

文章编号:1005-0523(2018)01-0090-07

非粮生物质吸附剂吸附水中氨氮的研究进展

鲁秀国,杨凌焱,黄林长,过依婷

(华东交通大学土木建筑学院,江西 南昌 330013)

摘要:非粮生物质作为一种价廉、易得、环保的吸附剂,对废水中氨氮的处理效果较好。论文简要介绍了目前废水中氨氮的处理方法及其处理现状,并着重介绍非粮生物质处理氨氮的现状;通过分析不同类型的非粮生物质在不同的改性方法下所得改性吸附剂对废水中氨氮的吸附研究,利用研究成果简述其吸附机理,并在此基础上对其未来研究前景与侧重点进行探讨。

关键词:非粮生物质;氨氮;吸附剂;改性;吸附机理

中图分类号:X703

文献标志码:A

随着科学技术与工农业的发展,由人类生产生活产生的废弃物种类与数量逐日增加。而对这些废弃物进行合理的处理与处置,将之对环境造成的影响降至最低并发掘回收利用的可能,成为当前科学研究的热门话题。

水中氮主要以氨氮、硝态氮、亚硝态氮以及氰化物等多种形式存在,氨氮为其中的主要存在形式。氨氮主要来源于化肥、制革、养殖、石油化工、肉类加工等行业的废水与垃圾渗滤液排放,以及城市污水和农业灌溉排水。氨氮进入水体会引起水体的富营养化,破坏水体的自然生态平衡。如何高效而经济地去除水中氨氮成为水处理研究中亟待解决的问题之一^[1-2]。

1 废水中氨氮处理现状

目前,在去除氨氮这一领域已有很多成果,用于脱氮的方法主要有吹脱法、折点氯化法、化学沉淀法、离子交换法、生物脱氮法等,也发展了一些新工艺诸如微波-活性炭法以及 MVR 法等^[3]。

1.1 吹脱法

吹脱法是借氨氮在溶液中存在挥发性的可能,利用溶液中实际浓度与确定条件下的平衡浓度之间的差异,在碱性环境下对氨氮进行吹脱^[4]。周明罗等^[5]利用逆流吹脱塔处理实验室配制的氨质量浓度为 3 000 mg/L 的废水。实验结果表明,氨氮脱除率随废水 pH 的增大而增大,当 pH 从初始 pH 逐步增加至 10 再增至 11,氨氮脱除率从 22.6%分别增加至 75.8%及到 93.5%;pH 大于 11 之后,氨氮脱除率的变化趋于平缓。

1.2 折点加氯法

折点加氯法是通过向废水中通入 Cl_2 或 NaClO ,当 Cl_2 的含量达到某个程度时, NH_4^+-N 的浓度降至最低值的点即为折点,超过该点后水中 Cl^- 增多, NH_4^+-N 或胺会被氧化成 N_2 。这样就达到去除水中氨氮的效果^[6]。李婵君等^[7]利用折点加氯法处理低浓度氨氮废水,结果表明折点加氯法适宜处理氨氮浓度为 100 mg/L 以下的废水,在减少氯投加量的同时可达到较好的处理效果。其最佳工艺参数为,采用计量式连续加药的方法

收稿日期:2017-10-13

基金项目:国家自然科学基金项目(51768018);国家科技支撑计划项目(2014BAC04B03)

作者简介:鲁秀国(1964—),男,教授,博士后,主要研究方向为水处理吸附技术。

式,控制 pH 在 5.5~6.5 之间,氯气与铵根离子的质量比在 8:1~8.2:1 之间,反应时间为 30 min,处理后废水氨氮浓度降至 10 mg/L,实现达标排放。

1.3 化学沉淀法

化学沉淀法是指磷酸铵镁结晶沉淀法也称 MAP 法,通过向废水投入镁盐或者磷酸盐,发生反应生成磷酸铵镁结晶沉淀,达到去除废水中氨氮的目的。刘晶等^[8]以 $MgCl_2 \cdot 6H_2O$ 与 $Na_2HPO_4 \cdot 12H_2O$ 为沉淀剂处理氨氮质量浓度为 500~900 mg/L 的木薯制备酒精废水,实验结果表明,在 pH 为 9 时,溶液中 PO_4^{3-} 与 Mg^{2+} 及 NH_4^+ 反应生成沉淀 $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$,从而达到去除水中氨氮的效果。最佳反应条件为常温下反应 30 min,静置 30 min,pH 为 9, Mg^{2+} 与 NH_4^+ 及 PO_4^{3-} 三者比例为 1.4:1.0:1.2,在该条件下,当废液氨氮浓度为 664.5 mg/L 时,去除率可达到 90% 以上。

1.4 生物脱氮法

生物脱氮法是指利用微生物的联合作用去除废水中氨氮,通常需要经过氨化反应、硝化反应、反硝化反应等一系列反应,将氨氮转化为氮气进行无害排放。该方法因其操作方便、无二次污染、成本低等优点,成为去除氨氮的主流方法。传统的脱氮工艺主要有 A/O 工艺、SBR 工艺,而目前,在传统工艺的基础上又发展出多种新型生物脱氮工艺,诸如同时硝化反硝化工艺(SND)、短程硝化-反硝化工艺、厌氧氨氧化以及氧限制自养硝化反硝化工艺等^[9-10]。韩晓宇等^[11]进行了短程硝化/厌氧氨氧化一步法自养脱氮的中试研究,该实验利用总容积为 50 m³ 的 SBR 反应器对高浓度氨氮废水进行处理,成功实现试验设想。试验结果表明,该反应器对 350~4 300 mg/L 浓度的氨氮废水均有不错的去除效果,去除率均在 90%~95%,影响反应的主要因素为污泥粒径分布及微生物群落结构等。胡石等^[12]对一体化全程自养脱氮(CANON)工艺的效能及污泥的特性进行了研究,实验结果表明,通过控制溶解氧可以在氨氮浓度逐渐升高的条件下,在 CSTR 反应器中实现一体化全程自养脱氮,反应后期氨氮去除率最高可达到 84%,总氮去除率可达到 72%。且反应第 30 天及第 120 天对反应器内污泥性能的对比研究表明,该反应器具有良好的污泥造粒功能。

1.5 离子交换法

离子交换法的原理为利用颗粒(例如沸石、树脂等)和液体表面接触以发生离子交换,从而将指定离子从水中去除。目前最常用的离子交换剂是沸石,可以容纳阳离子与水溶液并发生交换。陈敬员等^[13]利用离子交换法处理炸药厂废水中的氨氮,以树脂用量、pH 用量、吸附时间为影响因素通过正交实验探讨强酸性阳离子交换树脂对氨氮交换吸附的最佳工艺条件。该实验结果表明,对处理效果的影响:pH 值>树脂用量>吸附时间,最佳吸附 pH 值为 9,最佳树脂用量为 3.5 ml,吸附时间为 3 min。并且,经过质量浓度 26% 的硝酸再生后的树脂,二次利用吸附效果最好。

1.6 新工艺微波活性炭法

除以上传统方法外也有一些新工艺得到应用,例如微波活性炭法。微波活性炭法是指采用活性炭与微波辐射共同作用处理氨氮,其原理为,将氨氮吸附到活性炭上,并在微波辐射下使活性炭迅速升温,由此氨气迅速逸出。该方法的去除率可以接近 100%^[14]。訾培建等^[15]通过以模拟氨氮废水为处理对象研究了溶液 pH、空气通入情况、活性炭投加量、微波作用功率和时间对微波辐射下氨氮废水去除效果的影响。通过正交试验的结果表明,微波使活性炭产生高温热点能加速离子态氨氮转化为分子态氨氮,向溶液中通入空气也能一定程度提高氨氮的去除率。最佳的工艺条件为 pH 为 11,微波作用功率为 850 W,微波辐射时间为 4 min,活性炭投加量为 0.5 g,此时可达到的氨氮去除率为 92.47%。

2 非粮生物质吸附氨氮

近年来,吸附法作为污水处理中一种重要的方式,在去除废水中氨氮方面也得到广泛应用,已应用于染料废水、农药废水、无机重金属废水以及含生物污染物的废水中。吸附剂主要分为炭类吸附剂、腐殖酸类吸附剂、矿物吸附剂、高分子吸附剂、生物吸附剂及工业废物吸附剂等几大类^[15]。实验研究与实际应用中,常用

于吸附氨氮的吸附剂有:沸石、海泡石、膨润土、稀土、粉煤灰等。而当前,非粮生物质吸附剂也被应用到这一领域中。

非粮生物质是指用于食用及其储备以外的植物和动物生产的有机物质,主要包括四大类,即陈化粮、非粮能源植物产品、农林废弃物和城市有机废弃物^[16]。非粮生物质及其改性产物是拥有巨大潜力的吸附剂,例如榛子壳、橘子皮、玉米芯、花生壳、大豆皮、菠萝蜜、大豆皮等经过一定的物理或者化学处理后,被很多研究者运用到各类废水吸附中^[17-18]。在重金属废水领域,被应用含铬(Cr(VI))、含铅(Pb)、含镉(Cd)、含汞(Hg)、含砷(As)废水等的吸附去除^[19-20]。其研究成果也为非粮生物质用于吸附氨氮废水提供了一定的参考价值。

3 非粮生物质改性吸附

3.1 物理改性

物理改性是指通过利用物理因素(如高频电场、机械振荡、热辐射等)对非粮生物质进行处理,以求达到增强吸附效果的目的,目前常用的物理改性工艺有焙烧、酸沉、醇洗、活化、炭化等多种方法^[21-22]。在吸附剂的制备中,活化与炭化为最常用手段,将非粮生物质制成活性炭或生物炭后,对目标物质进行吸附。

马锋锋等^[23]利用玉米秸秆经过一系列物理改性工艺制备得到生物炭 CSBC400,并进行了废水氨氮吸附实验。结果表明,CSBC400 生物炭的吸附过程受到表面吸附与颗粒内扩散两个过程的综合控制,准二级动力学方程能很好地拟合该过程。在 pH 范围为 5~8 时,生物炭粒径越小吸附量越大,最大吸附量可达到 3.484 9 mg/g。 Na^+ 与 Ca^{2+} 两种阳离子对吸附过程有一定影响,且 Na^+ 离子的影响更加明显。

李飞跃等^[24]利用稻壳制备生物炭,通过控制温度为 350℃和 500℃得到了生物炭 BC350 和 BC500,并比较了两者用于废水氨氮吸附的实验效果。结果表明,热解温度越高,制备的生物炭吸附效果越好,故 BC500 吸附效果优于 BC350。相较于 Freundlich 方程,Langmuir 方程能更好地描述该实验的吸附过程。溶液 pH 值为 4 时,吸附效果最佳,氨氮吸附率达到 28.5%,两种生物炭的最大吸附量分别可达到 6.51 mg/g(BC500)和 5.82 mg/g(BC350),但由于离子强度与 pH 值的影响,平均吸附量仅为 1.78 mg/g(BC500)。

Charles Colin Hollister^[25]利用玉米以及橡木制成生物炭,并比较了两者对于氨氮,硝态氮以及磷的吸附效果,同时还探究了物理改性工艺中水冲洗环节及热解温度(分别设置为 350℃和 550℃)对所得生物炭吸附效果的影响。结果表明,经过水冲洗的橡木生物炭对氨氮的吸附效果较为明显。热解温度的增加会减弱橡木生物炭与玉米生物炭的吸附能力。

张聪智等^[26]以花生壳为原料,低氧热解制备生物炭,将其用于铵态氮吸附实验。结果表明 Langmuir 对该实验过程的拟合更符合结果,即吸附过程以单层吸附为主,其吸附动态符合伪二级动力学方程。当 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 初始浓度由低到高增加时,花生壳生物炭吸附 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的量也随之增加,且在 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 初始浓度为 100 mg/L 时达到吸附饱和,最大吸附量为 5.79 mg/g,此时的生物炭最适投加量为 0.6 g/50 mL,最大吸附率为 40%。并且,在实验中,吸附量随着 pH 值的增加而增加,当 pH 值达到 9 时,吸附量达 8.8 mg/g。实验在进行约 30 min 时达到平衡。

Hale S E 等^[27]利用可可果壳和玉米棒制造生物炭,并用于 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 以及 $\text{NO}_3\text{-N}$ 3 种污染物质的吸附实验。通过不同的处理方式对生物炭进行处理,即 ① 不漂洗;② 超纯水漂洗;③ 超纯水漂洗后过滤。实验结果显示,两种生物炭未经漂洗处理时对 $\text{PO}_4\text{-P}$ 的吸附可被测定;经漂洗处理得到的生物炭对 $\text{PO}_4\text{-P}$ 无吸附作用;经漂洗过滤处理的生物炭有吸附效果。经 BET 分析,得出漂洗过滤处理后,生物炭的比表面积增加了 80%,微孔面积则有 60%的增加。几种生物炭均能吸附 $\text{NH}_4\text{-N}$,经分析是由于 $\text{NH}_4\text{-N}$ 能通过一种静电交换作用在生物炭表面与其他阳离子结合,进而达到吸附效果。而 $\text{NO}_3\text{-N}$ 在该实验中,并未被所用生物炭吸附。

时晓旭等^[28]利用废弃果树枝(苹果枝、梨枝)制备生物炭,并研究生物炭种类、吸附时间、生物炭投加量及其外观性状对沼液中氨氮处理效果的影响。实验结果表明,生物炭对沼液中氨氮的吸附在 60 min 中达到饱和,外观性状对吸附效果的影响并不显著,对于氨氮含量 450 mg/L 的沼液,苹果枝炭的效果更佳,且在苹果枝炭

用量为 10~35 g/L 范围时,氨氮吸附量会随着用量的增加而增加,其最佳投加量为 20 g/L,氨氮去除率为 21.9%。

3.2 化学改性

化学改性是指通过化学反应来改变所处理物质的物理以及化学性质的改性方法。最普遍的方法是使用一些化学试剂对物质进行改性。 HClO_3 、 H_2O_2 、 O_3 、 HNO_3 等常作为氧化剂对目标材料进行表面氧化改性^[28]; H_2 、 N_2 等是常用于表面还原改性的还原剂;另外, FeCl_3 溶液、 FeSO_4 溶液、 $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$ 溶液、 Na_2CO_3 溶液、 CuCl_2 溶液等则作为浸渍液应用到目标材料的负载改性中^[29]。

陈靖等^[30]利用 MgCl_2 溶液、 FeCl_3 溶液对竹炭进行浸渍处理以达到改性目的,并将所得材料用于氨氮废水静态吸附实验。实验表明,利用以上两种溶液对竹炭进行改性可使竹炭表面化学性质及物理结构均发生变化,用于吸附氨氮时,其吸附量大小依次为:BC(初始竹炭)<MBC(镁单独改性竹炭)<FBC(铁单独改性竹炭)<FMBC(铁镁共同改性竹炭)。竹炭吸附氨氮 24 h 后达到吸附平衡,改性竹炭吸附氨氮实验的最佳 pH 值为 5,其吸附过程符合准二级动力学方程,其吸附等温方程与 Freundlich 方程的拟合度较高。当溶液中有磷存在时,对改性竹炭吸附氨氮有明显的增加效果,最大吸附量达到 5.12 mg/g。

张扬等^[31]利用盐酸、双氧水及硝酸对玉米芯生物炭进行改性,并通过序批实验研究了玉米芯生物炭对氨氮的吸附性能与影响因素。结果表明,该改性生物炭吸附氨氮的实验在 60 min 达到吸附平衡,吸附剂的最适投加量为 2 g/L。3 种改性生物炭的比表面积均增大为未改性生物炭的 12 倍,有利于吸附实验的进行。准二级动力学方程可以较好地表明该吸附实验过程,且吸附等温模型表明,Freundlich 模型较之 Langmuir 模型能更好地描述氨氮在该生物炭上的等温吸附曲线。

董建丰等^[32]利用 NaOH 对香蕉皮进行处理制备出改性吸附剂,应用于氨氮废水吸附实验,利用实验结果研究吸附时间、温度、pH 等因素对改性吸附剂吸附性能的影响。通过实验印证 NaOH 改性提高了香蕉皮吸附剂的吸附能力,并且在较广的温度范围内均能保持较高的吸附效率。同时,该吸附剂在中性偏碱性的环境下能表现出的吸附效率更高。氨氮去除率随着吸附剂投加量增加而升高,当氨氮浓度为 6 mg/L 时,可达到 96.78%,在 20 °C 的温度下能达到的饱和和吸附质理论值为 9.478 7 mg/g。在对该改性吸附剂的吸附动力学进行研究后发现该吸附过程符合伪二阶吸附动力模型,Langmuir 等温吸附模型和 Freundlich 等温吸附模型均能较好地描述该实验的氨氮吸附过程。

王芳等^[33]使用 Cu、Fe、Zn 等几种过渡金属通过浸渍法制备出改性吸附剂,探讨了其产物对氨氮的吸附性能。在实验中对几种改性活性炭的吸附能力进行了比较,探讨了反应时间、吸附质初始浓度、过渡金属的添加量对改性吸附剂吸附性能影响。实验结果表明,通过过渡金属对活性炭进行改性对其吸附氨氮的性能有一定程度的提高,其中 Cu 改性的吸附效果最优,且在铜添加量为 7% 时效果最佳。吸附进行到 2.5 h 时达到平衡,且在温度为 25 °C 时,单分子层饱和吸附量可达到 7.19 mg/g。该实验的吸附动力学方程符合准二级反应动力学方程,吸附过程可与 Langmuir 等温吸附模型较好地拟合。

屈振宇等^[34]利用 1 mol/L 的 ZnCl_2 溶液对核桃壳进行改性制备出改性吸附剂,将其运用于处理制革废水中氨氮的吸附实验中,并研究各个实验因素对吸附效果的影响。实验所得结果表明,在 600 °C 下碳化 40 min 的核桃壳改性产物产出率为 32% 且对氨氮有很好的吸附效果;吸附最佳 pH 值为 6.6~6.8,最佳吸附时间为 6.5 h;随着温度增加,吸附量有所增长,达到饱和的吸附时间则相对缩短;随着吸附质浓度增加,吸附量也呈现出有规则的变化,当水中氨氮达到 300 mg/L 时,吸附量的增长曲线开始变缓,逐渐达到平衡,此时吸附量为 9.32 mg/g。另外, Na^+ 、 K^+ 两种离子对吸附有一定的干扰作用,且离子浓度越高,对吸附的影响越大。

王旭峰等^[35]利用 KMnO_4 改性玉米芯生物炭并将其用于铜离子与氨氮的去除实验中。结果表明,经过改性后玉米芯生物炭中的 OH 基团数量增多且在表面有新生态的 MnO_2 生成,这样使得生物炭对氨氮的吸附能力明显增强。在温度为 30 °C、pH 为 6 的条件下,改性后的生物炭对氨氮的吸附能力是改性前的 5.64 倍。pH 值的大小对氨氮吸附效果的影响十分显著,溶液中共存的 Na^+ 对氨氮的吸附存在较大影响,整个吸附过程遵循准一级动力学模型,Langmuir 方程可以较为贴切地描述该玉米芯生物炭对氨氮的吸附行为。对部分非粮生物质吸附剂对氨氮的吸附效果比较分析,参见表 1。

表 1 部分非粮生物质吸附剂对氨氮的吸附比较
Fig.1 Comparison of some types of non-biomass ammonia nitrogen adsorbents

非粮生物质种类	吸附率或者平衡吸附量	优点	缺点	参考文献
玉米秸秆生物炭	3.489 mg/g	反应条件为中性易达到	易受干扰离子影响	[23]
稻壳生物炭	5.82 mg/g(BC350) 6.51 mg/g(BC500)	吸附平衡时间短	受 Na ⁺ 干扰严重	[24]
花生壳生物炭	8.8 mg/g	吸附平衡时间短,且吸附量可观	反应条件为碱性,成本较高	[26]
果树枝生物炭	21.90%	吸附平衡时间短,材料极易获得	吸附率较低	[28]
改性竹炭	5.12 mg/g	对氮磷同时存在的废水处理效果好	吸附平衡时间过长	[31]
香蕉皮改性吸附剂	96.78%	对低浓度氨氮废水处理效果极佳	略	[32]
改性活性炭	7.19 mg/g	反应稳定,不易受干扰离子影响	制备过程较为繁琐,且成本高	[34]
改性核桃壳	9.32 g/g	材料加工极简单	吸附平衡时间略长	[35]

4 非粮生物质吸附氨氮机理

目前的研究进展表明非粮生物质作为吸附剂对氨氮的吸附机理尚不明确,但一些研究者的实验结果证明了在对氨氮的吸附过程中主要包含物理吸附(单分子层吸附和多分子层吸附),另外还存在离子交换,氧化还原作用等过程^[36-37]。不同的吸附条件下,吸附过程受到单个或多个不同作用的影响。

Zhang ZENG 等^[38]利用南川柳、水莲蕉、香根草及芦苇等在 500 °C 氮气环境,且分别在 500,600,700 °C 二氧化碳环境下制取生物炭并用于氨氮与磷的吸附中,实验结果表明,600 °C 条件下所得生物炭对氨氮的吸附效果最好,通过研究生物炭的结构特征与表面基团证实该吸附过程为物理吸附。丁绍兰等^[39]利用改性核桃壳吸附废水中氨氮,并对其吸附机理进行了研究。通过对改性核桃壳的结构进行电镜扫描以及利用 FTIR 光谱对改性核桃壳进行分析,对氨氮的吸附过程中所表现出来的机理有了进一步认识,在反应中对氨氮的吸附以物理吸附为主,并伴随着氧化还原反应的作用。陈佼等^[36]利用玉米芯制备生物炭,并采用“盐酸-超声波”改性得到改性生物炭,用于吸附含盐污水中氨氮。实验通过表征研究改性后的生物炭对氨氮的吸附行为的机理,该实验中改性玉米芯生物炭对氨氮的吸附主要为物理吸附且主要为单分子层吸附,另外由于酸性含氧官能团的增加使生物炭表面的离子交换能力得到提升,进一步提高了对氨氮的吸附性能。张华等^[40]利用氯化锌活化法制备柚皮活性炭,并将之应用于废水中氨氮的吸附。在实验中通过对柚皮活性炭进行表征,分别用 Langmuir, Freundlich, Temkin 与 Dubinin-Radushkevich 等温模型对柚皮活性炭吸附氨氮的数据进行拟合,得到结果为 Freundlich 与 Temkin 均可很好地描述氨氮吸附过程,且吸附过程的机理主要为化学离子交换吸附。

5 结论与展望

非粮生物质是一种价格及预处理费用低廉、来源广泛、易于再生且对环境不会造成二次污染的生物吸附剂,有较好的经济性与环保性^[41]。并且,非粮生物质在去除水中色度、COD、重金属离子等领域均取得不错的进展^[42]。作为一种具备巨大潜力的吸附剂,越来越多的研究者对其表现出研究兴趣,将其运用至废水氨氮的处理中,同时也收获到可观的研究成果。在未来的研究中还可对以下几个方面进行进一步地探索:

1) 在氨氮吸附实验过程中的吸附机理。目前的研究结果所得到的结论中,氨氮吸附的吸附机理主要表

现为物理吸附作用的,但在某些实验条件下仍能出现诸如氧化还原、离子交换作用。可见,氨氮吸附实验的吸附机理较为复杂。因此可借助更多的仪器(傅立叶红外光谱仪、能量散射 X 射线光谱、显微拉曼光谱、X 射线光电子能谱等)对其吸附机理进行进一步分析。

2) 在不同研究者的氨氮吸附实验中,根据使用非粮生物质种类的不同与改性方法的不同,以及实验参数如 pH 值、吸附时间、吸附剂投加量等的差异,实验所达到的吸附效果有所差异。因此,可以通过改变物理化学参数进一步探索氨氮吸附实验的最佳参数。

3) 在一些氨氮吸附实验中所提及的吸附剂再生问题仍需要探究。目前关于非粮生物质吸附剂的再生,研究成果还较少。如果能进一步提高非粮生物质吸附剂的再生率,则可以提高非粮生物质对氨氮的吸附能力。

参考文献:

- [1] 周新华,林兴铨,张雪娇. 三种改性吸附剂对氨氮去除的试验研究[J]. 水资源与水工程学报,2011,22(4):148-149.
- [2] 刘莉峰,宿辉,李凤娟,等. 氨氮废水处理技术研究进展[J]. 工业水处理,2014,34(11):13-17.
- [3] 鲁秀国,罗军,赖祖明. 氨氮废水处理技术发展现状[J]. 华东交通大学学报,2015,32(2):129-135.
- [4] 奥斯曼·吐尔地,杨令,安迪,等. 吹脱法处理氨氮废水的研究和应用进展[J]. 石油化工,2014,43(11):1348-1353.
- [5] 周明罗,黄飞. 吹脱法处理高浓度氨氮废水的研究[J]. 广州环境科学,2005,34(1):14-16.
- [6] 姜瑞,曾红云,王强. 氨氮废水处理技术研究进展[J]. 环境科学与管理,2013,38(06):131-134.
- [7] 李婵君,贺剑明. 折点加氯法处理深度处理低氨氮废水[J]. 广东化工,2013,40(20):43-44.
- [8] 刘晶,左妍,唐娟,等. 化学沉淀法去除木薯制备酒精废水中氨氮的试验研究[J]. 长春工程学院学报:自然科学版,2017,18(1):1-4.
- [9] 全学军,萧灿,杨丽华,等. 含氨氮废水生物脱氮新工艺[J]. 重庆工学院学报,2005(8):87-92.
- [10] 张战利,周少奇,姚彩丽,等. 化肥工业废水生物脱氮技术的研究进展[J]. 化学与生物工程,2017,34(1):1-6.
- [11] 韩晓宇,常江,孟春霖,等. 短程硝化/厌氧氨氧化一步法自养脱氮中试研究[J]. 中国给水排水,2014,30(19):1-5.
- [12] 胡石,甘一萍,张树军,等. 一体化全程自养脱氮(CANON)工艺的效能及污泥特性[J]. 中国环境科学,2014,34(1):111-117.
- [13] 陈敬员,余中山,程燕. 离子交换法处理废水中的氨氮[J]. 上海化工,2013,38(5):1-4.
- [14] 黄忠明,章留留. 物化法处理高浓度氨氮废水工艺的进展[J]. 化工技术与开发,2017,46(2):50-54.
- [15] 瞿培建,陈灿,戴友芝,等. 微波-活性炭法处理氨氮废水的研究[J]. 安徽农业科学,2012,40(18):9824-9826.
- [15] 邓勤. 水处理吸附剂的研究进展[J]. 钦州学院学报,2010,25(3):19-22.
- [16] 谢光辉. 非粮生物质原料体系研发进展及方向[J]. 中国农业大学学报,2012,17(6):1-19.
- [17] 丁绍兰,屈振宇. 非粮生物质应用于制革废水的可行性分析[J]. 西部皮革,2010,32(17):34-37.
- [18] SUD D,MAHAJAN G,KAUR M. Agricultural waste material as potential adsorbent for sequestering heavy metal ions from aqueous solutions—a review[J]. Bioresource Technology,2008,99(14):6017-6027.
- [19] 蔡蕊,宋黎明,庞长洸,等. 利用农业废弃物处理水体重金属污染的研究进展[J]. 中国给水排水,2014(24):61-65.
- [20] ALI I. New generation adsorbents for water treatment[J]. Chemical Reviews,2012,112(10):5073.
- [21] 刘大川,王来元,张维农,等. 酸沉法大豆浓缩蛋白的物理改性工艺研究[J]. 中国油脂,2011,36(9):24-27.
- [22] 赵小龙,刘大川,刘晔,等. 棉籽浓缩蛋白制备及其物理改性工艺研究[J]. 中国油脂,2014(11):23-28.
- [23] 马锋锋,赵保卫,念斌. 玉米秸秆生物炭对水中氨氮的吸附特性[J]. 兰州交通大学学报,2015,34(1):125-131.
- [24] 李飞跃,谢越,石磊,等. 稻壳生物质炭对水中氨氮的吸附[J]. 环境工程学报,2015,9(3):1221-1226.
- [25] HOLLISTER C C,BISOONI J J,LEHMANN J. Ammonium,Nitrate,and Phosphate Sorption to and solute leaching from biochars prepared from corn stover and Oak Wood[J]. Journal of Environmental Quality,2013,42(1):137-144.
- [26] 张聪智,苏亚拉图,赖欣,等. 花生壳生物炭对铵态氮的吸附性能研究[J]. 中国农学通报,2015,31(33):214-220.
- [27] HALE S E,ALLING V,MARTINSEN V,et al. The sorption and desorption of phosphate-P,ammonium-N and nitrate-N in cacao shell and corn cob biochars[J]. Chemosphere,2013,91(11):1612.

- [28] 时晓旭,王聪,高梦柯. 生物炭对沼液中氨氮的吸附效果研究[J]. 农业科技与装备, 2015(2):3-5.
- [29] 马俊丽. 活性炭改性方法及其在水处理中的应用[J]. 质量探索, 2016(5):45+44.
- [30] 陈靖,李伟民,丁文川,等. Fe/Mg 负载改性竹炭去除水中的氨氮[J]. 环境工程学报, 2015(11):5187-5192.
- [31] 张扬,李子富,张琳,等. 改性玉米芯生物炭对氨氮的吸附特性[J]. 化工学报, 2014(3):960-966.
- [32] 董建丰,平巍,张六一,等. 香蕉皮改性吸附剂对氨氮吸附特性[J]. 环境工程学报, 2016(4):1807-1812.
- [33] 王芳. 改性活性炭吸附污水中氨氮的性能[J]. 应用化工, 2015, 44(5):874-877.
- [34] 屈振宇,丁绍兰,李苗苗,等. 改性核桃壳处理模拟制革废水中的氨氮[J]. 中国皮革, 2011, 40(1):16-19.
- [35] 王旭峰,郑立安,刘毛,等. 改性玉米芯生物炭对废水中铜和氨氮的吸附[J]. 工业水处理, 2017, 37(1):37-41.
- [36] 陈佼,张建强,陆一新,等. 玉米芯生物炭对含盐污水中氨氮的吸附特性[J]. 安全与环境学报, 2017, 17(3):1088-1093.
- [37] 丁绍兰,齐泽宁,谢林花. 核桃壳吸附废水氨氮的动力学和影响因素[J]. 环境工程学报, 2016, 10(2):581-585.
- [38] ZENG Z, ZHANG S D, LI T Q, et al. Sorption of ammonium and phosphate from aqueous solution by biochar derived from phytoremediation plants[J]. 生物医学与生物技术, 2013, 14(12):1152-1161.
- [39] 丁绍兰,屈振宇,杨鹏. 改性核桃壳吸附废水中氨氮的机理研究[J]. 环境科学与技术, 2010, 33(S2):277-281.
- [40] 张华. 柚皮基活性炭制备及吸附应用机理研究[D]. 南宁:广西大学, 2013.
- [41] 鲁秀国,段建菊,罗军,等. 非粮生物质吸附重金属离子的研究进展[J]. 江苏农业科学, 2016, 44(6):11-14.
- [42] 丁绍兰,屈振宇. 非粮生物质应用于制革废水的可行性分析[J]. 西部皮革, 2010, 32(17):34-37.

Research Progress of Ammonia-Nitrogen Adsorption by Use of Non-food Biomass

Lu Xiuguo, Yang Lingyan, Huang Linchang, Guo Yiting

(School of Civil Engineering and Architecture, East China Jiaotong University, Nanchang 330013, China)

Abstract: As a kind of cheap, easily accessible and environmentally-friendly absorbent, non-food biomass is very effective in treating the ammonia-nitrogen in wastewater. This paper briefly introduced the processing method of ammonia nitrogen in wastewater treatment, focusing on the current situation of treating ammonia-nitrogen by non-food biomass. Then, different kinds of non-food biomass were modified in various ways for ammonia-nitrogen adsorption, and the mechanism of adsorption was expounded accordingly. Based on the existing research findings, the key points and prospects of its future were presented.

Key words: non-food biomass; ammonia-nitrogen; absorbent; modification; adsorption mechanism