

苯胺废水处理技术综述

杨振兴^{1,2} 郭绍辉^{1,2}

(1. 油气污染防治北京市重点实验室; 2. 中国石油大学(北京))

摘要 分析了苯胺废水的水质、来源及危害,简述了国内外苯胺废水处理方法及其优缺点,指出了化学、物理和生物技术处理苯胺废水过程中存在苯胺去除不彻底的问题,详述了电催化氧化技术与其他技术协同处理苯胺废水的可行性,展望了未来苯胺废水处理技术的发展方向。苯胺废水处理工艺未来应该以“低碳、清洁、高效”为处理原则,通过清洁能源(太阳能、风能等)提供电能、光能和热能,利用“电催化氧化技术氧化降毒-生物法彻底处理”的协同处理技术,以“减量化、资源化、无害化”为目标,苯胺废水可以达到 GB 8978—1996《污水综合排放标准》二级标准。

关键词 苯胺废水; 电催化氧化技术; 生物法; 协同处理技术

DOI:10.3969/j.issn.1005-3158.2022.04.001

文章编号: 1005-3158(2022)04-0001-06

Review of Aniline Wastewater Treatment Technology

Yang Zhenxing^{1,2} Guo Shaohui^{1,2}

(1. Beijing Key Laboratory of Oil and Gas Pollution Control; 2. China University of Petroleum(Beijing))

ABSTRACT In this article, the water quality, sources and hazards of aniline wastewater were explored, and then the aniline wastewater treatment methods and their advantages and disadvantages of both at home and abroad were briefly described. Additionally, the problems existing in the wastewater treatment process of aniline were pointed out. Moreover, the feasibility of electro-catalytic technology in collaboration with other technologies were illustrated in detail, and the future development direction of aniline wastewater treatment technology was prospected. The future direction of aniline wastewater treatment process should be based on the principle of “low carbon, clean and efficient”, and utilize the collaborative processing technology of “electric catalytic oxidation reduction poison-biological technology thorough treatment” using electricity, light and heat energy provided through the clean energy (solar, wind, etc.), in order to target on “reduce, harmless and resource”, in which the aniline wastewater could reach the requirement of the secondary wastewater discharge limit of GB 8979—1996 “*Integrated Wastewater Discharge Standard*”.

KEYWORDS aniline wastewater; electro-catalytic technology; biological method; collaborative processing technology

0 引言

苯胺是一种重要的有机化工原料,可生产多达 300 种重要的有机化工产品,在国防、橡胶、印染、医药、农药和化工等领域得到广泛的应用^[1-2]。苯胺废水毒性强、量大、难生化处理、难降解,若处理不当将对环境造成污染^[3]。随着苯胺产量的增加,苯胺废水的产生量也随之增加,与此同时,低碳、清洁生产观念和“碳中和”环保目

标的提出,提升了苯胺废水的处理要求。物理法、化学法和生物法等传统苯胺废水处理技术已无法满足目前废水处理的要求和标准。如何满足“零”排放的环保要求,如何达到“碳中和”的环保目标,经济合理的苯胺废水高效处理技术必将是今后的研究热点。因此,通过介绍和简述苯胺废水的性质,分析传统苯胺废水处理技术的优缺点,探讨苯胺废水处理技术的研究和发展方向。

第一作者:杨振兴,中国石油大学(北京)化学工程与技术专业 2022 级在读博士,研究方向为废水治理与资源化技术开发与应用。通信地址:北京市昌平区府学路 18 号化工楼 B 座 318,102249。E-mail: yangzx_cup@163.com。

通讯作者:郭绍辉,1998 年毕业于中国石油大学(北京)应用化学专业,博士,主要从事石油工业环境污染治理与修复领域的科学研究工作,在高浓度含油污水高效处理领域形成了鲜明的特色,同时从事石油污染地下水修复及石油污染环境生态修复等领域的研究。通信地址:北京市昌平区府学路 18 号中国石油大学(北京)理学院,102249。E-mail: cupgsh@163.com。

1 苯胺废水性质及危害

苯胺是一种毒性较强、难降解的有机污染物,具有“致癌、致畸、致突变”性,被列入“中国环境优先污染物黑名单”,在美国的129种环境优先污染物和欧共体公布的污染黑名单中都有苯胺^[4-5],全世界每年约有30 000 t苯胺排入环境中^[6],截至2019年,国内苯胺产能为360万t/a以上,苯胺废水具有苯胺类物质含量高(质量浓度可达每升数千毫克^[7])、含盐量高、COD含量变化明显(从200 mg/L到2 000 mg/L不等)、TN含量大于30 mg/L^[8]等特点,成为工业废水处理的一大难题。苯胺废水主要来源于生产和使用过程,广泛存在于印染、制药、造纸和石油化工等行业中^[9-10]。目前,根据GB 8978—1996《污水综合排放标准》二级标准要求,苯胺废水中的苯胺类物质排放量 ≤ 2 mg/L^[11]。

2 苯胺废水处理技术

2.1 物理技术

苯胺废水物理处理技术一般是进行苯胺的相态转移、分离和富集,回收有价值的苯胺,变废为宝,实现苯胺废水的减量化和资源化。通常情况下,物理技术作为预处理技术,主要包括吸附法、泡沫浮选法、萃取法和膜法等。

吸附法主要是通过利用沸石、碳质、膨润土、树脂和生物质材料等吸附剂,对苯胺废水中的苯胺进行分离、富集和回收。改性沸石在沸石用量11 g/L、吸附时间2 h、反应温度为室温、废水pH值为3的条件下,苯胺去除率可达90%以上^[12];活性炭^[13]可有效分离高盐苯胺废水中的苯胺和氯化钠,苯胺的饱和吸附量最大可达453 mg/g^[14];米糠碳质能够快速吸附苯胺,平衡吸附量可达1.34 mg/g,符合拟二级动力学方程^[15];改性生物质材料对苯胺的饱和吸附容量可达80%~90%^[16]。综上可知,吸附法虽然具有效率高、可操作性强、要求低、吸附剂可重复利用等特点,但是吸附剂的再生方法复杂、成本高,再生吸附效率及次数也难以掌控。

泡沫浮选法是以十二烷基苯磺酸钠为发泡剂,通过调整pH值等反应条件,在最优条件下,苯胺去除率可达86.5%以上^[17]。萃取法是根据相似相溶原理,利用与苯胺相溶但是与水不互溶的萃取剂,将苯胺废水中的苯胺提取,达到净化苯胺废水的目的,苯胺生产废水经三级萃取后,苯胺去除率能达到90%以上^[18]。泡沫浮选法和萃取法都需要另外添加试剂,而且反萃取工艺复杂,容易造成试剂的二次污染,

限制了工业应用。

膜法是利用特殊制备的膜使苯胺废水中的苯胺特异性透过,达到净化苯胺废水的效果,主要有膜萃取、乳状液膜法等。利用橡胶膜分离某药厂苯胺废水,在温度50℃、流速3.05 L/d、膜管长18 m、pH ≈ 1 的条件下,苯胺去除率可达97%以上^[19];新型的IS-RPB乳状液膜法,可以有效地分离、富集苯胺,在最佳工艺条件下,提取10 min,苯胺含量由1 000 mg/L降至5 mg/L,苯胺去除率可达99.5%^[20]。膜法虽然可以有效改善苯胺废水水质,易于操作、效率高,但是膜易阻塞和污染,经济性差,清洗困难,乳状液膜容易破裂,导致二次污染,给后续处理造成了压力。

2.2 生物技术

生物技术是目前应用非常普遍的废水处理技术,主要是通过微生物^[21]对苯胺废水进行降解,对苯胺废水的水质要求较高,而苯胺废水性质复杂、毒性高,阻碍了生物技术在苯胺废水处理中的应用^[22]。但由于生物技术具有能耗低、成本低等优点,生物技术在苯胺废水处理中应用依然广泛。从含苯胺废水中分离出的*Dietzia natronolimnaea* JQ-AN菌能够高效降解苯胺,在苯胺含量为300 mg/L的溶液中,该菌可以降解87%的苯胺^[23],另外,大量好氧菌对苯胺具有一定的降解作用^[24];在SBR反应器中添加高效苯胺降解菌JH-9的生物强化技术可以使苯胺去除率达到100%^[25-26],充分说明生物技术在苯胺废水处理中具有很大的发展潜力。

目前,在“碳达峰、碳中和”的号召下,以光作为能源,利用废水中有机物作为碳源进行光合作用的微生物受到了广泛关注,这些微生物主要有光合细菌和微藻等。光合细菌和微藻已经广泛应用在有机废水^[27-28]处理中,研究表明光合细菌可以有效处理苯胺废水,苯胺降解率可达90%^[29],微藻能够高效降解间苯酚,间苯酚去除率可达100%^[30],此外,微藻还具有良好的固定CO₂能力,微藻的规模化培养已有大量研究^[31],微藻协同生物处理苯胺废水技术具有良好的应用前景。

2.3 化学技术

化学技术是利用投加的化学试剂或通过光催化、电催化等过程与苯胺发生氧化还原反应,将苯胺转化、分解,达到净化苯胺废水的目的,随着化学技术的不断发展,目前常用的化学技术主要是高级氧化技术,包括特殊氧化剂、光催化氧化技术、超临界水氧化技术、臭氧氧化技术、Fenton氧化技术和电催化氧化

技术等。

2.3.1 特殊氧化剂

向苯胺废水中直接投加特殊氧化剂,可以实现苯胺的直接氧化去除,目前常用的特殊氧化剂有过硫酸盐^[32-33]、过氧碳酸盐和高铁酸盐等,Fe₃O₄微纳米材料活化S₂O₈²⁻稳定性较好,联苯胺的去除率可达90%^[34];利用钒(V)活化的过碳酸钠(SPC)能够有效去除苯胺,其中·O₂⁻和·CO₃⁻是降解苯胺的主要活性基团^[35];在pH值为5,高铁酸盐相对苯胺过量的条件下,苯胺去除率可达100%^[36]。该方法操作简单、效率高,但存在二次污染、试剂利用率低、成本高等问题。

2.3.2 光催化氧化技术

光催化氧化技术利用光催化剂的光电效应,产生空穴和高活性电子,空穴和高活性电子可与水、氧气等反应,生成具有强氧化性的活性基团(·O₂⁻、·OH等),这些活性基团能够将苯胺氧化降解,实现苯胺废水的净化。天然沸石负载的二氧化钛纳米粒子,经过5h的水银灯照射,可转化15%的苯胺,COD去除率为29.5%^[37];活化后的含TiO₂较多的高岭土,在紫外光下照射3h后,苯胺的降解率可达90%^[38];利用H₂O₂协同TiO₂光催化处理苯胺废水,反应时间达到24min后,苯胺去除率达99%^[39];通过紫外光催化电-Fenton法可高效处理苯胺废水,其苯胺去除率高达96.81%^[40]。光催化氧化技术虽然具有无污染、效率高、能源清洁等特点,但是苯胺废水水质复杂、水体透光率差,对光催化剂的要求高,导致光催化氧化技术较难实现对苯胺废水的实际处理。

2.3.3 超临界水氧化技术

超临界水氧化技术是利用水在超过临界压力(22.1MPa)和临界温度(374.3℃)条件下,水的密度、离子积、溶解度等性质发生显著变化,整体性质介于液态和气态之间的特点,以空气、O₂、H₂O₂等为氧化剂^[41],将苯胺氧化为CO₂、氮气、盐类等无毒的小分子化合物^[42],实现苯胺废水的有效处理。超临界水氧化技术的处理效果与氧化剂和催化剂密切相关,以O₂为氧化剂,以MnO₂/CeO₂为催化剂时,反应后的苯胺去除率高达99.9%^[43];以H₂O₂为氧化剂,以硫酸锰为催化剂时,超临界水氧化技术可以使苯胺废水的TOC去除率达到100%^[44]。超临界水氧化技术虽然具有反应速率快、效率高、设备占地面积小、无二次污染等特点,但是该技术设备要求高,且存在易腐蚀、反应条件苛刻、处理费用高和盐沉积等问题^[45]。

2.3.4 臭氧氧化技术

臭氧氧化技术是利用臭氧(O₃)及其产生的强氧

化性活性基团(·OH、·O₂⁻)将苯胺氧化分解为小分子的物质,达到有效处理苯胺废水的目的。单纯臭氧氧化苯胺,反应2h后,TOC去除率约在40%~50%,当添加活性炭作为催化剂后,可以明显改善臭氧处理苯胺废水的效果,在pH值为7和9时,TOC去除率可达75%^[46];在Zn(0)存在的条件下,在25min内,臭氧可将苯胺(10mg/L)完全降解,Zn(0)对臭氧降解苯胺有明显的协同作用,但此时·O₂⁻是降解苯胺的主要活性基团^[47];在pH值为6.4,反应时间为10min的条件下,利用臭氧处理苯胺废水,以氧化铈改性的活性炭为催化剂的苯胺去除率比未改性活性炭高10%^[48]。臭氧及其产物具有氧化性强、效率高的特点,但是单纯臭氧氧化苯胺时矿化效果差、中间产物多,催化剂的使用还会造成二次污染,而且臭氧在污水处理工艺中的使用也会受到限制,因此,臭氧氧化技术难以应用于苯胺废水的实际处理过程。

2.3.5 (类)Fenton氧化技术

(类)Fenton氧化技术是利用Fenton试剂(H₂O₂和Fe²⁺)在溶液中反应,生成羟基自由基(·OH)等强氧化性活性物质,将苯胺氧化分解。利用催化剂、光催化和电催化等改进的Fenton氧化技术称为(类)Fenton氧化技术。在H₂O₂和Fe²⁺的使用量分别为58mmol和0.27mmol,pH值为3.2时,单纯的Fenton法和电-Fenton法的苯胺去除率分别为24%和65.8%,说明单纯Fenton技术对苯胺去除率较低^[49];为了改善Fenton法去除苯胺的效果,首先,调整Fenton法反应条件,在pH值为3.5,H₂O₂投加量为0.3mL/L、FeSO₄·7H₂O投加量为0.4g/L时,反应80min后,苯胺去除率可达70.3%^[50];其次,将Fenton法与电催化等技术耦合,微电解-Fenton法组合处理高浓度苯胺废水,可以使苯胺浓度由2528mg/L降至100mg/L以下,苯胺去除率达到96.1%^[51];利用双极膜微生物电解池-Fenton(MEC-Fenton)技术处理高浓度苯胺废水(4460±52mg/L),在电压为0.5V时,能够有效矿化苯胺,TOC去除率可达93.1%±1.2%^[52]。Fenton氧化技术反应效率高、操作简单,可在常温常压下进行,但是反应过程中需要使用大量的H₂O₂和酸,储存和运输困难、成本高,容易产生铁泥,需二次处理,因此,限制了Fenton氧化技术在苯胺废水处理中的应用。

2.3.6 电催化氧化技术

电催化氧化技术在极板表面的固-液界面,通过得失电子,直接将苯胺氧化降解;或在电极表面产生强氧化性活性基团如羟基自由基(·OH)、氯气(Cl₂)

等,利用强氧化性基团间接将苯胺氧化降解,在电催化氧化处理苯胺废水的过程中,电极材料是关键的影响因素。不同的电解质和电极,对苯胺废水的处理效果也不同,以石墨为基体,掺杂镧元素修饰的二氧化铅(PbO_2)电极,表面均匀致密、孔隙率大,利于苯胺的吸附和氧化分解,苯胺去除率最大可达95%,苯胺的电催化氧化符合一级反应动力学规律^[53];以Ti为基体, F^- 掺杂的 PbO_2 电极和未掺杂的 PbO_2 电极,都能够实现苯胺的完全矿化,但是前者比后者具有更高的电催化活性^[54];对比Ti/Sb- SnO_2 、Ti/Sb- $\text{SnO}_2/\text{Pb}_3\text{O}_4$ 和Ti/Sb- $\text{SnO}_2/\text{PbO}_2$ 三种电极发现,Ti/Sb- SnO_2 电极在 Na_2SO_4 电解质中对苯胺的降解效果最好,反应5h后,苯胺去除率可达95.9%;Ti/Sb- $\text{SnO}_2/\text{Pb}_3\text{O}_4$ 电极则在 NaCl 电解质中更易降解苯胺,电解5h后,苯胺去除率可达97.7%;而Ti/Sb- $\text{SnO}_2/\text{PbO}_2$ 电极对苯胺的降解效果较差,但对苯胺废水的可生化性(BOD_5/COD)影响显著,在 Na_2SO_4 和 NaCl 电解质中,苯胺废水的 BOD_5/COD 由0.286分别增大到0.498和0.452^[55];以掺矽介孔活性炭(B-MAC)为流化态催化剂,电催化处理苯胺废水,苯胺去除率在80%~85%,说明三维电极法对苯胺废水的处理具有可行性^[56]。

与其他化学技术相比,电催化氧化技术在处理苯胺废水时,反应条件温和、操作简单,以苯胺废水中的盐作为电解质,不添加化学试剂,无二次污染风险,设备简单,不仅可以降低苯胺废水的毒性,提高苯胺废水的可生化性,还可以实现苯胺的有效去除,因而是苯胺废水处理领域最有前景的技术之一。

3 苯胺废水处理存在的问题

苯胺废水来源之一的纺织废水产量占总体废水排放量的20%^[57],因此,苯胺废水给企业造成了巨大的环保压力,对环境污染具有潜在的风险。当下,苯胺废水处理技术主要集中在基础研究阶段,在苯胺废水处理过程中,尚存在诸多问题:物化法对苯胺废水浓度、pH值、温度等要求高,主要进行苯胺的转移、富集等,无法从实质上降解苯胺,苯胺对环境的威胁依然存在;苯胺废水水质复杂、可生化性差,苯胺本身及其产生的中间产物具有的抗菌活性^[58],表现为生物抑制毒性^[59],影响污水处理厂生化单元的生物群落及生化性能,无法直接利用生化法处理苯胺废水;化学法促使苯胺发生氧化还原反应,进而将苯胺转化降解,能够从根本上去除苯胺,降低苯胺废水的毒性,但是药剂使用过程中,会产生二次污染,增加废水后续处理压力。即使被称为环境友好型技术的电催化氧

化技术,在实际废水处理过程中,依然存在较大的局限性,比如单位废水处理能耗高,电极材料易腐蚀、成本高,当污染物浓度较低时,单位浓度的电流效率低等。基于此,可以通过协同技术克服电催化氧化技术存在的问题,提高苯胺废水的实际处理效能。

4 协同处理技术的可行性

虽然电催化氧化技术能够有效处理苯胺废水,但电催化处理后期能耗大、电流效率低、经济性差,导致单一的废水处理技术较难达到苯胺废水的有效处理,因此,利用电催化氧化技术与其他技术联合,弥补电催化后期存在的问题,协同处理苯胺废水成为研究的重点。目前,大量研究表明,电催化氧化技术与其他技术协同处理苯胺废水具有良好的可行性:电催化氧化技术能够和臭氧技术协同处理印染废水,协同处理效果要大于臭氧和电催化氧化单独的处理效果^[60];电催化氧化技术和化学沉淀耦合处理化学镀镍废水,COD、镍离子、总磷去除率分别可达到94.48%、99.89%和99.96%,最终出水可达到GB 21900—2008《电镀污染物综合排放标准》特别排放限值的要求^[61];电催化氧化技术和膨胀颗粒污泥床(Expanded Granular Sludge Bed,EGSB)/序批式活性污泥法(Sequencing Batch Reactor,SBR)联合处理养牛场废水的过程中,电催化氧化技术能够解除高氨氮对后续生物处理单元的抑制作用,提高生物处理的效果,最终实现废水的达标排放^[62];电催化氧化技术和光化、物化组合技术处理Disperse Red 3B染料废水,废水的脱色率可达88%以上,继续光照30min后,COD去除率可提升3%左右^[63];SBR-电催化组合工艺处理己内酰胺废水,COD_{Cr}去除率超过90.0%,废水处理成本降至5.15元/ m^3 ,同时降低了耗电量^[64];电催化氧化技术和气浮、生物处理(水解酸化+AO处理)、生物巢工艺组合处理油库废水,各单元状态稳定,废水COD_{Cr}可由1350mg/L降至43.5mg/L^[65]。此外,Fenton氧化-厌氧-好氧协同处理苯胺农业废水,处理效果稳定,出水COD维持在100mg/L以下^[66];光-Fenton和生物氧化协同处理技术能够有效处理毒性较强的苯胺废水,协同处理技术比单独光-Fenton法节省62.5%的 H_2O_2 使用量,单独生物技术处理苯胺废水效率低^[67],但相比电催化氧化技术,Fenton法和光-Fenton法使用过程中,依然会产生铁泥和光催化剂,容易造成二次污染等问题。根据“碳达峰、碳中和”的目标,及随着太阳能、风能等清洁能源开发和使用技术的不断发展成熟,太阳能电化学技术(Solar Thermal

Electrochemical Process, STEP)^[68] 直接为电催化氧化技术提供了能源,相对降低了电催化氧化技术的能耗,促进了电催化氧化技术在苯胺废水处理方面的应用。综上所述,电催化氧化法和生物法协同处理苯胺废水经济可行,即利用电催化氧化技术降低苯胺废水的浓度和毒性,提高苯胺废水的可生化性,再利用生物法彻底处理苯胺废水,在这个过程中,可以降低单位废水的电催化处理时间,增加了单位时间内的废水处理量,增大了电极的使用效率,既可以发挥电催化氧化技术的优势,又能利用生物法克服电催化氧化技术的缺陷,最终实现苯胺废水经济有效的处理。

5 结论与展望

随着民众环保意识的增强及国家和地方环保法规的不断完善,对苯胺废水的处理要求也随之提高。苯胺废水的处理应当本着“减量化、资源化和无害化”的治理理念,恪守“低碳、清洁、高效”的原则,利用气浮、液膜等物理技术回收苯胺废水中的苯胺,达到废水“减量化、资源化”的目标;重点研究新型的苯胺废水协同处理技术,采用化学法催化降毒、生物法彻底处理相耦合的思路,利用电催化氧化技术预处理苯胺废水,降低苯胺废水的生物毒性,改善苯胺废水的可生化性,再以生物法(微藻等)彻底处理苯胺废水,达到苯胺废水“无害化”的目标。在实现苯胺废水“无害化”处理的过程中,可以利用太阳能 STEP 过程,为电催化氧化技术催化降低苯胺废水毒性的过程提供电能,为微生物(微藻等)彻底处理降毒后苯胺废水的过程提供光能和热能,进一步实现苯胺废水的彻底处理。因此,从技术角度分析,在清洁能源(太阳能、风能等)提供电能的前提下,电催化氧化法和生物法协同处理苯胺废水是最具前景的技术之一。

参考文献

- [1] 马祥麟,付爱萍.苯胺工业废水处理技术新进展[J].化学工程与装备,2012(7):139-141.
- [2] 黄卓,冯梦龙,彭敬慧,等.苯胺类废水处理技术研究进展[J].染料与染色,2018,55(5):54-57.
- [3] 苑丹丹,田蕾,沈筱彦.苯胺有机废水处理技术研究进展[J].能源化工,2017,38(2):60-64.
- [4] 刘伟丽.电-多相催化耦合氧化处理苯胺废水的研究[D].大连:大连理工大学,2006:18-20.
- [5] ZHANG Q, ZHANG W, HE Q, et al. Effects of dissolved oxygen concentrations on a bioaugmented sequencing batch reactor treating aniline-laden wastewater: Reactor performance, microbial dynamics and functional genes [J]. *Bioresource technology*, 2020, 313:123598.
- [6] HUSSAIN I, ZHANG Y, LI M, et al. Heterogeneously degradation of aniline in aqueous solution using persulfate catalyzed by magnetic BiFeO₃ nanoparticles [J]. *Catalysis today*, 2018, 310:130-140.
- [7] 金馥.电极生物膜法降解有机污染物的机理研究[D].天津:天津大学,2008:8-9.
- [8] JIANG Y, SHANG Y, GONG T, et al. High concentration of Mn²⁺ has multiple influences on aerobic granular sludge for aniline wastewater treatment [J]. *Chemosphere*, 2020, 240:124945.
- [9] CHATURVEDI N K, KATOCH S S. Remedial technologies for aniline and aniline derivatives elimination from wastewater [J]. *Journal of health and pollution*, 2020, 10(25):200302.
- [10] FENG J, ZHANG Q, TAN B, et al. Microbial community and metabolic characteristics evaluation in start-up stage of electro-enhanced SBR for aniline wastewater treatment [J]. *Journal of water process engineering*, 2022, 45:102489.
- [11] 康永.废水中苯胺的降解处理技术进展[J].现代农药,2010,9(1):15-17.
- [12] 石建鹏.吸附法后续处理苯胺废水的试验研究[D].兰州:兰州交通大学,2007:1-2.
- [13] VIJAN L E, NEAGU M. Adsorption isotherms of phenol and aniline on activated carbon [J]. *Revue roumaine de chimie*, 2012, 57(2):85-93.
- [14] 张婷婷.活性炭吸附-生物再生处理高盐高浓度苯胺废水[D].大连:大连理工大学,2006:1-2.
- [15] 李芳柳.米糠及其碳质对水中苯胺的吸附作用及机理[D].湘潭:湘潭大学,2009:24-25.
- [16] 胡奇.改性生物质材料对水中苯胺的吸附性能及去除工艺研究[D].哈尔滨:哈尔滨工业大学,2016:30-52.
- [17] 段柏华,钟宏.泡沫浮选法处理苯胺废水[J].污染防治技术,1999,12(3):154-156.
- [18] 邹和锋.苯胺生产过程中的废水处理方法[J].东北林业大学学报,1997,25(3):93-94.
- [19] 吴丽丽,周集体,张爱丽,等.膜萃取处理高浓度含苯胺废水[J].化工进展,2007(5):715-719.
- [20] 李倩甜.IS-RPB 乳液膜法处理苯胺废水的基础研究[D].太原:中北大学,2014:42-55.
- [21] 陈恺,任龙飞,蔡浩东,等.新型生物强化 A²/O 系统在苯胺废水处理中的应用[J].环境工程学报,2020,14(7):9.
- [22] YIN YIXIN, LI YE. Study on the feasibility of enhancing the biodegradation of aniline wastewater by polyvinyl alcohol-sodium alginate gel pellets embedded activated sludge [EB/OL]. *Environmental engineering science* (2021-09-01) [2021-11-03]. <https://www.liebertpub.com/doi/10.1089/ees.2021.0206>.
- [23] JIN Q, HU Z, JIN Z, et al. Biodegradation of aniline in an alkaline environment by a novel strain of the halophilic

- bacterium, dietzia natronolimnaea JQ-AN[J]. *Bioresource technology*, 2012, 117: 148-154.
- [24] 马溪平, 魏娜, 徐成斌, 等. 微生物降解高盐苯胺废水的研究进展[J]. *环境保护科学*, 2012, 38(1): 10-12.
- [25] 王哲, 魏利, 马放, 等. 苯胺废水 SBR 工艺生物强化处理效能[J]. *哈尔滨工业大学学报*, 2010, 42(6): 949-953.
- [26] PENG H, ZHANG Y, ZHANG Q, et al. Control of aeration time in the aniline degrading-bioreactor with the analysis of metagenomic: aniline degradation and nitrogen metabolism[J]. *Bioresource technology*, 2022, 344: 126281.
- [27] 柴春镜. 光合细菌在有机废水处理中的应用[J]. *云南化工*, 2017, 44(9): 68-70.
- [28] 张乔丹. 微藻处理高盐度有机废水协同产高附加值产物过程研究[D]. 合肥: 安徽建筑大学, 2021: 22-69.
- [29] 王帅. 光合细菌降解苯胺废水的研究[D]. 杭州: 浙江工业大学, 2011: 30-45.
- [30] 崔娜. 微藻降解废水中间甲酚的研究及应用[D]. 济南: 济南大学, 2019: 55-56.
- [31] 李磊, 张红兵, 李文涛, 等. 光生物反应器培养微藻研究进展[J]. *生物技术进展*, 2020, 10(2): 117-123.
- [32] CHEN W, HUANG C. Mineralization of aniline in aqueous solution by electro-activated persulfate oxidation enhanced with ultrasound[J]. *Chemical engineering journal*, 2015, 266: 279-288.
- [33] CHEN W, HUANG C. Mineralization of aniline in aqueous solution by electrochemical activation of persulfate[J]. *Chemosphere*, 2015, 125: 175-181.
- [34] 张萍萍. Fe₃O₄ 微纳米材料活化 S₂O₈²⁻ 降解联苯胺的研究[D]. 淮南: 安徽理工大学环境科学, 2016: 50-51.
- [35] LI L, HUANG J, HU X, et al. Activation of sodium percarbonate by vanadium for the degradation of aniline in water: Mechanism and identification of reactive species[J]. *Chemosphere*, 2019, 215: 647-656.
- [36] 夏庆余, 王丽琼, 陈力勤, 等. 电解制备高铁酸盐及其处理苯胺废水的研究[J]. *化工环保*, 2005(2): 88-92.
- [37] ZABIHI-MOBARAKEH H, NEZAMZADEH-EIHIIEH A. Application of supported TiO₂ onto iranian clinoptilolite nanoparticles in the photodegradation of mixture of aniline and 2, 4-dinitroaniline aqueous solution[J]. *Journal of industrial and engineering chemistry*, 2015, 26: 315-321.
- [38] SZCZEPANIK B, SLOMKIEWICZ P. Photodegradation of aniline in water in the presence of chemically activated halloysite[J]. *Applied clay science*, 2016, 124-125(5): 31-38.
- [39] 鲁秀国, 孟锋, 涂沁. H₂O₂ 协同 TiO₂ 光催化处理模拟苯胺废水[J]. *化工环保*, 2012, 32(6): 489-492.
- [40] 赵一聪. 紫外光催化电-Fenton 法处理苯胺废水的试验研究[D]. 沈阳: 沈阳建筑大学, 2015: 37-47.
- [41] 王晓晓. 超临界含盐废水同时去除盐和苯酚等有机物的研究[D]. 呼和浩特: 内蒙古工业大学, 2017: 2-5.
- [42] 王景昌, 李志义, 刘学武, 等. 超临界水氧化法降解苯胺废水[J]. *石油化工高等学校学报*, 2005(4): 5-7.
- [43] 张欣, 董秀芹, 姜浩锡, 等. MnO₂-CeO₂ 催化超临界水氧化苯胺废水[J]. *石油化工*, 2006(12): 1184-1187.
- [44] 漆新华, 庄源益, 袁有才, 等. 苯胺的超临界水氧化研究[J]. *环境化学*, 2001, 20(5): 432-436.
- [45] 何磊. 高浓度苯胺废水的超临界水氧化降解研究[D]. 兰州: 兰州理工大学, 2010: 4-16.
- [46] FARIA P, O J Ó, PEREIRA M. Ozonation of aniline promoted by activated carbon[J]. *Chemosphere*, 2007, 67(4): 809-815.
- [47] ZHANG J, WU Y, QIN C, et al. Rapid degradation of aniline in aqueous solution by ozone in the presence of zero-valent zinc[J]. *Chemosphere*, 2015, 141(12): 258-264.
- [48] GON ALVES A, SILVESTRE-ALBERO J, RAMOS-FERNANDEZ E V, et al. Highly dispersed ceria on activated carbon for the catalyzed ozonation of organic pollutants[J]. *Applied catalysis b environmental*, 2012, 113: 308-317.
- [49] SU C, PAGALING E D, PERALTA G L, et al. Comparison of aniline degradation by fenton and electro-fenton reactors using plate and rod electrodes: Algae special issue[J]. *Environmental progress & sustainable energy*, 2013, 32(4): 1111-1117.
- [50] 庞建峰. Fenton 氧化预处理苯胺废水的试验研究[J]. *淮阴工学院学报*, 2010, 19(3): 76-78.
- [51] 龚跃鹏, 徐鑫煤, 王峰, 等. 微电解—Fenton 氧化组合预处理苯胺废水的研究[J]. *工业水处理*, 2008(9): 51-53.
- [52] LI X, JIN X, ZHAO N, et al. Efficient treatment of aniline containing wastewater in bipolar membrane microbial electrolysis cell-Fenton system[J]. *Water research*, 2017, 119(8): 67-72.
- [53] 胡翔, 王程远, 何正山. 修饰石墨基二氧化铅电极电催化氧化降解苯胺[J]. *北京工业大学学报*, 2011, 37(11): 1756-1760.
- [54] WANG X, HUANG W, LI H, et al. Comparison between performances of PbO₂ and F⁻-doped PbO₂ anodes for electrochemical degradation of Aniline[J]. *Chemical research in Chinese universities*, 2010, 26(6): 991-995.
- [55] LI X, XU H, YAN W, et al. Electrocatalytic degradation of aniline by Ti/Sb-SnO₂, Ti/Sb-SnO₂/Pb₃O₄ and Ti/Sb-SnO₂/PbO₂ anodes in different electrolytes[J]. *Journal of electroanalytical chemistry*, 2016, 775: 43-51.
- [56] KARTHIKEYAN S, VISWANATHAN K, BOOPATHY R, et al. Three dimensional electro catalytic oxidation of aniline by boron doped mesoporous activated carbon[J]. *Journal of industrial and engineering chemistry*, 2015, 21: 942-950.