



(12) 发明专利

(10) 授权公告号 CN 101428938 B

(45) 授权公告日 2010. 10. 06

(21) 申请号 200810183668. 9

(22) 申请日 2008. 12. 04

(73) 专利权人 杨青森

地址 315101 浙江省宁波市鄞州区邱隘镇民
营工业园浦港路 27 号宁波永峰环保工
程科技有限公司

(72) 发明人 杨青森

(51) Int. Cl.

C02F 9/14 (2006. 01)

C02F 3/30 (2006. 01)

C02F 1/52 (2006. 01)

C02F 1/44 (2006. 01)

审查员 殷晶

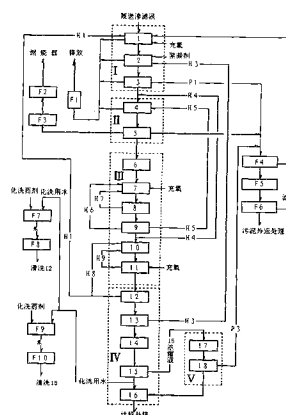
权利要求书 1 页 说明书 8 页 附图 1 页

(54) 发明名称

垃圾渗滤液处理方法

(57) 摘要

本发明公开了一种垃圾渗滤液处理方法,先后包括絮凝沉淀预处理、水解预酸化处理、厌氧处理、包括有短程硝化反硝化和二次反硝化硝化的好氧处理、膜分离处理以及氧化絮凝处理。本发明在氨氮的去除率更高,能耗更低的同时,不但可以使渗滤液浓缩液实现达标排放,保证整个系统良好运行,而且还能够大大降低厌氧反应过程中的氧化还原电位,提高厌氧处理效果,从而使垃圾渗滤液完全达到《污水综合排放标准》一级排放标准。



1. 一种垃圾渗滤液处理方法,它先后包括絮凝沉淀预处理、厌氧处理、好氧处理以及膜分离处理,其特征在于:它还包括以下两个步骤:

①、在进行厌氧处理之前,将经过絮凝沉淀预处理的垃圾渗滤液在加有铁刨花或铁屑的预酸化池(4)内进行水解预酸化处理;

②、在膜分离处理后,将膜分离处理后的浓缩液在投加有亚铁离子和双氧水的氧化絮凝反应池(17)中进行氧化絮凝处理,然后再在固液分离池(18)内进行固液分离,固液分离后的出水汇入稳定水池(16);

其中,所述的好氧处理依次包括以下四个步骤:

①、在好氧条件下的短程硝化池(7)内利用好氧反应器控制充氧量进行亚硝化型短程硝化,将氨氧化成亚硝酸;

②、在缺氧条件下的短程反硝化池(8)内利用缺氧反应器控制充氧量进行短程反硝化,将亚硝酸还原成气态氮;

③、在二次反硝化池(10)内通过反硝化菌将回流液中的硝酸盐和亚硝酸盐还原成气态氮和氧化亚氮;

④、在二次硝化池(11)内通过亚硝化菌将氨氧化成亚硝酸盐,通过硝化杆菌将亚硝酸氧化为硝酸盐。

2. 根据权利要求1所述的垃圾渗滤液处理方法,其特征在于:在对垃圾渗滤液进行絮凝沉淀预处理之前,将进行膜分离处理的MBR膜分离单元(12)排放的剩余污泥(H1)回流至微氧生物吸附池(1)内,使垃圾渗滤液在微氧生物吸附池(1)内停留1~5小时进行微氧生物吸附处理;所述微氧生物吸附池(1)内的溶解氧浓度控制在0.5~1mg/L;所述微氧生物吸附池(1)内通微曝气。

3. 根据权利要求1或2所述的垃圾渗滤液处理方法,其特征在于:对微氧生物吸附处理、絮凝沉淀预处理以及水解预酸化处理过程中产生的臭气进行洗涤、脱臭和排放处理。

4. 根据权利要求1所述的垃圾渗滤液处理方法,其特征在于:所述进行厌氧处理的反应器为ABR厌氧折流板反应器(5);所述ABR厌氧折流板反应器(5)内设置有竖向折流板,所述竖向折流板将ABR厌氧折流板反应器(5)分割成几个串联的反应室,每个反应室都是一个相对独立的UASB系统。

5. 根据权利要求4所述的垃圾渗滤液处理方法,其特征在于:对由ABR厌氧折流板反应器(5)产生的甲烷气体进行净化和燃烧处理。

6. 根据权利要求1所述的垃圾渗滤液处理方法,其特征在于:所述的膜分离处理包括MBR膜生物分离步骤、UF超滤膜处理步骤以及NF纳滤处理步骤。

垃圾渗滤液处理方法

技术领域：

[0001] 本发明涉及一种垃圾渗滤液处理方法，具体讲是一种可以将垃圾焚烧发电厂产生的垃圾渗滤液处理后达到《污水综合排放标准》(GB8978-1996) 一级排放标准的垃圾渗滤液处理方法。

背景技术：

[0002] 随着中国经济的飞速发展和人民生活水平的不断提高，中国城市生活垃圾的产量也在飞速地增长，目前，城市垃圾的卫生填埋法、堆肥法及垃圾焚烧发电处理法已成为国内外广泛采用的垃圾处理方法。相对于卫生填埋法和堆肥法而言，垃圾焚烧发电处理法在减量化、无害化、资源化等方面具有很大优势，尤其是在人口高度密集、土地资源紧张、垃圾热值较高的大中城市和沿海经济发达地区，垃圾焚烧发电处理法得到了大力的发展，深圳、上海、广州、宁波、温州、杭州、苏州等国内许多经济发达城市已纷纷开始建设垃圾焚烧厂，国家环保总局在有关城市垃圾处理的文件中也确定在经济较发达、垃圾热值较高的地区推广焚烧法处理城市生活垃圾。

[0003] 然而，在垃圾焚烧发电处理中产生的二次污染物垃圾渗滤液能否达标处理排放却成为垃圾焚烧发电厂面临的一个严峻的难题。与城市污水和工业废水相比，垃圾焚烧厂产生的垃圾渗滤液是一种高浓度的有机废水，它不但水质水量变化大且呈非周期性，而且其化学耗氧量 COD_{cr} 浓度和生物耗氧量 BOD_5 浓度都比较高，一般情况下，垃圾焚烧发电厂垃圾渗滤液中化学耗氧量 COD_{cr} 浓度范围为 $20000 \sim 70000\text{mg/L}$ ，生物耗氧量 BOD_5 浓度范围为 $10000 \sim 40000\text{mg/L}$ ，悬浮物 SS 约为 $3000 \sim 6000\text{mg/L}$ 左右， pH 值为 $4 \sim 6$ ，氨氮含量在 $1000\text{--}2000\text{mg/L}$ ，盐分含量在 $20000\text{--}60000\text{mg/L}$ ，同时还含有多种有机物和无机物（均含有毒有害成分），因而其水质复杂，污染物种类多，而且浓度存在短期波动性和长期变化的复杂性。

[0004] 国内对焚烧发电厂垃圾渗滤液处理工艺的研究起步较晚，很多处理工艺是直接沿用填埋场垃圾渗滤液的处理技术，但是焚烧发电厂垃圾渗滤液的水质特性与填埋场垃圾渗滤液相比存在很大差异，焚烧发电厂垃圾渗滤液中的污染物浓度更高，更难处理。采用已有的填埋场处理工艺无法适应垃圾渗滤液水质情况的变化，其出水无法达到国家相关污水排放标准。

[0005] 目前，授权公告号为 CN100398470C 公开了一种名称为《一种垃圾渗滤液处理方法》的发明专利，该专利记载的方法絮凝池预沉淀处理、部分脱氮处理、厌氧处理、好氧处理、膜生物处理以及纳滤处理六个步骤，从而实现对垃圾渗滤液的净化作用。而正在公示期的公开号为 CN101234836A 的发明专利申请也公开了一种垃圾渗滤液处理方法，该发明专利申请记载的方法包括预处理、上流式污泥床反应（实体为 UASB 厌氧反应器）、硝化反硝化反应（实体为 A/O 式兼氧好氧曝气池）、泥水分离（实体为沉淀池）、膜处理（实体为陶瓷超滤膜 + RO 反渗透系统）五部分，来实现垃圾渗滤液的净化。

[0006] 上述公开的现有技术存在以下三个缺陷：

[0007] 1、现有技术在对垃圾渗滤液进行厌氧处理步骤中,主要采用的是一体式厌氧反应器,比如 UASB 反应器,但是,这种一体式厌氧反应器中由于不稳定的生物降解负荷,造成产酸细菌过多的产生 VFA(挥发性脂肪酸),导致厌氧系统 PH 值下降,影响产甲烷细菌的活性,从而影响整个厌氧系统的去除效率;另外,现有技术厌氧反应处理过程中的氧化还原电位(ORP) 比较高,所以其厌氧反应的效果即水解和降解垃圾渗滤液中的有机物的效果不是理想,尤其是碰到难降解和水解的大分子有机物时,其厌氧反应的效果就会更差,从而不能较好地保障后续的处理效果;

[0008] 2、公告号为 CN100398470C 的方法中提及的氨氮去除方法为物理处理方法,在垃圾渗滤液碱化后经循环吹脱池和吹脱塔进行部分脱氮,采用吹脱塔的吹脱法虽然具有较高的去除氨氮效率,但是氨氮吹脱塔的投资很大,在运行时,不但需要投加大量的碱剂将渗滤液的 PH 值调整在 9-11,而且其循环吹脱塔也需要较高的气液比(一般在 2000 :1 以上);另外,氨氮物理吹脱对水温的要求极高,尤其是在冬季运行,如果不对循环水进行加热处理,其去除效率将得不到保证,因此氨氮吹脱法不但存在投资运行成本高,控制模式复杂的缺点,而且由于脱氨后的含有大量氨气的尾气难以治理,因此容易造成二次污染,如果将对吹脱出的氨气进行吸收处理,此部分投资及运行费用也较大;公开号为 CN101234836A 提出的氨氮去除方法为硝化反硝化工艺,它是一种生物处理方法,该生物处理方法虽然可以克服吹脱法存在的一些缺陷,但其在氨氮的去除率以及能耗方面仍然没有达到最理想的状态。

[0009] 3、在上述公开或授权公告的方法中均未涉及 NF 纳滤或 RO 反渗透等膜分离工艺中浓缩液的达标处理问题,因为 NF 纳滤或 RO 反渗透是通过半透膜的物理分离作用将水中的污染物向一端浓缩,透过液可以实现达标排放,但是由于进水中的有机物含量仍较高,在膜分离后,绝大部分的有机物和溶解性无机盐存在于浓缩液中,而且这部分有机物主要是腐殖酸等难降解有机物,即使浓缩液回流至工艺系统前端,再进行一系列处理,也得不到有效去除,此部分难降解有机物和溶解性无机盐会在系统中富集,影响系统运行,造成出水无法保证达标,最终导致系统崩溃。

发明内容:

[0010] 本发明要解决的技术问题是,提供一种在氨氮的去除率更高,能耗更低的同时,不但可以使渗滤液浓缩液实现达标排放,保证整个系统良好运行,而且还能够大大降低厌氧反应过程中的氧化还原电位,提高厌氧处理效果,从而使垃圾渗滤液完全达到《污水综合排放标准》一级排放标准的垃圾渗滤液处理方法。

[0011] 本发明的技术解决方案是,提供一种包括具有以下步骤的垃圾渗滤液处理方法:该方法先后包括絮凝沉淀预处理、厌氧处理、好氧处理以及膜分离处理;其中,在进行厌氧处理之前,经过絮凝沉淀处理的垃圾渗滤液需要在加有铁刨花或铁屑的预酸化池内进行水解预酸化处理;而在膜分离处理后,膜分离处理后的浓缩液需要在投加有亚铁离子和双氧水的氧化絮凝反应池中进行氧化絮凝处理,然后再在固液分离池内进行固液分离,固液分离后的出水汇入稳定水池;另外,所述的好氧处理依次包括四个步骤,即首先在好氧条件下的短程硝化池内控制充氧量进行亚硝化型短程硝化将氨氧化成亚硝酸,然后在缺氧条件下的短程反硝化池内控制充氧量进行短程反硝化,将亚硝酸还原成气态氮,接着二次反硝化池内通过反硝化菌将回流液中的硝酸盐和亚硝酸盐还原成气态氮和氧化亚氮,在二

次硝化池内通过亚硝化菌将氨氧化成亚硝酸盐,通过硝化杆菌将亚硝酸氧化为硝酸盐。

[0012] 采用以上方法后,与现有技术相比,本发明具有以下有益效果和显著的优点:

[0013] 1、本发明通过在进行厌氧处理之前,将经过絮凝沉淀预处理的垃圾渗滤液在加有催化铁的预酸化池内进行水解预酸化处理方法使高浓度易生化的垃圾渗滤液在进行厌氧处理时可以分阶段进行,即渗滤液首先在水解预酸化池通过酸化细菌进行水解发酵,防止后续的厌氧反应器中出现酸败现象,然后再进入厌氧反应器中进行处理,这种方式能够避免常规一体式厌氧反应器(比如UASB反应器)中不稳定的生物降解负荷,阻止产酸细菌产生过多的VFA(挥发性脂肪酸),提高厌氧系统PH值,增强产甲烷细菌的活性,提升整个厌氧系统的去除效率;另外,本发明通过在预酸化池内加入铁刨花或铁屑,并利用铁刨花和铁屑的内电解作用,使铁刨花和铁屑在垃圾渗滤液复杂的化学体系中形成催化铁,从而使部分铁刨花和铁屑溶解在垃圾渗滤液中来降低氧化还原电位(ORP),促进大分子有机物的水解和降解过程,强化了厌氧反应的效果,提高了垃圾渗滤液的可生化性,保障后续的处理效果;

[0014] 2、与公开号为CN101234836A提出的氨氮去除方法一样,本发明采用的也是以生物法为主的除氨氮方法,因此,本发明同样具有投资运行成本低,控制模式简便,无脱氨尾气产生,无二次污染的优点;而与公开号为CN101234836A提出的氨氮去除方法不同的是,本发明采用的是短程硝化反硝化生物脱氮加上二次硝化反硝化来去除氨氮,短程硝化反硝化生物脱氮就是将硝化过程控制在亚硝酸盐阶段,然后在缺氧条件下进行反硝化,也就是不完全硝化反硝化生物脱氮,从氮的微生物转化过程来看,氨被氧化成硝酸是由两类独立的细菌完成的两个不同反应,应该可以分开,对于反硝化菌,无论是 NO_3^- 还是 NO_2^- 都可以作为最终受氢体,因此整个生物脱氮过程是由 NH_4^+ 变为N,再从N变为 NO_2^- ,最好由 NO_2^- 变为 N_2 的途径来完成,即短程硝化反硝化,通过比较这两种途径我们可以很明显地发现,短程硝化反硝化比全程硝化反硝化减少了 NO_2^- 变为 NO_3^- 和 NO_3^- 变为 NO_2^- 这两步反应,这使得短程硝化反硝化生物脱氮具有以下优点:①氧化过程的缩短,可节省氧的供应量,降低能耗,需氧量和所需电子供体量分别减少25%和40%;②反硝化过程的缩短,可减少投加有机碳源,节约运行费用,同时在一定的C/N条件下提高TN去除率;③对亚硝酸进行反硝化,其硝化速率要比硝酸盐进行反硝化速率高1.5-2倍,即可减少两步反应使反应时间缩短,反应器容积可减小;④硝化与反硝化在同一反应器内进行,硝化产生的酸可与反硝化产生的碱互相中和,减少投碱量;⑤减少污泥生成量;另外,由于经过短程硝化反硝化后出水中仍然含有一定量的氨氮,因此,在能耗较低的情况下,二次硝化反硝化可以进一步去除短程硝化反硝化后出水中含有的氨氮。

[0015] 3、本发明中经过膜分理处理后的渗滤液浓缩液中的COD主要为难降解的腐殖酸类物质,其出水色度较深,盐分高,而且难降解有机物是制约浓缩液能否达标排放的关键因素,因此,本发明通过在浓缩液中投加亚铁离子和双氧水进行氧化絮凝反应,从而使反应中通过双氧水氧化亚铁离子形成三价铁离子显现出的强的吸附絮凝作用,吸附絮凝去除水中的一部分有机物,同时利用反应产生的羟基自由基强氧化作用,分解一部分浓缩液中的小分子有机物,彻底矿化为二氧化碳和水,通过氧化絮凝和氧化分解的协同作用,本发明可以使渗滤液浓缩液达标排放,从而使整个系统良好运行。

[0016] 作为本发明的一种改进,在对垃圾渗滤液进行絮凝沉淀预处理之前之前,可将进

行膜分离处理的 MBR 膜分离单元排放的剩余污泥回流至微氧生物吸附池内,使垃圾渗滤液在微氧生物吸附池内停留 1 ~ 5 小时进行微氧生物吸附处理;所述微氧生物吸附池内的溶解氧浓度可控制在 0.5 ~ 1mg/L;所述微氧生物吸附池内可通微曝气。本发明微氧生物吸附池是利用二次硝化池排放的剩余污泥以及进行膜分离处理的膜生物反应器排放的剩余污泥的高效吸附,既能吸附悬浮态 COD,又能吸附胶态 COD,同时,微氧生物吸附池中的悬浮固体会与细菌混杂在一起,形成结构稳定的共存体,这种共存体具有一定的自絮凝性,在曝气搅拌的作用下,会粘附在一起,形成易沉降的污泥絮体,通过微氧生物吸附池的作用,本发明具有以下特点:1、对毒物、污染负荷、PH 等因素变化的敏感性小,因而去除效果稳定;2、池内微生物泥龄很短,更新快,无需驯化,水质适用性强,抗冲击力较强;3、能够有效的去除水中的部分难降解有机物,改善出水的可生化性;4. 充分利用剩余污泥的生物吸附絮凝作用,去除悬浮物和有机物,节约絮凝剂用量,利用回流污泥中携带的碱度中和进水中的有机酸,节约中和药剂用量;5、将垃圾渗滤液在微氧生物吸附池内短时停留可以将垃圾渗滤液中胶体有机物吸附到菌胶团上,从而使垃圾渗滤液得到首次净化;6、微氧生物吸附的处理时间很短,占地与能耗也极低,处理效率较高,是一种低耗高效的预处理方法。

[0017] 作为本发明的另一种改进,由微氧生物吸附处理、絮凝池预沉淀处理以及水解预酸化处理过程中产生的臭气可进行洗涤、脱臭和排放处理。将微氧生物吸附处理、絮凝池预沉淀处理以及水解预酸化处理过程中产生的臭气进行洗涤、脱臭处理可以有效防止臭气污染周边环境。

[0018] 作为本发明的再一种改进,所述进行厌氧处理的反应器可为 ABR 厌氧折流板反应器;所述 ABR 厌氧折流板反应器内设置有竖向折流板,所述竖向折流板将 ABR 厌氧折流板反应器分割成几个串联的反应室,每个反应室都是一个相对独立的 UASB 系统。本发明中所述的 ABR 厌氧折流板反应器运行时,废水在折流板的作用下,逐个通过反应室内的污泥床层,并通过水流和产气的搅拌作用,使得进水中的底物与微生物充分接触而得以降解去除;ABR 厌氧折流板反应器的采用,避免了垃圾渗滤液中较高的硫酸根含量在一体式厌氧反应器(比如 UASB 反应器)运行过程中,由于硫酸盐还原菌(SRB)和产甲烷菌(MPB)竞争,硫酸盐还原菌更有利于利用厌氧降解过程中的中间产物,如氢、乙酸等,从而抑制产甲烷菌活性或数量,并且硫酸盐还原菌的代谢产物硫化氢对产甲烷菌也有较高的毒性,通过此一系列作用降低一体式厌氧反应器的效率。ABR 厌氧反应器独特的分隔室结构及推流式流态,使得每个反应室中可以驯化培养出与流至该反应室中的污水水质、环境条件相适应的微生物群落,从而使厌氧反应产酸相和产甲烷相沿程以及硫酸盐还原菌作用得到分离,使 ABR 厌氧折流板反应器在整体性能上相当于一个两相厌氧处理系统,两相厌氧工艺通过产酸相和产甲烷相的分离,两大类厌氧菌群可以各自生长在最适宜的环境条件下,有利于充分发挥厌氧菌群的活性,提高系统的处理效果和运行的稳定性,和 UASB 反应器相比,ABR 折流板厌氧反应器不需要复杂的三相分离器和较昂贵的布水系统,具有工艺结构简单、建设投资费用低、固液分离效果好、运行管理方便、对有毒物质适应性强、稳定性高等优点。

[0019] 作为本发明的再一种改进,对由 ABR 厌氧折流板反应器产生的甲烷气体可进行净化和燃烧处理。由于甲烷是有害气体,浓度过高时容易危及人的生命安全,本发明的这个改进可以有效阻止甲烷对人的伤害。

[0020] 作为本发明的还有一种改进,所述的膜分离处理可包括 MBR 膜生物分离步骤、UF

超滤膜处理步骤以及 NF 纳滤处理步骤。MBR 膜生物反应器可采用内置式也可采用外置式，MBR 膜生物分离的目的是对硝化反硝化出水进行固液分理；UF 超滤膜处理的作用是保护后端 NF 纳滤处理系统的稳定运行，防止由于前端 MBR 膜生物反应器在运行中出现漏液现象，而使生物污泥进入 NF 纳滤系统。

附图说明：

[0021] 附图是本发明垃圾渗滤液处理方法的工作流程方框图。

[0022] 具体实施例：

[0023] 下面结合附图和具体实施例对本发明作进一步说明：

[0024] 如附图所示，本发明垃圾渗滤液处理方法包括以下步骤：

[0025] 一、首先，本发明通过设置在垃圾储坑的提升水泵将渗滤液泵入强化微氧生物吸附系统 I 中的微氧生物吸附池 1 中，所述微氧生物吸附池 1 中混合有工艺后段 MBR 膜分理单元 12 中排放的剩余污泥 H1，在微曝气搅拌的同时，剩余污泥 H1 可以吸附水中的有机物，而废水中含有大量的易生化物质，利用硝化污泥进行反硝化，去除部分硝态氮，垃圾渗滤液在微氧生物吸附池 1 内的水力停留为 1～5 小时，所述微氧生物吸附池 1 内的溶解氧水平控制在 0.5～1mg/L，所述微氧生物吸附池内的污泥负荷控制在 0.12-0.30kgBOD₅/kgMSLL.d。本发明通过上述微氧生物吸附处理后，垃圾渗滤液中胶体有机物就被吸附到菌胶团上而实现垃圾渗滤液的首次净化。虽然此部分微生物具有很强的吸附功能，但降解功能很弱，经过生物吸附后的渗滤液由于本身含有大量的悬浮物，再经过和剩余污泥的混合，悬浮物含量更高，需要进行物化沉淀处理，所述强化微氧生物吸附系统 I 由微氧生物吸附池 1、絮凝反应池 2、初沉池 3 构成，吸附有大量渗滤液中胶体态有机物的混合液从微氧生物吸附池 1 内出来后进入絮凝反应池 2，该池内投加有一定量的絮凝剂 PAC（聚合氯化铝）和助凝剂 PAM（聚丙烯酰胺），上述絮凝剂能够起到强化生物的絮凝效果，使微生物与可沉污染物在初沉池 3 中得到去除，所述絮凝池预沉淀处理过程中的 PH 值控制在 7.5～8.5，PH 调整剂采用为石灰或液碱。从絮凝反应池 2 出来的混合液进入初沉池 3 即泥水分离池后进行良好的泥水分离，在污泥沉降过程中，泥层类似一张细密的“网”，对污水中难以沉淀的固体物质进行“网捕”或“过滤”。所述初沉池 3 中的污泥通过泵排泥系统 P1 定时排出至污泥处理系统，所述污泥处理系统由污泥浓缩池 F4、污泥调理池 F5 和污泥脱水机 F6 构成，用于对整个工艺系统中排放出来的剩余污泥进行脱水固化处理，方便外运填埋处理，或者去焚烧处理；所述污泥浓缩池 F4 和污泥脱水机 F6 中的滤液回流至微氧生物吸附池 1 中。

[0026] 二、对垃圾渗滤液进行微氧生物吸附处理、絮凝沉淀预处理后，从初沉池 3 的上清液就进入催化铁强化厌氧组合生物处理系统 II，该系统由催化铁厌氧预酸化池 4 和 ABR 厌氧折流板反应器 5 构成，所述垃圾渗滤液经过预处理去除大部分悬浮态有机物和悬浮物后，进入水解预酸化池 4 进行水解和发酵产酸，并将原水中的蛋白质水解成氨基酸，脱氨成有机酸和氨，然后进入 ABR 厌氧折流板反应器 5 进行进一步的降解，通过产甲烷菌（MPB）将有机酸、醇类等裂解为甲烷，降解有机物。本发明通过在预酸化池 4 中设置铁刨花或铁屑的填充床，利用铁的内电解作用，一方面降低厌氧系统的氧化还原电位（ORP），另一方面促进大分子有机物的水解过程，明显强化了预酸化池 4 的处理效果。预酸化出水进入 ABR 厌氧折流板反应器 5 中，该池折流板内设置生物填料，可以生成厌氧生物膜，废水流经生物膜

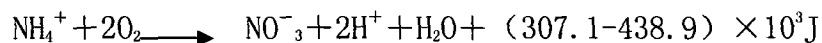
时,发生厌氧水解与降解作用,使废水中得到净化。由于生物膜的固定性,使得 ABR 厌氧折流板反应器 5 中微生物种群可根据水质的降解流程形成自然分布,强化了厌氧生物处理效果,并保证了出水 SS 较低,具有良好的澄清效果。所述 ABR 厌氧反应器 5 要定期排泥,并将污泥排出至污泥处理系统,所述污泥处理系统由污泥浓缩池 F4、污泥调理池 F5 和污泥脱水机 F6 构成,用于对整个工艺系统中排放出来的剩余污泥进行脱水固化处理,方便外运填埋处理,或者去焚烧处理。所述污泥浓缩池 F4 和污泥脱水机 F6 中的滤液回流至微氧生物吸附池 1 中。由 ABR 厌氧折流板反应器 5 产生的甲烷气体需要经过洗涤塔 F3、储气柜 F4 以及燃烧器进行净化以及燃烧处理;由微氧生物吸附处理、絮凝沉淀预处理以及水解预酸化处理过程中产生的臭气需要通过臭气洗涤塔 F1 进行洗涤、脱臭和排放处理。

[0027] 在上述厌氧处理中,催化铁强化水解预酸化过程的有机物负荷要控制在 $1.0\text{--}2.0\text{kgCOD/m}^3\cdot\text{d}$,停留时间可控制在 48–120 小时,兼做调节池之用,并在水解预酸化进水处混合短程硝化反硝化后泥水分理上清液和剩余污泥,回流比控制 50%–100%;在水解预酸化出水处设置催化铁固定床,过床流速控制在 $0.3\text{--}1.0\text{m/h}$,固定床内填充铁刨花或铁屑,填充高度在 2.0–3.0 米,并在底部设置曝气装置,防止催化反应床堵塞;在水解预酸化池中填充一定量的生物填料,保证池内生物量,填充比在 50–75%;所述的厌氧处理采用 ABR 厌氧折流板反应器 5,有机物容积负荷控制在 $4\text{--}8\text{kgCOD/m}^3\cdot\text{d}$,在 ABR 中,每格内下降流速在 $1.5\text{--}3\text{m/h}$,水平流速在 $2\text{--}3\text{m/h}$,上升流速在 $0.2\text{--}0.4\text{m/h}$ 。在 ABR 每格的上升段的顶部填充生物填料,填充比在 30–50%,保证上部一定的污泥量,并能截留部分沼气上升携带的污泥,起到三相分理的作用;在厌氧过程中设置加热装置是厌氧反应器温度控制在 30–40 度,从而保证厌氧处理效果。

[0028] 三、对垃圾渗滤液进行厌氧处理后,催化铁强化厌氧组合生物处理系统 II 中的出水要进入到组合好氧生物处理系统 III,该系统由温度调节水池 6、短程硝化池 7、短程反硝化池 8、泥水分离池 9、二次反硝化池 10 以及二次硝化池 11 构成。经过厌氧处理后的出水进入到温度调节水池 6 中,利用蒸汽或是冷却水塔调整温度,加热/降温水池的设置是为了保证短程硝化反硝化工艺的运行。通过温度调节水池 6 后的出水要依次通过短程硝化池 7、短程反硝化池 8、泥水分离池 9、二次反硝化池 10 以及二次硝化池 11 后进入到 MBR 膜分理单元 12 内,从而依次实现对垃圾渗滤液的第一次短程硝化、第一次短程反硝化、第二次反硝化、第二次硝化的生物处理步骤。另外,短程硝化池 7 与短程反硝化池 8 之间要形成一个内循环系统 H7,二次反硝化池 10 与二次硝化池之 11 间形成一个内回流系统 H9,从而进行污泥回流;短程硝化池 7 和泥水分离池 9 之间形成一个外回流系统 H6,二次反硝化池 10 和 MBR 膜分离单元 12 之间也形成一个外回流系统 H8,而泥水分离池 9 内的污泥通过泵排泥回流系统 H5 回流至预酸化池 4 内,泥水分离池 9 的上清液部分通过回流系统 H4 回流至预酸化池 4 内。所述生物法短程硝化反硝化工艺采用好氧缺氧交替运行的方式,在好氧条件下的短程硝化池 7 内利用好氧反应器控制充氧量进行亚硝化型短程硝化将氨氧化成亚硝酸;而在缺氧条件下的短程反硝化池 8 内利用缺氧反应器控制充氧量进行短程反硝化,将亚硝酸还原成气态氮,换句话说,本发明在好氧反应器内采用悬浮污泥,控制好充氧量使氧池内只进行亚硝化型硝化;在缺氧池中充分利用进水有限的碳源进行反硝化,该工艺中,缺氧反应器内安装填料,反硝化菌在其上附着生长,始终处于最佳生长状态,不需搅拌设备;原水中的有机物被完全用于反硝化,反硝化效率增加。二次硝化作用指 NH_3 氧化成 NO_3^- 的过程,二次硝

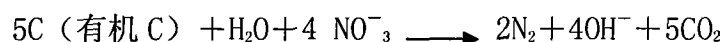
化作用由两类细菌参与,亚硝化菌将 NH_3 氧化成 NO_2^- ;硝化杆菌将 NO_2^- 氧化为 NO_3^- 。它们都利用氧化过程释放的能量,使 CO_2 合成为细胞的有机物质,因其为一类化能自养细菌,在运行管理时,应创造适合自养性的硝化细菌生长繁殖的环境,硝化过程是生物脱氮的关键。

[0029]



[0030] 如上公式所示,二次硝化作用过程要耗去大量的氧,使一分子 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 完全氧化成 NO_3^- 需要耗去 2 分子的氧,即 $4.57\text{mgO}_2/\text{mgNH}_4^+ - \text{N}$ 。硝化过程使环境酸性增强。在二次硝化反应中,通过控制较低的负荷,延长污泥停留时间确保硝化作用的顺利进行。二次反硝化作用是通过反硝化菌将硝酸盐和亚硝酸盐还原成气态氮和氧化亚氮的过程。反硝化菌多为异养的兼性厌氧细菌,它利用各种各样的有机质作为反硝化过程中的电子供体(碳源),在二次反硝化过程中,有机物的氧化为:

[0031]



[0032] 在二次硝化作用过程中耗去的氧能被重复用到二次反硝化过程中,从而使有机质氧化。

[0033] 对垃圾渗滤液进行好氧处理后,组合好氧生物处理系统 III 中的出水要进入到膜分离处理系统 IV,该系统有 MBR 膜分离单元 12、超微滤单元 13、中间水池 14、纳滤单元 15 和稳定水池 16 组成。二次硝化反应池 11 的出水进入 MBR 膜分理单元 12 中进行固液分理,分理出来的高浓度的活性污泥通过 H8 回流系统回流至二次反硝化池 10 中,MBR 膜分离单元 12 是实现二次硝化反硝化过程极高的污泥浓度的有力保证,在硝化反硝化过程中,极高的污泥浓度可以在较短的时间内实现有机物和氨氮的降解,极大的节约了建设成本和用地成本。MBR 膜分离单元 12 出水进入超微滤膜单元 13,超微滤膜单元 13 保护纳滤膜装置 15 的运行,保证其使用寿命,超微滤 13+ 纳滤深度处理单元 15 对二价离子和大分子有机物有极高的分离效率一般在 95% 以上,膜出水的污染物含量极低,满足严格的环保排放要求,出水进入稳定水池 16 作为它用或排入水体。

[0034] 在所述好氧处步骤中,好氧短程硝化反硝化过程氨氮的容积负荷控制在 $0.2 - 0.4\text{kgNH}_3 - \text{N}/\text{m}^3 \cdot \text{d}$,有机物容积负荷控制在 $1.0 - 2.0\text{kgCOD}/\text{m}^3 \cdot \text{d}$,污泥浓度控制在 $6000 - 8000\text{mg/L}$,内回流比在 300-600%;在此步骤中,本发明采用是曝气充氧-缺氧-曝气充氧的组合方式,短程硝化-反硝化容积比 (8 ~ 12):4,曝气充氧-缺氧交替进行,在缺氧段设置生物填料;好氧段溶解氧 DO 浓度控制在 $0.5 - 1.0\text{mg/L}$,进水 PH 值控制在 8 ~ 8.5,运行温度在 28-35 度;泥水分离的表面负荷控制在 $0.5 - 0.8\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$;好氧二次硝化反硝化过程氨氮的容积容积负荷控制在 $0.2 - 0.3\text{kgNH}_3 - \text{N}/\text{m}^3 \cdot \text{d}$,活性污泥负荷控制在 $0.3 - 0.4\text{kgBOD}_5/\text{kgMSLL} \cdot \text{d}$,污泥浓度在 $10000 - 13000\text{mg/L}$;反硝化和硝化的容积比 1:3,硝化过程溶解氧 DO 浓度控制在 $2.0 - 2.5\text{mg/L}$,内回流比在 300-600%。

[0035] 四、组合好氧生物处理系统 III 中的出水进入膜分离处理系统 IV,该系统有 MBR 膜分离单元 12、超微滤单元 13、中间水池 14、纳滤单元 15 和稳定水池 16 组成。二次硝化池 11 的出水进入 MBR 膜分理单元 12 中进行固液分理,分理出来的高浓度的活性污泥通过外回流系统 H8 回流至二次反硝化池 10 中,MBR 膜分离单元 12 是实现二次硝化反硝化过程极高的污泥浓度的有力保证,在硝化反硝化过程中,极高的污泥浓度可以在较短的时间内

实现有机物和氨氮的降解,极大的节约了建设成本和用地成本。MBR膜分离单元12出水进入超微滤膜单元13,超微滤膜单元13保护纳滤膜装置15的运行,保证其使用寿命,超微滤13加上纳滤深度处理单元15的工作方式对二价离子和大分子有机物有极高的分离效率,该分离效率一般在95%以上,膜出水的污染物含量极低,满足严格的环保排放要求,出水进入稳定水池16作为它用或排入水体。在膜分离过程,对于硝化反硝化出水采用MBR(膜生物反应器)的方式进行固液分离,可以采用外置式或内置式的MBR组件,膜组件的参数根据供货商提供的设计数据进行工艺配置。

[0036] 五、在膜分离处理后,将膜分离处理后的浓缩液在投加有亚铁离子和双氧水的氧化絮凝反应池17中进行氧化絮凝处理,然后再在固液分离池18内进行固液分离,固液分离后的出水汇入稳定水池16,换句话说,纳滤单元15含有较多污染物的浓缩液进入浓缩液复合氧化絮凝沉淀处理系统V,该系统有复合絮凝氧化池17和固液分离装置18组成,本发明采用强氧化絮凝的方式进行浓缩液处理,在复合絮凝氧化池17中投加絮凝氧化剂,氧化剂采用为双氧水或高锰酸钾等强氧化剂,絮凝剂采用为硫酸亚铁,所述复合絮凝氧化池17中,投加量氧化剂:絮凝剂控制在(1~1.5):1,氧化絮凝时间控制在15-60分钟,然后进行泥水分理,分理方式可以采用溶气气浮法或者沉淀法,通过此过程对纳滤浓缩液进行达标处理,出水进入稳定水池16和纳滤出水混合排放;

[0037] 六、通过上述步骤,本发明在实施过程中会产生二次污染,它们包括在生物吸附絮凝沉淀过程和预酸化处理过程产生的臭气、ABR厌氧处理过程产生的沼气以及系统产生的剩余污泥;正如上面已经所述的,所述臭气是通过设置洗涤塔加药吸附的方式去除;沼气是通过洗涤预处理后,设置燃烧器燃烧的方法去除;剩余污泥是利用污泥脱水系统进行固化,滤过液回流至系统中,固化污泥外运填埋处理或焚烧处理。

[0038] 为了保证MBR膜、超微滤膜和纳滤膜的使用寿命,本发明与现有技术一样,在应用化洗药剂的同时,利用纳滤膜的出水作为化洗用水,对MBR膜、超微滤膜和纳滤膜进行定期化学清洗,用于所述化学清洗的化学清洗系统包括清洗水槽F7和F9以及保安过滤器F8和F10。

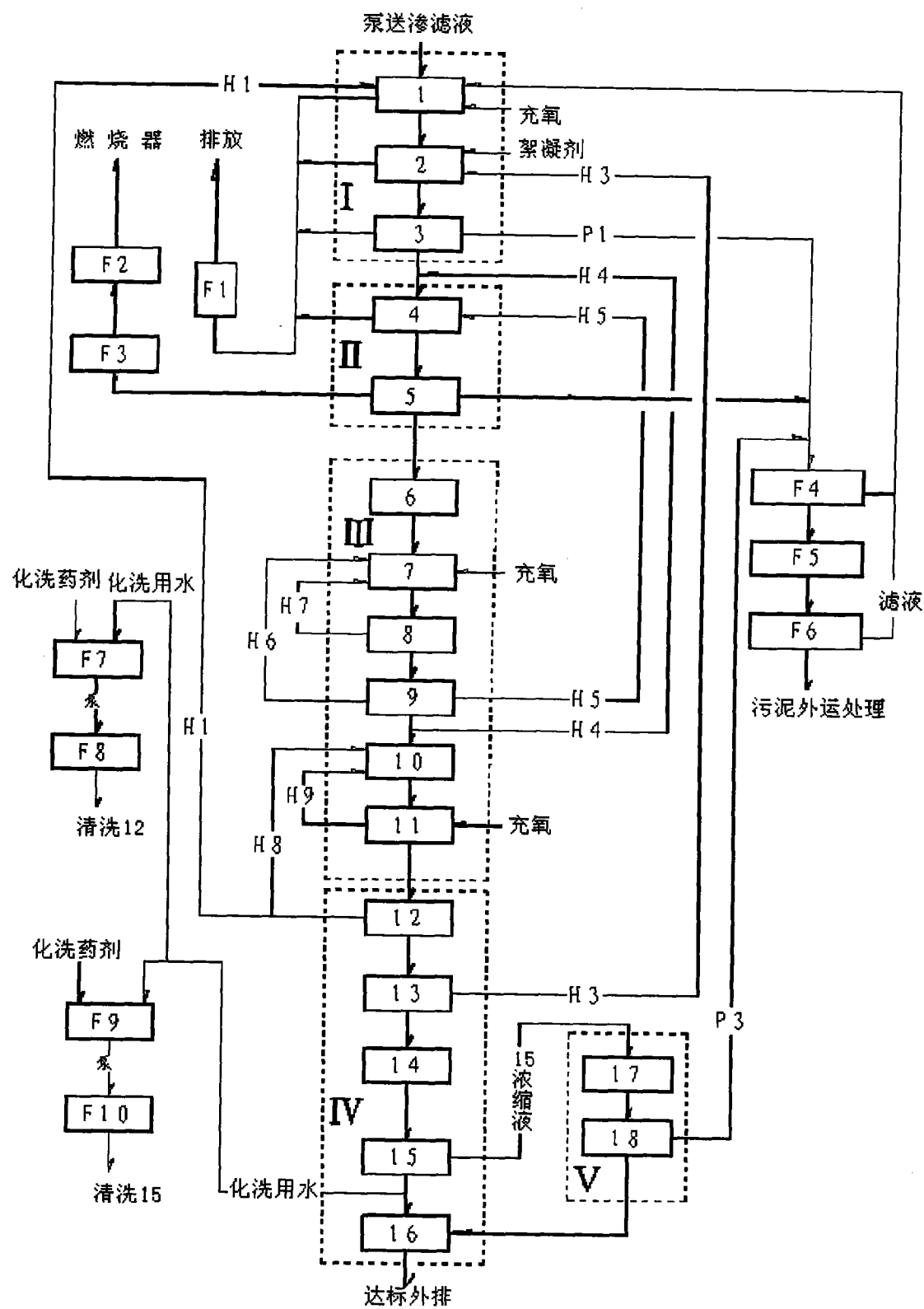


图 1