

陕西关中壤土去氮性能的研究

刘凯¹, 张勇²

(1. 西安市环境监测站, 陕西 西安 710054; 2. 西北综合勘察设计研究院, 陕西 西安 710003)

摘要: 采用斜板槽壤土处理系统在 SBR 运行方式下处理生活污水。考察了关中壤土污水去氮的实用性能。结果表明: 系统壤土的挥发性有机物含量和硝化作用强度分别为 0.0658 和 19.35 mg/(g·h); 壤土对污水氨氮的吸附去除率小于 25%, 并主要通过硝化细菌的硝化作用去除氨氮。在一定水力、污染负荷下, 系统对污水氨氮、TN 去除率为 87.93%、70.5%。可见, 广泛利用壤土系统实现关中地区分散型污水中氮的净化是切实可行的。

关键词: 生活污水; 壤土; 污水去氮; 陕西关中地区

中图分类号: X703.1

文献标识码: A

文章编号: 1672-643X(2013)03-0169-03

Research on performance of nitrogen removal of Lou soil in Shaanxi Guanzhong area

LIU Kai¹, ZHANG Yong²

(1. Xi'an Station of Environmental Monitoring, Xi'an 710054, China;

2. Northwest Research Institute of Engineering Investigation and Design, Xi'an 710003, China)

Abstract: The sloping plate tank was used to treat domestic sewage under SBR operation conditions. The practical performance of nitrogen removal of Lou soil sewage from Guanzhong was investigated. The results show that the Lou soil's volatile matter of the system and nitrification strength are 0.0658 and 19.35 mg/(g·h) respectively; ammonia nitrogen adsorption removal rate is less than 25%, and nitrification to bacteria is the main way to removal ammonia nitrogen. The removal rates of the sewage's ammonia nitrogen and TN are 87.93%, 70.5% for the system under the certain hydraulic loading and pollution loading. It is clear that the extensive use of Lou soil system in Guanzhong area so as to realize purification of nitrogen in distributed sewage is practical and feasible.

Key words: domestic sewage; Lou soil; nitrogen removal; Guanzhong area of Shaanxi Province

0 引言

污水土地处理工艺具有工程造价低、运行费用少、运行管理简单等优点^[1]。由于关中地区具有得天独厚的壤土^[2], 是陕西关中地区分散型生活污水处理的较好选择^[3]。而氮是土地处理系统污水净化最为关注的污染指标, 去氮是广大土地处理系统研究领域的关键点和难点^[4]。对于特定区域土质对污水去氮净化能力的研究尚未展开。因此壤土去氮的试验研究对于关中地区土地处理系统的发展具有极为重要的意义。笔者主要从基质微生物、硝化与反硝化两方面研究和讨论关中壤土的去氮特性。根据试验研究得出系统基质对氮素的去除状况, 从而为关中地区土地处理系统今后更深层次的脱氮净化研究和工艺设计改进提供技术依据, 以保证本地区壤土够作为高效

的去氮基质运用于污水处理领域。

1 试验装置、材料及实验方法

实验场地取自长安区太乙宫镇坡地。土质为典型的关中壤土。实验构筑物如图 1 所示。

本实验采用反应器为斜板槽^[2], 由 PVC 塑料板制成。长 1.8 m, 宽 0.6 m, 高 0.33 m, 斜板坡度为 5%, 底部铺设粒径 0.5~1 cm 的豆石, 再置入前端厚度为 25 cm 至出水端土层厚度为 5 cm 左右的关中壤土(取自长安区太乙宫镇耕地土), 土层呈楔状。斜板槽前端为配水渠, 铺满粒径为 3~5 mm 豆石, 末端铺入厚度为 10 cm 左右, 粒径为 5~10 mm 豆石。装置结构见图 1。

斜板槽土地处理系统系统按周期性 SBR 方式运行, 即瞬时进水-反应 2 d-瞬时出水-排空(20

收稿日期: 2012-11-07; 修回日期: 2012-12-31

作者简介: 刘凯(1984-), 男, 陕西西安人, 硕士, 环境工程专业, 研究方向: 水污染监测与治理。

min)。系统基质取样位置为配水区, 壤土区, 出水区基质的中心点处。

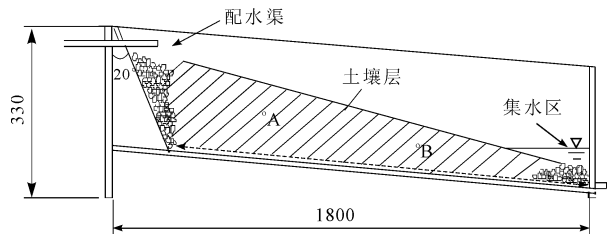


图1 斜板槽反应器示意图

1.1 土地处理系统微生物量测定

通过测定填料中挥发性有机物含量来间接反应土地处理系统中的微生物量。土地处理系统中各种基质的有机物含量, 即为挥发性物质 (Volatile Matter, 简称 VM), 具体测定方法如下^[5]: 将样品烘干至恒重 (记为 M), 然后于 600℃ 焙烧 2 h, 冷却后测重 (记为 m), 记 $(M - m)/M$ 为 VM。(本实验监测日期为 2012 年 1 月 5 日, 系统运行近两月。系统用水为模拟废水)

1.2 土地处理系统填料吸附实验

试验前所采用的豆石 (粒径 4 ~ 8 mm)、壤土均经过高压锅在 115 MPa 下灭菌 30 min。然后自然冷却。豆石、壤土材料各称取 9 份, 每份 5 g, 分别置于 250 mL 的锥形瓶中, 再加入 100 mL 氨氮溶液浓度为 25、40 mg/L 的溶液, 共两组相同浓度的溶液, 每组 9 份。在室温 30℃ 下, 置于恒温振荡器上振荡 (转速 150 r/min)。振荡时间设定为 0、2、4、8、12、24、36、48、72 h。每次对一种吸附填料取样, 用微空滤膜预处理, 分析不同吸附时间基质对氨氮的吸附量。(本实验检测日期为 2012 年 7 月 15 日, 系统运行近 7 个月。系统用水为实际生活污水)

1.3 土地处理系统硝化与反硝化实验

(1) 基质硝化强度测定^[5]。取本系统进水区豆石、壤土、出水区豆石 3 种填料, 分别称取 20 g, 置于 500 mL 锥形瓶中, 分别加入 200 mL 无氨水和适量氨氮贮备液, 使溶液中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 起初浓度为 30 mg/L。并用带孔的橡皮塞 (或脱脂棉) 塞住, 放置于水浴恒温振荡器上振荡 (30℃), 转速 150 ~ 160 r/min。定时测定培养体系中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度。培养液液组分见表 1。

表1 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 贮备液组分				mol/L
成分	磷酸二氢溶液	磷酸氢二钾溶液	硫酸铵溶液	
浓度	0.2	0.2	0.05	

液体培养液: 以上 3 种溶液按体积比 3: 7: 30 的比例配制, 并用 H_2SO_4 溶液调至 pH 7.2。

(2) 基质反硝化强度测定^[5]。同样称取新鲜进、出水区豆石、壤土填料各 15 g, 置于 250 mL 磨口锥形瓶中, 加入 200 mL 去离子水和适量含 NO_3^- 的液体培养液, 使其 NO_3^- 为 30 mg/L。分别用氮气吹 5 min, 排除锥形瓶中的氧气, 保证厌氧状态, 并用磨口塞瓶瓶盖密封, 放置于恒温培养箱 (恒温 20℃) 内培养。72 h 后测定培养体系中 NO_3^- 浓度。培养液液组分见表 2。

表2 NO_3^- 贮备液组分				mol/L
成分	磷酸二氢溶液	磷酸氢二钾溶液	硝酸钾溶液	葡萄糖溶液
浓度	0.2	0.2	0.03	0.02

液体培养液: 以上 4 种溶液按体积比 4: 6: 30: 10 的比例配制, C: N 比约为 3: 1, 并用 H_2SO_4 稀溶液调至 pH 7.2。以 72 h 后氨氮、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度为记, 计算硝化、反硝化强度 ($\text{mg}/(\text{g} \cdot \text{h})$) (土地系统硝化、反硝化实验监测日期为 2012 年 7 月 15 日, 系统运行近 7 个月。系统用水为实际生活污水)。

2 结果与分析

2.1 土地系统微生物量分布

通过从系统基质表层以及原材料采样, 分别测得以下 5 项填料的微生物量。结果见表 3。

表3 系统基质微生物量分布					
填料类型	原坡地壤土	使用前豆石	进水区豆石	出水区豆石	实验系统壤土
微生物量 (VM)	0.0585	0.0073	0.0110	0.0091	0.0658

由表 3 可见, 系统壤土的 VM 值最高, 为 0.0658, 其微生物含量比豆石高出很多, 说明壤土土质本身就是微生物良好的栖息场所, 是系统主要的微生物作用区。经过 2 个月运行, 系统基质微生物得到有效的增殖和驯化, 其微生物量均高于实验前的原基质。

2.2 土地系统基质吸附氨氮浓度与时间的关系

壤土在以氨氮浓度为 25、40 mg/L 的时间吸附曲线如图 2。如图 2 可知, 壤土首先进入短时间的对氨氮快速吸附阶段, 不同起始浓度的氨氮对应的快速吸附时间不同。氨氮浓度越大, 该阶段所需时间越长。之后开始出现短时间内的解吸附, 导致氨

氮浓度增大,达到一定程度后,壤土继续开始进行缓慢吸附,此时吸附到一定程度后,壤土不再对氨氮起作用,之后在很长时间内,氨氮的浓度变化十分微小,基本维持在某一数值,最终达到吸附平衡。25、40 mg/L 浓度下的最大吸附量分别为 0.117、0.148 mg/g。吸附去除率分别为 24.53%、18.31%。

2.3 硝化曲线与硝化速率

硝化实验采用测定硝化速率间接反应硝化细菌的硝化活性及硝化能力。实验结果如图 3 所示。

首先,豆石、壤土在短时间内都进入氨氮快速吸附阶段,它们分别由初试浓度的 30.13、31.13、29.12 mg/L 大幅度降到 10.04、4.61、12.49 mg/L;在之后的 4 h 里,由于填料解吸附作用显著,导致

氨氮浓度又快速提升。而在随后 30 h 左右时间内,系统的硝化作用和解吸附作用都比较显著,使得培养液氨氮浓度变化不稳定。通过 35 h 摇床培养后,系统硝化作用开始增强,氨氮浓度总体表现下降趋势,并且壤土的硝化速率高于配水区和出水区豆石的硝化速率。到 72 h,3 项填料中培养液氨氮浓度分别降至为 6.51 mg/L、3.26 mg/L、7.06 mg/L。随着系统长时间培养,进水区豆石和壤土的培养液在经历 99 h 或之前已完全被硝化,出水区豆石的硝化速率缓慢。

2.4 硝化、反硝化硝化强度对比分析

以 72 h 后氨氮、NO₃⁻-N 浓度为记,计算硝化、反硝化强度 mg/(g·h)。实验结果如图 4 所示。

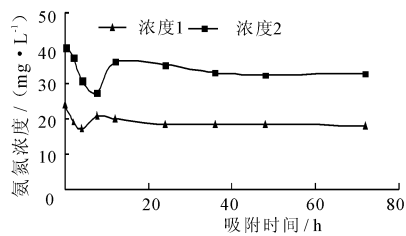


图2 壤土对氨氮的吸附曲线

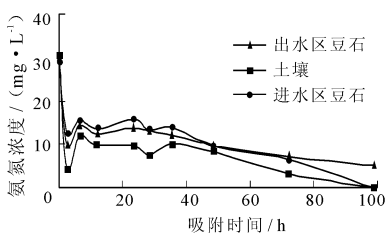


图3 系统基质的硝化曲线

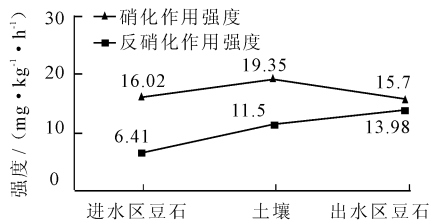


图4 系统各区域基质硝化与反硝化作用强度

通过三个区位基质的硝化、反硝化实验研究发现,硝化作用强度比较为:壤土>进水区豆石>出水区豆石;反硝化作用强度大小为:出水区豆石>壤土>进水区豆石。系统填料总体的硝化作用强度较反硝化作用大。其中壤土的硝化强度最大,为19.35 mg/(g·h),且较其他常用的生态处理系统基质硝化作用强度大^[7]。由于系统经过长期的培养驯化,壤土内部的硝化细菌得到大量繁殖,使其硝化能力不断增强^[8],因此土质对氨氮的硝化作用是比较明显的,且明显大于其反硝化强度。壤土在处理氨氮含量较高的污水时往往因为硝化作用不足,不能将氨氮充分转化为反硝化作用的原料硝酸盐氮和亚硝酸盐氮而限制了土地系统的除氮能力,致使少量氮素无法去除^[9]。

2.5 壤土系统污水运行试验

斜板槽壤土处理系统按周期性 SBR 方式运行,通过瞬时潜流进水,然后在系统中停留 2 d 时间,再经过瞬时出水,最后系统壤土排空 20 min。此时系统已进行 6 个月的污水净化处理,温度范围在 18~30℃ 之间,壤土处理性能已基本稳定。每周样品采集后立即分析,共计 10 次。氨氮采用纳氏试剂光度法测定;TN 采用过硫酸钾氧化紫外分光光度法测定。取 10 次系统进、出水浓度的平均值进行评价。

为做更加明确的结论分析,参见表 3 中系统壤土的去氮结果数据。

由表 4 可知,当水力负荷为 0.01 m³/(m²·d),进水氨氮、TN 浓度范围分别为 13.54~27.58 mg/L、13.69~41.43 mg/L 时,相应的去除率为 87.93%、70.5%。壤土净化效果良好,适合关中分散型生活污水中氮的处理。

表 4 系统壤土的去氮效果 mg/L, %

	进水浓度	出水浓度	去除率
氨氮	19.55	2.36	87.93
TN	27.19	8.02	70.50

2.6 讨论

由试验可知关中壤土的微生物活性高,硝化作用强度大,而壤土又是本地区最为常见的基质材料,取材方便,使运行、操作简单的斜板槽壤土系统对分散型污水的氮的去除较其他生态处理系统具有优势。

3 结 语

- (1) 斜板槽土地处理系统壤土的挥发性有机物含量为 0.0658,壤土具有较高的微生物活性。
- (2) 壤土对氨氮的吸附去除率在 25% 以下,壤土通过吸附作用去除少量氨氮。

(下转第 175 页)

差,因此在巡测工作中,应考虑用综合线形控制单一线法的线形,以达到合理延长关系线的目的。

5 巡测方案

5.1 测验部署

5-10月水位用雷达式水位计观测并远传数据到省水情信息中心。测流时观测基本水尺水位^[6]与雷达式水位资料校对。保证每月校测一次水尺零高。每年一次水准点互校。流量全年共施测10次,5月测一次,6、7、8、9月分别施测二次,10月施测一次。充分利用中小河流水文监测系统,及时掌握测流断面上游地区的水雨情信息,尽量用流速仪法测到当年最高、最低水位附近的流量,并使流量测点较均匀的分布在各水位级,当高水部分超过当年实测流量所占水位变幅的30%时,用比降面积法根据雷达水位计中最高水位推算一个最大流量。

大断面测量:每年5月、10月应分别施测一次流速仪测流断面。用比降面积法测流应尽量施测上、中、下断面。

5.2 巡测工作要求

为了顺利开展水文巡测,必须保证测验精度,这是因为巡测方案中规定的测验次数是根据历史资料,河流特性综合分析精简而来,每次测验都代表较长时间内水文要素的变化规律,如果不能保证单次质量,整个巡测方案的精度就会受到很大影响。

6 结 语

(1)经分析尕日得水文站可以将驻测改为巡测。

(2)流量测次6-9月份每月施测两次,5月及10月分别施测一次共10个流量测点,并且一定要保证单次测验质量。

(2)1-4月,11-12月水位停测,其余时间用雷达式水位计观测。

(3)巡测方案中流量巡测分析所依据的是1998-2011年的资料系列,如果该站控制条件发生较大变化,应及时优化调整巡测方案。

参考文献:

- [1] 青海省水利志编委会. 青海河流[M]. 西宁:青海人民出版社,1995.
- [2] 刘光文. 水文分析与计算[M]. 北京:水利电力出版社,1989.
- [3] 青海省水文水资源勘测局. 尕日得水文站站特性分析报告[R]. 青海省水文水资源勘测局.
- [4] 中华人民共和国水利部. SL 195-97, 水文巡测规范[S].
- [5] 中华人民共和国水利部. SL247-1999, 水文资料整编规范[S].
- [6] 中华人民共和国水利部. GB 50179-93, 河流流量测验规范[S].

(上接第171页)

(3)斜板槽系统壤土硝化作用强度最大,为19.35 mg/(g·h),且明显大于其反硝化强度。壤土主要通过硝化细菌的硝化作用去除污水中的氨氮。

(4)壤土系统在SBR方式下处理生活污水,当水力负荷为0.01 m³/(m²·d),进水氨氮、TN浓度范围分别为13.54~27.58 mg/L、13.69~41.43 mg/L时,相应的氨氮、TN去除率可以达到87.93%、70.5%。

(5)与其他脱氮工艺相比,斜板槽土地处理工艺采用得天独厚的关中壤土来实现本地区分散型污水的氮的净化,既可以简约成本,又可达到一定的去氮效果,具有一定的广泛适用性。

参考文献:

- [1] 高拯民,李宪法. 城市污水土地处理利用设计手册[M]. 北京:中国标准出版社,1991.

- [2] 刘凯,袁林江. 原生土斜板槽处理关中地区分散型生活污水的研究[J]. 中国给水排水,2011,27(9):1-4.
- [3] 闫湘,常庆瑞,潘靖平. 陕西关中地区壤土在系统分类中的归属[J]. 壤土,2004,36(3):318-322,330.
- [4] 茄梅莲. 水质氮污染的危害及防治[J]. 陕西水利,1993(3):27-28.
- [5] 许光辉,郑洪元. 壤土微生物分析方法手册[M]. 北京:农业出版社,1986.
- [6] 刘超翔. 潜流式人工湿地污水处理系统硝化能力研究[J]. 环境科学,2003,24(1):80-83.
- [7] 王晓娟,张荣社. 人工湿地微生物硝化和反硝化强度对比研究[J]. 环境科学学报,2006,26(2):225-229.
- [8] 张甲耀. 潜流型人工湿地污水处理系统氮去除及氮转化细菌的研究[J]. 环境科学学报,1999,19(3):323-327.
- [9] 雷明,李凌云. 人工湿地壤土堵塞现象及机理探讨[J]. 工业水处理,2004,24(10):9-12.