Stenstrom T A, Svensson J, et al. Source separated urine-nutrient and heavy metal content, water saving and faecal contamination[J]. Water Sci Technol, 1997, 35(9): 145 - 152.
- [2] Weitzman M L. On Modeling and interpreting the economics of catastrophic climate change [J]. Rev Econ Stat, 2009, 91(1): 1 - 19.
- [3] Mihelcic J R, Fry L M, Shaw R. Global potential of phosphorus recovery from human urine and feces [J]. Chemosphere, 2011, 84(6): 832 - 839.
- [4] Larsen T A, Riechmann M E, Udert K M. State of the

- art of urine treatment technologies: A critical review[J]. *Water Res X*, 2021, 13: 100114.
- [5] 中华人民共和国住房和城乡建设部. 2020年城乡建设统计年鉴[EB/OL]. (2021-10-12). <https://www.mohurd.gov.cn/gongkai/fdzdgknr/sjfb/tjxx/jstjnj/index.html>.
- [6] 中华人民共和国生态环境部. 2020年中国生态环境统计年报[EB/OL]. (2022-02-18). https://www.mee.gov.cn/hjzl/sthjzk/sthjtnb/202202/t20220218_969391.shtml.
- [7] Randall D G, Naidoo V. Urine: The liquid gold of wastewater[J]. *J Environ Chem Eng*, 2018, 6(2): 2627-2635.
- [8] Kundu S, Pramanik B K, Halder P, et al. Source and central level recovery of nutrients from urine and wastewater: A state-of-art on nutrients mapping and potential technological solutions[J]. *J Environ Chem Eng*, 2022, 10(2): 107146.
- [9] Udert K M, Larsen T A, Gujer W. Fate of major compounds in source-separated urine[J]. *Water Sci Technol*, 2006, 54(11-12): 413-420.
- [10] Udert K M, Larsen T A, Biebow M, et al. Urea hydrolysis and precipitation dynamics in a urine-collecting system[J]. *Water Res*, 2003, 37(11): 2571-2582.
- [11] Volpin F, Badeti U, Wang C, et al. Urine treatment on the international space station: Current practice and novel Approaches[J]. *Membranes*, 2020, 10(11): 327.
- [12] Ban Z, Dave G. Laboratory studies on recovery of N and P from human urine through struvite crystallisation and zeolite adsorption[J]. *Environ Technol*, 2004, 25(1): 111-121.
- [13] Rose C, Parker A, Jefferson B, et al. The Characterization of feces and urine: A review of the literature to inform advanced treatment technology[J]. *Crit Rev Env Sci Tec*, 2015, 45(17): 1827-1879.
- [14] Jönsson, et al. Composition of urine, Faeces, Greywater and Biowaste[R/OL]. <https://www.ien.lth.se/publications/Reports/LTH-IEA-7222.pdf>. 2005-06-01.
- [15] Jana B B, Rana S, Bag S K. Use of human urine in phytoplankton production as a tool for ecological sanitation[J]. *Water Sci Technol*, 2012, 65(8): 1350-1356.
- [16] Beler Baykal B, Bayram S, Akkaymak E, et al. Removal of ammonium from human urine through ion exchange with clinoptilolite and its recovery for further reuse[J]. *Water Sci Technol*, 2004, 50(6): 149-56.
- [17] Ye Y, Ngo H H, Guo W, et al. Bio-membrane integrated systems for nitrogen recovery from wastewater in circular bioeconomy[J]. *Chemosphere*, 2022, 289: 133175.
- [18] Kinidi L, Tan I A W, Abdul Wahab N B, et al. Recent Development in Ammonia Stripping Process for Industrial Wastewater Treatment[J]. *Int J Chem Eng*, 2018, 2018: 1-14.
- [19] Tarpeh W A, Barazesh J M, Cath T Y, et al. Electrochemical stripping to recover nitrogen from source-separated urine[J]. *Environ Sci Technol*, 2018, 52(3): 1453-1460.
- [20] Basakcildan Kabakci S, Ipekoglu A N, Talini I. Recovery of ammonia from human urine by stripping and absorption[J]. *Environ Eng Sci*, 2007, 24(5): 615-624.
- [21] Liu B, Giannis A, Zhang J, et al. Air stripping process for ammonia recovery from source-separated urine: modeling and optimization[J]. *J Chem Technol Biotech*, 2015, 90(12): 2208-2217.
- [22] Huang H, Xiao X, Yan B, et al. Ammonium removal from aqueous solutions by using natural Chinese (Chende) zeolite as adsorbent[J]. *J Hazard Mater*, 2010, 175(1-3): 247-252.
- [23] Tarpeh W A, Udert K M, Nelson K L. Comparing ion exchange adsorbents for nitrogen recovery from source-separated urine[J]. *Environ Sci Technol*, 2017, 51(4): 2373-2381.
- [24] Simha P, Zabaniotou A, Ganesapillai M. Continuous urea-nitrogen recycling from human urine: A step towards creating a human excreta based bio-economy[J]. *J Clean Prod*, 2018, 172: 4152-4161.
- [25] Terry P A. Removal of nitrates and phosphates by ion exchange with hydrotalcite[J]. *Environ Eng Sci*, 2009, 26(3): 691-696.
- [26] Huggins T M, Haeger A, Biffinger J C, et al. Granular biochar compared with activated carbon for wastewater treatment and resource recovery[J]. *Water Res*, 2016, 94: 225-232.
- [27] Li R, Wang J J, Zhou B, et al. Simultaneous capture removal of phosphate, ammonium and organic substances by MgO impregnated biochar and its potential use in swine wastewater treatment[J]. *J Clean Prod*, 2017, 147: 96-107.
- [28] Sooksawat N, Santibenchakul S, Kruatrachue M, et al. Recycling rice husk for removal of phosphate and nitrate from synthetic and swine wastewater: Adsorption study and nutrient analysis of modified rice husk[J]. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng*, 2021, 56(10): 1080-1092.
- [29] Santoro C, Garcia M J S, Walter X A, et al. Urine in bioelectrochemical systems: An overall review[J].

- ChemElectroChem, 2020, 7(6): 1312–1331.
- [30] Chipako T L, Randall D G. Urine treatment technologies and the importance of pH [J]. *J Environ Chem Eng*, 2020, 8(1): 103622.
- [31] Sharma R, Kumari R, Pant D, et al. Bioelectricity generation from human urine and simultaneous nutrient recovery: Role of microbial fuel cells [J]. *Chemosphere*, 2022, 292: 133437.
- [32] Gao Y, Sun D, Wang H, et al. Urine-powered synergy of nutrient recovery and urine purification in a microbial electrochemical system [J]. *Environ Sci Wat Res*, 2018, 4(10): 1427–1438.
- [33] Gangadharan P, Vadekeetil A, Sibi R, et al. Concentrating nutrients and recovering water and energy from source separated urine using osmotic microbial fuel cell [J]. *Chemosphere*, 2021, 285: 131548.
- [34] Patel A, Mungray A A, Mungray A K. Technologies for the recovery of nutrients, water and energy from human urine: A review [J]. *Chemosphere*, 2020, 259: 127372.
- [35] Jeremiase A W, Hamelers H V, Buisman C J. Microbial electrolysis cell with a microbial biocathode [J]. *Bioelectrochemistry*, 2010, 78(1): 39–43.
- [36] Sleutels T, Ter Heijne A, Buisman C J N, et al. Bioelectrochemical systems: An outlook for practical applications [J]. *ChemSusChem*, 2012, 5(6): 1012–1019.
- [37] Desloover J, Woldeyohannis A A, Verstraete W, et al. Electrochemical resource recovery from digestate to prevent ammonia toxicity during anaerobic digestion [J]. *Environ Sci Technol*, 2012, 46(21): 12209–12216.
- [38] Kuntke P, Sleutels T H J A, Saakes M, et al. Hydrogen production and ammonium recovery from urine by a microbial electrolysis cell [J]. *Int J Hydrogen Energ*, 2014, 39(10): 4771–4778.
- [39] Zamora P, Georgieva T, Ter Heijne A, et al. Ammonia recovery from urine in a scaled-up microbial electrolysis cell [J]. *J Power Sources*, 2017, 356: 491–499.
- [40] Ledezma P, Jermakka J, Keller J, et al. Recovering nitrogen as a solid without chemical dosing: Bio-electroconcentration for recovery of nutrients from urine [J]. *Environ Sci Technol Lett*, 2017, 4(3): 119–124.
- [41] Perez Garcia O, Escalante F M, De Bashan L E, et al. Heterotrophic cultures of microalgae: metabolism and potential products [J]. *Water Res*, 2011, 45(1): 11–36.
- [42] Markou G, Vandamme D, Muylaert K. Microalgal and cyanobacterial cultivation: the supply of nutrients [J]. *Water Res*, 2014, 65: 186–202.
- [43] Barbera E, Bertuccio A, Kumar S. Nutrients recovery and recycling in algae processing for biofuels production [J]. *Renew Sust Energ Rev*, 2018, 90: 28–42.
- [44] Tuantet K, Temmink H, Zeeman G, et al. Nutrient removal and microalgal biomass production on urine in a short light-path photobioreactor [J]. *Water Res*, 2014, 55: 162–74.
- [45] Boussiba S, Gibson J. Ammonia translocation in cyanobacteria [J]. *FEMS Microbiol Lett*, 1991, 88(1): 1–14.
- [46] Canizales S, Sliwscinka M, Russo A, et al. Cyanobacterial growth and cyanophycin production with urea and ammonium as nitrogen source [J]. *J Appl Phycol*, 2021, 33(6): 3565–3577.
- [47] Zhang S, Lim C Y, Chen C L, et al. Urban nutrient recovery from fresh human urine through cultivation of *Chlorella sorokiniana* [J]. *J Environ Manage*, 2014, 145: 129–136.
- [48] Senecal J, Vinneras B. Urea stabilisation and concentration for urine-diverting dry toilets: Urine dehydration in ash [J]. *Sci Total Environ*, 2017, 586: 650–7.
- [49] Xu K, Qu D, Zheng M, et al. Water reduction and nutrient reconcentration of hydrolyzed urine via direct-contact membrane distillation: Ammonia loss and its control [J]. *J Environ Eng*, 2019, 145(3): 4018144.
- [50] Maurer M, Pronk W, Larsen T A. Treatment processes for source-separated urine [J]. *Water Res*, 2006, 40(17): 3151–3166.
- [51] Zollig H, Remmele A, Fritzsche C, et al. Formation of chlorination byproducts and their emission pathways in chlorine mediated electro-oxidation of urine on active and nonactive type anodes [J]. *Environ Sci Technol*, 2015, 49(18): 11062–11069.
- [52] Monetti J, Ledezma P, Freguia S. Optimised operational parameters for improved nutrient recovery from hydrolysed urine by bio-electroconcentration [J]. *Sep Purif Technol*, 2021, 279: 119793.
- [53] Jermakka J, Thompson Brewster E, Ledezma P, et al. Electro-concentration for chemical-free nitrogen capture as solid ammonium bicarbonate [J]. *Sep Purif Technol*, 2018, 203: 48–55.
- [54] Zhang J, She Q, Chang V W, et al. Mining nutrients (N, K, P) from urban source-separated urine by forward osmosis dewatering [J]. *Environ Sci Technol*, 2014, 48(6): 3386–3394.
- [55] Tice R C, Kim Y. Energy efficient reconcentration of diluted human urine using ion exchange membranes in bio-electrochemical systems [J]. *Water Res*, 2014, 64: 61–72.
- [56] Xie J, Wang Z, Lu S, et al. Removal and recovery of

- phosphate from water by lanthanum hydroxide materials [J]. *Chem Eng J*, 2014, 254: 163 – 170.
- [57] Guedes P, Couto N, Ottosen L M, et al. Phosphorus recovery from sewage sludge ash through an electro-dialytic process [J]. *Waste Manag*, 2014, 34(5): 886 – 892.
- [58] Sun D, Bian Y, Liu P, et al. Electricity enhances biological Fe(III) reduction and phosphorus recovery from FeP complex: Proof of concept and kinetic analysis [J]. *ACS ES T Engineering*, 2021, 1(3): 523 – 532.
- [59] Krishnamoorthy N, Dey B, Unpaprom Y, et al. Engineering principles and process designs for phosphorus recovery as struvite: A comprehensive review [J]. *J Environ Chem Eng*, 2021, 9(5): 105579.
- [60] Ledezma P, Kuntke P, Buisam C J, et al. Source-separated urine opens golden opportunities for microbial electrochemical technologies [J]. *Trends Biotechnol*, 2015, 33(4): 214 – 220.
- [61] Tang W T, Dai J, Liu R, et al. Microbial ureolysis in the seawater-catalysed urine phosphorus recovery system: Kinetic study and reactor verification [J]. *Water Res*, 2015, 87: 10 – 19.
- [62] Merino Jimenez I, Celorrio V, Fermin D J, et al. Enhanced MFC power production and struvite recovery by the addition of sea salts to urine [J]. *Water Res*, 2017, 109: 46 – 53.
- [63] Merino Jimenez I, Greenman J, Ieropoulos I. Electricity and catholyte production from ceramic MFCs treating urine [J]. *Int J Hydrogen Energ*, 2017, 42(3): 1791 – 1799.
- [64] Dwivedi K A, Huang S J, Wang C T, et al. Fundamental understanding of microbial fuel cell technology: Recent development and challenges [J]. *Chemosphere*, 2022, 288(2): 132446.
- [65] Walter X A, Santoro C, Greenman J, et al. Scalability and stacking of self-stratifying microbial fuel cells treating urine [J]. *Bioelectrochemistry*, 2020, 133: 107491.
- [66] Tremouli A, Greenman J, Ieropoulos I. Effect of simple interventions on the performance of a miniature MFC fed with fresh urine [J]. *Int J Hydrogen Energ*, 2021, 46(67): 33594 – 600.
- [67] Cid C A, Stinchcombe A, Ieropoulos I, et al. Urine microbial fuel cells in a semi-controlled environment for on-site urine pre-treatment and electricity production [J]. *J Power Sources*, 2018, 400: 441 – 448.
- [68] Ieropoulos I A, Greenman J, Melhuish C. Miniature microbial fuel cells and stacks for urine utilisation [J]. *Int J Hydrogen Energ*, 2013, 38(1): 492 – 496.
- [69] Santoro C, Ieropoulos I, Greenman J, et al. Current generation in membraneless single chamber microbial fuel cells (MFCs) treating urine [J]. *J Power Sources*, 2013, 238: 190 – 196.
- [70] Ozdemir M, Enisoglu Atalay V, Bermek H, et al. Removal of a cannabis metabolite from human urine in microbial fuel cells generating electricity [J]. *Bioresource Technol Rep*, 2019, 5: 121 – 126.
- [71] Barbosa S G, Peixoto L, Ter Heijne A, et al. Investigating bacterial community changes and organic substrate degradation in microbial fuel cells operating on real human urine [J]. *Environ Sci Wat Res*, 2017, 3(5): 897 – 904.
- [72] Kuntke P, Smiech K M, Bruning H, et al. Ammonium recovery and energy production from urine by a microbial fuel cell [J]. *Water Res*, 2012, 46(8): 2627 – 2636.
- [73] You J, Greenman J, Melhuish C, et al. Electricity generation and struvite recovery from human urine using microbial fuel cells [J]. *J Chem Technol Biotech*, 2016, 91(3): 647 – 654.
- [74] Chouler J, Padgett G A, Cameron P J, et al. Towards effective small scale microbial fuel cells for energy generation from urine [J]. *Electrochimica Acta*, 2016, 192: 89 – 98.
- [75] Abdallah M, Feroz S, Alani S, et al. Continuous and scalable applications of microbial fuel cells: a critical review [J]. *Rev Environ Sci Bio*, 2019, 18(3): 543 – 578.
- [76] Prudente M, Massazza D A, Busalmen J P, et al. Urine dilution with a synthetic wastewater (Syntho) boosts the electricity production in a bio-electrochemical system powered by un-pretreated human urine [J]. *Bioelectrochemistry*, 2021, 137: 107639.
- [77] Barbosa S G, Peixoto L, Meulman B, et al. A design of experiments to assess phosphorous removal and crystal properties in struvite precipitation of source separated urine using different Mg sources [J]. *Chem Eng J*, 2016, 298: 146 – 53.
- [78] Ieropoulos I A, Stinchcombe A, Gajda I, et al. Pee power urinal-microbial fuel cell technology field trials in the context of sanitation [J]. *Environ Sci Wat Res*, 2016, 2(2): 336 – 343.
- [79] Walter X A, You J, Winfield J, et al. From the lab to the field: Self-stratifying microbial fuel cells stacks directly powering lights [J]. *Appl Energ*, 2020, 277: 115514.