

我国城市垃圾渗滤液处理现状与展望*

李 晨, 杨朝晖, 曾光明, 高 锋

(湖南大学环境科学与工程系, 长沙 410082)

摘 要: 在介绍国内外现有的新型脱氮及深度处理技术的基础上, 重点对垃圾渗滤液的脱氮及深度处理技术的应用进行了探讨, 并展望了渗滤液脱氮及深度处理的发展方向, 指出垃圾渗滤液的处理工艺应注重可持续发展, 经济效益, 环境效益, 社会效益并重。

关键词: 垃圾渗滤液; 脱氮; 深度处理; 可持续发展

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 1005-8206(2004)03-0136-05

Present Situation and Future of City Landfill Leachate Treatment in China

Li Chen, Yang Zhaohui, Zeng Guangming, Gao Feng

(Department of Environmental Science and Engineering of Hunan University, Changsha 410082)

Abstract: Based on introduction of existing new nitrogen removal and further treatment technologies at home and abroad. Application of the technologies were mainly discussed, development direction of the technologies were forecasted. The leachate treatment should have the idea of sustainable development, economical benefit, social benefit and environmental benefit should be regarded at the same time in landfill leachate treatment.

Key words: Landfill leachate; Nitrogen removal; Further treatment; Sustainable development

渗滤液对水体污染主要有两种途径: 通过填埋场底部渗入含水层, 污染地下水; 从填埋场导出的外排渗滤液污染地表水。因此垃圾渗滤液的妥善处理, 防止其造成二次污染, 是每个垃圾填埋场的职责。垃圾渗滤液是一种成分极其复杂的高浓度有机废水。根据我国学者张兰英等人的测试结果, 在几十种监测到的有机物中, 被我国环保总局和美国 EPA 列入优先控制污染物黑名单中的就有 22 种^[1]。并且, 随着垃圾填埋时间的延长, 垃圾中蛋白质等含氮类物质的降解造成渗滤液中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度的不断上升, 而同期渗滤液中 COD 的浓度则呈下降趋势, 在一定填埋时间后会出现 $(\text{C}/\text{N}) < 3$ 的情况, 造成营养比例严重失调, 原有的处理工艺往往不能适应其变化, 处理效率日趋下降。为了探求高效低耗的处理方法, 国内外学者进行了大量的研究, 取得了一些突破性的成果, 其中部分已成功地运用于渗滤液处理厂, 但由于渗滤液水质的复杂性和水质水量变化大的特殊性, 渗滤液的处理还存在一些急待解决的问题。我们在总结国内渗滤液处理现状的基础上, 从经济效益、环境效益和社会效益三方面出发, 对渗滤液处理的发展方向进行了展望, 重点探讨

了垃圾渗滤液脱氮处理和深度处理的发展方向。

1 垃圾渗滤液的水质特征

一个垃圾填埋场的使用年限大约为 15 a, 按垃圾填埋年限可分为填埋初期与填埋中后期。在填埋初期, 垃圾中有机物的分解处于产酸阶段, 相应的, 这一阶段的垃圾渗滤液含高浓度的有机污染物, 且所含大部分有机污染物为挥发性脂肪酸, 易于生物降解。随着填埋时间的延长, 在填埋中后期, 填埋垃圾中有机物的厌氧分解开始转入甲烷发酵阶段, 产甲烷菌分解 VFA 产生沼气, 降低了渗滤液中有机物的含量, 经降解后剩余的有机物主要为大分子物质, 可生化性差, 如表 1 所示, 渗滤液的 BOD_5/COD 从填埋初期的 0.4 ~ 0.8 降到了 0.1 ~ 0.2。垃圾渗滤液是一种水质、水量变化大、COD 与 BOD_5 浓度高、氨氮含量高、微生物营养元素比例失调的难处理的污水。此外垃圾渗滤液中还含有十几种重金属离子, 浓度也较高, 变化也较大, 见表 2。

表 1 渗滤液水质

	BOD_5 (mg/L)	BOD_5/COD	COD (mg/L)	$\text{NH}_3\text{-N}$ (mg/L)	SS (mg/L)	pH
填埋初期	1 600 ~ 6 000	0.4 ~ 0.8	4 000 ~ 30 000	250 ~ 800	100 ~ 400	6.5 ~ 7.5
填埋 5 a 后	1 000 ~ 2 000	0.1 ~ 0.2	2 000 ~ 4 000	800 ~ 1 400	200 ~ 550	7.5 ~ 8.5

2 垃圾渗滤液处理现状

由于经济水平的制约, 我国在 20 世纪 80 年

* 基金项目: 国家 863 高技术资助(2001AA644020)

收稿日期: 2004-04-19

表 2 重金属离子浓度变化

	Fe	Mg	Cd	Ca	Cu	Pb	Mn	Zn	Cr
浓度	0.05 ~ 17	~ 0.003	23 ~	0 ~	0.002	0.07 ~	0.2 ~	0.01 ~	
(mg/L)	2 820	1 560	~ 17	7 200	9.9	~ 2	125	370	8.7

代末才开始建设真正意义的卫生填埋场。垃圾渗滤液处理设施的建设起步更晚，大概在 20 世纪 90 年代初期。近些年来生活垃圾处理越来越受到人们的重视，我国专门制定了 GB16889-1997 生活垃圾填埋污染控制标准，见表 3。渗滤液排入市政管网，与城市污水进行合并处理的渗滤液执行三级标准；排入地表水体渗滤液，据其受纳水体的功能分别执行一级、二级标准^[2]。根据此标准我们将从现有垃圾渗滤液处理方案以及处理方法两方面总结垃圾渗滤液处理现状。

表 3 生活垃圾渗滤液排放标准

排放标准	COD (mg/L)	BOD ₅ (mg/L)	NH ₃ -N (mg/L)	SS (mg/L)	大肠菌值 (个/L)
一级	100	30	15	70	10 ⁻² ~ 10 ⁻¹
二级	300	150	25	200	10 ⁻¹
三级	1 000	600		400	

2.1 现有渗滤液处理方案

目前垃圾渗滤液处理方案主要有场外处理和场内处理。场外处理，即垃圾渗滤液与城市污水合并进行处理；场内处理，即在填埋场内设污水厂进行现场独立处理。

若垃圾填埋场距城市污水处理厂较近，则场外处理较场内处理可节省建设污水处理设施费用及运行费用，降低处理成本，同时，城市污水对渗滤液具有缓冲、稀释及营养平衡作用，降低其处理难度。但须注意，城市污水处理厂所能接纳渗滤液是很有限的。国外的研究结果表明，如果渗滤液水量小于污水总量的 0.5%，使污水负荷增加在 10% 以下，那么合并处理不仅使渗滤液的可生化性得到提高，城市污水处理厂本身处理系统也不受影响^[3]。如果在建立城市污水处理厂前就考虑到附近垃圾填埋场渗滤液的场外处理，则当渗滤液流量达到 100 m³/d 时，污水处理厂的规模是由氮负荷决定的。当 TKN 负荷为 100 kg/d 时，则相应要求污水厂处理规模是 2 × 10⁴ m³/d；TKN 负荷增至 200 kg/d，处理规模激增至 4 × 10⁴ m³/d^[4]。由此可见，随着渗滤液水量与氮负荷的逐渐增加，渗滤液与污水厂污水合并处理，使得污水厂的处理规模急速增加，比如，12 × 10⁴ m³/d 规模的污水厂才能接纳一个中等规模填埋场产生的渗滤液。因此对于大型填埋场，渗滤液处理方

案建议采取场内处理。

在确切掌握渗滤液水质及其变化规律的前提下，场内处理不仅适用于大型规模填埋场，还可避免合并处理时，由于有机物和重金属在活性污泥中的积累而使污水厂的污泥用作农肥的污染问题。不同填埋龄的渗滤液，在采取场内处理时，由于其水量、水质变化规律的不同，采用的处理工艺也因“填埋龄”而异。具体情况见表 4。

表 4 不同填埋龄渗滤液处理工艺

垃圾填埋龄	BOD ₅ /COD	NH ₃ -N(mg/L)	VFA 含量	处理工艺
初期	0.4 ~ 0.8	1 000(左右)	高	生物
中后期	0.1 ~ 0.2	1 000(左右)	低	生物—物化联合

2.2 现有渗滤液处理方法

垃圾渗滤液现有处理方法按进程可分为预处理、主处理、深度处理。预处理有物理、化学方法（吸附、混凝沉淀、吹脱、膜技术、光催化氧化及电化学技术等），主处理有生物方法，如好氧处理（活性污泥法、曝气稳定塘、生物膜法等），厌氧处理（厌氧生物滤池、上向流式厌氧污泥床等），厌氧与好氧结合（厌氧硝化和生物氧化塘、厌氧—氧化沟—兼性塘、厌氧—气浮—好氧、UASB—氧化沟—稳定塘等），土地处理（亦即土壤灌溉法，人类最早采用的污水处理方法）等，深度处理有物理化学法（混凝沉淀、活性炭吸附、化学氧化和催化氧化、反渗透、超滤技术等）。目前国内外针对垃圾渗滤液处理的研究主要集中在高浓度氨氮的去除以及深度处理两个方面。

2.2.1 高浓度氨氮的处理

渗滤液中氨氮的主要来源是填埋垃圾中蛋白质等含氮类物质的生物降解。注重高浓度氨氮的处理^[5]，原因在于：（1）高浓度氨氮增加了渗滤液生化处理系统的负荷；（2）填埋时间较长的渗滤液中 COD 浓度下降，随之碳氮比下降，营养比例严重失调；（3）高浓度氨氮降低了微生物活性。

以调整碳氮比为目的高浓度氨氮的预处理技术主要采用物理化学方法，如吹脱法、吸附法等。吹脱法目前采用国内较多的是曝气池吹脱、吹脱塔吹脱^[6]，两者对比见表 5。

目前吹脱技术存在的主要问题是尾气较难处理，会造成二次污染，使周围大气环境质量下降。此外吹脱塔脱氨，还存在结垢、回调 pH、初期投资较大等问题。蒋建国、陈嫣、邓舟等人^[7]

采用沸石作吸附剂，去除垃圾渗滤液中的氨氮，效率可达到 78.5%，并得出在吸附时间、沸石投加量及粒径相同的情况下，进水氨氮浓度越高则吸量越大的结论。

表 5 两种吹脱方式对比

吹脱方式	效率	尾气处理	占地	成本	气温	吹脱介质	应用单位
曝气池	低	难处理	大	低	有影响	空气	苏州七子山垃圾填埋场
吹脱塔	较高	难处理	较小	高	有影响	空气	深圳下坪垃圾填埋场

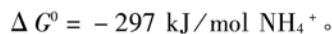
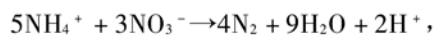
经预处理后的渗滤液，虽然氨氮浓度大为降低、营养比例失调问题也得到解决，但出水渗滤液并未达到标准，还需采用生物脱氮技术、电化学氧化除氮技术等进一步除氨氮以达到 GB16889-97 填埋场渗滤液出水标准。

传统生物脱氮技术包括硝化反应和反硝化反应，但硝化菌与反硝化菌在对有机物的需求方面相互制约，自养硝化菌不允许大量有机物存在，否则在对氧气和营养物的竞争上不占优势；而反硝化菌则需要有机物作为电子供体，这就使得传统脱氮工艺，如厌氧+好氧，在处理氨氮浓度很高、C/N 较低的渗滤液时，存在一定的困难。

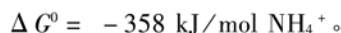
近些年来人们对生物脱氮有了新的认识，相继开发了亚硝酸硝化/反硝化、同时硝化/反硝化及厌氧氨氧化等技术。这些技术具有需氧量低、能耗低、负荷高、对碳源碱度需求低等特点，适于处理渗滤液。我们选择其中两种作为代表（亚硝酸硝化/反硝化和厌氧氨氧化），阐述生物脱氮新进展。亚硝酸硝化/反硝化是基于简捷硝化/反硝化（亦称短程硝化/反硝化），即将氨氧化控制在亚硝化阶段，然后进行反硝化。目前应用该技术开发出的 SHARON（Single Reactor High Activity Ammonia Removal Over Nitrite）工艺，是由荷兰 Delft 技术大学完成的^[8]。SHARON 工艺利用在较高温度（30~40℃）下，亚硝化菌的生长速率明显高于硝化菌生长速率这一特点，通过控制温度和停留时间，把反应器中的硝化菌冲洗出去，使亚硝化菌占优势，将氨氧化控制在亚硝化阶段，从而节省了 25% 的硝化曝气量和 40% 的反硝化碳源^[9]。该工艺的关键在于稳定的亚硝酸盐硝化，须从控制溶解氧及 pH 等来实现。

厌氧氨氧化（Anaerobic Ammonium Oxidation，ANAMMOX），即在厌氧条件下，以 NO₃⁻或 NO₂⁻为电子受体，将氨转化为 N₂ 的自养生物脱氮过程。这是一种近些年来才得以确认的生物化学反应，尚处于理论研究阶段。1990 年，荷兰

Delft 技术大学 Kluyver 生物技术实验室开发出 ANAMMOX 工艺。1995 年，Mulder 研究发现^[10]：在实验室规模的反硝化流化床反应器中，NH₄⁺浓度的降低与 NO₃⁻的去除存在一定的比例关系，假定反应如下：



随后 Graaf 又以 NO₂⁻为电子受体，假定反应如下：



以上两反应的吉布斯自由能均小于零，说明反应可自发进行，ANAMMOX 过程可产生能量，理论上可供微生物生长所需。1996 年，Graaf 又以试验表明 ANAMMOX 反应是一个生物化学反应，是由自养菌完成的^[11]。目前推测厌氧氨氧化途径大体上有 3 种：其一是氨被氧化成羟氨，羟氨和亚硝酸盐反应生成 N₂O，N₂O 进一步转化为 N₂；其二是氨和羟氨反应生成联氨，联氨进一步转化为 N₂，同时生成 4 个还原性[H]，该[H]又循环到生成羟氨的亚硝酸还原系统；其三是 NO₂⁻和 NH₄⁺氧化还原反应，前者被还原为 NO，继而还原为 N₂O，最终还原产物是 N₂；后者被氧化为 NH₂OH，再经 N₂H₄、N₂H₂，最终被转化为 N₂^[12]。由上述 3 种途径我们可推得亚硝酸盐是最合适的电子受体，3 种途径分别见图 1、2、3^[13]。

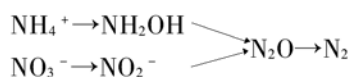


图 1 羟氨和亚硝酸盐反应途径

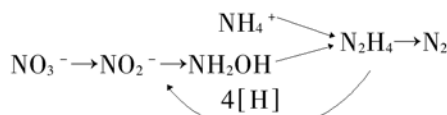


图 2 联氨转化为氮气反应途径

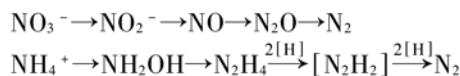


图 3 亚硝酸盐和氨的氧化还原反应

厌氧氨氧化微生物是专属微生物，没有好氧活动，因此 ANAMMOX 工艺具有不需要氧气、不需要外加碳源、生物产生量低，因而产生的污泥量低的优点。但由于厌氧氨氧化的最大比基质转化率较低即生物产率低，造成了系统停留时间长，所需的反应器容积大。而我国目前垃圾填埋场多采用厌氧填埋，若将其视为一个可利用的大容积厌氧生物反应器，渗滤液回灌恰恰弥补了厌



氧氨氧化工艺的不足。

2.2.2 渗滤液的深度处理

注重渗滤液的深度处理,原因在于经过主处理(一般为生化处理)后的出水渗滤液中COD主要成分为难降解有机物,如腐殖酸、富里酸类有机物、可吸附有机卤代物等,若不采取深度处理,COD中难降解的有机物有可能进入食物链,将直接危害人类健康,而且黄甾酸等腐殖酸则增加了经主处理后的渗滤液的色度。

渗滤液的深度处理有混凝沉淀、活性炭吸附、化学氧化和催化氧化以及反渗透与超滤技术、电解氧化技术等,前几种是渗滤液深度处理的常用方法,而反渗透与超滤技术则是近些年来才应用于渗滤液深度处理新技术。在德国的Damsdoof垃圾填埋场,最先使用反渗透装置来继续处理生化处理出水获得成功。在荷兰、瑞士的几个渗滤液处理厂也相继使用了该技术。在我国使用这两种技术深度处理垃圾渗滤液成功的例子也不少。如广州市大田山垃圾填埋场利用反渗透处理渗滤液出水^[14],结果表明,当进水COD浓度为250~620 mg/L时,调整进水压力为3.5 MPa, pH 5~6,则出水COD浓度几乎为零,去除率为100%,平均透水量为30~42 L/(m²·h)。若将反渗透与微滤或超滤技术联合起来应用,首先利用微滤或超滤技术提高有机污染物的去除能力,并为反渗透的正常运行创造适宜条件,而后利用反渗透优异的分选性能,使得膜分离的渗滤液COD浓度达标。反渗透的应用还可确保重金属离子的达标排放,使得最终处理出水的水质完全符合国家污水综合一级排放标准的要求。

电解氧化技术通常因其对有机物和氨氮的高去除率而作为传统生化方法的深度处理技术,以去除渗滤液经生化处理后残留的氨氮及难降解有机物。李小明^[15]、王鹏^[16]等的电化学氧化除氨实验,均是源于经生化处理后的渗滤液COD浓度较高,有的高达600~800 mg/L,很难再处理,欲采用电化学进行深度处理。结果实验表明,电解氧化过程中,NH₃-N优先于COD被去除,并且两组实验人员均得到在适宜试验条件下,NH₃-N去除率可达100%。如王鹏试验结果表明,进水氨氮为(1 480±150) mg/L、COD为(1 610±170) mg/L、控制pH在9左右、电流密度为32.3 mA/cm²、水样循环流速为0.1 cm/s、电解6 h后,[Cl⁻]从进水时的(2110±40) mg/L增

至4 000 mg/L以上,氨氮去除率达100%,COD去除率达到87%。

3 渗滤液处理展望

国外有资料显示,在城市垃圾填埋场的运行中,为使渗滤液出水达标排放,渗滤液处理设施几年内的运行管理费用往往超过其投资额。对于我国这样一个经济发展中国家,垃圾填埋场的建设与渗滤液处理才刚刚起步,在建设垃圾填埋场及设计渗滤液处理工艺时,应注意其经济性与合理性,以达到经济、社会、环境效益相统一。

去除废水中的高浓度氨氮以及深度处理是渗滤液处理中的难点,为此国内外学者进行了大量的研究,但仍存在许多问题和不足之处,寻求一种拥有高效去除率同时又兼顾经济和社会效益的处理方法成了近年来渗滤液处理研究的热点。

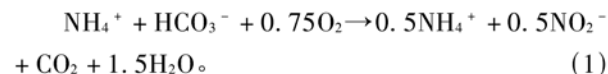
3.1 高浓度氨氮的去除

3.1.1 预处理

精馏塔脱氨是一种比较有前途的方法,虽然该法需要一定量的蒸汽,但水温的提高正好减少了调整pH的酸碱用量,同时减小了气液比以及风机的电耗。另外,蒸馏后,脱氨尾气可以通过冷凝直接转换成液氨,回收利用。既有效的解决了尾气难以治理的问题,又具有一定的经济效益。新型高效吹脱装置的开发,脱氨尾气的妥善处理是今后吹脱氨研究的一个方向。

3.1.2 生物脱氮新技术的开发

前面提到的SHARON工艺中,其短程硝化反硝化原理可用方程式表示:

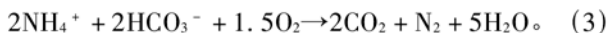


从方程式(1)可看出:在碱度充足的条件下,污水中50%氨氮被亚硝化菌氧化为NO₂⁻-N,即仅一半氨氮被氧化且硝化作用仅进行到亚硝化阶段,因此对出水氨氮含量有严格要求时,若采用SHARON工艺,还应有后续处理过程,因其出水中还残留50%的氨氮及大量对生物有毒性的致癌物质NO₂⁻。

而厌氧氨氧化的一种可能途径,可用方程式表示:



前面已提到在厌氧氨氧化过程中,NO₂⁻是最适合的电子受体,因此可将(1)式乘以2,然后与(2)式相加,得方程式(3):





从方程式(3)中我们可看出,若采用SHARON-ANAMMOX工艺联合处理渗滤液,则经SHARON工艺处理过的渗滤液中剩余的50% NH_4^+ ,恰与已由50% $\text{NH}_3\text{-N}$ 转化的 NO_2^- -N在ANAMMOX工艺中的自养菌作用下反应生成 N_2 逸出,且不需再加碳源。

当前可持续发展越来越引起人们的重视,相应的也提出废水可持续发展目标,即最低的有机物(有机物含能量14 mJ/kgCOD)和能源消耗;最少的 CO_2 排放以减少温室效应;最大的生物能量—甲烷的产生。SHARON-ANAMMOX较传统生物硝化反硝化脱氮工艺耗氧量减少60%,且不需再加碳源,具有可持续发展意义,是生物脱氮技术研究的一个新突破。但还需进一步研究工艺中起主要作用的微生物生理特性及确定其反应途径^[17-20]。

3.2 深度处理

据最近发表的研究报告称,填埋场渗滤液是一个内分泌干扰剂的污染源,但通常没有对其进行常规监测,包括欧洲、日本和美国的许多填埋场。而以膜为基础的深度处理过程是从城市垃圾填埋场渗滤液去除内分泌干扰剂的有效方法。德国Aachen大学的Anja Coors和他的同事试验了2种以膜为基础的渗滤液处理流程,第一个流程是好氧生物降解加超滤,再以活性炭吸附;第二个流程是利用反渗透膜。

渗滤液的深度处理,由于生物方法基本无效,一般采用以物理化学方法为主的处理方法。由于高级的处理技术意味着较高的投资和运行管理费用,针对我国实际情况,一是处在经济发展中;二是垃圾填埋场的建设及渗滤液的处理才刚刚起步,寻求一种廉价高效的渗滤液深度处理技术,使渗滤液达到相应排放标准,是今后深度处理技术的关注点。

4 结束语

由于垃圾渗滤液成分复杂,水质、水量变化大,有机物和氨氮浓度高,微生物营养元素比例失调,因此在选择渗滤液处理工艺时,首先应准确而详细的测定渗滤液的各种成分,分析渗滤液的特点。其次明确限制处理工艺的因素和需要重点针对的污染指标,依据渗滤液性质和受纳水体环境质量要求,选择处理工艺。确定处理工艺后,须对其进行技术经济评价,确保所选择的处

理形式经济有效。处理工艺的研究与应用以多种方法相结合为最佳。然后通过小试或中试来取得可靠优化的工艺方案,以获得理想的处理效果。

5 参考文献

- [1] 张兰英. 垃圾渗滤液中有机污染物的污染及去除[J]. 中国环境科学, 1998, 18(2): 184-188
- [2] 中华人民共和国建设部标准. GB16889-1997 生活垃圾填埋污染控制标准[S].
- [3] Christensen T H. Landfilling of Waste: eachate[J]. Elsevier Applied Science, 1992
- [4] 赵宗升, 刘鸿亮, 李炳伟, 等. 垃圾填埋场渗滤液污染的控制技术[J]. 中国给水排水, 2000, 16(6): 20-23
- [5] 孙英杰, 徐迪民, 张隽超. 生活垃圾填埋场渗滤液中氨氮的脱除[J]. 给水排水, 2002, 28(7): 35-37
- [6] 孟了, 熊向隅, 马箭. 我国垃圾渗滤液处理现状及存在问题[J]. 给水排水, 2003, 29(10): 26-29
- [7] 蒋建国, 陈娟, 邓舟, 等. 沸石吸附法去除垃圾渗滤液中的氨氮的研究[J]. 给水排水, 2003, 19(11): 22-24
- [8] 赵宗升, 刘鸿亮, 李炳伟, 等. 高浓度氨氮废水的高效生物脱氮途径[J]. 中国给水排水, 2001, 17(5): 24-28
- [9] Yang L, Alleman J E. Investigation of Batchwise Nitrite Build-up by an Enriched Nitrification Culture[J]. Wat. Sci. Tech., 1992, 6(5/6): 997-1005
- [10] Mulder A, AA van de Graaf, L A Roberson. Anaerobic Ammonium Oxidation Discovered in a Denitrifying Fluidized Bed Reactor[J]. FEMS Microbiol. Ecol., 1995, 16: 177-184
- [11] Van de Graaf A A, A Mulder, P de Bruijn. Anaerobic Oxidation of Ammonium is a Biologically Mediated Process [J]. Appl. Environ. Microbiol., 1995, 61: 1246-1251
- [12] Graaf A A. Metabolic Pathway of Anaerobic Ammonium Oxidation on the Basis of 15 N Studies in a fluidized Bed Reactor[J]. Microbiology, 1997, 143: 2415-2421
- [13] 王建龙, 文湘华. 现代环境生物技术[M]. 北京: 清华大学出版社, 2001
- [14] 袁维芳. 反渗透法处理城市垃圾填埋场渗滤液[J]. 水处理技术, 1997, 23(6): 333-335
- [15] 李小明, 王敏, 矫志奎, 等. 电解氧化处理垃圾渗滤液研究[J]. 中国给水排水, 2001, 17(8): 14-17
- [16] 王鹏, 刘伟藻, 方汉平. 垃圾渗滤液中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的电化学氧化[J]. 中国环境科学, 2000, 20(4): 289-291
- [17] Mike S M Jetten. Towards a more Sustainable Municipal Wastewater Treatment System[J]. Wat. Sci. Tech., 1997, 35(9): 171-180
- [18] C Hellinga. Model Based Design of a Novel Process for Nitrogen Removal from Concentrated Flows[J]. Math and computer Modelling of Dynamical Systems, 1999, 5(4): 351-371
- [19] G Koch. Mathematical Modeling of Autotrophic Denitrification in a Nitrifying Biofilm of a Rotating Biological Contactor[J]. Wat. Sci. Tech., 2000, 41(4-5): 191-198
- [20] C Helmer. Nitrogen Loss in a Nitrifying Biofilm siofilm System [J]. Wat. Sci. Tech., 1999, 39(7): 13-21

作者简介: 李晨(1978-), 湖南大学环境科学与工程系硕士研究生, 主要从事污水生物处理的研究。