

强化沟渠处理三峡库区山地小城镇生活污水的研究

郭劲松^{1,2} 李勇^{1,2} 方芳^{1,2} 王磊^{1,2}

(1 重庆大学城市建设与环境工程学院, 重庆 400045; 2 重庆大学三峡库区生态环境教育部重点实验室, 重庆 400045)

摘要 强化沟渠是通过合理改造排水沟渠而达到污水净化处理目的设施, 其主要特征是在原有人工砌筑排水沟渠的基础上, 利用渠底坡降形成的高度差和隔墙设置将处理渠分为若干处理段, 结合生物接触氧化、人工湿地和稳定塘技术处理生活污水。在重庆忠县石宝寨镇的生产性试验结果表明: 强化沟渠表现出了较强的有机物去除能力, 对氮磷也有相当的去除效果。系统出水的 COD_Cr 、TN 分别达到了《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002) 中的一级 A 和一级 B 标准, $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TP 达到二级标准, 适合在三峡库区山地小城镇推广。

关键词 强化沟渠 三峡库区 山地小城镇 生活污水

0 引言

三峡库区周边小城镇发展迅速, 用水量和污水排放量也随之迅速增加。但多数小城镇生态环境脆弱, 排水体制不健全, 绝大部分污水未经任何处理就直接排入长江, 最终将影响到三峡水库的水质^[1]。

沟渠具有汇水、持水、水流通道、水质净化和维持生物多样性的功能, 是连接城镇排水与受纳水体的重要通道^[2~7]。作为污染物质传输的重要通道, 自然沟渠不仅起到了输移功能, 而且良好的沟渠系统也有一定的削减污染负荷、净化水质的功能。

目前国内外对沟渠的研究主要集中于沟渠对非点源污染物的净化能力, 尤其是对农业面源污染物的拦截与降解能力^[8~13]。而沟渠系统对点源污染治理的研究尤其是小城镇中普遍存在的人工沟渠系统对生活污水净化效果的相关研究不多。所以如何合理调控和改造沟渠, 使之可以有效削减生活污水的污染负荷是小城镇可探索的一条途径。

在对三峡库区典型小城镇石宝寨镇的给排水设施、居民用水特性和排放污水的水质水量等进行充分调研、监测和统计分析的基础上, 利用山地小城镇排水沟渠内部的地形高差形成的水流跌落进行复氧, 结合生物接触氧化、人工湿地和稳定塘技术对沟

渠进行合理改造, 开发具有山地小城镇特色的人工强化技术与自然生态净化技术相结合的生活污水净化处理设施并进行生产性试验。以期三峡库区山地小城镇生活污水治理提供一种可行的方法。

1 试验装置和试验方法

1.1 试验装置及工艺流程

试验沟渠位于重庆市石宝寨镇码头旁, 沟内沉积有大量污泥及各种垃圾, 污水呈黄色, 带有明显恶臭味, 附近居民的生活污水经此直接排入长江。2008年3~4月对试验沟渠进行了适当的改造。在原有人工砌筑的排水沟渠的基础上, 设置隔墙将沟渠分为处理渠和溢洪分流渠, 利用渠底坡降形成的高度差和隔墙设置将处理渠分为11个处理段(见图1), 结合生物接触氧化、人工湿地和稳定塘技术处理生活污水。人工湿地段的构造见图2。



图1 强化沟渠的工艺示意

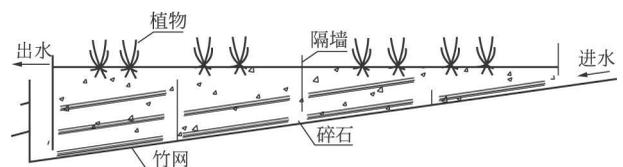


图2 人工湿地段构造示意

国家水体污染控制与治理科技重大专项(2009ZX07104-002); 国家科技支撑计划重点项目(2008BAD98B04); 重庆市重点科技攻关项目(CSTC2009AB7036, CSTC2008AB7083)。

在强化沟渠系统中, 处理渠长 46 m, 宽 0.7 m, 分流渠宽 0.3 m, 渠道高 1 m。污水首先进入分流槽, 通过调节分流槽出口矩形堰的高度可以控制进入格栅沉砂池的流量。在格栅沉砂池中, 主要是依靠沉淀作用和出水口的多道孔径递减的竹网格栅的拦截作用去除污水中的悬浮物质。垂直流接触氧化段共 3 段, 主要是依靠微生物的吸附降解作用去除污染物质。填料采用 $\varnothing 80$ 的聚乙烯浮球填料, 分内外双层球体, 外部为鱼网状球体, 内部为旋转型球体, 同时设置多道垂直布置的导流板, 使污水在处理段内部上下流动, 呈垂直流态, 出水为顶部倾斜溢流, 经多级跌水挡板跌落后进入下一级接触氧化段。经过 3 级垂直流接触氧化段后, 污水由沟渠底部进入 2 段折流式接触氧化段, 其中设置多道平行等距的折流板, 相邻的两个折流板进水和出水方向都相反, 填料为当地所产的碎石、卵石、红砖碎块, 来源广泛, 价格低廉。人工湿地共 4 段, 每段长 \times 宽 \times 高 = 4.5 m \times 0.7 m \times (0.1~0.7) m, 主要由导流板、竹网填料、碎石填料、挺水植物组成, 依靠填料、植物和微生物去除水中的污染物质。其中填料分为 3 层, 分别为中等粒径的碎石、中-小粒径碎石、小粒径的碎石, 在不同粒径填料交界处错落布置多层平面竹网, 沿水流方向 3 层填料按粒径由大到小顺序等厚度布置。湿地植物为从附近水田和池塘移植过来的菖蒲、灯心草、茭白、美人蕉, 每段湿地种植一种植物。系统的最后一段是稳定塘段, 主要由进出水挡板和凤眼莲组成, 通过沉淀作用和植物的吸收、吸附作用进一步去除污染物。

1.2 测试项目和方法

试验期间主要的水质分析指标包括: COD_{Cr} 、 DO 、 pH 、 TP 、 TN 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 。其中 COD_{Cr} 采用 CTL-12 型 COD 仪测定, DO 与 pH 分别采用 YSI550A 型溶氧仪和 PHS-3C 型 pH 计测定, TP 、 TN 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 分别采用过硫酸钾消解-钼锑抗分光光度法、过硫酸钾氧化-紫外分光光度法、紫外分光光度法、 N -(1-萘基)-乙二胺光度法和纳氏试剂分光光度法测定。

1.3 进水水质

该装置的设计流量为 $12 \text{ m}^3/\text{d}$, 处理附近约 50 户城镇居民排放的生活污水, 试验期间的进水水质

表 1 试验期间生活污水水质

项目	范围	均值
$\text{COD}_{\text{Cr}}/\text{mg/L}$	83.4~991.9	262.8
$\text{TN}/\text{mg/L}$	34.04~78.54	53.69
$\text{NH}_3 - \text{N}/\text{mg/L}$	28.85~69.41	48.06
$\text{NO}_3^- - \text{N}/\text{mg/L}$	0.22~8.60	1.28
$\text{NO}_2^- - \text{N}/\text{mg/L}$	0.09~1.09	0.32
$\text{TP}/\text{mg/L}$	2.34~8.41	5.06
$\text{DO}/\text{mg/L}$	0.78~6.69	2.78
pH	7.42~8.27	7.96

如表 1 所示。

2 结果和讨论

2.1 系统启动研究

试验装置于 2008 年 4 月 16 日以自然挂膜的方式启动。由于启动时进水污染物浓度较低, 进水初期为了增大污染物负荷, 较快完成挂膜, 启动阶段的进水流量调整为设计流量的 2 倍。到 2008 年 6 月初时, 系统对主要污染物的去除效果趋于稳定, 其中 COD_{Cr} 平均去除率达到 74.1%, TP 、 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 的去除率均为 20%; 各段生物相十分丰富, 已经建立了一个较完整的食物链系统, 人工湿地和稳定塘中的植物都已适应了新的环境并迅速增殖, 标志着强化沟渠系统启动的顺利完成, 启动期共计 47 d。

2.2 稳定运行时的处理效果

6~8 月为装置的调试运行期, 通过优化运行参数, 于 8 月中旬达到稳定运行。稳定运行阶段的进、出水流量采用设计流量。

2.2.1 对 COD_{Cr} 的去除效果

从图 3 可以看出, 装置稳定运行后, 虽然进水 COD_{Cr} 浓度波动较大, 但出水 COD_{Cr} 浓度相对比较稳定, 平均值为 37.8 mg/L , 平均去除率为 84.5%, 达到了《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918-2002) 中的一级 A 标准。

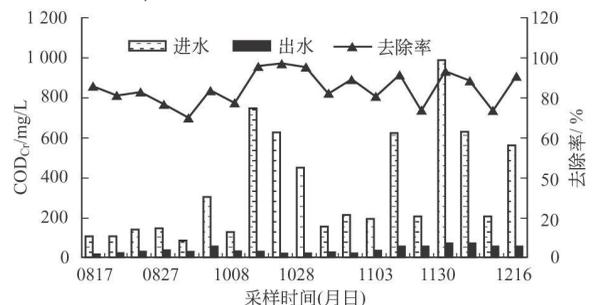


图 3 系统对 COD_{Cr} 的去除效果

表2为各处理段对污染物去除的贡献率。从表2可以看出, COD_{Cr}的降解主要发生在人工湿地和垂直流接触氧化段, 约有88%的有机物在这里得到去除。其中第一级垂直流接触氧化段对COD_{Cr}去除的贡献率最高, 第二、三级垂直流接触氧化池对COD_{Cr}的去除的贡献率则依次递减, 其中第三级的贡献率不足第一级的5%。张伟等^[14]通过优化模型和试验研究考察了接触氧化池串联级数对污染物去除效果的影响, 结果表明, 接触氧化池串联的级数越多, 系统对污染物的去除效率尤其是对有机物的去除效率越高, 但系统的去除效率的增加并不是随着串联级数的增加而线性递增, 而是呈逐渐平缓的趋势。因此从经济角度考虑, 最经济合理的级数应该是2级或者3级。本试验的结果也验证了这一结论。茭白和美人蕉湿地处于系统的尾端, 进水的COD_{Cr}比较低, 因此对COD_{Cr}的去除效果较菖蒲湿地和灯心草湿地差很多。格栅沉砂池虽然只有一段, 但由于其处于系统的起始端, 凭借其拦截和沉淀作用去除了一部分颗粒态的COD_{Cr}, 因而表现出一定的去除贡献率。而凤眼莲稳定塘段出于和茭白、美人蕉湿地相同的原因对COD_{Cr}的去除效果较差。

表2 各处理段对污染物去除中的贡献率

工序段	贡献率/%			
	COD _{Cr}	TP	TN	NH ₃ -N
格栅沉砂池段	13.2	6.6	-3.8	0.5
第一级垂直流接触氧化段	39.4	10.7	12.5	11.1
第二级垂直流接触氧化段	10.6	10.3	6.3	6.3
第三级垂直流接触氧化段	1.4	3.5	2.6	4.0
折流式接触氧化一段	-0.9	-1.0	2.8	3.2
菖蒲人工湿地段	13.4	15.2	12.7	9.9
灯心草人工湿地段	12.1	28.3	16.3	13.9
折流式接触氧化二段	-3.9	1.4	6.5	12.1
茭白人工湿地段	7.6	14.5	15.8	14.7
美人蕉人工湿地段	3.3	5.4	11.0	9.0
凤眼莲稳定塘段	3.8	5.4	17.3	15.4

2.2.2 对TP的去除效果

从图4可以看出, 系统对TP有一定的去除效果。当进水为2.34~8.41 mg/L, 出水TP的平均值为1.47 mg/L, 平均去除率为67.6%, 接近GB 18918—2002中的一级B标准。

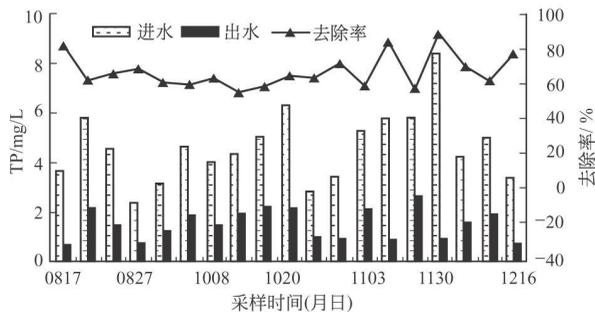


图4 系统对TP的去除效果

从表2可以看出, 人工湿地对TP的去除贡献率远远超过了其他部分的总和, 是去除TP的主要场所。灯心草湿地是对TP去除能力最强的处理段。第一、二级垂直流接触氧化段对TP也有一定的去除能力。由于TP中含有一部分的颗粒态磷, 并且凤眼莲的快速繁殖吸收了一定量的无机磷, 因此格栅沉砂池段和凤眼莲稳定塘段加起来贡献了12%左右的TP去除率。

系统对TP的去除效果不佳, 是因为系统对TP的去除主要是依靠填料的吸附作用和植物的吸收作用。由于以碎石为主要填料的人工湿地对TP的吸附能力相对较差, 同时多种植物由于自身氮磷含量和生物量差异较大导致对TP的吸收能力良莠不齐。因此下一步准备使用一些对TP有较强吸附能力的填料, 如石灰石、页岩来替代碎石填料并通过试验筛选出较佳的除磷植物, 代替现有植物以提高系统对TP的去除效果。

2.2.3 对TN和NH₃-N的去除效果

从图5和图6可以看出, 进水中NH₃-N是TN的主要存在形态, 二者的去除规律基本一致。当进水TN和NH₃-N分别在34.04~78.54 mg/L和28.85~69.41 mg/L这一较高的范围内波动的情

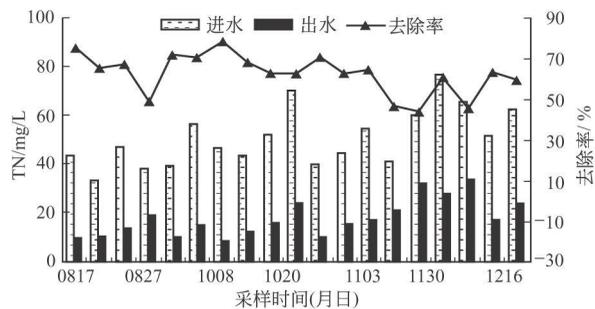


图5 系统对TN的去除效果

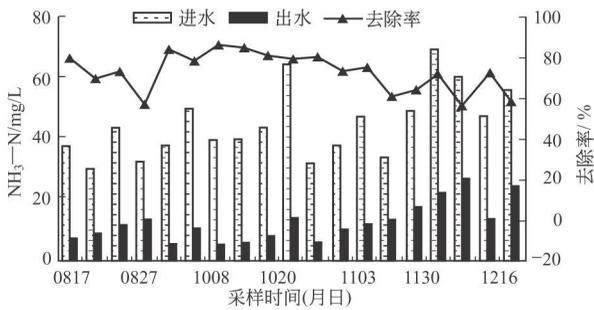


图6 系统对 NH₃-N 的去除效果

况下,出水 TN 和 NH₃-N 的平均值分别为 18.43 mg/L 和 12.60 mg/L,平均去除率分别为 65.1% 和 72.1%。其中出水中的 TN 浓度达到了 GB 18918—2002 中的一级 B 标准, NH₃-N 接近一级 B 标准。

从表 2 中可以看出,各处理段对 TN 和 NH₃-N 去除的贡献率基本一致。系统的后六段是其主要去除场所,这六段对 TN 和 NH₃-N 的去除贡献率分别占到了整个系统的 80% 和 75%。其中人工湿地段超过了其他部分的总和,是系统脱氮的主要力量。凤眼莲稳定塘段是所有单体中对 TN 和 NH₃-N 去除能力最强的处理段,灯心草和茭白湿地的去除能力仅次于凤眼莲稳定塘段,各垂直流接触氧化段对 TN 和 NH₃-N 的去除能力则差异较大。

系统形成这样的去除规律主要是因为在前端由于异养菌凭借其较快的比增殖速度易成为优势菌种,接触氧化段有限的溶解氧首先被用来去除 COD_{Cr},而硝化菌世代周期长,不是优势菌种,接触氧化段中的溶解氧有限并且被异养菌优先利用,因此接触氧化段对 NH₃-N 的去除效果有限。而在系统的后六段,有机物已被大量去除,硝化菌成为优势菌种,同时系统的后半段植被丰富,植株在生长过程中吸收和吸附了大量的氮元素,因此后六段成为了系统去除 NH₃-N 的主要场所。

2.3 系统的跌水充氧能力分析

在环境条件没有发生明显改变的情况下,跌水曝气充氧效果稳定,节约能源,降低运行成本,并且工艺简单,适应范围广,易于管理。姜湘山、王春雷等^[15]将跌水曝气应用于屠宰废水的处理,污水中的溶解氧量大大提高,而且比常规处理方法节省工程造价 60%,运行费用降低 70%。郑建军^[16]将跌水曝气引入

到按山体坡度设置成高低不同的三级人工湿地中,污水在每一级前端以跌水的方式进入下一级湿地,也大幅度降低了处理工艺的能耗,取得了较好的充氧效果。

本试验中引入跌水曝气的方法,利用强化沟渠内部处理段出水口和进水口的高度差进行跌水曝气充氧。具体设计是将各段出水隔墙的顶端出水口设置为倾斜溢流坝,在出水隔墙的不同高度设置两级的由上到下突出长度依次增加的跌水挡板,跌水挡板与水平面的夹角为 5~10°,跌水高度为 0.5~0.7 m。根据强化沟渠内部各处理段的设计和运行方式,第二、三级垂直流接触氧化段、两段折流式接触氧化段、灯心草湿地、美人蕉湿地的进水为跌落曝气形式的进水。表 3 是不同运行阶段系统各跌落区和总体的跌水曝气效果。

表 3 不同运行阶段系统跌水曝气效果

跌落区	DO/ mg/L		
	中高温阶段	常温阶段	低温阶段
第一级垂直流接触氧化段	2.19	2.14	2.26
第二级垂直流接触氧化段	2.33	2.17	2.07
第一段折流式接触氧化段	2.90	3.70	3.76
灯心草湿地段	2.87	3.44	3.38
第二段折流式接触氧化段	3.30	5.22	5.38
美人蕉湿地段	3.35	4.11	4.70
平均	2.82	3.46	3.59

从表 3 可以看出,虽然系统的 6 处跌落区各段只有 0.5~0.7 m 的跌落高度,但在系统的整个稳定运行阶段都取得了较好的充氧效果,平均充氧值大于 2.8 mg/L,有效保障了系统高效稳定的运行。从表 3 也可以看出,系统的 6 个跌落区之间和各跌落区在不同的运行阶段的跌水充氧效果差别很大。这主要是因为跌水充氧是依靠空气中的氧分压和与水中溶解氧浓度相应的氧的平衡压强之间的差值作为推动力来进行水体充氧的,根据“菲克(Fick)定律”和“双膜理论”可知,氧转移速度(K_{La})、跌水高度(h)、饱和溶解氧浓度(C_s)、水中溶解氧初始浓度(C_0)的差异会影响跌水曝气的效果。在实际运行中, K_{La} 随着气液界面面积、液膜厚度以及液膜中氧扩散系数等因素的变化而有所变化,由于水温变化导致 C_s 变化,并且进水中的 C_0 因进水水质水量和环境条件变

化也一直变化,同时各跌落区的跌落高度也有所不同,因此在不同的跌落环境下充氧效果都有所差别。

2.4 技术经济分析

全面地评价一种污水处理设施,不仅要评价其工艺是否合理,是否满足污染物削减目标,还要从经济角度上进行分析,即需要进行综合技术经济分析。通过对强化沟渠处理山地小城镇生活污水的生产性试验进行综合分析发现:强化沟渠污水处理装置在经济上是可行的。根据生产性试验预测强化沟渠改造造价为 690~1 475 元/m³,处理费用仅为 0.22~0.52 元/m³,远低于常规处理工艺污水处理厂的相关费用。同时强化沟渠也具有可观的环境效益。强化沟渠在运行期间无能耗无噪音,可以有效去除臭气,产生的污泥可以方便地运移到周围的林地作为肥料加以利用。结合三峡库区山地小城镇的技术经济实力、污水排放特点、污水处理现状,强化沟渠具有较佳的推广价值,其生产性试验对其他地区的实际工程有一定借鉴意义。

3 结论

(1) 强化沟渠是一种通过合理改造排水沟渠处理污水的净化处理设施。在三峡库区石宝寨以自然挂膜的方式启动,47 天后完成启动挂膜。在系统的稳定运行阶段,强化沟渠表现出了较强的去除有机物的能力,对氮磷也有较好的去除效果。系统出水的 COD_C和 TN 分别达到了《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)中的一级 A 标准和一级 B 标准, NH₃-N 和 TP 达到二级标准,接近一级 B 标准。

(2) 本试验利用强化沟渠内部处理段出水口和进水口的高度差进行跌水曝气充氧。系统内共设 6 处跌落区,跌落高度 0.5~0.7 m/段。在系统的稳定运行阶段,系统平均充氧值大于 2.8 mg/L,有效保障了系统的高效稳定运行。由于氧转移速度、跌水高度、饱和溶解氧浓度、水中溶解氧初始浓度的差别,6 个跌落区之间和各跌落区在不同运行阶段的跌水充氧效果差别较大。

(3) 强化沟渠处理山地小城镇生活污水在技术、经济和环境效益方面都有特点和优势。结合三峡库区山地小城镇的技术经济实力、污水排放特点、污水处理现状,强化沟渠具有较佳的推广价值,其生产性试验对其他地区的实际工程有一定借鉴意义。

参考文献

- 1 郭劲松,王磊,方芳,等. 三峡库区典型移民小城镇给排水现状调查和居民用水情况研究. 给水排水, 2009, 35(5): 19~23
- 2 Nadia C, Ghislain D M. Assessment and modelling of the influence of man-made networks on the hydrology of a small watershed: implications for fast flow components, water quality and landscape management. Hydrology, 2004, 285(F4): 76~95
- 3 Michael E B, Steven G K, David R Y, et al. Ecology ditch: a best management practice for storm water runoff mitigation. Hydrologic Engineering, 2003, 8(3): 111~122
- 4 Theo G S, Martin T, Norman E. Analysis and modeling of flooding in urban drainage systems. Hydrology, 2004, 299(3 4): 300~311
- 5 Louchart X, Voltz M, Guillaume C, et al. Oryzalin fate and transport in runoff water in Mediterranean vineyards. Chemosphere, 2004, 57(8): 921~930
- 6 Grootjans A P, Hunneman H, Verkiel H, et al. Long-term effects of drainage on species richness of a fen meadow at different spatial scales. Basic and Applied Ecology, 2005, 6(2): 185~193
- 7 郝敏,吕宪国. 沟渠对湿地生物地球化学循环影响初析——以三江平原湿地为例. 水土保持通报, 2006, 26(5): 43~45
- 8 Kröer R, Holland M M. Hydrological variability and agricultural drainage ditch Inorganic nitrogen reduction capacity. J Environ Qual, 2007, 36: 1646~1652
- 9 Ullah S, Faulkner S P. Denitrification potential of different land use types in an agricultural watershed, lower Mississippi valley. Ecological Engineering, 2006, 28: 131~140
- 10 Ensign S H, McMillan S K, Thompson S P. Nitrogen and phosphorus attenuation within the stream network of a coastal, agricultural watershed. J Environ Qual, 2006, 35: 1237~1247
- 11 姜翠玲,崔广柏,范晓秋,等. 沟渠湿地对农业非点源污染物的净化能力研究. 环境科学, 2004, 25(2): 125~128
- 12 晏维金,尹澄清,孙濮. 磷氮在水田湿地中的迁移转化及径流流失过程. 应用生态学报, 1999, 10(3): 312~316
- 13 徐红灯,席北斗,翟丽华. 沟渠沉积物对农田排水中氨氮的截留效应研究. 农业环境科学学报, 2007, 26(5): 1924~1928
- 14 张伟,刘振鸿. 多级串联式生物接触氧化池的优化设计. 中国纺织大学学报, 2000, 26(5): 37~39
- 15 姜湘山,王春雷. 跌水曝气——改进型填料(滤料)排水系统处理屠宰废水的设计. 环境工程, 2002, 20(6): 25~26
- 16 郑建军. 山地型人工湿地工艺研究: [学位论文]. 重庆: 重庆大学, 2006

& E-mail: Guo0768@vip.sohu.com

收稿日期: 2010-05-26

修回日期: 2010-07-26