

同步脱氮除磷技术研究进展

林 岚¹, 张彦隆¹, 曹文志^{1,2}, 欧阳通^{1,2}

(1. 厦门大学环境与生态学院, 福建厦门 361102;

2. 厦门大学环境与生态学院滨海湿地生态系统教育部重点实验室, 福建厦门 361102)

[摘要] 为避免造成水体富营养化, 污水排放前必须进行脱氮除磷处理。与传统技术相比, 新型同步脱氮除磷技术具有能耗低、占地小等特点, 是污水处理领域中新的工程应用方向。介绍了生物法、物理化学法、生物电化学法和生物诱导矿化法 4 类同步脱氮除磷技术的原理、特点及影响因素。其中, 生物诱导矿化法作为新型的生物-矿物结晶耦合处理技术, 在降低运行成本和磷资源回收方面具有较大的优势, 成为污水脱氮除磷领域的研究热点。

[关键词] 同步脱氮除磷; 生物法; 物理化学法; 生物诱导矿化; 磷回收

[中图分类号] X703 [文献标识码] A [文章编号] 1005-829X(2019)10-0007-07

Review on simultaneous nitrogen and phosphorus removal technologies

Lin Lan¹, Zhang Yanlong¹, Cao Wenzhi^{1,2}, Ouyang Tong^{1,2}

(1. College of Environment and Ecology, Xiamen University, Xiamen 361102, China;

2. Key Laboratory of Coastal and Wetland Ecosystem, Ministry of Education, College of Environment and Ecology, Xiamen University, Xiamen 361102, China)

Abstract: To avoid the eutrophication of the water bodies, nitrogen and phosphorus removal must be carried out before the sewage is discharged. Compared with the traditional removal technologies, the new simultaneous nitrogen and phosphorus removal technologies have the characteristics of low energy consumption and small footprint, leading to a new engineering application direction in the field of sewage treatment. This paper introduces the principles, characteristics and influencing factors of four types of simultaneous nitrogen and phosphorus removal technologies, including biological method, physical chemical method, bioelectrochemical method and biological induced mineralization method. As a new bio-mineral crystal coupling treatment technology, bio-induced mineralization method has great advantages in reducing operating cost and recovering phosphorus resource, and thus becomes a research hotspot in the field of nitrogen and phosphorus removal in wastewater.

Key words: simultaneous nitrogen and phosphorus removal; biological method; physical chemical method; biological induced mineralization method; phosphorus recovery

脱氮除磷是污水处理的基本要求, 也是缓解水体富营养化、降低生态风险的必要措施, 目前污水处理厂广泛采用的是基于活性污泥法的脱氮除磷技术。该类技术的脱氮机理是利用氨化菌、硝化菌和反硝化菌在好氧和缺氧条件下将有机氮化合物依次转化为氨态氮和硝态氮, 最后转化为氮气去除^[1]。除磷部分主要是利用聚磷菌(PAOs)在厌氧条件下的释磷过程和好氧条件下的超量摄磷过程, 将水体中的磷转化为高能物质三磷酸腺苷(ATP), 其中一部分

以聚合磷酸盐的形式作为能量贮存在 PAOs 体内, 并最终通过排放剩余污泥的形式达到磷去除的目的^[2]。

可以看出, 传统的脱氮除磷技术主要是通过厌氧、缺氧、好氧交替状态实现硝化、反硝化、摄磷、释磷等生物反应过程。虽然传统技术发展成熟, 实际应用广泛, 但在长期的研究及应用中发现其存在诸多的局限性。首先, 由于活性污泥法一般采用单一的污泥系统, 导致不同微生物间在污泥龄(SRT)上存在

[基金项目] 国家自然科学基金青年基金项目(51808473); 国家科技攻关计划项目(2016YFC0502901); 国家自然科学基金项目(41771500); 中国博士后科学基金项目(2017M610397)

矛盾。硝化菌的世代周期长,需要更长的 SRT 来达到更好的硝化效果;而水体中的磷是通过排放剩余污泥的方式实现去除的,因此要求较短的 SRT 以及及时排出富磷污泥^[3]。另外,反硝化与除磷过程均需要足够的碳源,对于低碳氮比的城市污水,由于反硝化菌要比 PAOs 优先使用有机碳源,容易导致碳源不足以除磷^[4]。此外,好氧段需要大量的曝气投入,也给水处理系统带来巨大的能耗负担。

近年来,随着可持续型污水处理要求的提出,新型高效、低能耗的污水同步脱氮除磷技术得到快速发展和广泛研究。这些新型技术在脱氮除磷的同时,可缓解上述传统技术存在的局限性,并且其中一些技术可以实现磷资源的回收,成为目前重要的工程应用方向。笔者介绍了目前污水处理的新型同步脱氮除磷技术,并从原理方法、技术特点、影响因素等方面进行了总结归纳。

1 生物法

1.1 好氧颗粒污泥

好氧颗粒污泥(AGS)是好氧生物处理系统中的微生物在适当的条件下,由于微生物自身具有凝聚于或附着于固体表面的特性而产生的颗粒状污泥^[5]。AGS 结构密实,具有沉降性能优异、生物量浓度高以及抗冲击负荷能力强等优点^[6]。

AGS 在污水处理中的脱氮除磷机理与活性污泥法相同——通过硝化-反硝化过程脱氮,通过 PAOs 的释磷-摄磷过程除磷。由于 AGS 中存在着硝化细菌、反硝化细菌、PAOs 等多种微生物,加上基质及氧传质的作用,使得颗粒污泥从外部到内部存在 DO 梯度,形成好氧区、缺氧区和厌氧区,为同步脱氮除磷提供了条件基础^[7]。AGS 的形成受许多因素影响,主要因素有碳源基质、有机负荷和反应器运行方式等。

(1)碳源基质。处理系统中一般利用有机基质如葡萄糖、乙酸、淀粉、蔗糖、乙醇等来培养 AGS。这些基质都具有较好的黏性,有利于提高细胞表面的疏水性及促进微生物的聚合。但不同的基质培养出的 AGS,其微生物种群、内部结构及颗粒粒径不同,从而影响 AGS 的稳定性与脱氮除磷能力^[5-6]。

(2)有机负荷。一般来说,高有机负荷有利于微生物的生长,但有机负荷过高也会造成不利影响。E. Isanta 等^[8]的研究表明,短暂的 COD 过载可导致颗粒上的丝状结构过度生长,从而促使 AGS 解体。可见有机负荷过高容易造成丝状菌的超量增长,导

致污泥解体。

(3)反应器运行方式。反应器运行方式包括反应器的运行周期、曝气强度、水力剪切力等。运行周期过长会导致颗粒污泥的增长速率降低^[6];曝气强度与水力剪切力相互关联,较高的曝气强度和水力剪切力能使 AGS 的结构更加密实,并且对丝状菌起到一定的抑制作用^[6,9]。S. S. Adav 等^[10]用苯酚废水培养 AGS,并考察了曝气强度对污泥颗粒结构的影响,发现高曝气强度下(3 L/min)培养的 AGS 结构密实、表面光滑,而在中曝气强度(2 L/min)下颗粒结构变得较为松散,并且表面生长有丝状菌。

AGS 在同步脱氮除磷上具有一定的优势,但其相关研究大都是在实验室中进行,其形成机理仍未有定论,影响因素方面的研究也不够深入,限制了 AGS 技术的进一步推广与应用。

1.2 悬浮填料

悬浮填料指的是在传统活性污泥系统中投加悬浮生物填料作为一个活动的生物膜载体,形成一个复合的生物系统,在水处理研究中通常也被叫作移动床生物膜反应器(MBBR)。悬浮填料一般是具有较大表面积和多孔结构的材料,通过挂膜驯化在其表面形成生物膜。由于填料的密度与水接近,因此可悬浮在水中,随水流流动^[11]。

悬浮填料去除氮磷的原理与好氧颗粒污泥相似。填料表面微生物的不断生长繁殖促使生物膜形成与增厚,在增厚的过程中,也使得基质和氧的传质阻力增加,生物膜深处由于供氧不足形成厌氧区或缺氧区。因此,利用填料内部到外部的 DO 梯度,便可在厌氧和好氧条件下的释磷、聚磷、硝化、反硝化等过程。

通过悬浮填料在水中的碰撞和剪切作用,水中的气泡更均匀细小,有利于提高氧气的利用效率^[12];并且悬浮填料可大大提高反应系统的污泥浓度,MBBR 的污泥浓度可达到传统活性污泥浓度的 5~10 倍^[13],因此其对空间的需求更小;此外,与好氧生物膜法相比较,MBBR 不仅具有占地面积小、耐冲击负荷等优点,而且 MBBR 不易堵塞、不需要冲洗,具有更高效的氮磷去除能力。但 MBBR 的脱氮除磷过程也会受到一些因素的影响。

(1)DO 和碳氮比。充足的 DO 有利于好氧条件下的吸磷和硝化过程,但曝气量不宜过大,过大会影响填料上厌氧/缺氧区的形成,并且造成曝气能源的浪费。聚磷菌和异养反硝化菌均需要足够的碳源来

进行代谢活动,但碳源过高会抑制硝化反应和聚磷反应^[14],最佳的碳氮比需要通过实验得到。

(2)温度和 pH。温度和 pH 均是通过对微生物活性的作用而影响 MBBR 的运行。适宜的温度有利于微生物的代谢和生化反应,提高脱氮除磷效率。有研究发现,硝化反应对温度更加敏感,温度在从 10℃到 30℃变化时,硝化效率呈现递增趋势;而在相同的温度范围内除磷效果变化不大,说明聚磷菌对温度的适应性更强^[15]。适宜的 pH 范围为 6~8,过低或过高均不利于微生物的生长,影响释磷和硝化等过程^[12]。

1.3 微藻

微藻是一类广泛存在于生态环境中的低等植物,其种类繁多,对环境的适应性强。污水中的氮和磷是微藻生长和繁殖所需的营养元素,并且微藻富含酯类等物质,可作为生物燃料的来源^[16]。因此,利用微藻进行脱氮除磷受到许多学者的关注。

微藻的脱氮除磷原理主要是利用细胞体的同化作用^[17]。在脱氮方面,首先是硝酸盐和亚硝酸盐在硝酸还原酶和亚硝酸还原酶的作用下逐步还原为氨氮,然后氨氮在谷氨酸和 ATP 的作用下,通过谷氨酰胺合成酶将其合成谷氨酰胺,为微藻生长代谢所利用。磷的利用则是通过磷酸化过程将其转化为二磷酸腺苷(ADP)和 ATP,这里的磷一般是 H_2PO_4^- 和 HPO_4^{2-} 的形式。

利用微藻进行的脱氮除磷过程主要会受到以下因素的影响。

(1)光照。光照与藻类的生长直接相关,更多的光照能够促成更高的生长率、更多的生物产量及更高的营养盐利用效率^[18]。Yecong Li 等^[19]的研究表明,较高的光照强度及较长的光照周期可增加生物量和脂质产量,同时促进微藻对 N 和 COD 的去除。

(2)藻类与细菌的共生作用。藻类与细菌间的协同作用可以促进微藻生物量的增加,从而促进藻类的生长^[20]。此外,细菌的存在也可促进藻类对氮磷的代谢,微藻-菌类的共生系统比单藻和单菌系统具有更高的营养盐代谢速率^[21]。这是由于藻类光合作用产生的氧气可以为细菌所利用,而细菌代谢释放出的 CO_2 又可作为藻类生长所需的碳源,两者互利共生,达到提高氮磷利用率的效果。同时,微藻的光合作用也可以为水体供氧,降低曝气成本。

(3)温度和 pH^[22]。对于不同的微藻种类,温度和 pH 的影响存在差异。在污水处理中,温度的季节

性变化尤其重要,选取的微藻应当能适应季节性的温度变化。

2 物理化学法

2.1 吸附法

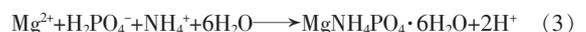
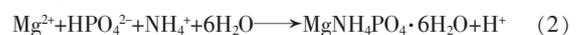
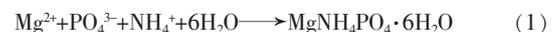
吸附法是采用吸附剂吸附水中氮磷的方法,可被吸附的主要是氮磷污染物的离子形态。常用的吸附剂有改性沸石、粉煤灰等,目前已有许多关于采用改性或未改性吸附剂进行污水脱氮除磷的研究^[23-24]。其优点是去除速度快、操作简单、空间需求小。

吸附剂对水中氮磷的去除主要是利用其离子交换性能进行化学吸附或通过发生静电吸引进行物理吸附^[25-26]。吸附过程主要受 pH、共存离子以及吸附剂投加量等因素的影响。pH 与共存离子的影响主要来自于与目标离子的竞争吸附。比如当 pH 过高时,水中的 OH^- 浓度较高,会与 PO_4^{3-} 在吸附剂表面竞争吸附位点;而其他与 PO_4^{3-} 或 NH_4^+ 有相似结构的离子也会与它们竞争吸附位点,甚至替代它们与吸附剂进行吸附。在不同类型的水体中,吸附剂的最佳投加量也不尽相同,需要通过优化实验来进行选择。

吸附法中可开发的吸附剂种类繁多,并且可以处理水中的多种污染物。但吸附法主要适用于处理低浓度的氮磷废水,并需要考虑吸附剂的回收问题;同时吸附剂可重复利用的次数不多,也使该法成本较大,在实际应用中有局限性。

2.2 沉淀法

利用化学沉淀进行同步脱氮除磷的常见技术为磷酸铵镁(MAP,俗称为鸟粪石)法,其原理是利用水体中的 NH_4^+ 、 PO_4^{3-} 和 Mg^{2+} 生成磷酸铵镁($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$)沉淀,达到同时除去水中氨氮和磷酸盐的目的。反应方程式见式(1)~(3)。磷酸铵镁法的反应速度快、设备简单、操作方便,对高浓度的氮磷废水去除效果好,得到的鸟粪石可以作为肥料使用。



磷酸铵镁法同步脱氮除磷效果主要受以下因素的影响。

(1)pH。随着 pH 的升高,MAP 溶解度降低,有利于结晶的形成;但 pH 过高,会使大量 NH_4^+ 转化成 NH_3 而挥发, Mg^{2+} 也会形成 $\text{Mg}(\text{OH})_2$ 沉淀,使得沉淀中的 MAP 结晶含量减少,MAP 的纯度降低^[27]。

(2)Mg/P 配比。不同的 Mg/P 配比会影响反应的进行,增大 Mg 的投加量,可以促进反应往结晶方向

进行。Yonghui Song 等^[28]在处理合成猪废水的实验中发现,随着 $n(\text{Mg})/n(\text{P})$ 的增加,磷的去除率增加,最佳的 $n(\text{Mg})/n(\text{P})=1.4$;但过量的 Mg 对 MAP 结晶效率的提高没有显著影响。

(3) 搅拌时间与搅拌强度。晶体的形成可分为晶核生成和晶体生长 2 个阶段。所需的搅拌时间取决于 MAP 晶体的成核速率和生长速率,但搅拌时间也不宜过长,过长容易破坏形成的结晶沉淀体系,降低其沉降性能^[29]。搅拌强度影响结晶的粒度分布,合理的搅拌强度有利于形成颗粒大而均匀的晶体。

关于采用磷酸铵镁法回收氮磷的研究已有一定的进展。Yang Yu 等^[30]采用水热处理和磷酸铵镁法结合技术处理回收厌氧消化污泥中的磷酸盐和氨氮,最终实现 54.88% 和 91.6% 的氮、磷回收率,制得的 MAP 符合肥料的相关标准。但由于实际污水中氮磷比不等,难以同时获得较高的氮磷去除率,并且投加镁盐沉淀剂成本高,还会造成处理后的污水盐度过高等问题^[31]。因此,未来进行寻找替代沉淀剂,提高 MAP 结晶品质,以及将 MAP 结晶产物推广应用到市场,能够大大提高磷酸铵镁法在水处理中的应用。

3 生物电化学法

近年来,在处理污水的同时进行能源回收的生物电化学技术(MESs)进入人们的视野。其主要原理是利用微生物的代谢作用,将存储在可生物降解型污染物中的化学能转化为电能和其他化合物,其中污染物在阳极被氧化并产生电流。

水体中的有机氮、磷可以通过微生物的降解作用转化为电能和其他无机物被利用。无机氮、磷无法直接通过 MESs 去除,但可以通过电极反应产生的电子传递及 pH 变化等过程去除或回收。氨氮主要是通过阳离子交换膜迁移过程和氨挥发去除。在 MESs 中需要质子通过阳离子交换膜从阳极移动到阴极以平衡电荷。在高氨氮废水中,由于 NH_4^+ 的浓度远高于 H^+ ,使得 NH_4^+ 可以通过阳离子交换膜迁移到阴极^[32-33]。而阴极的电解液具有高 pH 的特征,在适当的曝气及电流作用下, NH_4^+ 便可以汽提为氨气去除。与氨吹脱技术相比,由于电流可以对水中的 NH_4^+ 迁移起到驱动作用^[34],使得 MESs 的氨挥发过程具有更低的能耗。

亚硝态氮和硝态氮的去除则是通过 MESs 中的硝化反硝化过程,亚硝态氮先通过供氧进行硝化,转

化成的硝酸盐则与有机物反应产生的电子和 H^+ 进行反应,转化为氮气去除^[35]。

阴极反应产生的高 pH 环境除了促进氨挥发外,同时也是去除无机磷的关键条件。通过局部 pH 的提高,水体中的无机磷可以与 NH_4^+ 和 Mg^{2+} 发生反应形成鸟粪石沉淀被回收^[36]。图 1 展示了利用 MESs 进行同步脱氮除磷的过程^[32]。与传统脱氮除磷技术相比,MESs 的反硝化过程无需添加碳源,并且实现了脱氮除磷一体化,大大节省了在能耗和空间上的需求。

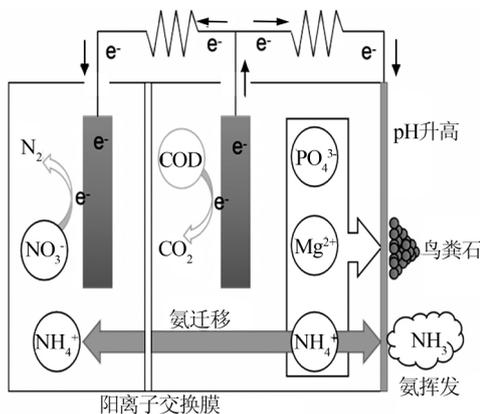


图 1 MESs 同步脱氮除磷过程

4 生物诱导矿化法

诱导结晶法指的是在反应体系中投加晶种,控制反应条件,促进沉淀迅速以晶体的形式结晶在晶种上。目前得到应用的主要是磷酸铵镁结晶法和羟基磷酸钙结晶法。但单一的化学结晶技术对低浓度含磷废水的处理效果较差,而传统生物处理技术又有处理速率低的问题。有研究发现,生物过程对结晶过程有诱导促进作用^[37-38]。因此,可以将二者结合起来,形成生物-诱导结晶耦合互促的脱氮除磷方法。

4.1 反硝化诱导结晶

反硝化除磷过程与传统除磷过程相似,不同之处主要在于条件模式和最终电子受体上。反硝化除磷依靠的是反硝化聚磷菌(DPAOs)在厌氧下的释磷过程和缺氧条件下以 NO_3^- 为电子受体的超量摄磷过程,摄磷过程的同时 NO_3^- 被还原为 N_2 ^[39]。

反硝化诱导结晶技术是将反硝化除磷过程与诱导结晶技术相结合,即通过聚磷菌的生物过程产生富磷污水,通过诱导结晶技术回收水体中的磷,而后进行反硝化同步脱氮除磷。诱导结晶技术可以减轻生物除磷的负担,并且提高磷回收效率^[40]。此外,反硝化同步脱氮除磷可以节约碳源的使用,减少曝气

量并且产生较少的剩余污泥。研究^[41]表明,反硝化同步脱氮除磷系统可比传统的生物脱氮除磷系统节约50%的碳源投入,以及减少30%和50%的曝气量和污泥产量。

4.2 厌氧氨氧化诱导结晶

厌氧氨氧化(Anammox)是在厌氧条件下厌氧氨氧化菌(AnAOB)以 NO_2^- -N为电子受体氧化 NH_4^+ -N为氮气而达到脱氮的目的。相比于传统生物脱氮过程,Anammox技术无需外加碳源,可以减少50%的曝气量、90%的污泥产量及90%的运行费用^[42]。鉴于AnAOB的化能自养型生活方式和倍增时间长的特点,它更适用于低碳氮比、高氨氮污水如污泥消化液、垃圾渗滤液等的处理。

Anammox诱导结晶法将厌氧氨氧化法与诱导结晶技术相结合,与反硝化诱导结晶技术不同的是,其将两种技术真正融为一体。该技术通过Anammox反应导致系统pH升高,诱导水中的 Ca^{2+} 与 PO_4^{3-} 形成羟基磷酸钙(HAP)晶体及它的前体物质(如无定形磷酸钙),并与Anammox生物结合为耦合颗粒共存于系统中。由于传质作用的影响,pH和基质浓度从耦合颗粒表面到内部分别呈现增高和降低的趋势^[43],有利于HAP在耦合颗粒内部的形成和矿化,同时Anammox生物分泌出的内源有机质也对HAP与微生物间的耦合起到促进作用^[44],最终形成以HAP为内核,外部附着Anammox生物膜的双层耦合结构(见图2)。其中生物膜中的AnAOB负责氮的去除,水中的磷则以HAP晶体的形式得以回收。

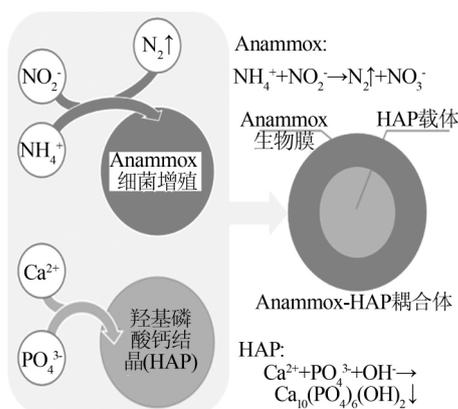


图2 Anammox诱导结晶机制

HAP作为Anammox生物膜载体的同时,可以提高Anammox颗粒污泥的机械性能和沉降性能,使其具有更高的生物质截留能力和抗环境冲击的能力^[45-46];另外,可以进一步回收耦合体中的HAP晶体。S. Johansson等^[47]利用部分亚硝化-Anammox颗粒污

泥进行生物诱导HAP沉淀过程,回收的HAP晶体的金属含量符合化肥产业法规和磷行业要求,说明通过Anammox诱导结晶得到的磷产品具有市场应用价值。

5 结论与展望

上述几种新型同步脱氮除磷技术均在传统技术的基础上取得了工艺适用性、能耗、效益上的改进。物理化学法和生物诱导矿化法在去除效率上具有明显的优势。生物法、生物电化学法及生物诱导矿化法的处理成本更低,不仅可节约能耗,而且将污水处理与产能相结合。此外,新型技术可对污水处理产物进行回收利用,如微藻—生物燃料、鸟粪石沉淀—肥料、诱导结晶—磷肥等等,符合当下节能减排和可持续发展的新理念。表1对上述同步脱氮除磷技术进行了总结和比较。在实际应用中,须结合污水特性,选用适宜的处理技术,才能达到高效脱氮和磷回收的目的。

表1 同步脱氮除磷技术比较

技术方法	生物法	物理化学法	生物电化学法	生物诱导矿化法
优点	处理效果好,处理成本低,技术较为成熟	去除速度快,操作方便	处理的同时产能,环境友好	去除效率高,磷回收率高,节约能源及药剂成本
缺点	对环境条件要求较高,脱氮除磷过程存在竞争关系,驯化培养微生物耗时	处理成本高,容易造成二次污染	技术不够成熟,应用难度大	对环境条件要求较高,技术不够成熟
药剂投加	需要,主要是pH调节剂	需要,吸附剂或沉淀剂	不需要	构晶离子
碳源投加	需要	不需要	不需要	反硝化聚磷需要,厌氧氨氧化不需要
电力消耗	较大,主要用于曝气、温度和光照调节等	较小,主要用于搅拌	较小,主要用于曝气	较小,主要用于曝气和温度调节

在构建可持续型发展社会的趋势下,节能、产能和资源回收是污水处理的发展趋势,因此开发新型同步脱氮除磷技术具有重要意义。但这些技术在上应用上还有一段距离,其主要原因有以下几点:(1)与传统技术相比,新型同步脱氮除磷技术发展时间较短、应用少,缺乏实际应用经验,大部分仅停留在实验室或中试规模;(2)由于实际处理的污水多种多样,新型技术的适用性还存在有局限性,目前还缺乏大量的应用研究来提高新型技术的适用广度;(3)吸附法、沉淀法等物理化学方法在水处理中已有广泛的应用,但其处理成本较高,未来还需致力于开发经济有效的新型吸附剂和沉淀剂。

此外,磷不仅是造成水体富营养化的重要因素,同时也是不可再生资源。由于农业中的大量使用,目

前世界上的磷储量已急剧减少,世界上大多数地区的磷生产量均低于消耗量^[48-49]。因此,在解决富营养化的同时,回收、重复使用流失的磷资源具有重要意义。传统生物处理技术在处理含磷污水方面已经具有丰富的经验和成熟的技术,但剩余污泥中的磷却未能得到有效回收或回收效率低,导致大量的磷资源又重新流失到环境中。相比于传统生物处理,生物诱导结晶法等技术将磷回收纳入污水处理的过程中,并且处理过程更有利于提高磷的富集率和回收率,在降低环境负荷的同时为磷的循环利用提供了有效途径。但与此同时,磷回收的效率与成本依然需要进一步优化,以使回收的磷资源真正得到应用。未来的研究方向将会往如何高效且经济地回收污水中的磷,并且赋予其市场应用价值方向发展。

参考文献

- [1] Zhang Zhengan, Pan Shulin, Huang Feng, et al. Nitrogen and phosphorus removal by activated sludge process: A review [J]. *Mini-Reviews in Organic Chemistry*, 2017, 14(2): 99-106.
- [2] Rashed E M, El-Shafei M M, Heikal M A, et al. Application of contact stabilization activated sludge for enhancing biological phosphorus removal (EBPR) in domestic wastewater [J]. *HBRC Journal*, 2014, 10(1): 92-99.
- [3] 邵辉煌, 张韵, 方先金, 等. 城镇污水处理厂强化生物脱氮试验研究 [J]. *给水排水*, 2010, 36(4): 23-27.
- [4] Wang Xiaoxia, Wang Shuying, Xue Tonglai, et al. Treating low carbon/nitrogen (C/N) wastewater in simultaneous nitrification-endogenous denitrification and phosphorous removal (SNDPR) systems by strengthening anaerobic intracellular carbon storage [J]. *Water Research*, 2015, 77: 191-200.
- [5] 王建龙, 张子健, 吴伟伟. 好氧颗粒污泥的研究进展 [J]. *环境科学学报*, 2009, 29(3): 449-473.
- [6] 彭永臻, 吴蕾, 马勇, 等. 好氧颗粒污泥的形成机制、特性及应用研究进展 [J]. *环境科学*, 2010, 31(2): 273-281.
- [7] He Qiulai, Zhang Wei, Zhang Shilu, et al. Enhanced nitrogen removal in an aerobic granular sequencing batch reactor performing simultaneous nitrification, endogenous denitrification and phosphorus removal with low superficial gas velocity [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2017, 326: 1223-1231.
- [8] Isanta E, Suárez-Ojeda M E, Val del Río A, et al. Long term operation of a granular sequencing batch reactor at pilot scale treating a low-strength wastewater [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2012, 198/199(4): 163-170.
- [9] 唐朝春, 简美鹏, 刘名, 等. 强化好氧颗粒污泥稳定性的研究进展 [J]. *化工进展*, 2013, 32(4): 919-924.
- [10] Adav S S, Lee D J, Lai J Y. Effects of aeration intensity on formation of phenol-fed aerobic granules and extracellular polymeric substances [J]. *Applied Microbiology & Biotechnology*, 2007, 77(1): 175-182.
- [11] 唐佳琦. 城镇污水 MBBR 强化脱氮除磷中试研究 [D]. 杭州: 浙江大学, 2012.
- [12] 吴韩, 汤兵. 移动床生物膜反应器脱氮除磷研究进展 [J]. *广东化工*, 2011, 38(4): 33-34.
- [13] 林大全. 论膜生物反应器 (MBR) 和移动床生物膜 (MBBR) 的工艺特点及应用 [J]. *科技创新导报*, 2009(27): 201-202.
- [14] 王金龙. 投加悬浮填料强化 A²O 工艺脱氮除磷中试 [J]. *中国给水排水*, 2016(19): 16-20.
- [15] Khanh D, Quan L, Zhang W, et al. Effect of temperature on low-strength wastewater treatment by UASB reactor using poly (vinyl alcohol)-gel carrier [J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102(24): 11147-11154.
- [16] James G O, Hocart C H, Hillier W, et al. Temperature modulation of fatty acid profiles for biofuel production in nitrogen deprived *Chlamydomonas reinhardtii* [J]. *Bioresource Technology*, 2013, 127(1): 441-447.
- [17] Cai Ting, Park S Y, Li Yebo. Nutrient recovery from wastewater streams by microalgae: Status and prospects [J]. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 2013, 19(1): 360-369.
- [18] Gonçalves A L, Pires J C M, Simões M. The effects of light and temperature on microalgal growth and nutrient removal: An experimental and mathematical approach [J]. *RSC Advances*, 2016, 6(27): 22896-22907.
- [19] Li Yecong, Zhou Wenguang, Hu Bing, et al. Integration of algae cultivation as biodiesel production feedstock with municipal wastewater treatment: Strains screening and significance evaluation of environmental factors [J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102(23): 10861-10867.
- [20] Ramanan R, Kim B H, Cho D H, et al. Algae-bacteria interactions: Evolution, ecology and emerging applications [J]. *Biotechnology Advances*, 2016, 34(1): 14-29.
- [21] 王高学, 姚嘉赞, 王绥标. 复合藻-菌系统水质净化模型建立与净化养殖水体水质的研究 [J]. *西北农业学报*, 2006, 15(2): 22-27.
- [22] Venkata Mohan S, Rohit M V, Chiranjeevi P, et al. Heterotrophic microalgae cultivation to synergize biodiesel production with waste remediation: Progress and perspectives [J]. *Bioresource Technology*, 2015, 184: 169-178.
- [23] Zhou Kun, Wu Boran, Su Lianghu, et al. Development of nano-CaO₂-coated clinoptilolite for enhanced phosphorus adsorption and simultaneous removal of COD and nitrogen from sewage [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2017, 328: 35-43.
- [24] 骆其金, 谌建宇, 庞志华, 等. 同步脱氮除磷吸附剂的制备工艺及性能表征 [J]. *环境科学与技术*, 2013(7): 112-116.
- [25] 李雪璞. 污水厂尾水吸附法同步脱氮除磷工艺研究 [D]. 北京: 北京林业大学, 2016.
- [26] 陆岩, 刘艳磊, 姜恒, 等. 氧化镧对磷酸根的吸附及其机理研究 [J]. *化工科技*, 2014, 22(1): 45-48.
- [27] 王崇臣, 郝晓地, 王鹏, 等. 不同 pH 下鸟粪石 (MAP) 法目标产物的分析与表征 [J]. *环境化学*, 2010, 29(4): 759-763.
- [28] Song Yonghui, Yuan Peng, Zheng Binghui, et al. Nutrients removal and recovery by crystallization of magnesium ammonium phosphate

- from synthetic swine wastewater [J]. *Chemosphere*, 2007, 69 (2): 319-324.
- [29] 徐远, 蒋京东, 马三剑, 等. 鸟粪石结晶沉淀法处理氨氮废水的应用研究[J]. *污染防治技术*, 2006(6): 26-30.
- [30] Yu Yang, Lei Zhongfang, Yuan Tian, et al. Simultaneous phosphorus and nitrogen recovery from anaerobically digested sludge using a hybrid system coupling hydrothermal pretreatment with MAP precipitation[J]. *Bioresource Technology*, 2017, 243: 634-640.
- [31] 孙国平. 磷酸铵镁结晶法去除和回收猪场废水中氮磷[D]. 郑州: 郑州大学, 2010.
- [32] Kelly P T, Zhen H. Nutrients removal and recovery in bioelectrochemical systems: A review[J]. *Bioresource Technology*, 2014, 153 (2): 351-360.
- [33] Cordruwisch R, Law Y, Cheng K Y. Ammonium as a sustainable proton shuttle in bioelectrochemical systems [J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102(20): 9691-9696.
- [34] Haddadi S, Elbeshbishy E, Lee H S. Implication of diffusion and significance of anodic pH in nitrogen-recovering microbial electrochemical cells[J]. *Bioresource Technology*, 2013, 142(4): 562-569.
- [35] Madigan M T, Martinko J M, Stahl D, et al. Brock biology of microorganisms [M]. 13th ed. Benjamin Cummings, San Francisco, California, USA, 2010: 558-560.
- [36] Ichihashi O, Hirooka K. Removal and recovery of phosphorus as struvite from swine wastewater using microbial fuel cell [J]. *Bioresource Technology*, 2012, 114(2): 303-307.
- [37] Angela M, Béatrice B, Mathieu S. Biologically induced phosphorus precipitation in aerobic granular sludge process [J]. *Water Research*, 2011, 45(12): 3776-3786.
- [38] Mañas A, Pocquet M, Biscans B, et al. Parameters influencing calcium phosphate precipitation in granular sludge sequencing batch reactor[J]. *Chemical Engineering Science*, 2012, 77(1): 165-175.
- [39] 邹海明. 反硝化聚磷-诱导结晶磷回收工艺优化及微生物特性研究[D]. 南京: 东南大学, 2015.
- [40] 顾倩, 吕锡武, 史静, 等. 诱导结晶对反硝化除磷的强化作用[J]. *东南大学学报: 自然科学版*, 2013, 43(4): 819-823.
- [41] Kuba T, Loosdrecht M C M V, Heijnen J J. Phosphorus and nitrogen removal with minimal COD requirement by integration of denitrifying dephosphatation and nitrification in a two-sludge system[J]. *Water Research*, 1996, 30(7): 1702-1710.
- [42] Lackner S, Gilbert E M, Vlaeminck S E, et al. Full-scale partial nitrification/anammox experiences: An application survey [J]. *Water Research*, 2014, 55(10): 292-303.
- [43] Winkler M K H, Kleerebezem R, Kuenen J G, et al. Segregation of biomass in cyclic anaerobic/aerobic granular sludge allows the enrichment of anaerobic ammonium oxidizing bacteria at low temperatures [J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, 45 (17): 7330-7337.
- [44] Mañas A, Spérandio M, Decker F, et al. Location and chemical composition of microbially induced phosphorus precipitates in anaerobic and aerobic granular sludge [J]. *Environmental Technology*, 2012, 33(19/20/21): 2195-2209.
- [45] Ma Haiyuan, Zhang Yanlong, Xue Yi, et al. A new process for simultaneous nitrogen removal and phosphorus recovery using an anammox expanded bed reactor [J]. *Bioresource Technology*, 2018, 267: 201-208.
- [46] Zhang Yanlong, Ma Haiyuan, Lin Lan, et al. Enhanced simultaneous nitrogen and phosphorus removal performance by anammox-HAP symbiotic granules in the attached film expanded bed reactor [J]. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 2018, 6 (8): 10989-10998.
- [47] Johansson S, Rusalleda M, Colprim J. Phosphorus recovery through biologically induced precipitation by partial nitrification-anammox granular biomass [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2017, 327(1): 881-888.
- [48] Mayer B K, Baker L A, Boyer T H, et al. Total value of phosphorus recovery [J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50(13): 6606-6620.
- [49] Desmidt E, Ghyselbrecht K, Zhang Y, et al. Global phosphorus scarcity and full-scale P-recovery techniques: A review [J]. *Critical Reviews in Environmental Science & Technology*, 2015, 45 (4): 336-384.
- [作者简介] 林岚(1993—), 硕士研究生。电话: 15759260275, E-mail: lnkhl06@163.com。通讯作者: 欧阳通, 电话: 0592-2181613, E-mail: yz3t@xmu.edu.cn。
- [收稿日期] 2019-06-12(修改稿)
-
- [作者简介] 蒲生彦(1981—), 工学博士, 教授, 香江学者。E-mail: pushengyan@gmail.com, pushengyan13@cdut.cn。
- [收稿日期] 2019-07-09(修改稿)

(上接第6页)

- [43] Nejat R, Chamack M, Mahjoub A. Active and recyclable ordered mesoporous magnetic organometallic catalyst as high-performance visible light photocatalyst for degradation of organic pollutants [J]. *Applied Organometallic Chemistry*, 2017, 31(11): e3745.
- [44] Cali E, Qi J, Preedy O, et al. Functionalised magnetic nanoparticles for uranium adsorption with ultra-high capacity and selectivity [J]. *Journal of Materials Chemistry A*, 2018, 6: 3063-3073.
- [45] Ma Zhiyao, Shan Chao, Liang Jialiang, et al. Efficient adsorption of Selenium() from water by hematite modified magnetic nanoparticles [J]. *Chemosphere*, 2018, 193: 134-141.
- [46] Badi M Y, Azari A, Pasalari H, et al. Modification of activated carbon

- with magnetic Fe₃O₄ nanoparticle composite for removal of ceftriaxone from aquatic solutions [J]. *Journal of Molecular Liquids*, 2018, 261: 146-154.
- [47] Sobhanardakani S, Zandipak R. Cerium dioxide nanoparticles decorated on CuFe₂O₄ nanofibers as an effective adsorbent for removal of estrogenic contaminants (bisphenol A and 17- α ethinylestradiol) from water [J]. *Separation Science and Technology*, 2018, 53(15): 2339-2351.

[作者简介] 蒲生彦(1981—), 工学博士, 教授, 香江学者。E-mail: pushengyan@gmail.com, pushengyan13@cdut.cn。

[收稿日期] 2019-07-09(修改稿)