

前沿 | 通过序批式反应器中的新型纳米气泡系统曝气实现高效废水处理

frontiersin.org/articles/10.3389/fenrg.2022.884353/full

Ahmadi, Mehrdad, Doroodmand, Mohammad Mahdi, Nabi Bidhendi, Gholamreza, Torabian, Ali, Mehrdadi, Nasser



通过序批式反应器中的新型纳米气泡系统曝气实现高效废水处理



迈赫达德·艾哈迈迪¹,



穆罕默德·迈赫迪·多鲁德曼德^{2*},



Gholamreza Nabi Bidhendi¹,



Ali Torabian¹和



Nasser Mehrdadi¹

- ¹德黑兰大学技术学院环境工程系, 伊朗德黑兰
- ²设拉子大学理学院化学系, 伊朗设拉子

好氧废水处理依赖于曝气。因此, 曝气系统中使用的气泡的尺寸可能在这方面发挥至关重要的作用。本研究试图使用新型设计的细/纳米气泡形成仪器系统, 在实验室规模上研究曝气气泡尺寸对“序批式反应器”(SBR)系统废水处理效率的影响。基于固定相中微生物的存在, 在精细和纳米气泡曝气系统中, 第15天的化学需氧量去除效率(80.0和95.0%)明显优于第10天和第15天。此外, 随着污泥龄的增加, “污泥体积指数”(SVI)增加至170.0 ml g⁻¹15日。此外, 与污泥密度更大的细气泡系统相比, 纳米气泡系统中的污泥率和 F/M 比要高得多, 但明显要低。因此, 与细胞系统相比, 污泥更容易沉积, 干污泥百分比更高。因此, 氧气和比摄氧率的消耗量显着降低。与类似条件下的 SBR 等通用系统(10-20%)相比, 纳米气泡曝气的除磷效率估计

在 54.0-60.0% 之间。此外,不同密度的纳米气泡曝气系统的脱氮效率为40.0、50.0和60.0 ml g⁻¹结果发现,氮气效率为99.0%,与细气泡的氮气效率 96.0% 相比相对较高。总之,纳米气泡曝气系统可以在测试的处理有效参数的所有方面显着提高效率。

1 简介

人口增长和城市化以及工业的不断增长带来了环境问题 (Leslie Grady等, 2011)。未经处理的废水是环境和水资源的污染物之一;因此,应该对其进行收集、处理,然后返回到自然界的水流中 (Agarwal et al., 2011; Leslie Grady et al., 2011)。此外,由于需水量的增加,应考虑废水的再利用 (Low 和 Chase, 1999; Agarwal 等, 2011; Leslie Grady 等, 2011)。废水的生物处理涉及将可溶性和悬浮有机污染物的形式改变为细菌团 (生物质) 的形式,并释放 CO₂、CH₄、N₂和 SO₂等气体 (Ainsworth 和 Gill, 1987; 低和蔡斯, 1999)。

在生物方法中,活性污泥法被广泛考虑,并且可以更有效地进行处理操作 (Chu, 1999);然而,它会导致高昂的开发成本 (Mace 和 Mata-Alvarez, 2002; Lindberg 等, 2006)。污泥法的问题之一是产生过量污泥,因此在生物质生产过程中,每处理一公斤“化学需氧量”(COD),可去除0.50公斤生物质,去除废水处理厂的污泥约占废水总成本的 50-60% (Chu, 1999 年; Mace 和 Mata-Alvarez, 2002 年; Lindberg 等人, 2006 年)。“序批式反应器”(SBR) 系统也被认为是近年来广泛用于处理城市和工业废水的好氧生物废水处理方法之一 (Mace 和 Mata-Alvarez, 2002 年; Elmolla 和 Chaudhuri, 2011 年)。这是因为该系统具有不同的特点,例如非常简单的物理结构、高灵活性、低建设成本、不需要沉淀池、易于操作和/或通常具有最佳效率。该过程由五个阶段组成:填充、反应、沉降、倾析和闲置 (Mace 和 Mata-Alvarez, 2002 年; Elmolla 和 Chaudhuri, 2011 年; Pan 等人, 2014 年)。

确定废水质量的关键指标之一是“生化需氧量”(BOD) 和 COD 值 (Qasim, 1999)。“溶解氧”(DO) 也是确定这些参数的关键参数 (Qasim, 1999; Godos 等, 2010)。一般来说,废水充氧的方法主要有两种,包括鼓泡曝气或扩散系统,以及表面机械曝气系统 (Qasim, 1999; Godos等, 2010)。增加废水与空气之间的接触通常会导致废水中溶解更多的氧气,另一方面,有助于将废水中的有害气体转移到空气中 (Godos 等, 2010); 王和张, 2017)。

气泡是在流体静力表面上形成的细气泡。它们通常是在水中的水基表面上形成的大气气体的组合。“细小气泡”(FB) 和“纳米气泡”(NB) 是非常微小的气泡,尺寸分别为10至50微米和小于200纳米 (Zhang et al., 2016; Kim et al., 2019)。在过去的十年中,FB和NB已被应用于提高废水处理过程中污染物的去除效率 (Alkhalidi和Amano, 2015; Temesgen等, 2017; Ahmadi等, 2018; Atkinson等, 2017)。例如,据报道,基于FB的曝气提高了废水渗透系统中COD、NH₄⁺-N 和总磷的去除效率 (Wang和Zhang, 2017)。即将到来的空气-水流动是FB/NB在工业过程中的预谋整合 (Levitsky et al., 2022)。除FB曝气外,NB曝气的氧气利用率和体积传质系数是其他气泡曝气的两倍;结果,NB曝气器生物质系统表现出更高的生长和衰减率 (Lee和Kim, 2013年; Liu和Liu, 2006年; Temesgen等人, 2017年; 타텍, 2017年)。将NB与正向渗透相结合作为一种节能技术来处理 and 回用水产养殖废水,可以实现近98%的处理效率 (Farid等人, 2022)。

FB 和 NB 显示出独特的行为 (Li et al., 2013) 并且具有广泛的应用。(Wang等人, 2018; Dyett和Zhang, 2020; Fayyaz等人, 2021; Li等人, 2021)。与普通气泡相比,NB具有优势。例如,NB通常不具有高降解能力,但具有高保质期并且可以在各个方向上移动。NB可以扩大较高的比表面积,改善颗粒的漂浮性,清洁表面和孔隙 (Holmberg等, 2003; Li等, 2014)。此外,由于纳米粒子表面积大且溶液中缺乏浮力,因此在减少生物过程曝气过程中的氧气损失方面具有巨大潜力 (Yaparathne et al., 2022)。

考虑到气泡对氧传输系数的影响,空气NB会导致氧传输系数K_{La}的增加 (Holmberg et al., 2003; Sumikura et al., 2007; Li et al., 2014) 由于其体积比其他气泡更大,导致接触面更高,水上升速度更慢 (Sumikura et al., 2007; White et al., 2011; Li et al., 2013)。最近,尺寸为119.6±44.9 nm、电位为-35.54±10.54 mV的基于葡聚糖的氧纳米气泡平台已被用于玻璃体内输送氧气,以在5±3°C的温度下挽救视网膜内部免受缺血性损伤。(Fayyaz 等人, 2021)。在另一项研究中,NBs 被引入多种策略,例如 1) 超声/光声癌症成像,2) 肿瘤光动力疗法 (Li et al., 2021),以及 3) 超声触发药物释放 (Batchelor et al., 2020) 和 4) 生物医学治疗。(戴特等人, 2019)。对纳米液滴表面与成核相反应产生的气态产物的研究也为纳米液滴形式的液滴的广泛应用提供了进一步的了解,例如在氢气释放过程中 (Wang et al., 2018; Dyett 和张, 2020)。

然而,缺乏关于使用FB和NB曝气的废水处理系统中污染物去除效率比较的信息 (Agarwal等, 2022a; Agarwal等, 2022b; Harsh Sharma和Nirmalkar, 2022; Li和张, 2022)。因此,本研究工作旨在通过实验比较 FB 曝气和 NB 曝气通过 SBR 系统处理废水的效率。

2 实验

2.1 材料和解决方案

所有试剂均为分析纯。在本研究中,我们使用了两个有机玻璃(透明丙烯酸有机玻璃 1.8" × 24" × 36" 塑料板,中国)制成的 SBR 容器(内径:25.0 厘米,高度:60.0 厘米,20.0 升)。每个玻璃的总体积、有用体积和处理容量分别为28.8、20.0和10.0L。反应器一配备纳米气泡曝气,反应器二配备细气泡曝气。为此,使用了 A CO018 鼓风机(3604 型号, Resun Co.)。路径中的气流被分成两条线。流线一号设计用于生产空气纳米气泡,流线二号设计用于生产细小气泡。此外,气流被分类为用于产生纳米气泡空气的流路一和用于产生微细气泡空气的流路二。补充图S1)。

流线二通过在其末端安装管状扩散器产生细小的气泡，该扩散器位于反应器二的底部。中空扩散器孔的尺寸为13毫米，使用的纳米气泡的尺寸为50-250纳米，细气泡的尺寸为1-3毫米。第一行和第二行的气流速率相同。为了调节第一流入管路的气流速度，安装了风量控制装置。在第二条生产线中，我们使用了带有阀门的流量计。为了维持反应器进料和反应器输出的处理后的流出物，使用了三个塑料容器（100、20 和 20 L）（Ahmadi 等人，2018）。有关仪器和控制参数的更多详细信息，请参阅补充文件。

合成废水样品在实验室制备，并根据说明书和标准方法按照相关参数进行标准化（Bajaj 等，2008）。两个圆柱形SBR容器中的每一个都装有10.0ml废水样品，作为每个周期选定的处理容量。NB 和 FB 的出口通过使用位于气泡管末端的改良膜扩散器引入到每个容器中。该系统根据每种精细和纳米机制对合成废水样品进行空气曝气（鼓泡）（Kim 等人，2019；Imura-Kishi 等人，2021；Sharma 等人，2022）。

答：在此条件下，精细曝气过程中细小气泡的丝状生长可以特别通过泵入水介质中的空气流量以及产生细小气泡的喷嘴的直径来控制。而纳米气泡的尺寸受以下因素控制：1）胶束的模板效应，2）微波辐射的有效作用，3）泵送空气的流量，4）喷嘴的直径，以及5）基础/喷嘴修改的纳米管的边缘平面特性。

使用溶解氧测量仪通过将相关探针引入废水样品来控制每种废水的溶解氧。

此外，为了确保空气频率均匀，特别是在低曝气率下，将使用两个长 60.0 cm 的平翼叶片的搅拌器垂直放置在废水样品的表面（距离 30.0 cm），其转速也控制在50-70转/分之间。

为了储存反应器的进料、流出物和附加污泥样品，分别使用了三个 PTFE 容器（200.0、60.0 和 20.0 L）。为了将反应器的温度保持在实验室温度（即 25°C）之上，使用热元件（40.0 V AC，200 W，相对于 GND，GEYSERWISE PTC，中国）来控制操作的不同步骤。所设计系统的所有部分均使用 PLC 系统（PLC 教程 | 可编程逻辑控制器、AVRPLC16 v6、模拟设备）实现电子自动化，并由用 Visual Basic 6 (VB 6) 编写的 PC (Pentium 5) 程序控制。

采用“化学气相沉积”（CVD）方法合成了纯度>99.0%的多壁碳纳米管（MWCNT）。相关的仪器系统在补充文件中介绍。将风铃空气石盘改性（固定）为多孔膜扩散器，是通过将碳蒸气（在 1,200°C 的 Ar 气氛中）直接沉积在作为多孔膜的风铃空气石盘表面上来实现的。膜扩散器，部分位于 200°C 左右的温度，根据我们之前研究中报告的程序（Temesgen 等人，2017 年；타텍，2017 年）。作为多孔膜扩散器固定在风铃空气石盘上的多壁碳纳米管的量是基于最大紧密支撑碳纳米结构以及雷诺数低于2000的层流气流的最大气流速率（Holmberg等人，2003；李等人，2014）。

3. 结果与讨论

关于废水处理过程，生物污泥产量的减少被认为是最重要的因素之一。最近的研究工作表明，控制活性污泥处理和处置的支出已得到很大考虑。另一方面，针对各种有机、矿物质和病原污染物的污泥再利用和处置的新规则使得废水处理当局引入新方法，甚至修改现有的生物处理生产方法以消耗更少的污泥（Temesgen等人，2015）。____，2017 年；타텍，2017 年）。因此，在本研究中，详细评估了 NB/FB 曝气对 SBR 系统废水处理效率的影响。

3.1 纳米气泡发生系统的表征

NB 生成的一个重要因素是膜扩散器的网格尺寸。在本研究中，为了控制平均直径低于100 nm的纳米粒子的尺寸，用多壁碳纳米管对作为多孔膜扩散器的风铃空气石盘进行了修饰。NB 和 FB 扩散器的 TEM 图像如补充图 S2所示。

多壁碳纳米管的选择归因于其基体上存在大量边缘平面。这些特别是在被 HNO₃/H₂SO₄ 溶液 (Merck 公司，0.1 mol L⁻¹，体积比：1:1，在 70°C 回流过程中 5.0 h) 活化时产生。这个过程导致了 -OH 和 -COOH 官能团的有效形成，这些官能团在 NB 形成过程中发挥了活性位点的作用。

3.2 气泡尺寸对不同操作参数的影响

3.2.1. 纳米气泡曝气系统中气泡的尺寸分布

根据文献，FB 的平均频繁大小为 1-3 mm (M. Matosic 等人，2019)。然而，对于 NB，在最佳条件下，结果（补充图 S3）表明，在频率足够高的情况下，该范围经常被估计为从 5 到最大 100 nm。这一结果与基于之前发表的文章对 NB 的估计非常吻合（即 FB 为 10-50 μm，NB 为 <200 nm）（Holmberg 等，2003；Li 等，2014）。这一证据表明所设计的仪器系统能够有效地大规模产生大量纳米气泡。因此，该系统可以用于不同的目的，特别是曝气过程，这是本研究工作的主要目的。拉普拉斯方程指出气泡的大小与气泡内部的压力或与其环境的压力差有关。较小的气泡具有比外部更高的内部压力。影响气泡上升速度的主要因素是气泡大小。气泡越小，上升速度比大气泡慢。较慢的上升速度迫使 HRT 较长，从而在污染物和气泡之间产生接触时间；因此，效率会更高（Suwartha et al., 2020）。

3.2.2 微细气泡和纳米气泡曝气系统中的微生物和凝块

FB 和 NB 曝气系统的凝块和其中含有的生物体的平均尺寸如补充图 S1所示。从图中可以清楚地看出，NB 系统中气溶胶气泡的尺寸和数量明显低于 FB 系统中的估计值。在系统中，增加溶解氧浓度会导致污泥量减少。首先，将 DO 的浓度提高到至少 1.60%，使 DO 渗透到凝块的内层，并且在外周凝块中，氧含量丰富，但缺乏任何可降解材料（如多糖）。自生成过程和自溶

过程的加速是从凝块的深处开始的；因此，该工艺大大减少了污泥的限量。这个结果也与之之前预测的一些不同的估计非常一致 (Ljunggren 和 Eriksson, 1997; Eriksson 和 Ljunggren, 1999); 阿巴西等人, 2000; Sumikura 等人, 2007)。

此外，在本研究中，通过简单计算特征 SBR 循环的 DO 与时间的关系来确定 SOUR。这被认为是在废水处理厂计算的常规参数；没有显示重要的规格。

3.2.3 污泥停留时间对化学需氧量和混合液悬浮固体浓度的影响

研究了 FB 和 NB 曝气系统中反应时间对 COD 去除和 MLSS 产生的影响。在这部分研究中，使用大至 400.0 mg L^{-1} 的初始 COD 在第 5、10、15、20、5 个固体保留时间 (SRT) 期间研究了气泡尺寸对 COD 和 MLSS 去除效率的影响。第30天和第40天。补充图S4显示 SRT = 15 天、反应时间 4.0 小时的结果。结果表明，随着SRT的增加，COD水平降低，生物量生产率增加。因此，在反应时间为 4.0 小时的第 15 天 SRT 期间，FB 和 NB 曝气系统中 COD 的最高去除效率值分别高达 85.0 和 95.0%。据报道，在厌氧废水中应用的曝气系统中，COD/BOD 的降低取决于 HRT 和氧气的传质 (Khan 等, 2011)。

因为在 SRT = 5 天或更短的时间内，微生物生活在对数生长期，因此，不能进行适当的絮凝物产生。在 10~15 d 的 SRT 中，由于微生物处于生长还原期或静止期，COD 去除率提高，达到约 95.0%。但在较高的 SRT 下，特别是超过 20 d 时，由于 F/M 比降低，微生物生长增多，污泥浓度低，污泥沉降不好，膨胀现象明显。因此，最佳去除效率发生在 SRT = 15 天期间。这一结果也与 Helmerich 等人的估计一致。(2000) 报道了类似的结果，因此在 15 日龄时，COD 的日速率从 $1,000.0 \text{ mg L}^{-1}$ 下降到 64.0 mg L^{-1} ，而 MLSS 从 2,560.0 增加到 $3,300.0 \text{ mg L}^{-1}$ (Helmreich et al., 2000)。因此，这些结果揭示了在类似条件下的曝气过程中 NB 相对于 FB 的有效作用。

在相同条件下还研究了 FB 和 NB 曝气对 COD 去除的影响 (补充图 S5)。再次发现，在 SRT = 15 天时，COD 去除效率在 5-10 天的时间内提高，FB 和 NB 曝气系统的 COD 去除率分别达到 85.0% 和 95.0%。此阶段污泥体积指数 (SVI) 经计算为 90.0 ml g^{-1} ，表明污泥有适当的沉淀。此外，由于丝状菌的增加和 SVI 的增加，SRT 的进一步增加并没有改善沉降，这与 Dockorn 等人的预测有很好的相关性。检查了三个完整的混合反应器系统、活塞反应器和 SBR，以研究反应器类型对不同污泥龄下 COD 去除效率的影响 (Helmreich 等, 2000)。结果还表明，随着污泥龄的增加，出水 COD 浓度降低。SRT = 20 天的 SBR 中 COD 的产率为 7.0-12.0%，大大高于连续流装置的去除量 (Helmreich 等, 2000)。

3.2.4 初始化学需氧量浓度对去除率的影响

在 FB 和 NB 曝气系统中研究了不同 COD 初始浓度 (400.0 、 600.0 和 800.0 mg L^{-1}) 对其去除效率的影响。补充图 S6 显示，在两个曝气系统中，去除效率随着污染负荷 (即 COD) 的增加而降低。这种现象几乎归因于水介质中氧化过程所需的 DO 不足。引入一种有效的方法来提高水介质的氧含量非常重要。在这个阶段，细菌生长曲线、现有阶段和 SVI 是非常有效的。据报道，使用 FB 曝气系统时，COD 的去除效率为 80.0% 至 86.0% (Zhang et al., 2016)。可能基于以下两个原因：

- 解释有机物去除效率的提高。FB 的流速可以防止泡沫膨胀，显示出 MLSS 的增量 (Zhang et al., 2016)。
- 另一个原因是 FB 可以提高更高的氧转移效率，从而提高生物活性 (Lee 和 Kim, 2013)。

- 然而，如补充图 S6 所示，COD 的去除效率随着 COD 的增加而降低。因此，这些结果表明，由于污染负担的增加，COD 的去除率可能会降低 (Bajaj 等, 2008)。

3.2.5 污泥停留时间对污泥容积指数的影响

针对 FB 和 NB 曝气系统，研究了 SRT (5、10、15、20、30 和 40 天) 对 SVI 的影响。补充图 S7 显示，随着 SRT 的增加，SVI 由于滞留微生物的生长而增加。众所周知，如果 SVI 超过 150，则可能会发生污泥膨胀，而如果 SVI 在 70.0 至 150.0 之间，则污泥的沉降性能令人满意 (Abbassi 等, 2000; Attard, 2003; Eriksson 和 Ljunggren, 1999; Helmreich 等, 2003)。2000 年; Ljunggren 和 Eriksson, 1997 年; Simonsen 等人, 2004 年; Takdastan 等人, 2011 年; Tyrrell 和 Attard, 2001 年; Federation, 2005 年; 郑等人, 2015)。如补充图 S7 所示，在 SRT = 10–15 天时，SVI 介于 90.0 – 100.0 ml g^{-1} 之间 (Wang 等人, 2006 年; Dutta 和 Sarkar, 2015 年)。

但第 20 天后，SVI 超过 150.0，表明污泥的沉降性能较差。当应用较长的 SRT 时，丝状细菌可以比絮凝微生物更加繁盛，这在之前已有报道 (Liu 和 Liu, 2006)。因此，如补充图 S7 所示，SVI 随着 SRT 的增加而增加。然而，之前的研究也表明，当 SRT 较长时，SVI 显著增加，达到 500 v% 左右，这表明污泥中存在丝状细菌 (Liu 和 Liu, 2006)。有趣的是，当废水用 NB 曝气时，SVI 高于用 FB 曝气时的 SVI (补充图 S5)。这可能是由于 NB 的表面积与体积比可以覆盖更高的表面 (Wei 等, 2003; Rodrigues 和 Rubio, 2007; Dutta 和 Sarkar, 2015; Ahmadi 等, 2018)。

3.2.6 污泥停留时间对污泥干重百分比的影响

使用 FB 和 NB 曝气系统，研究了 SRT = 5、10、15、20、30 和 40 天的污泥干重百分比 (在伊朗处理厂中常规使用和测量)。结果表明，随着污泥龄的增加，干污泥固体百分比减少，污泥含水量增加 (补充图 S8)。SRT > 20 天时，系统进入自溶阶段，微生物尸体增加，由于亲水性，含有显著百分比的有机物 (~90%)，污泥水的百分比增加。因此，当 SRT = 5 天时，FB 和 NB 曝气系统中的干污泥百分比估计为 1.60 和 1.65%，而当 SRT = 15 天时，干污泥百分比分别降至 0.60 和 0.75%。然而，应该指出的是，由于 F/M 比较低，NB 曝气系统中的干污泥百分比略高于 FB 系统 (Takdastan 等, 2011)，这表明了经济潜力 NB 与 FB 的对比。

3.2.7 F/M比对污泥容积指数的影响

使用 FB 和 NB 曝气系统研究了不同 F/M 比率下的 SVI 变化。根据补充图 S9，SRT 越长，F/M 比越低，导致微生物进入自溶阶段，从而增加微生物的尸体，其中包括 90% 以上的有机物。因此，随着 SRT 的增加，污泥水的百分比增加，换句话说，干污泥的百分比减少 (Wei et al., 2003; Rodrigues and Rubio, 2007; Dutta and Sarkar, 2015; Cheng et al., 2015; Ahmadi 等., 2018)。从经济潜力来看，这些成果是重大且引人注目的。这种效应归因于由于废水内营养培养基的短缺，微生物在时间尺度的增加期间进行自我降解。这一结果在 NB 曝气系统中得到了充分证明，其中 SVI 低于 FB 系统。因此，沉淀更方便，干污泥百分比高于 FB 系统。

3.2.8 曝气系统对除磷的影响

研究了使用 FB 和 NB 曝气系统在 SRT = 15 天时去除磷 ($10.0\text{--}30.0\text{ mg L}^{-1}$) 的系统效率。如补充图 S9 所示，FB 和 NB 曝气系统中这些浓度的磷去除效率在 60.5-34.0% 范围内。而在普通污泥系统中，去除率高达 10.0-20.0% (Casellas et al., 2006)。FB 在破坏污染物方面比 NB 具有更好的性能，因为破坏路径中间的 FB 可能会导致该区域产生 OH 自由基和冲击波。因此，这一证据揭示了与文件气泡生成相比，通过纳米气泡形成过程进行空气曝气具有强大的经济潜力。FB 破裂可导致水溶液崩解。然而，FB 消除污染物的能力不强。同时，可以得出结论，气泡尺寸对除磷效率没有显著差异，但这种高效率总体上可能归因于 SBR 本身的性质。

3.2.9 曝气系统对总氮的去除效率

使用 FB 和 NB 曝气系统研究了系统脱氮效率。在 15 天的 SRT 中使用输入 N 浓度 30.0 、 40.0 、 50.0 和 60.0 mg L^{-1} 。研究还发现，FB 和 NB 曝气系统的去除效率分别为 84.0-96.0 和 85.0-98.0%。(补充图 S11)。在 NB 和 FB 曝气系统中，效率大致相等并且没有发现效率的显著差异。然而，SBR 系统脱氮的高效率和有效性是由反硝化过程造成的。昆杜等人。(2013) 描述了实验室规模的 SBR 系统同时去除屠宰场废物中有机碳和氮的性能，并报道 COD 和氮的去除效率分别为 96.0 和 96.6% (Kundu 等人, 2013)。

3.4 提议的机制 (行为)

该过程背后的可能机制 (行为) 主要归因于 1) 成核，2) 空腔形成，以及 3) 生成的气泡内空气介质的塌陷。不同因素之间的竞争，例如 1) 气泡内空气分子的巨大压力 (导致生成的 NB 不符合热力学规律) 和 2) 表面多余电荷之间的排斥力 (主要在胶束形成过程中产生) 根据设计的仪器系统，合成的纳米气泡强烈地被认为是曝气过程中空气介质有效传质的合适容器

(Doroodmand 和 Mehrtash, 2014, Doroodmand 和 Mehrtash, 2015, Li 等人, 2021; Imura-Kishi 等人, 2021; Agarwal 等人, 2011; Sharma 等人, 2022)。

4. 结论

在本研究中，首次尝试使用新型设计的细/纳米气泡形成仪器系统在实验室规模上研究曝气气泡尺寸对 SBR 系统废水处理效率的影响。例如，根据结果，好氧废水处理严重依赖于曝气，因此，曝气系统中使用的气泡的尺寸在这方面起着重要作用。此外，增加 NB 和 FB 曝气系统中的 SRT 可以降低 COD 并提高 MLSS 生物质的生产率。此外，发现增加 SRT 会降低 F/M 比，导致微生物进入自溶阶段，微生物的尸体增加。因此，污泥水的百分比增加。换句话说，污泥干重百分比随着 SRT 的增加而减少。FB 和 NB 曝气系统的除磷效率分别约为 50.0-60.0%，估计比传统污泥处理系统高出约两倍。所有这些结果都表明，与类似条件下的文件气泡形成相比，通过纳米气泡形成过程进行空气曝气的经济潜力。由于产生 OH 自由基和冲击波，NB 曝气比 FB 曝气更有效地破坏污染物。由于发生硝化过程，SBR 工艺还具有很高的脱氮能力。作为所有提到的结果的最终推论，阿加瓦尔等人, 2022a; 阿加瓦尔等人, 2022b; 严酷的夏尔马和尼尔马尔卡, 2022 年; 李和张, 2022)。

数据可用性声明

研究中提出的原始贡献包含在文章/补充材料中；进一步询问可直接联系相应作者。

作者贡献

列出的所有作者都对本文做出了实质性、直接的智力贡献，并批准其出版。

利益冲突

作者声明，该研究是在不存在任何可能被视为潜在利益冲突的商业或财务关系的情况下进行的。

出版商备注

本文中表达的所有主张仅代表作者的主张，并不一定代表其附属组织或出版商、编辑和审稿人的主张。本文中可能评估的任何产品或其制造商可能提出的声明均未得到出版商的保证或认可。

致谢

作者希望感谢德黑兰和设拉子大学研究委员会对这项工作的支持。

补充材料

本文的补充材料可以在线找到 : <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenrg.2022.884353/full#supplementary-material>

参考

Abbassi, B., Dullstein, S., and Rübiger, N. (2000). Minimization of Excess Sludge Production by Increase of Oxygen Concentration in Activated Sludge Flocs; Experimental and Theoretical Approach. *Water Res.* 34, 139–146. doi:10.1016/S0043-1354(99)00108-6

[CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Agarwal, A., Ng, W. J., and Liu, Y. (2011). Principle and Applications of Microbubble and Nanobubble Technology for Water Treatment. *Chemosphere* 84, 1175–1180. doi:10.1016/j.chemosphere.2011.05.054

[PubMed Abstract](#) | [CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Agarwal, K., Trivedi, M., and Nirmalkar, N. (2022a). Does Salting-Out Effect Nucleate Nanobubbles in Water: Spontaneous Nucleation? *Ultrason. Sonochem.* 82, 105860. doi:10.1016/j.ultsonch.2021.105860

[PubMed Abstract](#) | [CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Agarwal, K., Trivedi, M., and Nirmalkar, N. (2022b). Bulk Nanobubbles in Aqueous Salt Solution. *Mater. Today Proceed.* 57, 1789–1792. doi:10.1016/j.matpr.2021.12.477

[CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Ahmadi, M., Nabi Bidhendi, G., Torabian, A., and Mehrdadi, N. (2018). Effects of Nanobubble Aeration in Oxygen Transfer Efficiency and Sludge Production in Wastewater Biological Treatment. *J. Adv. Environ. Heal. Res.* 6, 225–233. doi:10.22102/jaehr.2018.135459.1086

[CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Ainsworth, G., and Gill, T. (1987). The Activated-Sludge Process: what Would Fowler, Arden and Lockett Say Now? *Water Pollut. Control* 86, 220–234. doi:10.1177/0170840611435598

[CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Alkhalidi, A. A. T., and Amano, R. S. (2015). Factors Affecting Fine Bubble Creation and Bubble Size for Activated Sludge. *Water Environ. J.* 29, 105–113. doi:10.1111/wej.12083

[CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Atkinson, A. J., Apul, O. G., Schneider, O., Garcia-Segura, S., and Westerhoff, P. (2019). Nanobubble Technologies Offer Opportunities to Improve Water Treatment. *Acc. Chem. Res.* 52, 1196–1205. doi:10.1021/acs.accounts.8b00606

[PubMed Abstract](#) | [CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Attard, P. (2003). Nanobubbles and the Hydrophobic Attraction. *Adv. Colloid Interface Sci.* 104, 75–91. doi:10.1016/S0001-8686(03)00037-X

[PubMed Abstract](#) | [CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Bajaj, M., Gallert, C., and Winter, J. (2008). Biodegradation of High Phenol Containing Synthetic Wastewater by an Aerobic Fixed Bed Reactor. *Bioresour. Technol.* 99, 8376–8381. doi:10.1016/j.biortech.2008.02.057

[PubMed Abstract](#) | [CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Batchelor, D. V. B., Abou-Saleh, R. H., Coletta, P. L., McLaughlan, J. R., Peyman, S. A., and Evans, S. D. (2020). Nested Nanobubbles for Ultrasound-Triggered Drug Release. *ACS Appl. Mat. Interfaces* 12, 0c07022. doi:10.1021/acsami.0c07022

[PubMed Abstract](#) | [CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Casellas, M., Dagot, C., and Baudu, M. (2006). Set up and Assessment of a Control Strategy in a SBR in Order to Enhance Nitrogen and Phosphorus Removal. *Process Biochem.* 41, 1994–2001. doi:10.1016/j.procbio.2006.04.012

[CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Chu, C. (1999). Reduction of Microbial Density Level in Wastewater Activated Sludge via Freezing and Thawing. *Water Res.* 33, 3532–3535. doi:10.1016/S0043-1354(99)00067-6

[CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Doroodmand, M. M., and Mehrtash, M. (2014). Nanobubbles and Their Applications in Engineering and Analytical Sciences. *Rev. Nanosci. Nanotech* 3, 52–73. doi:10.1166/rnn.2014.1043

[CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Doroodmand, M. M., and Mehrtash, M. (2015). Micro/nano Bubble-Modified Flame Atomic Spectrometry as a New Technique for Promotion of the Figures of Merit during Determination of Metal Species: Improvement in the Performance of Pre-mixed Burner. *Sens. Act. A; Phys.* 232, 89–93. doi:10.1016/j.sna.2015.03.044

[CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Dutta, A., and Sarkar, S. (2015). Sequencing Batch Reactor for Wastewater Treatment: Recent Advances. *Curr. Pollut. Rep.* 1, 177–190. doi:10.1007/s40726-015-0016-y

[CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Dyett, B. P., Li, M., Zhao, H., and Zhang, X. (2019). Plasmonic Nanobubbles in “Armored” Surface Nanodroplets. *J. Phys. Chem. C* 123, 29866–29874. doi:10.1021/acs.jpcc.9b08337

[CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Dyett, B. P., and Zhang, X. (2020). Accelerated Formation of H₂ Nanobubbles from a Surface Nanodroplet Reaction. *ACS Nano* 14, 10944–10953. doi:10.1021/acsnano.0c03059

[PubMed Abstract](#) | [CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Elmolla, E. S., and Chaudhuri, M. (2011). Combined photo-Fenton-SBR Process for Antibiotic Wastewater Treatment. *J. Hazard. Mater.* 192, 1418–1426. doi:10.1016/j.jhazmat.2011.06.057

[PubMed Abstract](#) | [CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Eriksson, J. C., and Ljunggren, S. (1999). On the Mechanically Unstable Free Energy Minimum of a Gas Bubble Which Is Submerged in Water and Adheres to a Hydrophobic Wall. *Colloids Surfaces A Physicochem. Eng. Aspects* 159, 159–163. doi:10.1016/S0927-7757(99)00171-5

[CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Farid, M. U., Choi, P. J., Kharraz, J. A., Lao, J.-Y., St-Hilaire, S., Ruan, Y., et al. (2022). Hybrid Nanobubble-Forward Osmosis System for Aquaculture Wastewater Treatment and Reuse. *Chem. Eng. J.* 435, 135164. Accessed on 22th April 2022. doi:10.1016/j.cej.2022.135164

[CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Fayyaz, M., Jabeen, M., Tsipursky, M. S., and Irudayaraj, J. (2021). Dextran-Based Oxygen Nanobubbles for Treating Inner Retinal Hypoxia. *ACS Appl. Nano Mat.* 4, 6583–6593. doi:10.1021/acsanm.1c00084

[CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Federation, W. E. (2005). *A.P.H. Association*. Washington, DC: American Public Health Association.

[Google Scholar](#)

Godos, I. d., Vargas, V. A., Blanco, S., González, M. C. G., Soto, R., García-Encina, P. A., et al. (2010). A Comparative Evaluation of Microalgae for the Degradation of Piggery Wastewater under Photosynthetic Oxygenation. *Bioresour. Technol.* 101, 5150–5158. doi:10.1016/j.biortech.2010.02.010

[PubMed Abstract](#) | [CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Harsh Sharma, H., and Nirmalkar, N. (2022). Enhanced Gas-Liquid Mass Transfer Coefficient by Bulk Nanobubbles in Water. *Mater. Today Proceed.* 57, 1838–1841. doi:10.1016/j.matpr.2022.01.029

[CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Helmreich, B., Schreff, D., and Wilderer, P. A. (2000). Full Scale Experiences with Small Sequencing Batch Reactor Plants in Bavaria. *Water Sci. Technol.* 41, 89–96. doi:10.2166/wst.2000.0016

[CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Holmberg, M., Kühle, A., Jørgen Garnæs, Jørgen., Mørch, K. A., and Boisen, A. (2003). Nanobubble Trouble on Gold Surfaces. *Langmuir* 19, 10510–10513. doi:10.1021/la0352669

[CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Imura-Kishi, K., Uchida, A., Tsunekawa, N., Hitomi Suzuki, , Takase, H. M., Hirate, Y., et al. (2021). *Sci. Rep.* 11 (1), 1110.

[CrossRef Full Text](#)

Khan, A. A., Gaur, R. Z., Lew, B., Mehrotra, I., and Kazmi, A. A. (2011). Effect of Aeration on the Quality of Effluent from UASB Reactor Treating Sewage. *J. Environ. Eng.* 137, 464–471. doi:10.1061/(asce)ee.1943-7870.0000348

[CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Kim, S. Y., Garcia, H. A., Lopez-Vazquez, C. M., Milligan, C., Livingston, D., Herrera, A., et al. (2019). Limitations Imposed by Conventional Fine Bubble Diffusers on the Design of a High-Loaded Membrane Bioreactor (HL-MBR). *Environ. Sci. Pollut. Res.* 26 (33), 34285–34300. doi:10.1007/s11356-019-04369-x

[CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Kundu, P., Debsarkar, A., and Mukherjee, S. (2013). Treatment of Slaughter House Wastewater in a Sequencing Batch Reactor: Performance Evaluation and Biodegradation Kinetics. *BioMed Res. Int.* 2013, 1–11. doi:10.1155/2013/134872

[CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Lee, S., and Kim, M.-H. (2013). Fouling Characteristics in Pure Oxygen MBR Process According to MLSS Concentrations and COD Loadings. *J. Membr. Sci.* 428, 323–330. doi:10.1016/j.memsci.2012.11.011

[CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Leslie Grady, C. P., Daigger, G. T., Love, N. G., and Filipe, C. D. M. (2011). *Biological Wastewater Treatment*. Switzerland: CRC Press.

[Google Scholar](#)

Levitsky, I., Tavor, D., and Gitis, V. (2022). Micro and Nanobubbles in Water and Wastewater Treatment: A State-Of-The-Art Review. *J. Water Process Eng.* 47, 102688. Accessed on 22th April 2022. doi:10.1016/j.jwpe.2022.102688

[CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Li, C., and Zhang, H. (2022). Surface Nanobubbles and Their Roles in Flotation of Fine Particles - A Review. *J. Industrial Eng. Chem.* 106, 37–51. doi:10.1016/j.jiec.2021.11.009

[CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Li, H., Hu, L., Song, D., and Al-Tabbaa, A. (2013). Subsurface Transport Behavior of Micro-nano Bubbles and Potential Applications for Groundwater Remediation. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 11, 473–486. doi:10.3390/ijerph110100473

[PubMed Abstract](#) | [CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Li, H., Hu, L., Song, D., and Lin, F. (2014). Characteristics of Micro-nano Bubbles and Potential Application in Groundwater Bioremediation. *Water Environ. Res.* 86, 844–851. doi:10.2175/106143014X14062131177953

[PubMed Abstract](#) | [CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Li, H., Wu, Z., Zhang, J., Sun, X., Duan, F., Yao, J., et al. (2021). Instant Ultrasound-Evoked Precise Nanobubble Explosion and Deep Photodynamic Therapy for Tumors Guided by Molecular Imaging. *ACS Appl. Mat. Interfaces* 13, 21097–21107. doi:10.1021/acsami.1c05517

[CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Lindberg, R. H., Olofsson, U., Rendahl, P., Johansson, M. I., Tysklind, M., and Andersson, B. A. V. (2006). Behavior of Fluoroquinolones and Trimethoprim during Mechanical, Chemical, and Active Sludge Treatment of Sewage Water and Digestion of Sludge. *Environ. Sci. Technol.* 40, 1042–1048. doi:10.1021/es0516211

[PubMed Abstract](#) | [CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Liu, Y., and Liu, Q.-S. (2006). Causes and Control of Filamentous Growth in Aerobic Granular Sludge Sequencing Batch Reactors. *Biotechnol. Adv.* 24, 115–127. doi:10.1016/j.biotechadv.2005.08.001

[PubMed Abstract](#) | [CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Ljunggren, S., and Eriksson, J. C. (1997). The Lifetime of a Colloid-Sized Gas Bubble in Water and the Cause of the Hydrophobic Attraction. *Colloids Surfaces A Physicochem. Eng. Aspects* 129-130.

[CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Low, E. W., and Chase, H. A., 1999. Reducing Production of Excess Biomass during Wastewater Treatment. *Water Res.* 33, 1119–1132. doi:10.1016/S0043-1354(98)00325-X

[CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Mace, S., and Mata-Alvarez, J. (2002). Utilization of SBR Technology for Wastewater Treatment: An Overview. *Ind. Eng. Chem. Res.* 41, 5539–5553. doi:10.1021/ie0201821

[CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Pan, Y., Bhushan, B., and Zhao, X. (2014). The Study of Surface Wetting, Nanobubbles and Boundary Slip with an Applied Voltage: A Review. *Beilstein J. Nanotechnol.* 5, 1042–1065. doi:10.3762/bjnano.5.117

[PubMed Abstract](#) | [CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Qasim, S. R. (1999). *Wastewater Treatment Plants Planning, Design, and Operation*. New York, Routledge: CRC Press.

[Google Scholar](#)

Rodrigues, R. T., and Rubio, J. (2007). DAF-dissolved Air Flotation: Potential Applications in the Mining and Mineral Processing Industry. *Int. J. Mineral Process.* 82, 1–13. doi:10.1016/j.minpro.2006.07.019

[CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Sharma, K., Costa, N. L., Kim, Y. A., Muramatsu, H., Neto, N. M. B., Martins, L. G. P., et al. (2022). *Physics Phys. Rev. Lett.* 128, 219602.

Simonsen, A. C., Hansen, P. L., and Klösgen, B. (2004). Nanobubbles Give Evidence of Incomplete Wetting at a Hydrophobic Interface. *J. Colloid Interface Sci.* 273, 291–299. doi:10.1016/j.jcis.2003.12.035

[PubMed Abstract](#) | [CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Sumikura, M., Hidaka, M., Murakami, H., Nobutomo, Y., and Murakami, T. (2007). Ozone Micro-bubble Disinfection Method for Wastewater Reuse System. *Water Sci. Technol.* 56, 53–61. doi:10.2166/wst.2007.556

[PubMed Abstract](#) | [CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Suwartha, N., Syamzida, D., Priadi, C. R., Moersidik, S. S., and Ali, F. (2020). Effect of Size Variation on Microbubble Mass Transfer Coefficient in Flotation and Aeration Processes. *Heliyon* 6, e03748. Accessed on 22th April 2022. doi:10.1016/j.heliyon.2020.e03748

[PubMed Abstract](#) | [CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Takdastan, A., Mehrdadi, N., and Torabian, A. (2011). An Investigation on the Efficiency of SBR in Different Operation Conditions. *J. Environ. Sci. Technol.* 13, 1–12.

[Google Scholar](#)

Temesgen, T., Bui, T. T., Han, M., Kim, T.-i., and Park, H. (2017). Micro and Nanobubble Technologies as a New Horizon for Water-Treatment Techniques: A Review. *Adv. Colloid Interface Sci.* 246, 40–51. doi:10.1016/j.cis.2017.06.011

[PubMed Abstract](#) | [CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Tyrrell, J. W. G., and Attard, P. (2001). Images of Nanobubbles on Hydrophobic Surfaces and Their Interactions. *Phys. Rev. Lett.* 87, 176104. doi:10.1103/PhysRevLett.87.176104

[PubMed Abstract](#) | [CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Wang, H., and Zhang, L. (2017). Research on the Nitrogen Removal Efficiency and Mechanism of Deep Subsurface Wastewater Infiltration Systems by Fine Bubble Aeration. *Ecol. Eng.* 107, 33–40. doi:10.1016/j.ecoleng.2017.07.005

[CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Wang, Z.-W., Liu, Y., and Tay, J.-H. (2006). The Role of SBR Mixed Liquor Volume Exchange Ratio in Aerobic Granulation. *Chemosphere* 62, 767–771. doi:10.1016/j.chemosphere.2005.04.081

[PubMed Abstract](#) | [CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Wang, Y., Zaytsev, M. E., Lajoinie, G., The, H. L., Eijkel, J. C. T., van den Berg, A., et al. (2018). Giant and Explosive Plasmonic Bubbles by Delayed Nucleation. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 115, 7676–7681. doi:10.1073/pnas.1805912115

[PubMed Abstract](#) | [CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Wei, Y., Van Houten, R. T., Borger, A. R., Eikelboom, D. H., and Fan, Y. (2003). Minimization of Excess Sludge Production for Biological Wastewater Treatment. *Water Res.* 37, 4453–4467. doi:10.1016/S0043-1354(03)00441-X

[PubMed Abstract](#) | [CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

White, E. R., Mecklenburg, M., Singer, S. B., Aloni, S., and Regan, B. C. (2011). Imaging Nanobubbles in Water with Scanning Transmission Electron Microscopy. *Appl. Phys. Express* 4, 055201. doi:10.1143/apex.4.055201

[CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Yaparathne, S., Doherty, Z. E., Magdaleno, A. L., Matula, E. E., MacRae, J. D., Garcia-Segura, S., et al. (2022). Effect of Air Nanobubbles on Oxygen Transfer, Oxygen Uptake, and Diversity of Aerobic Microbial Consortium in Activated Sludge Reactors. *Bioresour. Technol.* 351, 127090. Accessed on 22th April 2022. doi:10.1016/j.biortech.2022.127090

[PubMed Abstract](#) | [CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Zheng, T., Wang, Q., Zhang, T., Shi, Z., Tian, Y., Shi, S., et al. (2015). Microbubble Enhanced Ozonation Process for Advanced Treatment of Wastewater Produced in Acrylic Fiber Manufacturing Industry. *J. Hazard. Mater.* 287, 412–420. doi:10.1016/j.jhazmat.2015.01.069

[PubMed Abstract](#) | [CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

Zhuang, H., Hong, X., Han, H., and Shan, S. (2016). Effect of Pure Oxygen Fine Bubbles on the Organic Matter Removal and Bacterial Community Evolution Treating Coal Gasification Wastewater by Membrane Bioreactor. *Bioresour. Technol.* 221, 262–269. doi:10.1016/j.biortech.2016.09.029

[PubMed Abstract](#) | [CrossRef Full Text](#) | [Google Scholar](#)

타텍, (2017). *Enhancing Gas-Liquid Mass Transfer and (Bio) Chemical Reactivity Using ultrafine/Nanobubble in Water and Wastewater Treatments TT - 초미세/나노 버블을 이용한 물 및상수 및 폐수 처리에서의 기체액체 물질 전달 및 (생)화학적 반응 강화* TA - Tatak Temesgen Terfasa. 서울대학교 대학원.

[Google Scholar](#)

Keywords: nanobubble, biological treatment, aeration, chemical oxygen demand, food/mass ratio, sludge volumetric

Citation: Ahmadi M, Doroodmand MM, Nabi Bidhendi G, Torabian A and Mehrdadi N (2022) Efficient Wastewater Treatment via Aeration Through a Novel Nanobubble System in Sequence Batch Reactors. *Front. Energy Res.* 10:884353. doi: 10.3389/fenrg.2022.884353

Received: 26 February 2022; Accepted: 02 May 2022;

Published: 23 September 2022.

Edited by:

[Belkis Sulbaran-Rangel](#), University of Guadalajara, Mexico

Reviewed by:

Abid Ali Khan, Jamia Millia Islamia, India

Xu Zhou, Harbin Institute of Technology, China

Copyright © 2022 Ahmadi, Doroodmand, Nabi Bidhendi, Torabian and Mehrdadi. This is an open-access article distributed under the terms of the [Creative Commons Attribution License \(CC BY\)](#). The use, distribution or reproduction in other forums is permitted, provided the original author(s) and the copyright owner(s) are credited and that the original publication in this journal is cited, in accordance with accepted academic practice. No use, distribution or reproduction is permitted which does not comply with these terms.

*Correspondence: Mohammad Mahdi Doroodmand, Doroodmand@shirazu.ac.ir, Doroodmand@yahoo.com

免责声明：本文中表达的所有主张仅代表作者的主张，并不一定代表其附属组织的主张，也不代表出版商、编辑和审稿人的主张。本文中可能评估的任何产品或制造商可能提出的声明均不得到出版商的保证或认可。