



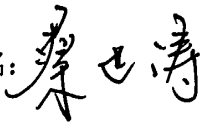

独创性声明

本人声明所呈交的论文是我个人在导师王成端教授指导下进行的研究工作所取得的研究成果。尽我所知，除了文中特别加以标注和致谢的地方外，论文中不包含其他人已经发表或撰写过的研究成果，也不包含为获得西南科技大学或其它教育机构的学位或证书而使用过的材料。与我一同工作的同志对本研究所做的任何贡献均已在论文中作了明确的说明并表示了谢意。

签名:  日期: 2010.6.7

关于论文使用和授权的说明

本人完全了解西南科技大学有关保留、使用学位论文的规定，即：学校有权保留学位论文的复印件，允许该论文被查阅和借阅；学校可以公布该论文的全部或部分内容，可以采用影印、缩印或其他复制手段保存论文。
(保密的学位论文在解密后应遵守此规定)

签名:  导师签名:  日期: 2010.6.7

摘 要

我国农村生活污水污染问题日趋严重,引起了社会的广泛关注。构建社会主义新农村,水环境治理是其中的一项重要内容。传统的二级生化处理显然不适应于农村单家独户的污水水源,分散式污水处理技术是必然的要求。无砾石管式地下渗滤系统是一种低建设成本、低能耗和低操作要求的分散式土地污水处理工艺,特别适合于我国地广人稀的广大农村地区。但是无砾石管式地下渗滤系统存在着易堵塞,出水水质不理想等问题。

针对传统无砾石管式地下渗滤系统存在的问题,通过去掉包裹织物,提高渗滤管开孔率、改变开孔方式,设计了无砾石微孔管地下渗滤系统。通过实验,优选出了较优的微孔孔径。实验研究表明,无砾石微孔管地下渗滤系统对 COD、氨氮的去除效率比传统管式系统分别提高了 10.8%、12.7%,总磷去除效率并无显著差异,ORP 值提高约 85mV,通量提高 26.8%,启动时间提前 15d。在 3.3cm/d 的水力负荷下,无砾石微孔管地下渗滤系统出水 COD、氨氮、总磷平均浓度分别为 19mg/L, 0.62mg/L, 0.048mg/L。渗滤管下 10cm 的土壤层去除了约 70%的 COD, 80%的氨氮和 91%的总磷,向下随着土壤深度的增加,单位厚度的土壤层去除的污染物量呈显著下降趋势。

研究中,还对适于四川绵阳地区地下渗滤系统的表皮种植植物进行了优选,计算了无砾石微孔管地下渗滤系统的建设成本、运行成本。

关键词: 农村生活污水 微孔渗滤管 管式地下渗滤系统
渗透速率 去除率

Abstract

Sewage pollution in China's rural area is more and more serious, and aroused extensive attention. To build a new socialist countryside, sewage treatment is one of an important component. Traditional secondary biochemical treatment is apparently not suitable for a single-family household in rural areas, decentralized wastewater treatment technology is an inevitable requirement. Gravel-less pipe leach fields is a low construction cost, low power and low operational requirements sewage treatment process, particularly suited to China's vast sparsely populated rural areas. But gravel-less pipe leach fields are easy to plug, and the effluent is not satisfactory and some other problems.

In order to solve the problems of poor processing performance and low flux of the traditional gravel-less pipe leach fields(TGPLF), Gravel-less perforated pipe leach fields(GPPLF) had been designed, by removing the fabric outside the pipe, enhancing the pipe's openings rate and changing the distribution of the holes on the tube wall of the TGPLF. Studies have shown through experiments, the removal efficiency to COD and ammonia nitrogen in GPPLF increased by 10.8%, 12.7% respectively relative to the TGPLF, total phosphorus removal efficiency was not significantly different, ORP value increased by about 115mV, flux increased by 50%, start-up time ahead of 15d. In the 3.3cm / d of hydraulic loading, GPPLF effluent COD, ammonia nitrogen, total phosphorus concentrations were an average of 19.4mg / L, 0.62mg / L, 0.048mg / L. 10cm thick soil layer under the bottom of the perforated pipe removed about 70% of the COD, 80% of the ammonia nitrogen and 91% of the total phosphorus, down with the increase in soil depth, the amount of contaminants that removed by the unit thickness of the soil layer decreased significantly.

The experimentation also studied the most suitable plants that planted on the surface of the GPPLF, calculated the

construction and operation cost of the system.

Keywords: Countryside sewage; Perforated pipe;
Gravel-less pipe leach fields; Flux; Removal rate

目 录

1	绪论	1
1.1	我国农村生活污水概况	1
1.1.1	我国农村生活污水污染现状	1
1.1.2	农村生活污水的产生与性质特点	1
1.1.3	农村生活污水处理工艺选择	2
1.2	地下渗滤系统污水处理技术	3
1.2.1	地下渗滤系统污水处理的原理	3
1.2.2	地下渗滤系统的类型	5
1.2.3	地下渗滤系统对环境的影响	9
1.2.4	地下渗滤系统国内外研究现状	10
1.2.4.1	地下渗滤系统国外研究现状	10
1.2.4.2	地下渗滤系统国内研究现状	13
1.3	无砾石管式地下渗滤系统	15
1.3.1	无砾石管式地下渗滤系统的优势	15
1.3.2	无砾石管式地下渗滤系统结构与原理	15
1.3.3	无砾石管式地下渗滤系统存在的问题及原因分析	16
1.3.3.1	无砾石管式地下渗滤系统存在的问题	16
1.3.3.2	原因分析	17
1.3.4	无砾石管式地下渗滤系统国内外研究现状	18
1.3.4.1	无砾石管式地下渗滤系统国外研究现状	18
1.3.4.2	无砾石管式地下渗滤系统国内研究现状	18
1.4	课题研究的目的与意义	18
1.4.1	研究目的	18
1.4.2	研究意义	19
1.5	研究内容与创新点	19
1.5.1	研究内容	19
1.5.2	创新点	19
1.6	研究方法与技术路线	20
1.6.1	研究方法	20
1.6.2	技术路线	20

2	试验材料与方法	21
2.1	试验装置	21
2.2	试验条件	23
2.2.1	试验水源	23
2.2.2	试验土壤	23
2.2.3	试验期间气候条件	24
2.2.4	进水和取样方式	24
2.2.5	试验水力负荷	24
2.3	检测项目与分析测试	25
2.3.1	水质指标	25
2.3.2	土壤理化指标	26
2.3.3	实验仪器	26
2.4	数据的分析与处理	27
2.4.1	样品分析的精密性	27
2.4.2	样品分析的准确度	27
2.4.3	污染物去除率计算方法	27
2.4.4	系统的通量计算方法	29
3	管道结构参数的确定与微孔孔径的优选	30
3.1	渗滤管道管径的确定	30
3.2	开孔率的确定	30
3.3	渗滤孔孔径的优选	30
3.3.1	孔径优选的原则	30
3.3.2	实验孔径的确定	31
3.3.3	不同孔径实验装置对比实验结果	31
3.4	本章小结	33
4	无砾石微孔管地下渗滤系统的试验研究	35
4.1	新老系统的性能比较	35
4.2	无砾石微孔管地下渗滤系统的试验结果	40
4.2.1	污染物的去除	40
4.2.1.1	COD 的去除	40
4.2.1.2	氮的去除	45
4.2.1.3	总磷的去除	53
4.2.1.4	污染物质在系统土层中的去除过程比较	55

4.2.2 无砾石微孔管地下渗滤系统的渗透速率与启动时间	56
4.2.2.1 渗透速率	56
4.2.2.2 启动时间	57
4.2.3 植物优选与水平衡分析	58
4.2.3.1 植物优选	58
4.2.3.2 水平衡分析	61
4.3 本章小结	62
5 无砾石微孔管地下渗滤系统技术经济分析	63
5.1 技术可行性	63
5.1.1 制造与安装维护	63
5.1.2 渗滤场地的测试	63
5.1.3 系统建设与运行的环境影响	63
5.2 经济分析	64
5.2.1 建设成本	64
5.2.2 运行成本	65
5.3 社会效益	65
5.4 本章小结	65
6 结论与建议	67
6.1 结论	67
6.2 建议	68
致 谢	69
参考文献	70
攻读硕士学位期间发表的论文	75
攻读硕士学位期间参加科研项目情况	75

1 绪论

1.1 我国农村生活污水概况

1.1.1 我国农村生活污水污染现状

随着人口的不断增加以及工业化进程的发展,水污染问题逐渐成为一个全球性的环境问题,这一现象在发展中国家中显得特别严重。通过近二十年卓有成效的工业点源污染控制后,我国主要的污染源已经从城市蔓延到农村,从点源转移到面源。近年来政府部门开始关注农村面源污染问题,许多研究者也开始关注该领域,它已经成为制约我国当前社会、经济和生态环境可持续发展的重要因素之一^[1]。

我国是世界上人口最多的国家,农村人口超过占大半,约为 7 亿。改革开放后,经济迅速发展,人民生活水平得到显著的提高,人均需水量和总需水量不断增加,农村生活污水总排放量也相应增加。目前,我国城市污水处理率得到大幅提高,小城镇生活污水处理也有显著的改善,但农村生活污水的处理尚处于空白阶段。未经处理的农村生活污水肆意排放,影响农村景观,不利于社会主义新农村的建设;流入小河道,进入江河湖海等接纳水体,势必加剧日益严重的河流和湖泊水环境问题^[1]。

1.1.2 农村生活污水的产生与性质特点

农村生活污水主要为洗衣、洗菜、洗澡废水和厕所废水及养殖废水。受地域差异、经济条件和生活习惯的影响,生活污水水质、人均产生量和排放习惯等差异很大。四川地区的生活污水排放主要是通过排水沟排入池塘、小河沟和水田里,或直接泼到就近的土地上,任由其流放或渗透,严重影响美观。太湖流域基本上普及自来

水的农村大多住户设有排水管道或窖沟，但是渗漏情况非常严重，许多家庭排水管不见出水，所排废水在屋内就地下渗。另有部分居民家庭还没有排水管道或窖沟，所产的生活污水直接外泼^[2]。

我国农村生活污水的基础资料严重缺乏，根据有关研究显示^[3]，太湖流域农村生活污水水质状况：COD 为 200mg/L，总氮为 30mg/L，氨氮为 23 mg/L，总磷为 5mg/L。四川农村生活污水水质^[4]：COD 为 62~314mg/L，氨氮为 3.59~40.50mg/L，总磷为 5mg/L。

1.1.3 农村生活污水处理工艺选择

目前，我国城市污水处理厂大都采用传统的二级活性污泥法工艺，其运行费用很高，而且集中式污水处理厂建设除了基建投资以及日常运行费用外，还需要配套大量的管网收集系统，而这部分费用往往比污水处理厂本身建设费用还约高一个数量级。因此集中式的城市污水处理技术对于农村地区单家独户或有限几户家庭的生活污水处理并不适用。

分散式污水处理可以克服集中式污水处理的许多不足之处，具有以下优点^[5]：不依赖于复杂的基础设施，受外界影响较小；系统自主建设，运行和维护管理较为方便，不易受到不可预知的人为破坏；可应用于各种场合和规模；处理后污水易于进行回用。正是基于分散式污水处理系统的这些优点，即便是经济发达的美国，也约有 20% 的生活污水选择以分散式处理为主。分散式处理技术已经成为国内外生活污水处理的一种新理念^[6]。

探寻一种低投资、低运行费用、低操作要求，并且具有良好污染物去除能力的分散式污水处理工艺是实现有效控制农村生活污水面源污染的必然要求。地下渗滤系统是一种污水生态处理技术，它充分利用在地表下的土壤中栖息的土壤动物、土壤微生物、植物根系以及土壤所具有的物理、化学特性将污水加以净化。该系统具有不影响地面景观、基建及运行管理费用低、受外界影响小等特点，特别适合于分散居住的农村地区的污水处理^[7]。地下渗滤系统在国外已经得到广泛的应用，美国、加拿大、日本等国家的农村基本都安装有地下渗滤系统^[8]。该系统常常用于处理和城镇距离较远的单家独户的农村生活污水，或者有限的几户合建，处理水量约为 0.4~2m³。

在美国，地下渗滤系统的建设规模常常是根据房屋的卧室数量和当地土壤质地确定的。

1.2 地下渗滤系统污水处理技术

1.2.1 地下渗滤系统污水处理的原理

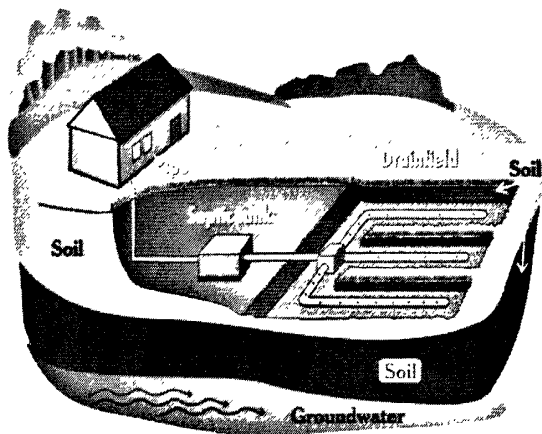


图 1-1 地下渗滤系统示意图

Fig.1-1 Sketch of a septic system

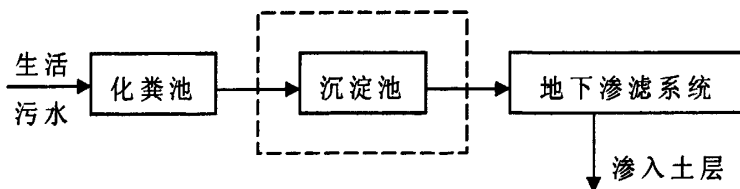


图 1-2 生活污水典型处理流程

Fig.1-2 Typical process for sewage treatment

地下渗滤系统(图 1-1)是将污水有控制地投配到具有一定构造、距地面一定深度和具有良好扩散性能的土壤层中，污水在土壤毛管浸润和渗滤作用下向周围运动，在“土壤—微生物—植物”系统的

综合净化功能作用下, 达到处理利用要求的一种土地处理系统^[8~11]。土壤层可以是自然土壤, 也可以是人工配制土壤, 国内较为热衷人工配制土壤的研究。

(1) 物理机理

物理作用主要是指通过土壤颗粒的机械阻留和物理吸附作用将污水中较大悬浮颗粒物截留在土壤孔隙间, 从污水中分离出来, 是一种比较单纯的净化机制。土壤颗粒的机械阻留作用是污水的悬浮颗粒物(SS)进入土壤颗粒间隙中而被截滤去除; 土壤颗粒的表面吸附作用是土壤中的粘土和腐殖质具有强烈活性, 能吸附阳离子。悬浮物质为 20mg/L 的生活污水渗透过 50cm 深土壤后, 悬浮物质可降至 1mg/L 左右^[13]。土壤对污染物截留时间长短不均, 粒径较大的污染物颗粒经微生物分解或土壤水力冲击后, 分裂成较小粒径并向下移动。如果截留时间较长, 土壤间隙将不断减小, 导水率或渗透速率下降^[14]。

(2) 化学机理

化学作用的表现形式主要有三种, 包括化学吸附固定、离子交换和化学氧化还原作用。化学吸附发挥着重要的作用, 化学吸附和化学氧化还原作用一般是共同作用的, 比如 NH_4^+ 离子, 被吸附的 NH_4^+ 很快被氧化成 NO_3^- , 而从土壤颗粒脱吸。化学作用的另一个表现形式是固定与离子交换, 污水中离子含量高, 在与土壤的阳离子代换过程中, 污水中原有的稳定场体系会发生变化, 进而引起土壤水中污染物, 尤其是无机物质原有的化学形态和溶解性改变, 土壤颗粒附近的土壤水中离子浓度发生变化, 这将导致氧化还原反应体系发生变化。

(3) 生物机理

生物作用的主体是土壤中的微生物, 土壤水中溶解性污染物, 通过土壤颗粒外的液膜, 扩散到其表面, 直接或在土壤酶初步分解后, 被微生物利用而降解, 降解可在好氧条件或厌氧条件下进行。土壤微生物区系的优势种群结构受到污水水质的影响, 随着污水水质的变化而变化, 形成与污水水质相适应的微生物生态结构。

污水中的脂肪族碳氢化合物, 多糖物质, 少量的碳水化合物和木质素及其他芳香族化合物均可在好氧或厌氧条件下被不同微生物降解。污水中的有机氮进入土壤后首先由氨化细菌利用合成其自身

的物质, 剩余的氮以氨的形态释放出来, 这些氮以 NH_4^+ 形式存在于土壤水中或被土壤吸附, 而后迅速被硝化细菌氧化成 NO_3^- , 这一过程称为硝化作用。部分 NO_3^- 在反硝化细菌的作用下被异化还原为 N_2 和 N_2O 等气体, 这一过程称为反硝化作用。微生物在土壤腐殖酸形成过程中起着重要作用。链霉菌、真菌及很多细菌均可利用简单或复杂的有机化合物合成腐殖物质。腐殖酸比面大, 吸水力强, 有良好的吸附作用, 可增加土壤的持水量, 对氮的转化和有机磷的矿化有促进作用, 可作为降解碳氢化合物的稳定氮源^[15]。此外, 土壤中原生动物, 如线虫类、贫毛类等也可起到减小污染物粒径, 维持土壤通气透水性的作用^[16]。

地下渗滤系统表皮种植的植物对污染物质的降解去除也发挥着一定程度的作用, 植物能够吸收 N、P 等物质, 降低土壤中此类物质的含量, 增加表层土的通气透水性, 但是根据张建等人的研究, 植物对污染物质的去除贡献不大。

以上三种机理中, 最重要的是生物作用。土壤中栖息、生长着大量的微生物, 通常 1g 土壤中栖息的土壤微生物有细菌 16900000 个, 放线菌 1340000 个, 厌氧菌 1000000 个, 丝状菌 205000 个, 厌氧性丝状菌 1300 个, 藻类 500 个, 原生动物 40 个, 此外, 还可能存在后生动物及蚯蚓等动物, 形成一个生物群体^[12]。土壤间隙中生成的膜是贫毛类后生动物的食物^[12]。

1.2.2 地下渗滤系统的类型

目前, 国内对于地下渗滤系统的分类和发展没有系统的报道, 甚至不同的研究者对于地下渗滤系统污水处理工艺的命名也不统一。针对这种情况, 郑向勇, 严立等人^[17]进行了系统的总结。

(1) 渗滤坑式地下渗滤系统

地下渗滤坑 (Seepage Pit) 也常常称为地下渗井 (Dry Well), 是指在地下建造渗滤坑并利用渗滤坑周围和底部的土壤对经过化粪池初步处理的出水进行处理的装置。渗滤坑系统由预处理单元和砾石堆组成, 预处理池由水泥、石头和塑料等组成, 池壁上开有一定孔径的孔, 预处理池内部和周围由砾石填充, 整个渗滤坑埋入具有合适渗透性的土壤中。污水经过化粪池初步处理后进入周围的砾石

堆，在流经砾石堆之后渗入四周的土壤中，在此运动过程中得到净化。“砾石-土壤”界面上的生物膜对污水的净化起着非常重要的作用。地下渗滤坑是一种较为原始的地下渗滤系统，是应用最早的一种生活污水原位处理技术。

(2) 渗滤沟式地下渗滤系统

渗滤沟式 (Drain Trench) 地下渗滤系统也常常称为土壤净化槽 (Drain field, Leach field, Laterals or Soil Absorption Field)，目前在美国，这是最常用的地下渗滤装置。这种系统由布水管、砾石堆、处理场地等构成，通常将布水管放入一系列并行的渗滤沟中并且在布水管周围填上砾石堆，结构如图 1-4 所示。一般而言，系统前端需设置化粪池，污水经过化粪池预处理后，出水通过重力自流或者由泵送入布水管中，布水管上开有一定孔径的渗滤孔，污水通过渗滤孔进入通常由砾石组成的滤料中，而后再进入土壤中。砾石之间存在许多空隙，因而使得砾石堆具有储存污水的功能，这是砾石的主要作用之一。穿孔布水管通常由工程塑料 PVC 等制成，砾石和布水管都裹有防止土壤颗粒进入的合成纤维布。渗滤沟式地下渗滤系统具有比较大的布水面积，提高了系统的污水处理能力，处理出水的水质相应也有所提高。

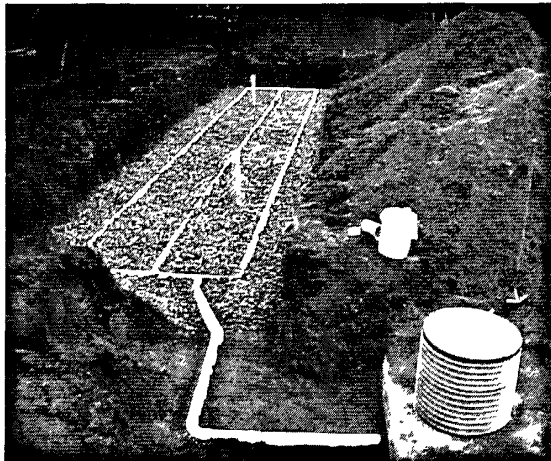


图 1-3 渗滤沟式地下渗滤系统

Fig.1-3 Drain trench system

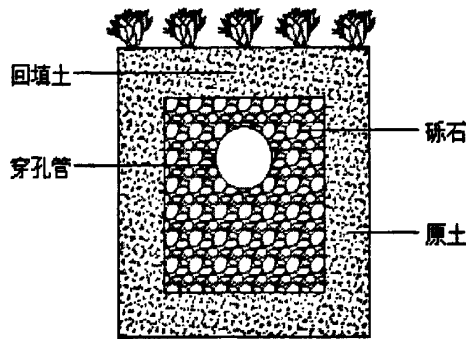


图 1-4 渗滤沟式地下渗滤系统剖面图

Fig. 1-4 Section of Drain trench system

(3) 尼米槽式地下渗滤系统

尼米槽式地下渗滤系统是日本人 NiMi 于 20 世纪 80 年代初期开发成功的^[18]，国内也有人称为土壤毛细管渗滤系统^[19]。

与传统地下渗滤系统相比，尼米槽式地下渗滤系统存在明显的区别。尼米槽式地下渗滤系统的布水管下方设有一个不透水的厌氧槽（即尼米槽），里面装有砂子或其他填料，布水管周围是用合成纤维织物包裹的砾石，砾石层上方为开挖渗滤沟时的表层土。处理过程是这样的：污水从布水管中流出，进入厌氧槽中，然后在砂子及土壤毛细力的作用下扩散到厌氧槽上方和四周的土壤中，污水在土壤多重净化机理的作用下得到净化处理。污水中的 SS 则大多数被砂子截留在厌氧槽中，有机悬浮颗粒物在槽中逐渐液化、酸化，这样就减少了进入土壤颗粒间隙的悬浮物质量，进而减小土壤被悬浮物质堵塞的可能性，提高系统水质水力负荷和出水水质。厌氧槽还可以起到抗冲击负荷的作用。

张建等^[20]认为尼米槽式地下渗滤系统由于有机碳源被截留会引起后续反硝化碳源的不足，提出中间分流强化反硝化实现高效脱氮的地下渗滤系统，即在系统尼米槽下方的中间位置增加布水管，直接引入化粪池的出水以增加碳源促进反硝化，提高了系统的反硝化能力。

(4) 无砾石管式或腔式地下渗滤系统

无砾石（Gravelless System）地下渗滤系统^[21]是近年来在美国开始受到关注的农村单家独户原位污水处理技术，特别是在没有砾

石资源的地区，其发展潜力巨大。其特点是在渗滤沟中不再使用砾石，而是在处理场地中直接放置包裹有织物的波纹渗滤管（管式地下渗滤系统）或者做成具有一定空间的腔体结构（腔式地下渗滤系统）。

无砾石管式地下渗滤系统的布水结构如图 1-5 所示，污水通过渗滤管上的渗滤孔流出，经过包裹织物的初步过滤后进入周围的土壤中，在土壤毛管作用下向四周扩散。一般在布水管上方设有检查孔以便于检查和清除管子中可能堆积的污泥。

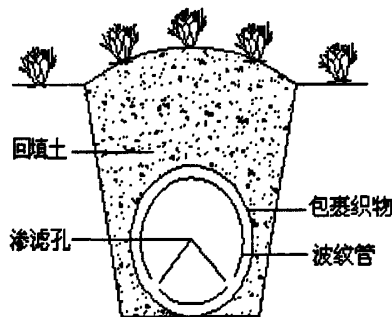


图 1-5 无砾石管式地下渗滤系统

Fig. 1-5 Gravelless pipe system

无砾石腔式地下渗滤系统的渗滤腔可以理解为底部开孔的大管子，腔体一般由硬质塑料、玻璃钢、砖、石头等构成，使用最多也最方便有效的是硬质塑料。渗滤腔呈倒 U 型，直接扣在渗滤沟内，渗滤腔上方不开孔，防止表层土进入渗滤腔内，腔体两侧常常做成“百叶窗”型，既可以有效布水，又可以防止两侧的土壤进入腔体内。无砾石腔式地下渗滤系统的结构如图 1-6 所示。渗滤腔不需要布水管，外层也不需要织物的包裹，污水流入腔内后逐渐从底部和四周渗入土壤中，渗滤腔上留有可以用于检查的观察孔。

无砾石地下渗滤系统具有以下优点：处理能力强、安装费用低、容易安装、便于维护、能防止砾石在风化过程中所带来的不良影响、可以重复利用的部件化装置、能够很方便地根据处理需要扩大或者缩小处理规模等。

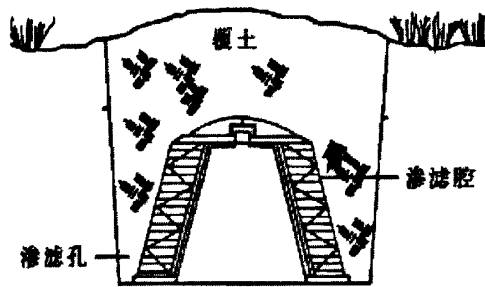


图 1-6 无砾石腔式地下渗滤系统

Fig. 1-6 Chamber system

(5) 其他改进式地下渗滤系统

其他改进式地下渗滤系统主要包括两种：一是地下渗滤系统与其他工艺的联合；二是不同于以上几种常见布水方式的地下渗滤工艺。比较常见的有与人工湿地套用的地下渗滤工艺，如成都凤凰河人工湿地；与生物滤池套用的地下渗滤工艺；在干旱地区使用的蒸发蒸腾系统（Evapo-Transpiration System，简称 ET）等。

1.2.3 地下渗滤系统对环境的影响

地下土壤渗滤系统对环境的影响主要有三个方面：大气污染、地下水污染、病原体传播。

地下土壤渗滤系统的布水装置安置在距离地表至少 20cm 的位置，由于表层土的阻隔，不会产生恶臭、蚊虫滋生等污染。地下渗滤系统在运行过程中会产生 CH_4 和氧化亚氮等温室气体，孔海南等^[22]研究了地下渗滤系统处理生活污水过程中温室气体的排放问题。封克等^[23]研究地下渗滤系统中 pH 值对土壤中硝态氮转化为一氧化二氮的影响，研究发现在酸性条件下，产生的一氧化二氮占总还原气体（ N_2O 和 N_2 ）中的比例较高，在近中性的条件下一氧化二氮产生速率的绝对值最大。如何更有效地减少地下土壤渗滤系统温室气体的排放量还有待继续深入地研究。

地下土壤渗滤系统对地下水的影响主要有两方面：一是细菌、病毒等进入地下水；二是亚硝态氮和硝态氮进入地下水。一般而言，地下渗滤系统对细菌、病菌等污染物极易通过土壤吸附而被去除。

Stcvik 等研究发现污水中的病菌 85~99% 被土壤吸附去除, 病菌数量随土壤深度增加而迅速降低, 渗透土层 30cm 以下几乎检测不到污水中的病菌^[24]。宋伟民等在地下渗滤系统的安全卫生防范方面作了研究, 结果显示地下渗滤系统能够有效处理大肠杆菌, 距离浅层地下水取水点 10m 以外是安全的, 能够保证公众的健康^[25]。亚硝态氮和硝态氮致癌物质的前体物, 大量进入地下水会对公众的健康产生严重的不利影响。为确保安全, 不因亚硝态氮和硝态氮对地下水造成污染, 通常在设计时把氮的去除率和负荷率作为系统的限制设计参数。有研究通过加入硝化抑制剂(如双氰胺)来减少亚硝态氮和硝态氮对地下水污染^[26], 但笔者认为这不是有效的解决办法。一般而言, 设计良好的地下渗滤系统不会造成地下水污染。

地下渗滤系统是否会导致病原体通过接触表皮植被而传播呢? 美国的实践经验表明, 这种担心是多余的。地下渗滤系统能够保证公众的健康安全。

1.2.4 地下渗滤系统国内外研究现状

1.2.4.1 地下渗滤系统国外研究现状

地下渗滤系统是一种人工强化的污水处理技术, 该技术具有不影响地面景观、基建及运行管理费用低、氮磷去除能力强、处理出水水质好、可用于回用等特点, 在日本、美国、新西兰和西欧等国家, 地下渗滤系统的研究和应用日益受到重视^{[7][9][10]}。

1900 年, 美国就开始使用地下渗滤系统处理生活污水; 1934 年, 美国北卡罗莱那州编制成了较为简单的设计手册, 但是直到 1969 年才形成完整的具有强制性和法律效力的手册^[11]。在美国广大农村, 使用地下渗滤系统的家庭众多, 有 25% 的农村家庭采用土壤处理家庭的生活污水。最为常见的处理工艺是“化粪池-地下渗滤系统”。近年来, 全美每年增加的土地处理系统约为 50 万口^[7]。

在日本, 60 年代开始研究地下土壤渗滤处理系统改进工艺, 开发了土壤毛管浸润沟污水处理工艺, 即尼米槽式地下渗滤系统^[9]。70 年代, 该系统开始得到应用, 东芝公司东京都西多摩群奥多摩东芝

休养所和名铁犬山铁路线停车场地下渗滤系统两项工程的出水水质良好, COD 去除率大于 70%, BOD 去除率相当二级处理出水^[9]

J. C. Unce 等通过在土壤中掺加有机碳源来提高土壤对污水中氮的去除率, 取得了良好的效果^[27]。Johansson 等研究表明在原土中适当掺和富含 Fe、Al 的物质不仅可以增强除 P 的效果, 还能增加系统吸附 P 的容量^[28]。J. C. lance 等通过对土壤柱充满污水, 研究其对污水中的污染物的去除效果^[29]。Kristiansell R. 利用土壤含砂层系统处理化粪池流出的污水^{[30][31]}。在土壤有机质方面, Adelman 等研究发现高 C/N 的土壤有利于提高 TN 的去除率^[32]。R. CRice 和 HermanBouwer 利用土壤含水层方法处理初级处理的污水^[33]。VanCuyk 等研究发现土壤不同深度其土壤含水量、Eh、颗粒的表面积等均不同, 保持一定厚度的土壤层对地下土壤渗滤系统的净化效果是非常必要的^[34]。J. C. lance 通过给土柱中充满二级处理过的污水的方法来研究其对污染物的去除效果^[35]。Mikael Pll 等对地下渗滤系统的研究表明, 表层土壤的通气传氧性好, 利于好氧细菌和硝化细菌的生长, 在 6.7cm/d 的水力负荷下, 表层 1. scm 的土壤即可去除 80% 以上的 BOD₅ 和氨氮。可见地下渗滤系统中, 有机质的迅速降解使得反硝化菌可资利用的碳源不足, 而好氧环境亦不利于反硝化菌的生长繁殖, 由此导致较低的总氮去除率^{[36][37]}。Robert L 等研究地下渗滤系统的对污水中污染物的去除及水力负荷对其的影响^{[38][39]}。Donald B. 等研究了砂子对污水中氮的去除机理^[40]。Stevil TK 等研究认为土壤粒径、土粒比表面积等对病菌的去除效率影响较大, 而土壤的 pH、离子交换能力等对其去除影响则不大^[41]。G. N. Magesan 等研究了污水中 C:N 的比率对土壤导水率和潜在机制的影响^[42]。Converse J. C 通过对现有的地下渗滤系统进行调查和分析, 提出对地下渗滤系统的管理和维护是其所面临的最大挑战^[43]。Kinsley 等提出了一种评估模型对那些失败或已接近使用寿命的系统对环境和人们健康的影响进行了评价, 结果表明土壤类型和使用年限是评估系统性能的风险指标^[44]。P. S. Mikkelsen 等调查研究了传统地表渗滤和地下渗滤两种系统处理公路污水对土壤和地下水的影响, 检测发现污染因子包括重金 Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Cd 和 Pb, 在 1.5m 深的土层中, 污染物浓度迅速下降到背景值水平, 地下水中的污染物浓度是有限的^[45]。明尼苏达大学 Sora Christopherson 等通过统计调查对比研究了砾石渗

滤系统和无砾石腔式地下渗滤系统, 在明尼苏达州 7 个村庄选择了超过 100 套地下渗滤系统, 两种类型的地下渗滤系统都包括了三种土壤渗透速率(快速、中速、慢速)的情况, 调查的内容包括使用方法和维护频率, 调查结果表明砾石渗滤系统比无砾石腔式系统的占地面积要小^[46]。

对于渗滤系统土壤的堵塞问题, 一般认为, 造成渗滤系统土壤孔隙堵塞的原因主要有悬浮物截留、吸附堵塞、化学沉淀堵塞、土壤颗粒遇水膨胀崩解堵塞以及微生物生长造成的堵塞等^{[47][48][49]}。有的学者认为悬浮物的截留、吸附是造成系统堵塞的主要原因, 更多学者则倾向于微生物的生长是造成系统堵塞的主要原因。T. Okubo 等研究了人工回灌地下水所引起的土壤堵塞, 并将堵塞划分为 3 个阶段, 认为土壤的生物堵塞对防止地下水的污染起着重要作用^[50]。Robert L. Siegrist 等对传统地下渗滤系统的土壤堵塞机理进行了研究, 认为 C、N、TSS 过载, 进而在土壤中产生高湿、厌氧环境, 使得土壤中有有机物大量积累引起堵塞^[51]。该理论是目前解释污水土壤处理堵塞产生的基础理论, 也用于解释无砾石管式地下渗滤系统产生堵塞的原因。W.A.M. Hijnen 等研究了水中低浓度可同化有机碳(AOC)对沙床生物堵塞的影响, 结果表明堵塞率的增加和时间呈线性关系^[52]。Christoph Platzer 等对垂直流芦苇床的土壤堵塞进行了研究, 发现堵塞只发生在床表层 0~15cm 范围内, 堵塞和有机负荷有很大关系, 但和表层挥发性固体的含量没有显著关系, 停止运行几周后, 渗透率可以得到恢复^[47]。Philippe Baveye 等对饱和土壤的生物堵塞进行了研究, 在所做的调查中, 物理、化学堵塞也起了很大的作用^[53]。S. H. Christopherson 等将系统的失败归咎为土壤的堵塞, 认为设计不当使得负荷过高, 进而引起有机污染物积累以及厌氧微生物产生的粘性胞外聚合物导致了土壤的堵塞^[54]。A. Brovelli 等对多孔介质的生物膜的堵塞进行了研究, 建立了堵塞发展模型, 并探讨了模型对初始条件的灵敏性^[55]。Sahar Soleimani 等对非饱和土壤的堵塞建立模型, 并使用该模型模拟了不同土壤的堵塞机理, 提出了延后堵塞的理论方法^[56]。

1.2.4.2 地下渗滤系统国内研究现状

1991年,中科院沈阳生态所建设了处理规模为 $50\text{m}^3/\text{d}$ 的示范工程, BOD_5 、SS、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率分别为95.93%, 87.83%和87.92%。随后又对该技术进行了改进,修建了处理规模为 $300\text{m}^3/\text{d}$ 的示范工程,处理效果进一步提高, BOD_5 小于 10mg/L ^[67]。陈绍军等采用地下渗滤技术处理生活污水使之作为中水资源再生回用,在有机负荷 $11.53\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 时, BOD_5 去除率95.93%, SS去除率87.83%, 氨氮去除率87.92%^[68]。孙铁珩等对毛管地下渗滤系统处理生活污水进行了研究,连续运行3年表明该系统对生活污水中的COD, BOD_5 , SS, 氨氮都能高效去除^[59]。杨丽萍等进行了土壤毛管渗滤系统处理生活污水的试验,结果表明该系统对生活污水中的有机物、N和P均有很高的去除率,表现出了很好的生物净化效果^[19]。田宁宁等建立的土壤毛细管渗滤系统连续运行6年,结果表明对生活污水中的COD、氮和磷具有较好的去除效果,去除率稳定^[60]。何江涛等通过实际应用研究得出,不同系统的处理效率可以通过一级反应速率常数KT进行对比评价^[61]。张建等以红壤土为填充土壤在昆明建设了地下渗滤系统处理农村生活污水的现场中试,在 $2\text{cm}/\text{d}$ 的水力负荷下,系统对COD、氨氮、TP和TN去除效果良好,达到生活杂用水水质标准^[62]。董泽琴对土壤地下渗滤净化沟污水除磷脱氮工艺及影响因素进行了初步探讨,得出渗滤沟工艺对小型分散污染源污水不仅能有效去除 BOD_5 ,对N、P的去除效果好, BOD_5 去除率达70%以上,对TN去除率达到60%以上,对TP去除率达到71%~96.5%^[63]。张健等对地下渗滤系统的氮磷去除机理进行了研究,研究表明系统对氨氮、COD、TP的去除率可达到90%以上;系统对TN的去除率达63.5%;强化布水措施可以有效地提高系统对污染物质的去除率;地下渗滤系统中通过“硝化-反硝化”去除的总氮约为进水含量的一半^[64]。何江涛等对污水渗滤土地处理系统中的堵塞问题进行了研究,结果表明,不管是悬浮物截留、吸附,还是微生物的生长,所造成的堵塞状况都呈现出随滤层厚度增加按负指数形式递减的趋势^[65]。张建等采用地下渗滤系统处理滇池流域的村镇生活污水,进行了工程的设计和建设,设计负荷为 $0.08\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$,该工程对COD, TN, TP的去除率分别为

86.7%, 85.8%和 96.5%^[66]。张建等在地下渗滤系统内掺加 10%的草炭,有效改善了土壤中的氧化环境,使系统的启动时间由约 70 天缩短到约 30 天,对氨氮和总氮的平均去除率也由未掺加时的 83%和 69%分别提高到 95%和 80%,但是对 TP 的去除率影响不大^[67]。刘晓宁研究了地下渗滤系统处理生活污水的去除效果,结果表明出水 COD 和氨氮的都满足地下渗滤系统排放要求,但是总氮的去除率较低^[2]。何守水通过具体的工程实例,计算出地下渗滤系统每吨污水处理成本仅 0.1 元,而城市(如厦门)征收污水处理费就达 0.5 元,还不包括政府的管道、污水厂的投入,指出地下渗滤系统简单可行,值得提倡^[68]。成先雄等从国内的研究和应用现状得出地下渗滤系统对生活污水中的污染物质有着较高的去除率,并且地下渗滤系统很适用于污水管网不完备的地区,是一项值得推广的分散式原位污水处理技术,可以取得净化污水、美化绿化环境和节约水资源的综合效果^[69]。郑向勇等针对国内对地下渗滤处理工艺命名不统一的问题,对该工艺的类型进行了总结,指出地下渗滤系统是一种比较适合我国国情的污水生态处理技术^[17]。彭亚飞等利用地下渗滤工艺处理铁路系统中污水,出水达到 GB8978-96(一级)排放要求,认为适用于铁路沿线中小车站的生活污水处理^[70]。潘晶等利用混菌法和稀释法,测定了稳定运行的地下渗滤系统不同深度的基质中微生物数量,并对其与污水净化效果进行了相关性分析,结果表明,不同空间位置的基质中微生物数量不同;不同月份基质中微生物数量变化不大;基质中微生物数量与 COD、TN、氨氮去除率有显著的相关性;但基质微生物数量与 TP 的去除率相关性不显著^[71]。

综上所述,国内外已有很多地下渗滤系统的实验室研究和工程应用,然而对无砾石管式地下渗滤系统的研究还较少,国内还未见相关研究的报道。无砾石管式地下渗滤系统具有其独特的优势,但在应用中还存在一些问题,处理效果不理想,易堵塞,水力负荷低,影响了该系统的大规模应用。因此,要使无砾石管式地下渗滤系统走向成熟,还需要做大量的研究工作。

1.3 无砾石管式地下渗滤系统

1.3.1 无砾石管式地下渗滤系统的优势

无砾石管式地下渗滤系统是近年来国外发展的分散式生活污水处理技术，它是在地下渗滤系统研究的基础上形成的无砾石地下渗滤系统，其特点是在土壤渗滤系统的渗滤沟中不再利用砾石堆，而是在处理场地中直接放置有织物包裹的波纹渗滤管。与传统渗滤系统相比，无砾石管式地下渗滤系统具有以下优点：基建费用低、不需要砾石、容易安装、便于维护、能防止砾石在渗滤过程中风化所带来的不良效果、减小沟渠宽度要求、可以重新反复利用的部件化装置、能够很方便地根据处理需要扩大或者缩小处理规模等。

1.3.2 无砾石管式地下渗滤系统结构与原理

无砾石管式地下渗滤系统的结构及工作原理如图 1-8 所示。



图 1-7 建设中的无砾石管式地下渗滤系统

Fig. 1-7 Building on Gravelless Pipe System

How It Works....

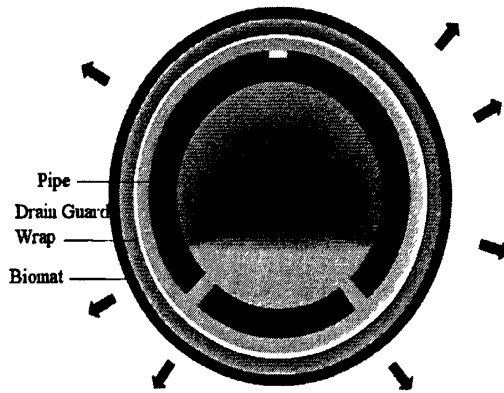


图 1-8 无砾石管式地下渗滤系统工作原理

Fig. 1-8 How Gravelless Pipe System works

波纹管内径 8~10 英寸，即 20~25cm。波纹管上的突起常常是 0.5 英寸 (1.27cm)，突起与突起的距离 3/4 英寸 (1.91cm)。在褶皱管的底部开有 1/2 英寸 (1.27cm) 的渗水孔。通常，制造商将渗水孔设置在 4 点和 8 点钟方向。渗水管外包裹有一层织物，如土工布，管道周围直接覆土。包裹渗滤管的织物有两个作用：1) 阻隔作用：防止土壤进入渗滤管内并截留管内污水中的悬浮物质；2) 利用毛管浸润作用，向周围布水。

化粪池出水经过沉淀池沉淀，去除部分悬浮物后，进入渗滤管中。由于渗滤管外包裹织物的阻挡，较粗大悬浮物质不能进入土壤，进而留存在渗滤管中。污水通过渗滤孔，透过包裹织物渗出，并在毛管作用下向渗滤管各方流动，实现污水的分配。包裹织物不但能截留部分悬浮物，而且由于织物上生长有大量生物膜，故能实现对部分溶解性污染物的去除。污水进入土壤，污染物在渗滤管周围土壤中通过物理、化学和生物联合作用得到去除。

1.3.3 无砾石管式地下渗滤系统存在的问题及原因分析

1.3.3.1 无砾石管式地下渗滤系统存在的问题

(1) 堵塞问题

土地处理系统的堵塞问题历来受人们的关注^{[47-49][50]},是影响土地处理相关工艺处理性能和应用的关键问题,地下渗滤系统也不例外^{[53][54][65]},而无砾石管式地下渗滤系统的堵塞问题更为严重,这是该系统普及程度不高的主要原因。明尼苏达(Minnesota)大学的研究人员做过一项调查,在所调查的14个传统无砾石管式地下渗滤系统中,有11个系统产生过堵塞问题^[54],大大高于传统渗滤沟式地下渗滤系统的失败率。原因可能在于:

① 渗滤面较小,使得单位渗滤面面积的负荷大大高于传统渗滤沟式系统。

② 复氧能力差。由于渗滤管开孔率低,开孔方式不合理,且管外有织物的包裹,阻碍了渗滤管内空气向土壤中的输送,影响了系统的复氧和土壤中甲烷、二氧化碳、氮气、 N_2O 等气体的排放。系统复氧受阻,导致土壤中厌氧微生物的肆意繁殖,污染物不完全降解,生物膜增厚;同时由于系统中产生的甲烷、氮气、 N_2O 等气体排放的不畅,共同导致系统通气透水性不佳,形成堵塞。

③ 管外包裹织物对堵塞有直接贡献。由于包裹织物的截留作用,必然在其上积累大量的悬浮物质,并附着大量的微生物,形成厚厚的生物膜,堵塞渗滤孔。根据 Ennio M. Palmeira 等对非纺织土工布在渗滤液流动下的堵塞研究,由于生物学堵塞,土工布的渗透性显著降低^[72]。

④ 现行的管式配水设计,导致脱落生物膜和截留的悬浮物质、土壤中化学反应产生的沉淀物质不能及时顺利地排出,降低系统通气透水性,产生堵塞。

(2) 出水效果不理想

由于现行的管式配水设计不合理,导致系统的复氧能力差,影响处理效果。

1.3.3.2 原因分析

无砾石管式地下渗滤系统存在问题的根本原因在于现行管式配水装置设计不合理,要解决存在的问题,必须改进设计。

1.3.4 无砾石管式地下渗滤系统国内外研究现状

1.3.4.1 无砾石管式地下渗滤系统国外研究现状

国外对无砾石管式地下渗滤系统的理论研究很少,更多的是工程实践,美国有丰富的运行管理经验。明尼苏达(Minnesota)大学的研究人员做过一项调查,在所调查的14个传统无砾石管式地下渗滤系统中,有11个系统产生过堵塞问题,而问题产生的原因在于设计不当导致负荷过高^[64]。但根据 Ennio M. Palmeira 等对非纺织土工布在渗滤液流动下的堵塞研究,由于生物学堵塞,土工布的渗透性显著降低^[72]。根据一些渗滤管生产商的描述,无砾石管式地下渗滤系统的负荷高于传统砾石渗滤沟系统,所需面积小于后者,但是另一些生产商却不赞同这种观点,他们认为无砾石管式地下渗滤系统的占地面积不能小于后者。

由于土质、法令等不同,美国各州对无砾石管式地下渗滤系统的态度也不同,明尼苏达、密歇根州等鼓励使用这种系统,但是对设计的具体参数和环境卫生要求也不同。

1.3.4.2 无砾石管式地下渗滤系统国内研究现状

尚未见国内有相关的研究报道。

1.4 课题研究的目的是与意义

1.4.1 研究目的

1) 介绍国外无砾石地下渗滤系统的研究应用现状,试验传统无砾石管式地下渗滤系统的性能,为其中国化提供参考;

2) 改进传统无砾石管式地下渗滤系统的配水装置,提高系统的通气透水性,增强抗堵塞能力,强化处理性能;

1.4.2 研究意义

随着经济的高速发展，农村人口生活水平不断提高，用水量也随之加大，使得生活污水的排放量骤增。大量未经处理的生活污水肆意排放，严重污染环境，造成日益严重的农村水环境污染，加剧日益严重的河流和湖泊水环境问题。另一方面，人们生活水平的不断提高，也要求生活环境的不断改善，同时环境问题也是建设社会主义新农村的一个重要方面。因此，农村的生活污水治理势在必行。

但是，对于农村生活污水的处理，我国尚没有一种适合国情的、成熟的工艺。因此，本课题的成功开展，将为此提供一种新的选择，具有重要的理论意义和工程应用价值。

1.5 研究内容与创新点

1.5.1 研究内容

- (1) 渗滤管道的结构参数与渗滤孔径的设计与优化研究；
- (2) 无砾石微孔管地下渗滤系统的处理性能研究；
- (3) 植物优选；
- (4) 无砾石微孔管地下渗滤系统处理生活污水的技术经济社会效益分析。

1.5.2 创新点

针对传统无砾石管式地下渗滤系统存在的问题，通过对问题的原因进行分析，设计出新的布水装置，改善系统氧化环境和通气透水性，增强堵塞防治能力，提高处理性能。

1.6 研究方法与技术路线

1.6.1 研究方法

理论分析与实证分析相结合。通过分析传统无砾石管式地下渗滤系统存在问题的原因，设计出新的微孔管布水装置。通过 3 组对比试验，筛选出较优的渗滤管微孔孔径。将筛选出的微孔管系统与传统管式地下渗滤系统进行对比试验研究，验证设计的合理性。

1.6.2 技术路线

本实验在西南科技大学环境与资源学院水污染控制中心进行，实验装置安放于停车棚边沿，所选择的位置要求各对比试验系统所收光照基本一致，同时尽量避免雨水的侵袭。采取的技术路线如下：

- (1) 确定实验水质水源；
 - (2) 选取实验管材；
 - (3) 设计无砾石微孔管地下渗滤系统实验平台，实验平台的设计参数参照美国明尼苏达州 7080 号标准 (MR 7080)；
 - (4) 不同渗滤孔孔径的对比研究；
 - (5) 建立无砾石微孔管地下渗滤系统实验装置；
 - (6) 研究无砾石微孔管地下渗滤系统的处理性能，并与传统管式系统进行对比研究；
 - (7) 数据分析整理，书写研究报告。
-

2 试验材料与方方法

2.1 试验装置

试验渗滤系统剖面如图 2-1 所示，底部 20cm 为集水区，填入粒径 1~2cm 的鹅卵石，鹅卵石上层填入试验用砂壤土，表皮种植植物，在一定位置装有水样采集管（渗滤管底部距 A 取样管 10cm，AB=20cm，BC=20cm，C 取样管下土壤厚 30cm，集水区高为 20cm），以监测污水在垂直方向的降解过程。渗滤出水由系统底部的集水管收集并排出。试验中，共建对比实验系统五套，装置图如图 2-2 所示。该装置单套系统处理水量 $\leq 6\text{L/d}$ 。

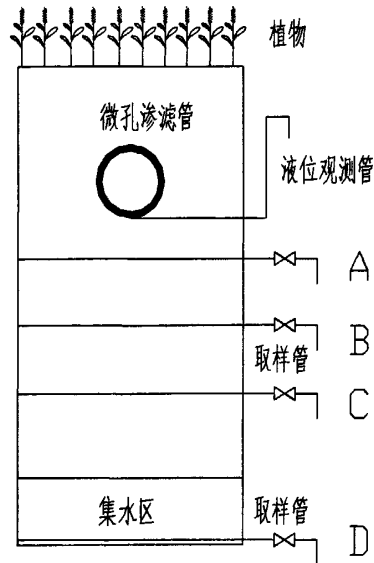


图 2-1 无砾石微孔管地下渗滤系统示意图

Fig.2-1 Schematic diagram of gravel-less perforated pipe leach fields



图 2-2 无砾石微孔管地下渗滤系统实验装置

Fig.2-2 Experimental device of gravel-less perforated pipe leach fields

2.2 试验条件

2.2.1 试验水源

西南科技大学生活污水基本水质见表 2-1。该水质和四川省农村生活污水水质基本一致^{[73][74]}。

表 2-1 西南科技大学生活污水水质 单位: mg/L

Table 2-1 Water quality of sewage in SWUST

COD	氨氮	TKN	TP
340	32.4	39.0	4.31

2.2.2 试验土壤

实验装置填充土壤取自西南科技大学环境与资源学院温室大棚。经测定, 该土壤属砂壤土(国际制土壤质地分类), 粒径分布见表 2-2。

表 2-2 土壤粒径分布

Table 2-2 Distribution of soil particles

粒径 (mm)	测试结果 (%)	砂质壤土标准组成 (%)
<0.002	13.7	0~15
0.02~0.002	28.9	0~45
2~0.02	57.4	55~85

2.2.3 试验期间气候条件

试验从 2009.6.12 开始, 持续 4 个多月。系统启动期间, 气温逐渐升高, 启动期间平均气温 26.7°C 。绵阳市地处中国东部季风区的四川盆地亚热带湿润季风气候区。冬半年受偏北气流控制, 气候干冷少雨; 夏半年受偏南气流控制, 气候炎热、多雨、潮湿。绵阳市气候四季分明, 夏、秋雨水充沛, 虽冬春时有干旱发生, 但年平均空气相对湿度均在 70% 以上, 因而终年湿润。绵阳市一年中最热的七月平均气温为 $24.2\sim 27.2$, 历年极端最高气温在 $36.1\sim 37.7^{\circ}\text{C}$ 之间。虽有伏旱高温天气, 却少酷暑。一年中最冷的一月平均气温为 $3.9\sim 6.2^{\circ}\text{C}$, 历年极端最低气温为 $-4.5\sim -7.3^{\circ}\text{C}$ 。

2.2.4 进水和取样方式

试验采用间歇进水方式, 每天早上 8:00 进水一次, 历时 2min。系统每周运行 5d, 落干 2d。储水桶污水可供试验系统运行 5d, 原水水质指标在这运行期间监测。根据运行阶段的不同, 出水监测频次由 2 天一次延长到 10 天一次。

2.2.5 试验水力负荷

本实验用土为砂壤土, 根据美国北卡罗来纳州环境自然资源保护局制定的不同土壤质地的水力负荷标准^[11], 确定本实验水力负荷 $33.3\text{L}/\text{m}^2\cdot\text{d}$, 即 $3.3\text{cm}/\text{d}$ 。

土壤质地在一定程度上反映了土壤的矿物组成和化学组成, 同时土壤颗粒大小与土壤的物理性质有密切关系, 并且影响土壤孔隙状况, 因此对土壤水分、空气、热量的运动和养分转化均有很大的影响^[76]。质地不同的土壤表现出不同的性状, 壤土具有砂土和粘土的优点, 同时克服了两者的缺点, 是理想的地下渗滤系统建造用土。

表 2-3 不同土壤质地的水力负荷^{[11][76]}

Table 2-3 The hydraulic capacity of different soil texture

质地组	质地名称	水力负荷 (L/m ² ·d)
砂土	砂土	48.9~32.6
	粗砂土	
粗壤土	砂壤土	32.6~24.4
	壤土	
	砂黏壤土	
	泥沙壤土	
细壤土	黏壤土	24.4~12.2
	沙黏壤土	
	泥沙土	
	砂黏土	
黏土	泥沙黏土	16.3~4.1
	黏土	

2.3 检测项目与分析测试

2.3.1 水质指标

水质检测项目：COD、氨氮、TKN、总氮、总磷、pH；

表 2-4 水质检测项目与分析方法

Table 2-4 Check item and analysis method

检测项目	分析方法
COD	快速消解分光光度法
氨氮	纳氏试剂分光光度法
TKN	凯式法

检测项目	分析方法
总氮	碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法
总磷	钼酸铵分光光度法
pH	玻璃电极法

2.3.2 土壤理化指标

土壤检测项目：土壤质地、pH。

表 2-5 土壤检测项目与分析方法

Table 2-5 Check item and analysis method

检测项目	分析方法
土壤质地	经典吸管法
土壤 pH	电位法

2.3.3 实验仪器

COD 快速消解仪：兰州连华 5B-1

分光光度计：UNICO UV2000

ORP 测定仪：HANNA HI9026

手提式蒸汽消毒锅：上海三申

干燥箱：天津市泰斯特仪器有限公司 101-1A 型

生化培养箱：江苏姜堰市分析仪器厂 TF-1A 型

BOD 测定仪：江苏电分析仪器厂 807 型直读 BOD 测定仪

pH 计：PHS-3C 型酸度计

2.4 数据的分析与处理

2.4.1 样品分析的精密度

在每次监测过程中, 必须加采不少于 10% 的平行样, 并且还要在实验室内随机抽取不少于 10% 密码平行样作为质控检查样, 同时进行测定。

平行样相对允许差的计算方法:

$$\text{相对允许差} = \frac{|x_1 - x_2|}{\bar{x}}$$

式中, x_1, x_2 —平行样的测定结果, mg/L;

\bar{x} — x_1, x_2 平行样测定结果的平均值, mg/L。

平行样测定结果的相对允许差, 应视水样中测定项目的含量范围及水源实际情况确定, 一般要求在 20% 以内精密度合格, 但痕量有机污染物羡慕及油类的精密度可放宽至 30%。

2.4.2 样品分析的准确度

在分析方法给定值的范围内加标样的回收率在 70%~130%, 准确度合格, 否则进行复查。但痕量有机污染物项目及油类的加标回收率可放宽至 60%~140%。

2.4.3 污染物去除率计算方法

污染物去除率计算方法有两种, 一种是以污染物前后浓度变化计算, 另一种是以污染物总负荷为依据的系统去除率。

(1) 单项污染物浓度去除率^[76]

一般是指相对浓度去除率。用如下公式表示:

$$\mu = \frac{(C_{\text{进}} - C_{\text{出}})}{C_{\text{进}}} \times 100\%$$

其中： μ 为相对去除率， $C_{\text{进}}$ 为进水浓度 mg/L， $C_{\text{出}}$ 为出水浓度 mg/L。

(2) 以污染物总负荷为依据的系统去除率^[76]

为了能将进水水量和出水水量联系起来评价地下渗滤系统对生活污水的处理效率，可以采用以污染物总负荷为依据的系统去除率。试验系统的水量平衡方程为：

$$Q_{\text{进}} = Q_{\text{出}} + ET + Q_{\text{渗滤}}$$

式中： $Q_{\text{进}}$ 为每天投配水量和降雨之和，L；

$Q_{\text{出}}$ 为出水口流出总水量，L；

ET 为蒸发蒸腾量，cm；

$Q_{\text{渗滤}}$ 为系统渗漏损失水量，L。

水中污染物质量守恒方程为：

$$M_{\text{进}} = M_{\text{去除}} + M_{\text{出}}$$

$$\text{即： } C_{\text{进}} \times V_{\text{进}} = M_{\text{去除}} + C_{\text{出}} \times V_{\text{出}}$$

式中： $M_{\text{进}}$ 为进入系统的污染物质量，mg；

$M_{\text{去除}}$ 为系统去除的污染物质量，mg；

$M_{\text{出}}$ 为流出系统的污染物质量，mg；

$C_{\text{进}}$ 为进水浓度，mg/L；

$V_{\text{进}}$ 为进水体积，L；

$C_{\text{出}}$ 为出水浓度，mg/L；

$V_{\text{出}}$ 为出水体积，L。

系统对污染物的去除效率为系统去除率，定义如下：

$$\eta = (M_{\text{进}} - M_{\text{出}}) / M_{\text{进}} \times 100\%$$

式中： η 为系统去除率。

本实验采用第一种计算方法，即：以浓度计算的污染物去除率。

2.4.4 系统的通量（渗透速率）计算方法

$$\text{系统通量} = \frac{V}{L \times t}$$

式中，V—进水量，L；

L—渗滤管长度，m；

t—渗滤管内污水全部渗入土壤所需时间，h。

3 管道结构参数的确定与微孔孔径的优选

3.1 渗滤管道管径的确定

传统无砾石管式地下渗滤系统是砾石渗滤沟系统的变形,波纹管代替了渗滤沟中的砾石。通常,渗滤管内径 8~10 英寸,即 20~25cm。20cm、25cm 渗滤管对应的渗滤沟宽度分别是 60cm, 80cm。

参照美国明尼苏达州 MR7080,本试验中渗滤管管径选择 20cm,渗滤沟宽度 60cm。

3.2 开孔率的确定

传统管式地下渗滤系统波纹管内径 8~10 英寸,即 20~25cm。波纹管上的突起常常是 0.5 英寸 (1.27cm),突起与突起的距离 3/4 英寸 (1.91cm)。在波纹管的底部开有 1/2 英寸 (1.27cm) 的渗水孔。通常,制造商将渗水孔设置在 4 点和 8 点钟方向。经计算,Φ200 的渗滤管开孔率约为 10%。考虑到试验条件的限制,同时基本满足实验需要,确定本实验渗滤管开孔率为 20%。

3.3 渗滤孔孔径的优选

3.3.1 孔径优选的原则

(1) 渗滤孔不会被土壤和污水中的悬浮物堵塞。微孔孔径过大,会导致微孔附近土壤的更新速度过快,附着有大量成熟生物膜的土壤颗粒的脱落,导致系统的污染物去除效率降低。

(2) 渗滤管中的固体物质累积量影响系统的布水,并直接决定

了系统的清理周期。因此，渗滤管中的土壤累积量应处在一个可接受的水平。

(3) 系统处理效率高，出水水质好。

3.3.2 实验孔径的确定

所需孔径的大小受土壤类型的影响，本实验用土为砂壤土。确定试验孔径分别为 2mm, 4mm, 6mm, 进行对比实验。

3.3.3 不同孔径实验装置对比实验结果

(1) 处理效果

表 3-1 处理效果比较

	COD (mg/L)	氨氮 (mg/L)	TP (mg/L)
	去除率 (%)	去除率 (%)	去除率 (%)
2# (6mm)	51	1.6	0.090
	85.3	95.4	98.1
3# (2mm)	36	2.2	0.057
	89.5	93.7	98.8
5# (4mm)	19	0.6	0.057
	94.5	98.3	98.8

从表 3-1 可见，5#系统对 COD、氨氮的去除效果明显优于 2#和 3#系统，磷的去除效果基本相同。

(2) 渗透速率

渗透速率（渗透速率的计算方法见 2.4.4），即通量。对系统的水力负荷有重要的影响，在出水水质相同的情况下，通量越大则系统的负荷越高，可运行的年限也越长。

在试验开始的第二天对污水在地下渗滤系统中的渗透速率进行了测定，三套对比系统中的渗透速率相差不大，在 7~8min 内，渗滤

管内的污水便完全渗完，渗透速率约为 $166.7\text{L/h}\cdot\text{m}$ 。第 5 天又对渗滤速率进行了测定，所有系统的渗滤速率都大大低于第二天。渗透速率如此快速的降低，原因可能在于污水渗过土壤，导致了土壤的团粒结构崩裂，颗粒变小，渗流阻力急剧增大。三套微孔管地下渗滤系统在 20~120 天渗透速率变化趋势如图 3-1 所示。

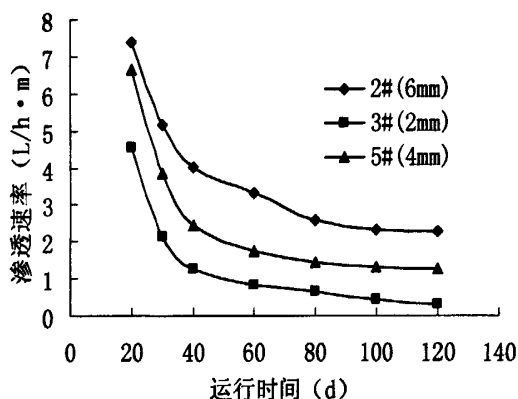


图 3-1 系统渗透速率变化

Fig. 3-1 Relatively flux of the systems

从图 3-1 可以看出，微孔孔径对系统的渗透速率有一定的影响。在第 20 天时，2# (6mm) 系统、3# (2mm) 系统和 5# (4mm) 系统的渗透速率分别为 $7.4\text{L/h}\cdot\text{m}$ 、 $4.5\text{L/h}\cdot\text{m}$ 和 $6.7\text{L/h}\cdot\text{m}$ 。显然，孔径越小，渗透速率下降得越快。特别是 3# (2mm) 系统，到第 60 天时，已不能渗透完每天 6L 的进水量。原因可能是 2mm 的孔径过小，污水中的悬浮颗粒物和土壤颗粒堵塞了这些小孔，使得渗透速率不断降低。2# (6mm) 系统和 5# (4mm) 系统的渗透速率在前 40 天迅速下降，在 40~80 天期间缓慢下降，在 80~120 天期间未见明显下降，基本处于稳态。2# (6mm) 系统的渗透速率下降最慢，且通量达到相对平衡时的值最大，原因可能是 2# (6mm) 系统孔径过大，导致渗滤管微孔-土壤界面上土壤的更新速度过快，未能形成有效的生物膜，使得通量较大，并影响了污染物的去除效率。

(3) 渗滤管内固体物质累积量

渗滤管中累积的固体物质有三个来源：(1) 渗滤微孔/土壤界面上脱落的生物膜，生物膜的脱落可能是由于老化或水力冲击导致的；

(2) 渗滤微孔/土壤界面上的土壤颗粒在渗滤管内水力冲击、地表径流或其他外力作用下掉入渗滤管中；(3) 进水中的悬浮性固体物质被截留在渗滤管中。

表 3-2 固体物质累积量比较

Table 3-2 Comparison of the cumulative amount soil substance

系统	2#(6mm)	3#(2mm)	5#(4mm)
累积量/ kg	0.933	0.114	0.237

从表 3-2 可以看出,微孔孔径对渗滤管内固体物质的累积量有重要的影响。孔径越大,积累的越多,甚至影响系统的正常运行。管道内的土壤积累过多不但会影响系统的进水,还会影响系统的复氧,进而影响处理效果。2#(6mm)系统渗滤管中的固体物质(105℃烘干)为 0.933Kg;累积在 3#(2mm)系统中的固体物质为 0.114Kg;累积在 5#(4mm)系统中的固体物质为 0.237Kg。实验后期,由于通量的下降以及管内土壤的累积,2#系统容纳不下每次 6L 的突然进水,不得不通过减小进水流量、延长进水时间来解决,在实际运行中,这会给管理带来麻烦。

渗滤管中固体物质的三个来源中,不同微孔孔径受三个因素的影响不同。3#(2mm)系统由于微孔孔径较小,起主要贡献的可能是进水中的悬浮性物质;2#(6mm)系统微孔孔径较大,渗滤管内的累积固体物质远远大于其他两个系统,可以肯定土壤颗粒的掉入起着最重要的贡献。

综上所述,5#(4mm)系统有最优的处理性能,虽然渗透速率没有 2#(6mm)系统大,渗滤管内的累积固体物质比 3#(2mm)系统多。但是,为了尽量避免渗滤出水对地下水水质的影响,可以认为处理性能是最重要的评价指标,因此综合分析得出孔径 4mm 较为合适。

3.4 本章小结

本试验中渗滤管管径选择 20cm,渗滤沟宽度 60cm。考虑到试验

条件的限制，同时基本满足实验需要，确定渗滤管开孔率为 20%。通过对比实验研究表明孔径 4mm 较为合适。

4 无砾石微孔管地下渗滤系统的试验研究

4.1 新老系统的性能比较

对传统无砾石管式地下渗滤系统和无砾石微孔管地下渗滤系统进行对比实验, 通过多项指标的分析对比, 确定无砾石微孔管地下渗滤系统的优劣, 并分析其原因。

表 4-1 新老两套系统处理性能对比

Table 4-1 Performance comparison of the two systems

系统	通量 (L/h·m)	COD 去除率 (%)	氨氮 去除率 (%)	TN 去除率 (%)	TP 去除率 (%)	启动 时间
传统管	1.01	83.7	85.6	60.5	97.5	60d
微孔管	1.27	94.5	98.3	48.9	98.4	45d

由表 4-1 可知, 微孔管系统的 COD 去除率比传统管式系统高 10.8%, 氨氮去除率高 12.7%, 总氮去除率提高 11.6%, 启动时间提前 15d, 但总磷去除率无显著差异。微孔管系统在启动时间、处理性能、通量水平方面均优于传统管式系统。土壤学中, 通常把氧化还原电位 (ORP) 作为反映土壤中氧化还原状况的一个综合性指标^[6]。研究中在渗滤管下 10cm 处土壤中预埋了铂电极测定系统的氧化还原电位情况, 结果显示, 微孔管系统的 ORP 值比传统管式系统提高了约 85mV, 大大改善了系统中的氧化环境。土壤氧化还原环境是影响土壤微生物生物活性的重要因素, 良好的土壤氧化环境有利于地下渗滤系统中微生物的生长繁殖和对污染物质的有效去除, 而土壤还原环境会抑制土壤微生物的活性, 不利于污染物的去除^[67]。

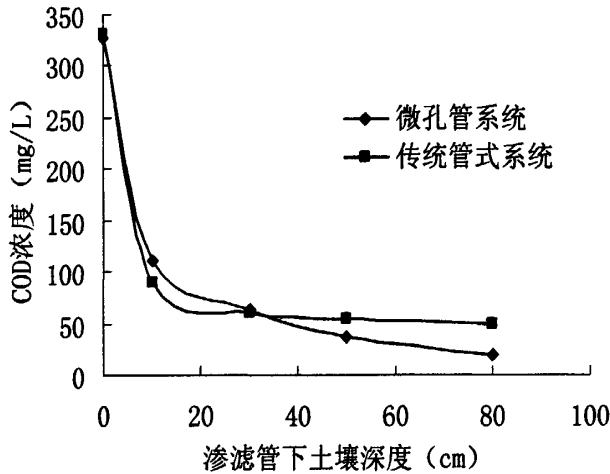


图 4-1 COD 的去除比较

Fig. 4-1 Comparison of COD removal

由图 4-1 可见，微孔管系统与传统管式系统对 COD 的去除趋势线类似，但也存在着明显的不同。传统管式系统渗滤管下 10cm 处的出水水质明显优于微孔管系统，原因可能在于传统管式系统的渗滤管外有织物的包裹，织物对污水中的悬浮物质、胶体有很强的过滤截留和吸附作用，使得传统管式系统具有浅层土壤处理的优势。但是随着土壤深度的加深，这种优势逐渐丧失，在渗滤管下 30cm 处，传统管式系统和微孔管系统的出水水质较为接近。随着土壤深度的进一步加深，传统管式系统的水质变化不大，表现为图中趋势线较为平缓；而微孔管系统的水质则存在明显的下降，最终在系统底端的出水水质存在较大差异，微孔管系统的出水水质明显优于传统管式系统。导致两套系统底部对 COD 去除产生较大差异的原因可能在于反硝化细菌数量和活性的不同，反硝化细菌是异养微生物，能够直接利用有机碳源，这将在下一段做深入分析。

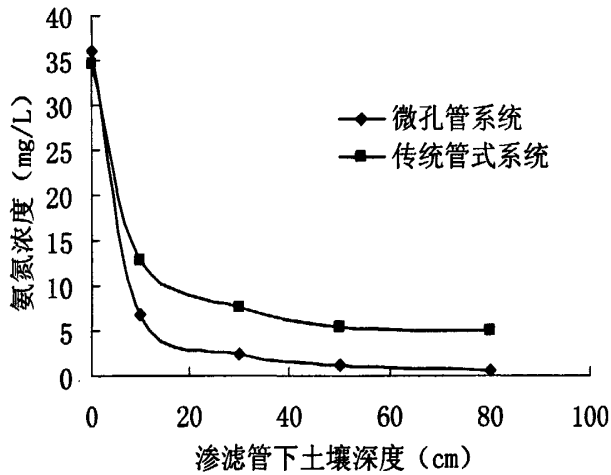


图 4-2 氨氮的去除比较

Fig. 4-2 Comparison of $\text{NH}_3\text{-N}$ removal

图 4-2 是微孔管系统与传统管式系统对氨氮的去除比较。由图可见，微孔管系统对氨氮的去除性能远优于传统管式系统。对氨氮的去除，两套系统都主要发生在渗滤管下 30cm 的土壤层中，传统管式系统在 30cm 的土壤中去除率为 77.5%，微孔管系统在渗滤管下 30cm 的土壤中去除率为 82.0%。在 30~80cm 间的土壤层，两套系统对氨氮去除类似，作用都不明显，水质变化不大。因此，微孔管系统对氨氮去除能力的提高，主要是发生在渗滤管下 30cm 土壤层的贡献。由于微孔管系统开孔率的提高及包裹织物的去除，能够有效改善土壤中的氧化环境，尤其是渗滤管下 30cm 土壤中的氧化环境，这大大有利于系统中氨氮的氧化。同时，由于表层土壤氧化环境的极大改善，使得硝化细菌在系统中的位置整体上移。传统管式系统的硝化细菌主要位于包气带，氨氮氧化为硝态氮进入下层土壤，由于表层土壤的碳源大量消耗，常导致后续反硝化碳源的不足，使得出水硝酸盐含量较高，影响地下水水质。微孔管系统中硝化细菌位置的整体上移，能够及早地将氨氮氧化为硝态氮，在有机碳源未被充分利用前进行反硝化，避免反硝化时碳源的缺乏问题，能够有效降低出水硝态氮和总氮的含量，避免潜在的环境风险。同时，由于反

硝化细菌的旺盛繁殖，能够消耗大量的有机物质，这对 COD 的去除也有很大的促进作用。

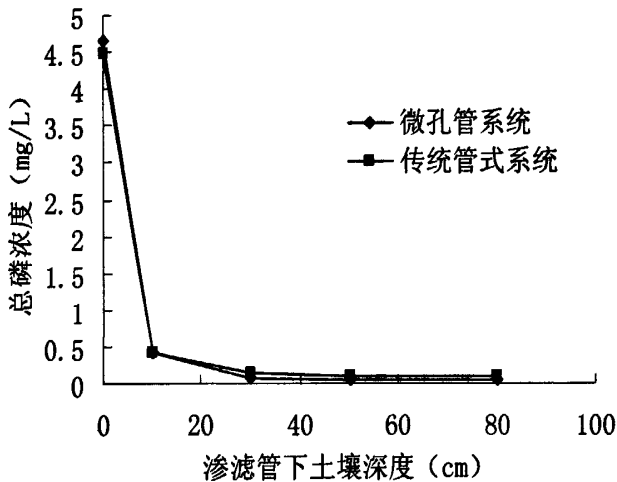


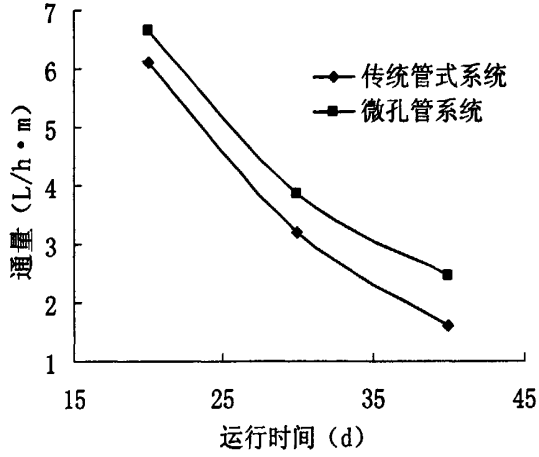
图 4-3 总磷的去除比较

Fig. 4-3 Comparison of TP removal

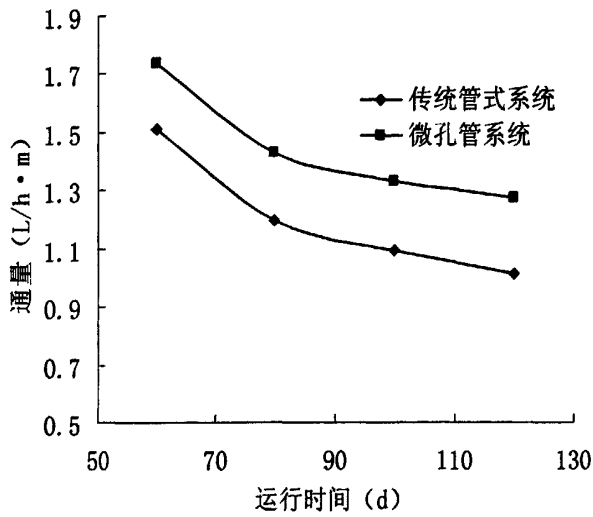
由图 4-3 可见，微孔管系统与传统管式系统对总磷的去除性能无显著差异，在各层土壤去除的趋势也几乎相同，这可能是由磷的去除机制决定的。磷的去除主要依靠土壤中不可逆的化学反应作用，与系统的通气透水性及配水方式无关，因此微孔管系统和传统管式系统对总磷的去除效率相近，去除的过程类似。

在系统通量（渗透速率）方面，从图 4-4 可以得出，传统管式系统和微孔管系统的变化趋势线类似，在运行初期，通量都显著降低，但传统管式系统的下降趋势较微孔管系统更为明显。运行到第 120d，传统管式系统渗滤通量 $1.01 \text{ L/h} \cdot \text{m}$ ，微孔管系统 $1.27 \text{ L/h} \cdot \text{m}$ ，系统通量提高 26.8%。

综上所述，渗滤管的改进可以有效改善土壤的氧化环境，有利于提高微生物的活性，促进污染物的去除，提高系统通量。下面就 3# 无砾石微孔管地下渗滤系统的处理性能展开分析探讨。



1) 通量的变化 (20~40d)



2) 通量的变化 (60~120d)

图 4-4 渗滤通量的比较

Fig. 4-4 Comparison of flux

4.2 无砾石微孔管地下渗滤系统的试验结果

4.2.1 污染物的去除

4.2.1.1 COD 的去除

(1) 实验结果

启动初期, COD 的去除主要依靠土壤的截留作用和吸附作用, 效果较差。随着时间的推移, 孔口-土壤界面形成一层生物膜, 并在土壤内部的土壤颗粒表皮附着大量微生物, 这些生物膜截留吸附进水中的有机物质, 并将其降解。由于好氧条件的改善, 土壤中氧化还原电位得到大幅的提高, 提高了系统对污染物的去除能力。

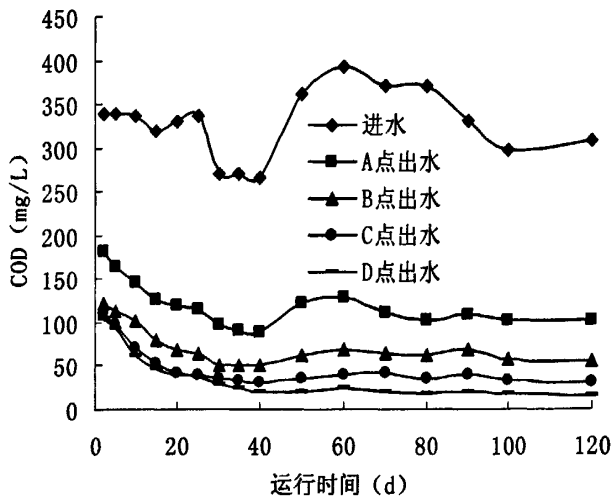


图 4-5 进出水 COD 的变化

Fig. 4-5 Changes of influent and effluent COD

由图 4-5 可知, 系统在运行第 40 天时出水水质基本稳定, 说明此时微孔管系统去除 COD 的功能基本成熟。系统运行稳定后, 底部 D

点出水 COD 平均约 19mg/L, 最大值 24mg/L, 最小值 15 mg/L。进水 COD 平均约 330mg/L, 系统的平均去除率 94.5%。从图中可以看出, 系统的出水水质较为稳定, 抗冲击负荷能力较强。

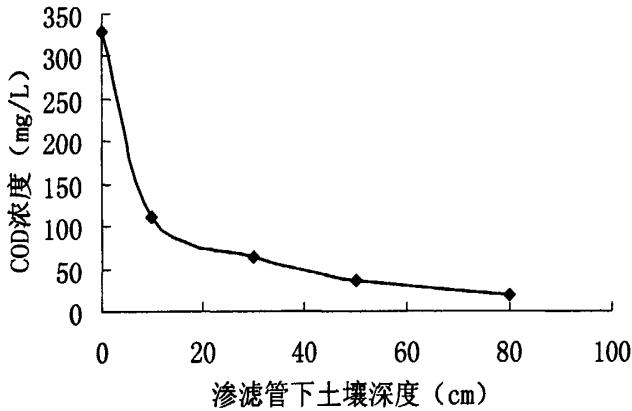


图 4-6 COD 在渗滤纵向上的变化

Fig. 4-6 COD changes in the vertical

由图 4-6 可知, 渗滤管下 A 点、B 点、C 点、D 点的出水 COD 浓度分别为 111mg/L、63 mg/L、37 mg/L、19 mg/L。污水中 COD 浓度在渗滤纵向上逐渐降低, 其中, A 层 10cm 土壤对 COD 的去除有极大的贡献, COD 浓度迅速下降; 然后曲线趋于平缓, COD 浓度缓慢下降。

由图 4-7 可知, 渗滤管下 A 层 10cm 土壤、B 层 20cm 土壤、C 层 20cm 土壤、D 层 30cm 土壤对 COD 的去除率分别为 67.9%、13.8%、7.5%、5.3%。其中, A 层 10cm 土壤的贡献最大, 单位厚度的土壤层对 COD 的去除率最高。随着土壤深度的加深, 单位厚度的土壤对 COD 的去除呈显著下降趋势。原因是 A 层土壤处于首层, 对污水中的悬浮物质有极强的过滤截留和吸附作用, 极大地降低了污水中的 COD 浓度, 随着土壤深度的加深, 渗透水中的悬浮性污染物质已降到极低的程度, 过滤截留作用对 COD 的去除作用已不显著, B 层、C 层和 D 层土壤主要去除的是溶解性 COD。

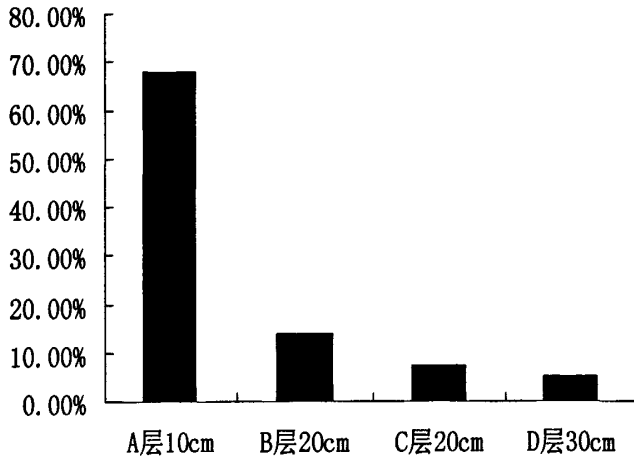


图 4-7 渗滤管下各层土壤对进水 COD 去除的贡献

Fig.4-7 The contribution of COD removal by the layers of soil under perforated pipe

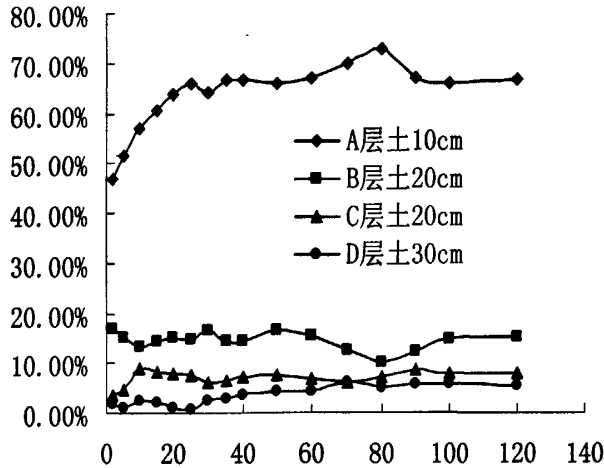


图 4-8 各土层对 COD 去除率的贡献变化趋势

Fig.4-8 Changes of COD removal rate by the soil layers

图 4-8 是从系统进水到实验结束期间，各土层对 COD 去除率的贡献变化趋势。由图可知，A 层土在系统启动期间，去除率显著上升，去除率从第二天的 69.2% 上升到第 40 天时的 92.1%，在第 40 天后基本稳定。B 层土对 COD 去除的贡献在实验期间变化不大，原因可能在

于在系统启动期间, 该层土起到了一定程度的过滤截留作用, 微生物的降解作用并不明显, 随着系统的逐渐熟化, A 层土已对污水中的悬浮物质有效地截留吸附, 导致 B 层土的过滤截留作用降低, 即通过过滤截留作用去除的 COD 下降, 此时 B 层土中已形成有效的生物膜, 能够去除启动期间去除效果不理想的溶解性 COD, 去除的悬浮性 COD 的减少和增加去除的溶解性 COD 的量刚好相当, 这就使得 B 层土在启动阶段和系统熟化后, 即整个实验期间对 COD 的去除率变化不大。C 层和 D 层土则存在一个和 A 层土类似的上升趋势, 但上升趋势较为平缓, 增长量不大, 原因可能在于 C 层和 D 层土对 COD 去除的贡献较小, 去除率的提高主要表现为随着生物膜的形成, 对溶解性 COD 的去除量有所增加。

目前, 我国尚无农村生活污水地下水回灌的相关水质标准, 但根据美国国家环保局的经验, 渗滤管下至少需要 60cm 的土壤层。从本实验来看, 渗滤管下 10cm 的土壤层去除了约 70% 的 COD, 随着土壤深度的增加, 单位厚度的土壤去除的 COD 呈显著下降趋势。因此, 如果要求更大的土壤深度达到更优的处理效果, 就会严重制约该系统的使用场地。

(2) COD 的去除途径探讨

无砾石微孔管地下渗滤系统中, 投配污水中的 COD 在系统中的去除主要有四个途径: 土壤的过滤截留和吸附、微生物降解、植物吸收、渗滤管中累积。

①土壤的过滤截留和吸附

化学需氧量 (COD) 包括两种形态: 溶解态和悬浮态。典型中等浓度生活污水 COD 为 400mg/L, 其中溶解态 150mg/L, 悬浮态 250mg/L^[63], 即悬浮态 COD 所占比例在 60% 左右。本实验所用生活污水 COD 约为 330mg/L, 悬浮性 COD 所占比例约为 53%。

地下渗滤系统对悬浮性物质的去除效率通常很高, 平均去除率在 90% 以上^[12]。本实验用土为砂壤土, 但 <0.002mm 的粘粒含量也较高, 所以该土也具有粘性土壤的某些特点。无砾石微孔管地下渗滤

系统对悬浮性物质的去除主要发生在渗滤管下 10cm 的 A 层土壤中，主要通过机械阻留和物理吸附将污水中较大颗粒物悬浮物固定于土壤孔隙间，从污水中分离出来。因此，系统的堵塞主要发生在该层，引起通气透水性的下降。悬浮颗粒物被土壤截留后，粒径较大的污染物颗粒经微生物分解或土壤水力冲击后，分裂成较小粒径并向下移动，逐渐降低下层土壤的孔隙率。A 层土壤中，随着运行时间的延长，悬浮颗粒物的不断聚集，导致孔隙率急剧降低，这会进一步增强该层土壤的过滤截留作用。

土壤胶体是土壤中最活跃的组分之一，在污染物质的去除中发挥着重要作用。土壤胶体具有巨大的比表面积和带电性，使得土壤具有吸附性。土壤胶体还可以以离子交换的形式吸附污水中的某些阳离子和阴离子。

②微生物降解

无砾石微孔管地下渗滤系统中存在着好氧、兼氧和厌氧微生物，它们各自以各自的方式对 COD 进行降解或利用。好氧微生物主要存在于渗滤管附近和包气带中。系统中的微生物是降解有机污染物的主体，维持土壤中的透气通水性，使系统能够处于长期的相对平衡状态。地下渗滤系统中微生物的生态是影响系统污染物去除率的关键。因此，必须改善系统中的微生物生存环境。

③植物吸收

植物对系统中 COD 的去除贡献较小。地下渗滤系统中常常种植的是浅根植物，根系过长会对地下渗滤系统产生不利影响。植物根系附近生长有大量的微生物，植物和微生物形成良好的生态，有利于微生物对土壤中污染物质的去除。植物在系统中所起的主要作用是吸收水分、向土壤中供氧、绿化环境。

④渗滤管中累积

由于无砾石微孔管地下渗滤系统的微孔管为全开孔设计，且没有了管外织物的包裹，因此在水力冲击、重力、雨水渗流的作用下，渗滤孔附近附着有厚厚生物膜的土壤颗粒掉入渗滤管中，并在渗滤

管中累积, 当累积到一定程度时, 为了不影响系统的正常运行, 需要对渗滤管中累积的污泥进行定期的清理。

4.2.1.2 氮的去除

(1) 氨氮

① 实验结果

由于初期系统中未形成良好有效的微生物生态, 氨氮(带正电荷)的去除主要是依靠土壤(带负电荷)的吸附作用, 并在系统中有一定程度的积累^[64]。随着生物膜的形成, 硝化细菌和反硝化细菌逐渐在系统中发挥重要作用, 出水中氨氮含量稳步降低。

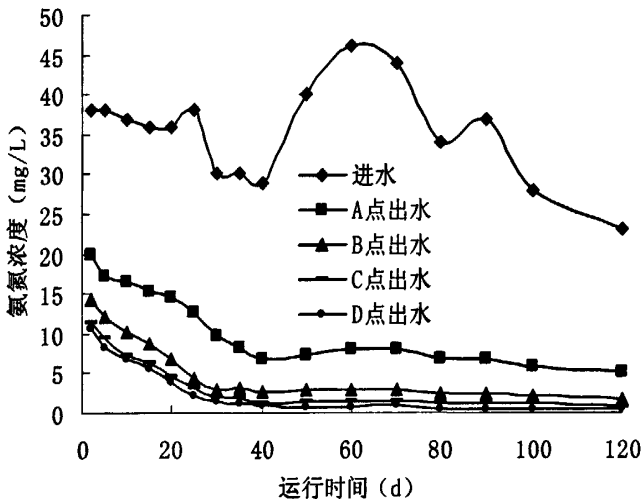


图 4-9 进出水氨氮浓度的变化

Fig. 4-9 Changes of influent and effluent $\text{NH}_3\text{-N}$

由图 4-9 可知, 系统在运行 45~50 天时出水氨氮浓度基本稳定, 说明此时无砾石微孔管地下渗滤系统去除氨氮的性能基本成熟。通常, 地下渗滤系统的控制性参数是氨氮, 因此可以认为此时系统基本熟化。系统运行稳定后, 底部 D 点出水氨氮平均约 0.6mg/L, 最大

值 0.9 mg/L, 最小值 0.4 mg/L。进水氨氮平均约 36 mg/L, 系统的平均去除率 98.2%。从图 4-8 中可以看出, 系统的出水氨氮浓度较为稳定, 抗水质冲击负荷能力强。

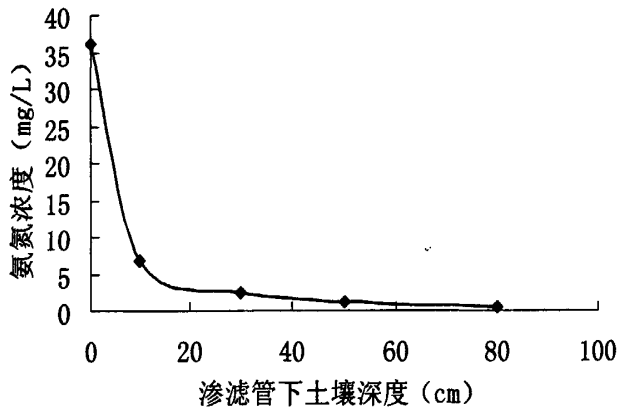


图 4-10 氨氮在渗滤纵向上的变化

Fig. 4-10 Changes of $\text{NH}_3\text{-N}$ concentration in the vertical

由图 4-10 可知, 渗滤管下 A 点、B 点、C 点、D 点的出水氨氮浓度分别为 6.8mg/L、2.5mg/L、1.3 mg/L、0.6 mg/L。污水中氨氮浓度在渗滤纵向上逐渐降低, 其中, A 层 10cm 土壤对氨氮的去除有极大的贡献, 氨氮浓度迅速下降; 然后曲线趋于平缓, 氨氮浓度缓慢下降。

由图 4-11 可知, 渗滤管下 A 层 10cm 土壤、B 层 20cm 土壤、C 层 20cm 土壤、D 层 30cm 土壤对氨氮的去除率分别为 80.1%、12.3%、3.4%、1.7%。其中, A 层 10cm 土壤的贡献最大, 单位厚度的土壤层对 COD 的去除率最高。随着土壤深度的加深, 单位厚度的土壤对氨氮的去除呈显著下降趋势。原因是 A 层土壤处于首层, 对污水中氨氮有极强的吸附作用, 极大地降低了污水中的氨氮浓度, 并由于好氧条件的改善, 在 A 层硝化细菌将氨氮氧化为 NO_2^- , 并进一步氧化为 NO_3^- 。由于 NO_2^- 和 NO_3^- 带负电, 和土壤实现解吸, 并进入下层土壤。随着土壤深度的加深, 渗透水中的氨氮已降到较低的程度。B 层、C

层和 D 层土壤处于缺氧状态，反硝化细菌在该段土壤中大量繁殖，反硝化去除硝酸盐氮，产生 N_2 或 N_2O ，达到除去 TN，减轻硝酸盐氮对地下水水质影响的目的。

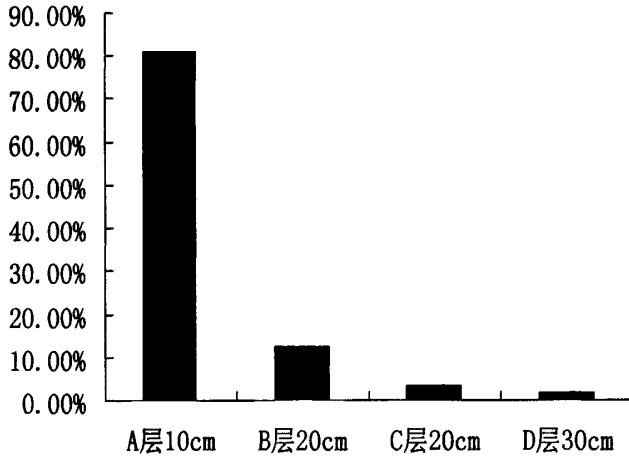


图 4-11 渗滤管下各层土壤对进水氨氮去除的贡献

Fig. 4-11 The contribution of NH_3-N removal by the layers of soil under perforated pipe

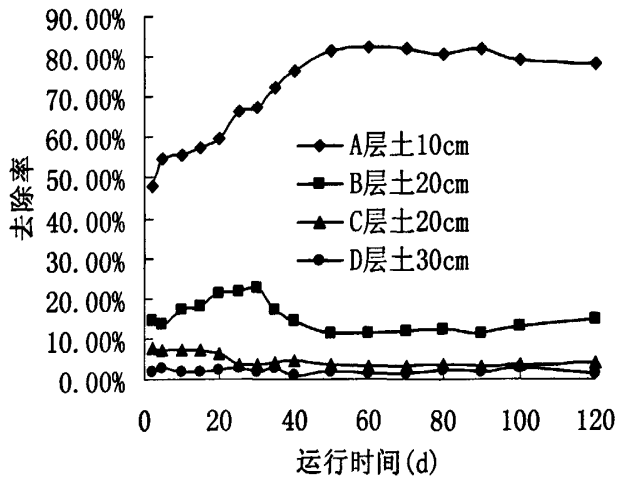


图 4-12 各土层对氨氮去除率的贡献变化趋势

Fig. 4-12 Changes of NH_3-N removal rate by the soil layers

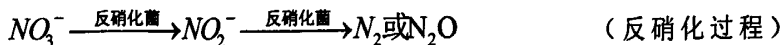
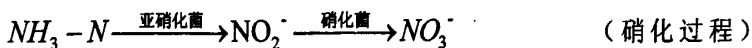
图 4-12 是从系统进水到实验结束期间, 各土层对氨氮去除率的贡献变化趋势。由图可知, A 层土在系统启动期间, 去除率显著上升, 去除率从第二天的 47.9% 上升到第 45 天时的 81.5%, 在第 40~45 天后基本稳定。A 层土在启动期间对氨氮去除率显著增加可能存在两方面的原因: 一是悬浮性物质堵塞土壤孔隙, 降低了该层土的渗水性, 即该层土的通量, 这使得该层土对氨氮的吸附更加充分; 二是渗滤管周围开始形成大量硝化细菌, 增加了对吸附氨氮的氧化去除。B 层土对氨氮去除的贡献在 1~30 天存在明显的上升, 在 30~50 天突然又出现明显的下降, 在 50 天后趋于稳定, 原因可能是在 1~30 天期间, B 层土壤中硝化细菌开始大量生长, 增加了对氨氮的去除, 但是随着时间的推移, 在第 30~50 天期间, A 层土壤对氨氮的去除能力继续增加, 使得到达 B 层土壤的氨氮浓度和总量减少, 导致 B 层土壤对氨氮去除率的降低。在第 50 天后, 系统基本熟化, B 层土壤对氨氮的去除率也基本稳定。C 层、D 层土壤对氨氮的去除率在整个实验期间变化不大, 原因可能是进入 C 层、D 层的氨氮浓度已经很低, 去除的氨氮浓度的变化对去除率影响较小。

② 氨氮的去除途径探讨

无砾石微孔管地下渗滤系统中氨氮的去除主要有两个途径: 微生物去除; 植物吸收。土壤中存在氨氮的挥发现象, 土地处理系统中氨的挥发量和土壤的 pH 值有关。如果土壤 pH 值小于 7.5, 实际上只有 NH_4^+ 存在, 并不存在氨气的挥发^[12]。本研究所采用的土壤经检测其 pH 值为 6.6, 因此在本系统中氨氮的挥发量可以忽略不计。

A. 微生物去除

微生物对氨氮的去除主要是指微生物的“硝化-反硝化”作用实现的脱氮。



硝化过程是指微生物将 NH_4^+ 氧化为 NO_2^- 和 NO_3^- 的过程。硝化细菌是自养的、化能营养的、专性好氧细菌。对于理解硝化细菌什么条

件下才能在上述处理过程中被选择和积累，每一个特性都是关键因素。由于是自养型细菌，硝化细菌必须固定和还原无机碳，因此异养菌在系统中是优势菌，硝化细菌生长缓慢。

硝化细菌是专性好氧菌，它们利用 O_2 来呼吸，并且将 O_2 作为将 NH_4^+ 氧化为 NH_2OH （羟胺）的直接反应剂。硝化细菌难以忍受缺氧环境，在许多异养细菌毫无影响的氧气浓度下，硝化细菌的新陈代谢却会因为氧气的限制而减缓，由此可见提高管式地下渗滤系统中氧化还原电位的重要性。

硝化是两步过程。第一步是 NH_4^+ 被氧化为 NO_2^- 的产能反应。

通常认为完成第一步反应的细菌种类是亚硝化单胞菌属，然而亚硝化球菌属，亚硝化螺菌属，亚硝化弧菌属和亚硝化叶菌属也能够氧化 NH_4^+ 到 NO_2^- 。

硝化反应的第二步是 NO_2^- 氧化为 NO_3^- 。

硝化细菌可以产生溶解性产物，这些产物可以被异养细菌分解^[78-80]。大多数硝化细菌产生的 SMP 是 BAP。SMP 非常重要有两个方面的原因。第一，它们是硝化细菌菌体分解过程的一部分，可减少硝化细菌的净合成。第二，它是一种硝化细菌产生的可被异养细菌利用的电子供体途径，从而可增加异养菌生物量。

硝化细菌对化学抑制高度敏感。硝化细菌非常低的生长率扩大了抑制的负面影响，使硝化细菌显得比那些生长更快的细菌更加敏感。地下渗滤系统中碳化菌的氧化作用会消耗氧气，从而可能引起地下渗滤系统中硝化细菌的缺氧而产生抑制作用，因此必须提高系统中的氧气浓度。无砾石微孔管地下渗滤系统的改进达到了这个目的。

反硝化是指 NO_2^- 和 NO_3^- 还原（主要）为 N_2 气体的过程。换句话说， NO_3^- 或者 NO_2^- 是用于产生能量的电子受体。反硝化在异养菌和自养菌中很普遍，其中的大部分细菌可以进行氧气呼吸也可以进行氮气呼吸。当 O_2 成为限制因数时，它们会转向 NO_3^- 或者 NO_2^- 的呼吸。由于反硝化菌代谢极其丰富的多样性，它们通常广泛存在于地下渗滤系统

的土壤中。过低的电子供体浓度或者过高的 DO 浓度都会导致反硝化过程中间产物的积累： NO_2^- 、 NO_2 和 N_2O 。前者是致癌物的前体物，且易于在地下水中流动转移，后两者是温室气体，应避免它们的产生。异养反硝化细菌几乎可以利用任何类型的有机底物。反硝化细菌的另一个重要特征是它们经常使用 NO_3^- （或者 NO_2^- ）作为细胞合成的氮源。

B. 植物吸收

植物对氮的吸收主要发生在地下渗滤系统表层的土壤中， NO_3^- 和 NH_4^+ 是能被植物利用的最主要的氮源。通常， NO_3^- 是植物吸收的主要形式，只有硝化作用受到抑制， NH_4^+ 才会积累而被植物吸收。另外，植物也可以直接从土壤中吸收部分氨基酸等简单的营养物质。本试验前期由于在移栽中植物根系遭到一定程度的破坏，植物的生长情况较差，而后随着时间的推移，植物根系逐渐生长恢复，长势良好，提高了对系统中氨氮的去除。由于本实验系统中供氧得到极大程度的提高，硝化作用旺盛，因此可以推断，植物对氨氮的吸收较少，但是随着植物的生长，对污水中氨氮的吸收有一定程度的增加。

(2) 总氮

① 实验结果

生活污水中的氮主要以两种形式存在：有机氮、氨氮。在地下渗滤系统中，有机氮首先被土壤截留或吸附，然后在微生物的作用下有机氮很快转化为氨氮，在好氧条件下，氨氮在硝化细菌的作用下转化为亚硝态氮和硝态氮。因此，在地下渗滤系统出水中，氮主要以硝态氮的形式存在。系统进出水总氮浓度如图 4-13 所示。系统启动初期，出水总氮浓度较高，随着土壤中生物膜的生长，系统逐渐熟化，总氮浓度逐渐降低。系统运行 40 天后，进水总氮浓度 37.79~62.38mg/L，平均 49.44mg/L，出水总氮浓度 14.47~26.55mg/L。

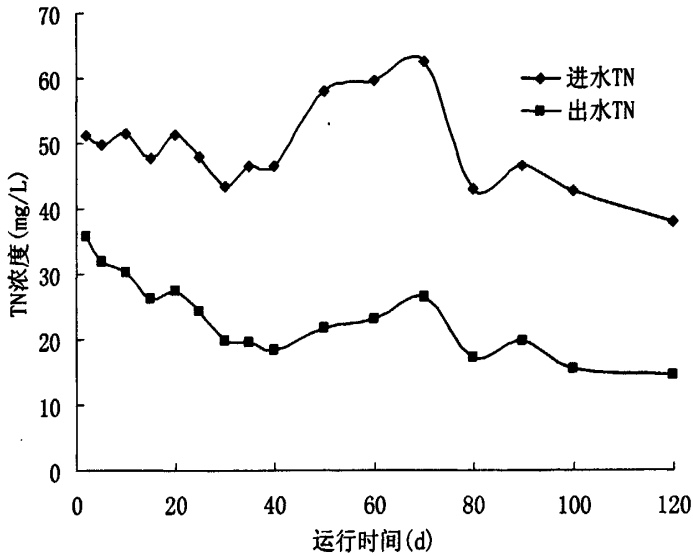


图 4-13 进出水总氮的浓度变化

Fig. 4-13 Changes of influent and effluent TN concentration

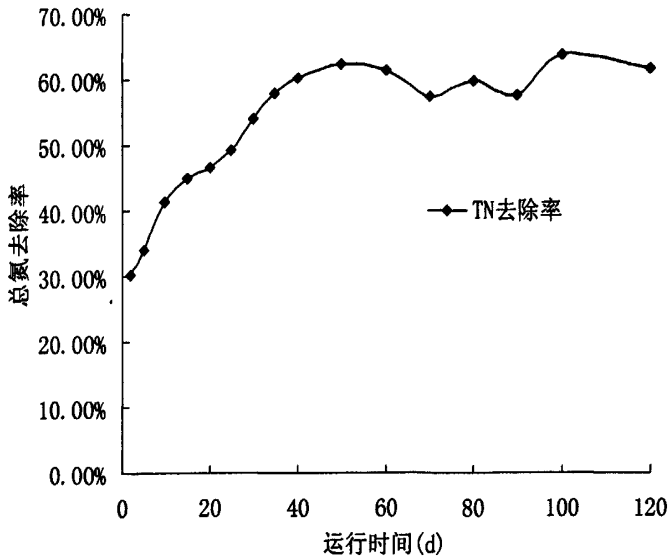


图 4-14 总氮去除率的变化

Fig. 4-14 Changes of TN-removal rate

图 4-14 是系统运行期间总氮去除率的变化曲线。启动初期，总

氮去除率 30.26%，随着系统中生物膜的生长，总氮去除率显著增长。到第 40 天，去除率达到 60.31%，并逐渐稳定，去除率保持在 57.46%~62.7%。在系统启动期间，出水总氮浓度较高，会对地下水产生一定的影响，如何解决地下渗滤系统启动期间出水总氮含量较高的问题是一个值得研究的课题。

(3) 氮平衡分析

在本研究中，污水中氮的迁移转化如图 4-15 所示。生活污水中的氮主要以有机氮和氨氮的形式存在，污水渗入土壤后，有机氮和氨氮被吸附和截留，随后在微生物的作用下得到降解，并部分被植物吸收。微生物分解有机氮形成氨氮的过程成为氨化作用，氨氮在好氧条件下被硝化细菌氧化为亚硝态氮，并进一步氧化为硝态氮。亚硝态氮和硝态氮带负电，从而从土壤脱吸，进入下层土壤，使上层土壤的氨氮吸附能力得以恢复。硝态氮一部分被植物吸收和微生物同化，另一部分在缺氧环境下经反硝化作用转化为 N_2 和 N_2O 等气体，最终逸入大气。

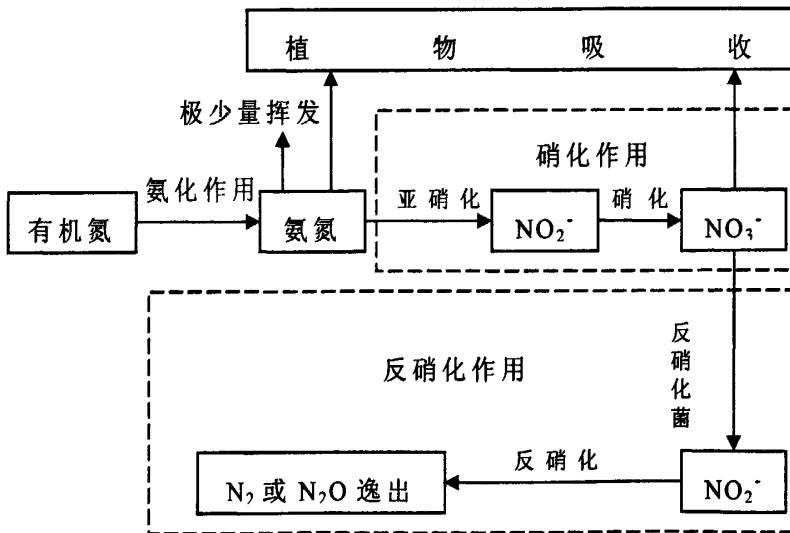


图 4-15 氮的转化

Fig. 4-15 Transformation of Nitrogen

从本试验的生活污水试验数据来看,进水氨氮 23~46mg/L,平均 35mg/L 左右,而进水总氮 37.79~62.38mg/L,平均 49.44mg/L,硝氮和亚硝氮进水浓度很低,可以认为在进水中除氨氮以外的氮以有机氮的形式存在,有机氮所占比例约 30%。有机氮在土壤和污水中的微生物的作用下最终转化成氨氮,从出水的氨氮浓度可已推断,转化效率较高。

由于硝化细菌较为敏感,因此硝化反应受到多种因素的影响。最重要的两个因素是:氧气浓度、温度。氧气浓度是影响地下渗滤系统内部微生物硝化反应的首要因素。温度对于硝化反应也有较大的影响,Yamaguchi T 等人对温度的影响进行了研究,研究结果表明,30℃时的硝化速率是 10℃时的 10~17 倍^[81]。试验期间,环境温度较为稳定,地下渗滤系统由于表层土的保温作用,温差变化更小,所以本实验未考虑温度对污染物去除效率的影响。本实验系统对渗滤管进行了改进,无砾石微孔管地下渗滤系统总氮去除率 60.54%,比传统管式地下渗滤系统提高了 11.6%。推断原因是渗滤管的全开孔设计和去除织物的包裹有利于微孔管中氧向土壤中的转移,提高地下渗滤系统中的氧化还原电位,从而改善硝化条件,提高氨氮的去除率。同时由于氨氮及时氧化为亚硝态氮和硝态氮,为后续反硝化提供了更多的空间,有利于反硝化菌利用进水中的有机碳源,避免后续反硝化碳源严重缺乏的问题,从而大大提高系统总氮去除率。

4.2.1.3 总磷的去除

(1) 实验结果

污水土地处理中,磷的去除主要是依靠土壤的吸附作用,磷酸根离子与土壤中大量存在的 Ca^{2+} 、 Al^{3+} 、 Fe^{3+} 等离子发生化学反应,生成各种难溶性磷酸盐。因此,去除效果与土壤的通气透水性能关系不大,可以认为磷在土壤中几乎是不移动的^{[9][19]}。从系统启动到实验结束,磷的去除一直都比较稳定。出水磷平均浓度 0.048mg/L,平

均去除率 98.4%。

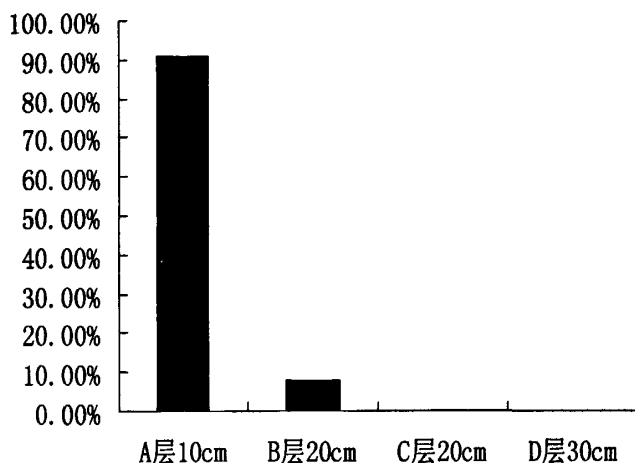


图 4-16 渗滤管下各层土壤对进水 TP 去除的贡献

Fig. 4-16 The contribution of TP removal by the layers of soil under perforated pipe

(2) 磷的去除途径探讨

无砾石微孔管地下渗滤系统中磷的去除主要依靠土壤的吸附与固定和植物吸收，土壤的吸附与固定是最重要的去除途径。土壤的吸附与固定是通过磷的化学沉淀反应实现的，因此可以认为磷在土壤中几乎是不移动的。污水的磷在酸性环境下大多以 H_2PO_4^- 形式存在，在碱性环境下大多以 HPO_4^{2-} 形式存在。磷酸根离子很容易与土壤中的钙、铁、铝等离子发生化学反应，生成难溶性磷酸盐，从而达到除磷的目的。土壤对磷的吸附量一般在 2000 mgP/100g 土壤左右。土壤对磷的吸附固定容量巨大，几乎所有地下渗滤处理系统常年运行后均没有出现磷吸附饱和现象^[82-85]。

植物的吸收是无砾石微孔管地下渗滤系统除磷的次要途径，一般而言，植物对磷的吸收量较小，污水进入系统后，通过毛管作用浸润至植物根系附近的表层土壤，根据张建等人的研究，正常生长 42 天的情况下，植物在地下渗滤系统中对磷的去除贡献仍在 10%以

下^{[12][64]}。

无砾石微孔管地下渗滤系统对磷有很高的去除率，进水总磷浓度在 3.6~5.5mg/L 之间，出水总磷含量平均 0.05mg/L，去除率达 98.4%。

4.2.1.4 污染物质在系统土层中的去除过程比较

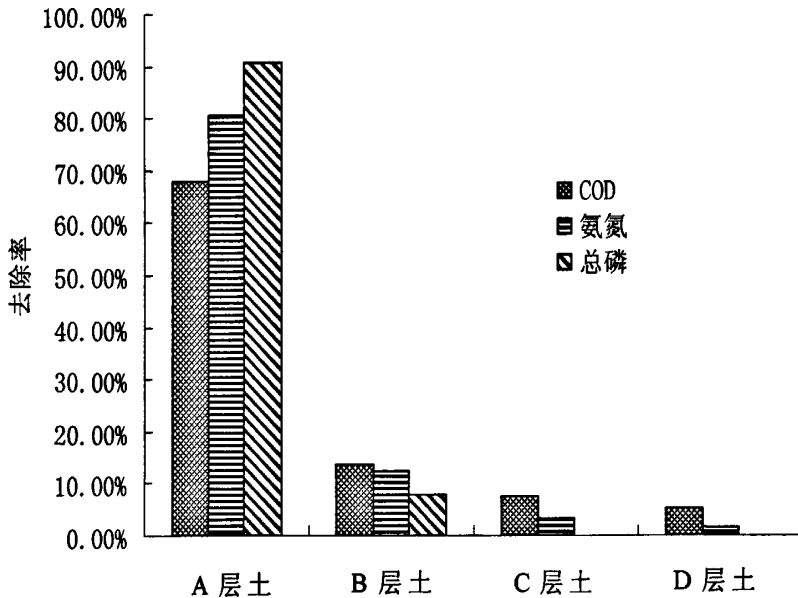


图 4-17 各层土壤对污染物质的去除比较

Fig. 4-17 Comparison of pollutant removal by soil layers

由图 4-17 可知，紧靠渗滤管的 A 层土对污水中三种典型污染物的去除率依次是 TP>氨氮>COD，原因可能与污染物质在土壤中的去除机理有关。污水土地处理中，磷的去除主要是依靠土壤的吸附作用，磷酸根离子与土壤中大量存在的 Ca^{2+} 、 Al^{3+} 、 Fe^{3+} 等离子发生化学反应，生成各种难溶性磷酸盐。可以认为磷在土壤中几乎是不移动的，因此 A 层土对磷的去除率高达 90.1%。氨氮的去除过程是，首先

被土壤吸附，在硝化细菌的作用下，实现硝化过程，完成土壤对氨氮的解吸，COD 在 A 层的去除率则相对较低。在 B 层土中，由于磷在 A 层土中已得到大量去除，使得该层土对磷的去除率相对最低；而 COD 的去除率则相对最高了。由于 B 层土出水磷含量已相当低，导致 C 层、D 层土对磷的去除贡献非常低。COD 和氨氮在 C 层、D 层土中稳步降低。

4.2.2 无砾石微孔管地下渗滤系统的渗透速率与启动时间

4.2.2.1 渗透速率

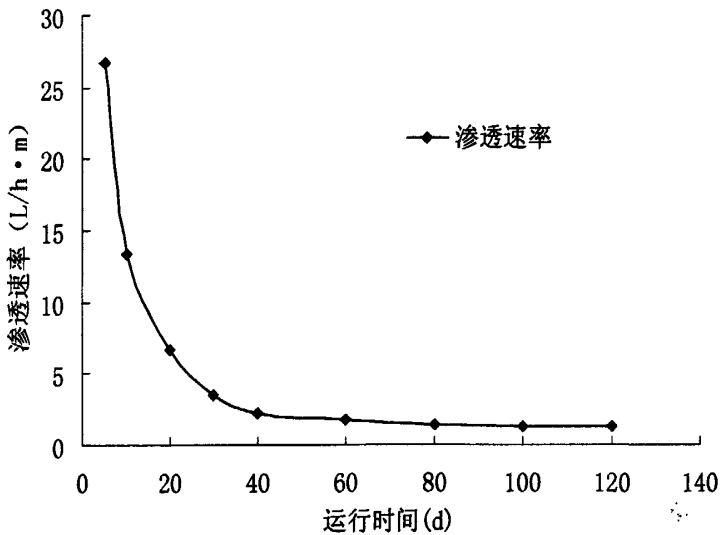


图 4-18 系统渗透速率的变化

Fig. 4-18 Changes of the system flux

为了了解系统渗透速率(渗透速率的计算方法见 2.4.4)的变化，测定了实验过程中 10 天的渗透速率数据。试验开始第二天即对污水的渗透速率进行了测定，在 7.2min 内，渗滤管内的污水便完全渗完，渗透速率 166.7L/h·m，由于该数值太大，所以并未在图 4-18 中表

示出。第 5 天又对渗滤速率进行了测定, 为 $26.7 \text{ L/h} \cdot \text{m}$, 大大低于第二天的渗滤速率。渗透速率如此快速的降低, 原因可能在于污水渗过土壤, 导致了土壤的团粒结构崩裂, 颗粒变小, 渗流阻力急剧增大。第 10 天时, 渗透速率 $13.3 \text{ L/h} \cdot \text{m}$, 第 20 天时, 渗透速率 $6.7 \text{ L/h} \cdot \text{m}$, 第 30 天时, 渗透速率 $3.6 \text{ L/h} \cdot \text{m}$, 第 40 天时, 渗透速率 $2.2 \text{ L/h} \cdot \text{m}$, 减小的程度有了很大的下降, 这段时间的渗透速率减小的原因可能是污水中悬浮物质被土壤截留, 减小了土壤颗粒间的间隙, 另一方面, 生物膜的生长, 也减小了水流的过流截面, 使得渗透速率出现较大程度的降低。第 40~80 天, 渗透速率缓慢降低, 降低的幅度较小。第 80~120 天, 渗透速率未见明显降低, 基本维持在 $1.2 \text{ L/h} \cdot \text{m}$, 系统达到基本平衡。由此可以推断, 系统的渗透速率可以在较长时间保持在这一水平, 能够实现长时间的正常运行。

4.2.2.2 启动时间

判断污水处理系统是否启动常根据系统出水水质是否达标, 并稳定一周作为启动的时间点。对土壤渗滤系统, 王海丽等人也认为可以根据这一评判标准, 以出水水质是否达标稳定作为评判依据^[66]。但是笔者认为, 这一评判标准并不适合作为本系统是否启动的依据, 原因在于无砾石微孔管地下渗滤系统属于原位污水处理技术, 系统出水进入地下, 补充到地下水层, 国家尚未对这种农村单家独户的污水处理系统出水水质制定标准或相关的规范。因此, 本系统是否启动的较为合理的评判依据是系统出水水质是否长时间稳定在某一最低水平, 并以进入这一水平时的时间点作为系统启动时间点。

根据这一评判标准, 本系统的 COD 启动时间约为 40 天, 氨氮启动时间为 45~50 天, 氨氮是制约因素, 因此无砾石微孔管地下渗滤系统的启动时间为 50 天。

地下渗滤系统的启动时间通常较长, 一般 15~60 天不等^[12]。本系统的启动时间也较长, 需要 50 天。因此, 如何加快系统的启动,

减小启动期间渗滤出水对地下水水质的污染是一个值得研究的课题。

4.2.3 植物优选与水平衡分析

4.2.3.1 植物优选

本试验中选用了 3 种植物进行对比研究，分别是：吊兰、葱兰、麦冬。选取这三种植物的原则是：①抗病性强，不易受到病虫害的影响；②适应高湿、高度肥沃的土壤环境，适应当地的气候；③浅根植物；④多年生常绿植物，有观赏价值；⑤栽培容易，成活率高，管理粗放；⑥有一定经济价值。

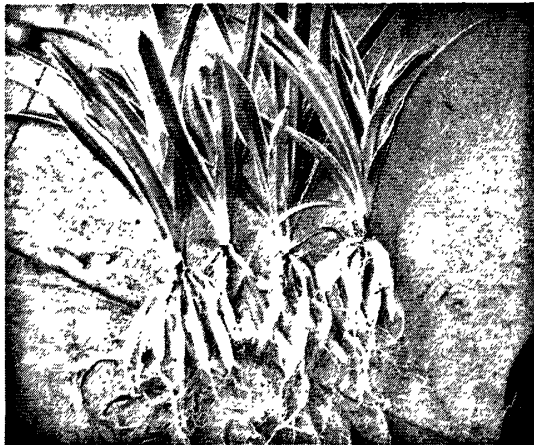


图 4-19 吊兰

Fig. 4-19 Chlorophytum

吊兰：多年生常绿草本，根茎短、肉质，横走或斜生、丛生。叶细长，条状披针形，基部抱茎，鲜绿色，叶腋中抽出匍匐枝、弯垂、并长出带气生根的新植物。花白色。蒴果扁球形。原产非洲南部，在世界各地广为栽培。喜温暖湿润环境，20℃左右时，茎叶生

长异常迅速。冬季温度要求不低于 5℃。夏季怕强光，适当遮阴。常用分株繁殖。吊兰是一种十分耐肥的观赏植物，病虫害较少。吊兰不仅具有观赏价值，而且也是一种良好的空气净化花卉。具有极强的吸收有毒气体的功能，故吊兰又有“绿色净化器”之美称。



图 4-20 葱兰

Fig. 4-20 Zephyranthes

葱兰：别名葱莲，白花菖蒲莲等，学名 *Zephyranthes candida*，为石蒜科葱兰属多年生草本植物，地下具鳞茎。原产美洲，喜温暖、湿润和阳光充足，亦耐半阴和低温。黄淮地区栽培需注意冬季适当防寒。要求排水良好、肥沃、略带粘质的土壤。花期 7~11 月。用分球法繁殖，于春季进行。栽培容易，管理粗放。生长旺季需水量和肥分较多。栽植数年后，应挖出鳞茎分栽一次。葱兰适于林下、坡地或半阴处作地被植物，也可作为花坛、花境等处的镶边材料，亦可盆栽观赏。

麦冬：又名麦门冬、沿阶草、细叶麦冬、韭叶麦冬、寸冬。主产四川、浙江，我国南北各地均有分布。麦冬为百合科多年生草本植物。成丛簇生。根茎短，有多数须根，在须根中部或根端，常膨大成纺锤形的肉质块根。株高 24~27cm。叶基生，细长，形如韭菜，

深绿色，花茎比叶端，叶状花序顶生，从叶丛中抽出，略侧向一方。5月开花，小，淡紫色。7月果实成熟，浆果圆球形，成熟后深绿色或黑蓝色。麦冬常生于温暖地区的山林，喜阴湿和土壤疏松的生长环境，耐寒。要求土层肥沃、深厚、疏松，微带碱性的砂质壤土。在粘性、干旱地种植，块根地种植，块根发育不良，产量低。山区应选择半阴半阳山坡下部下段；平川地区，应排水良好，肥沃的砂质壤土；沙滩冲击地，土质疏松，排水良好，最适麦冬生长发育。麦冬主要分根繁殖。适宜栽植期在4月中、下旬（谷雨前后），最迟不能超过6月初（芒种）。



图 4-21 麦冬

Fig. 4-21 Ophiopogon

为便于比较，各试验系统中种植相同质量的植物 1.5Kg。因此，植物采集后需对根部的泥土进行清洗，以便称量。植物采集、清洗的过程中，尽量避免对根系的破坏。试验期间，三种植物的长势都较好，无病虫害发生，表现出了较强的抗性。

地下渗滤系统一般设置在房前屋后，这些位置常常处于半阴状态，非常适合这三种植物的生长。根据具体环境情况，优化配置植物的种植，可以使环境更加美观。三种植物的蒸腾蒸发量差距不大，

因此，综合分析可以认为三种植物都较为适合作为四川绵阳地区地下渗滤系统的表皮种植植物。

4.2.3.2 水平衡分析

本试验中测试了吊兰、葱兰、麦冬蒸腾蒸发对污水减量的贡献。三个系统中分别种植了 1.5Kg 三种植物，每天进水 $M_{\text{进水}}=6\text{L}$ ，测定每天系统底部的出水量 $M_{\text{出水}}$ ，进水量减去出水量即认为是植物的蒸腾蒸发量 $M_{\text{蒸}}$ ，以 N 评价植物对污水减量的贡献。

$$N = \frac{M_{\text{进水}} - M_{\text{出水}}}{M_{\text{进水}}} \times 100\%$$

本试验测试了 4 天，测试结果如表 4-3 所示。

表 4-2 植物蒸腾蒸发对污水减量的贡献 (%)

Table 4-2 The contribution of wastewater reduction by plant evaporation transpiration

日期	吊兰	葱兰	麦冬
2009.08.14	15.7	13.8	10.8
2009.09.02	16.7	14.8	12.8
2009.09.15	13.2	11.4	9.6
2009.09.28	8.3	8.3	7.4
平均值	13.5	12.1	10.2

从表 4-2 可以看出，三种植物对污水减量的贡献差距不大。吊兰的蒸腾蒸发量稍大，葱兰其次，麦冬最小。原因可能是吊兰是宽叶植物，蒸腾蒸发量最大，而麦冬根系相对较浅，吸水不充分，使得对污水减量的贡献相对较小。

4.3 本章小结

(1) 将渗滤管的开孔率提高 10%；改变布孔方式，使微孔布满渗滤管；去除织物的包裹；能够显著改善管式地下渗滤系统的氧化环境，ORP 值提高了约 85mV。对 COD、氨氮、TN 的去 除率分别提高 10.8%，12.7%，11.6%；渗透速率提高 26.8%，启动时间提前约 15d。

(2) 微孔渗滤管开孔率 20%，系统负荷 3.3cm/d，系统的启动时间约 45d，对 COD、氨氮、总磷的去 除率分别为 94.5%，98.3%，98.4%，分别达到 19mg/L，0.62mg/L，0.048mg/L。

(3) 渗滤管下 10cm 的土壤层去除了约 70%的 COD，80%的氨氮和 91%的总磷，向下随着土壤深度的增加，单位厚度的土壤去除的污染物量呈显著下降趋势。

(4) 吊兰、葱兰、麦冬三种植物的蒸腾蒸发量差距不大，三种植物都较为适合作为四川绵阳地区地下渗滤系统的表皮种植植物。

5 无砾石微孔管地下渗滤系统技术经济分析

5.1 技术可行性

5.1.1 制造与安装维护

无砾石微孔管地下渗滤系统的主要部件为穿孔渗水管,材质为普通排水管,容易获得,渗水管容易制作。该系统安装简单,只需要在适宜的场地表面挖开一条深度、宽度适当的土沟,使沟内基本水平,然后将渗滤管放入沟中,将翻出的土回填,并在表面种植吊兰、葱兰或麦冬等浅根植物即可。无砾石微孔管地下渗滤系统的维护简单方便,每年的工作有检查化粪池、沉淀池的效果,以便确保进入渗滤管内的污水不包括大块颗粒物质或悬浮物质。清理渗滤管内可能存在的累积物,确保渗滤管的畅通。由于污水中含有较多病原微生物,需注意防止表皮植物的病虫害问题。

5.1.2 渗滤场地的测试

地下渗滤系统是一种主要用于处理偏远农村地区单家独户的原位污水处理技术,在建设地下渗滤系统前需对渗滤场地土质、地下水水位、渗透速率进行测定,对地下水的流向进行勘测,确保不会污染饮用水井中的生活用水。但是这些测定或勘测都不需要多高的技术,一名训练有素的未受过高等教育的普通工作人员即可完成这些工作。

5.1.3 系统建设与运行的环境影响

根据美国国家环保局的调查,地下渗滤系统不会产生臭味,不会对在表皮活动的人或畜产生致病性影响,不会传染疾病,但是会对地下水产生一定的影响,尤其是出水中的硝态氮和亚硝态氮,会随着地

下水流动。因此,地下渗滤系统只能用地广人稀的农村地区,处理少量的生活污水。严格控制地下渗滤系统的规模和密度是保证地下水安全的关键,但是只要严格执行美国国家环保局和各州环保局制定的相关规范,从美国几十年的地下渗滤系统运行实践来看,是能够保证公众安全的。

5.2 经济分析

5.2.1 建设成本

本试验中,无砾石微孔管地下渗滤系统的水力负荷为 3.3cm/d ,即每天处理 100L 水需要 5m 长的渗滤管,渗滤系统宽 0.6m ,因此占地面积 3m^2 。我国农村人均生活用水定额为 60L/d ,排污系数取 0.85 ,即每人每天产生污水 51L 。则每人需建无砾石微孔管地下渗滤系统 2.6m 。假设一个家庭 3 口人,那么需要建设的无砾石微孔管地下渗滤系统长 7.8m ,需要面积 4.7m^2 。为了能够保证该系统的绝对长期稳定运行,以及避免家庭来客人时污水产生量剧烈增加,可以乘以 1.1 的安全系数。因此,每人需要建设的无砾石微孔管地下渗滤系统 2.9m ,面积 1.7m^2 。

$\text{DN}200$ 的 PVC 排水管价格约为 40 元/ m ,打孔价格约为 20 元/ m ,表皮植物 $10\sim 20$ 元/ m ,这几项的和为 $70\sim 80$ 元/ m 。考虑到其他建设中需要的开支,乘以系数 1.1 ,即无砾石微孔管地下渗滤系统的建设费用为 $77\sim 88$ 元/ m 。每人的建设费用为 $223\sim 255$ 元/人,一个 3 口之家需要的建设费用为 $700\sim 765$ 元。

进入地下渗滤系统的污水通常需要进行预处理,即需要在渗滤系统前端建设化粪池和沉淀池。一般的农村家庭都有普通的化粪池系统,因此所需建设的只是沉淀池。为了尽量减轻后续渗滤系统的水质负荷,设定沉淀池停留时间 24h ,即池体容积为一天的排水量。一个三口之家需要建设的沉淀池有效容积为 255L ,考虑到超高部分,可以设定沉淀池容积 300L ,所需建设费用约为 200 元。

因此,一个三口之家建设一套无砾石微孔管地下渗滤系统需要的

总建设成本为 900~965 元, 约为 1000 元。

相对于处理农村生活污水也较为有效的人工湿地工艺, 无砾石微孔管地下渗滤系统的价格优势并不明显。根据四川省眉山市东坡区陈沟村建设单家独户人工湿地污水处理的实践, 每口人工湿地的投资也约为 1000 元左右。但是对于缺乏鹅卵石的地区, 由于需要长距离运输鹅卵石, 这不但会产生较高的运输费, 而且运输过程会产生大量的有害气体, 无砾石微孔管地下渗滤系统就显现出独特的优势了。

5.2.2 运行成本

无砾石微孔管地下渗滤系统的运行成本主要产生在:

(1) 表皮植物的杀虫药剂, 5 元/年;

(2) 泵的运行费用。以一个三口之家计算, 每年产生污水 $60\text{m}^3/\text{a}$, 假设污水泵流量为 $3\text{m}^3/\text{h}$, 功率为 500W, 则计算出年耗电量为 10 度, 考虑到泵不是在最佳状态下连续运行, 估计年实际耗电量约为 15 度。按 0.7 元/度计算, 年电费仅为 10.5 元。

渗滤管道的清理由自己人工清理, 此处不需要花费。

因此, 一个 3 口之家的无砾石微孔管地下渗滤系统的运行成本仅为 15.5 元, 几乎不产生成本, 可以忽略不计。

5.3 社会效益

无砾石微孔管地下渗滤系统主要应用于地广人稀的农村地区, 处理单家独户的生活污水。能够减少农村面源污染, 改善农村环境质量, 提高农民朋友生活水平, 促进城乡一体化建设, 推动社会主义新农村建设。

5.4 本章小结

无砾石微孔管地下渗滤系统易于制造, 安装简单, 维护方便, 渗

滤场地的测试简单。严格按照相关规范，系统运行对环境影响较小，不会危害公众健康安全。通过计算，一个三口之家建设一套无砾石微孔管地下渗滤系统需建设成本约 1000 元，年运行成本 15.5 元。该系统的成功应用，能够创造良好的社会效益。

6 结论与建议

6.1 结论

本研究通过分析传统无砾石管式地下渗滤系统存在问题的原因,改进了布水管道的设计,建立了 5 套试验装置,优选出了较优渗滤管微孔孔径,并将此微孔管系统与传统管式系统进行了对比研究,探讨了无砾石微孔管地下渗滤系统中各种污染物的去除途径,得出以下主要结论:

(1) 本试验中渗滤管管径选择 20cm,渗滤沟宽度 60cm。考虑到试验条件的限制,同时基本满足实验需要,确定渗滤管开孔率为 20%。通过对比实验研究表明孔径 4mm 较为合适。

(2) 将渗滤管的开孔率提高 10%;改变布孔方式,使微孔布满渗滤管;去除织物的包裹;能够显著改善管式地下渗滤系统的氧化环境,ORP 值提高了约 85mV。对 COD、氨氮、TN 的去除率分别提高 10.8%, 12.7%, 11.6%;渗透速率提高 26.8%,启动时间提前约 15d。

(3) 微孔渗滤管开孔率 20%,系统负荷 3.3cm/d,系统的启动时间约 45d,对 COD、氨氮、总磷的去除率分别为 94.5%, 98.3%, 98.4%,分别达到 19mg/L, 0.62mg/L, 0.048mg/L。

(4) 渗滤管下 10cm 的土壤层去除了约 70%的 COD,80%的氨氮和 91%的总磷,向下随着土壤深度的增加,单位厚度的土壤去除的污染物量呈显著下降趋势。

(5) 吊兰、葱兰、麦冬三种植物的蒸腾蒸发量差距不大,三种植物都较为适合作为四川绵阳地区地下渗滤系统的表皮种植植物。

(6) 无砾石微孔管地下渗滤系统易于制造,安装简单,维护方便,渗滤场地的测试简单。严格按照相关规范,系统运行对环境影响较小,不会危害公众健康安全。通过计算,一个三口之家建设一套无砾石微孔管地下渗滤系统需建设成本约 1000 元,年运行成本 15.5 元。该系统的成功应用,能够创造良好的社会效益。

6.2 建议

由于时间和试验条件等方面的限制,本研究中存在一些问题尚未进行深入研究和探讨,根据笔者对该试验的一些体会,做如下建议:

(1) 本试验的实验装置建在停车棚下,因此,该系统没有真正接受现实环境的考验,特别是没有进行雨水侵袭模拟试验。尚不清楚雨水侵袭会对污染物的去除产生多大的影响,建议能在这方面开展一下工作。

(2) 由于试验周期长,本试验只做了砂壤土较优孔径的筛选,但是各地土壤质地千差万别,不同质地的土壤对微孔孔径有不同的要求,因此建议能做其他土壤质地的孔径筛选工作。

(3) 本研究只做了一种水力负荷下的实验,建议能做多种不同水力负荷下的实验,考察不同水力负荷对试验系统和出水水质等的影响。

致 谢

感谢四川省科技厅对本项目的资助,使得本项目能够顺利开展。本论文是在导师王成端教授的悉心指导下完成的,王教授学识渊博,为人和蔼,高雅谦逊,是学生永远的榜样。在生活中,王老师也给予了很大的帮助,深深地表示感谢!实验装置的建立过程中,得到了西南科技大学污水处理厂王成汉厂长、梁青阿姨的大力支持,给工作和生活带来了许多便利,在此深表谢意!在实验中,还得到了李成龙、羊裔恒、党振华、游清红、王晓燕等同学的帮助。渗滤管道的制作由校工程技术中心的老师完成,在此表示感谢!寝室室友一号床周乃磊、三号床焦雷、四号床杨少鹏对我实验顺利完成起到了很重要的心理调节作用,还要感谢我们环境研 07 级的所有同学,在学习、生活中给予了很多帮助,能和你们成为同学真是幸运。

感谢母校西南科技大学对我的培养,在这里我渡过了人生中最重要 的 7 年,认识了许多优秀的同学,得到许多有责任感的老师的教导,在和他们的相处中我不断重新认识自己、纠正自己、发掘自己,并不断得到进步。

感谢我的父母,他们省吃俭用,含辛茹苦把我养大成人,送我上学,对他们我充满愧疚和感激。父亲 53 岁了,还时常工作在高架台上,攀爬在电线杆上,从事着危险的职业;母亲多病,但却依然要强,种的地、养的猪都是队里面最多的,为我这个不成材的儿子筹集学费和生活费。感谢我的妹妹,上完高一就出去打工,为我筹集学费和生活费,在我生日的时候还打电话问钱够不够,我这个哥哥做得很不称职,不但没有照顾到妹妹,反而让她为我付出那么多,一块一块的生活费是她一天工作 15 个小时慢慢积攒起来的。感谢兰阿姨,我母亲生病住院,没有一个亲人在旁边,是她东奔西走,推着轮椅楼上楼下做检查,为我母亲赢得了第二次生命。感谢我所有的亲戚朋友,因为有你们的支持、鼓励和帮助,我才能坦然面对论文中遇到的困难,并顺利完成本论文。

滴水之恩,当涌泉相报!我将永远铭记这些恩情,以一颗感恩的心回馈那些帮助过我的人、回馈母校、回馈社会!

参考文献

- [1] 冯华军.分散式生活污水处理工艺开发及机理研究[D].浙江.浙江大学.2006.
- [2] 刘晓宁.地下渗滤系统处理生活污水的实验研究[D].西安:西安理工大学.2007
- [3] 刘超翔.滇池流域农村污水生态处理系统设计[J].中国给排水.2003, 19 (2): 93-94
- [4] 付永胜, 陈行, 郭光辉.四川省农村环境污染的现状与保护对策[J].四川环境.2009, 28(4): 65-73.
- [5] 陈浩.分散式污水处理再生利用模式研究[D].西安:西安建筑科技大学.2007.
- [6] 贺墨梅,刘众.污水集中式与分散式处理技术的比较研究[J].西南给排水,2006,28(4): 20-23.
- [7] USEPA. Wastewater treatment/disposal for small communities[M].1992.75-79
- [8] 张永锋,等.西安地区地下渗滤系统处理生活污水的试验研究[J].西安理工大学学报, 2007, 23 (2): 186-190.
- [9] 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.
- [10] 孙铁晰, 李宪法.城市污水资源化土地处理技术[M].北京:化学工业出版社, 2006.
- [11] NCDENR. Laws and rules for sewage treatment/disposal for small communities[M], EPA625R92005,1992
- [12] 钱文敏.改进型地下渗滤系统处理生活污水的初步研究[D].昆明:昆明理工大学.2006
- [13] 铃木富雄, 山浦源太郎.1985, 土壤式治理技术.公害与对策, Vol.21.No.14.
- [14] Healy, K.A. and May, R.M. 1982. Seepage and pollution renovation analysis for land treatment, Sewage disposal systems Department of Environment Protection, Hartford, Ct.
- [15] A. L. Heathwaite. 1990. The effect of drainage on nutrient release from fen peat and its implications for water quality -a laboratory simulation. Water, Air, and Soil Pollution. Vol. 49
- [16] New York State Department of Health. Rules and Regulations Preparation and Submission of Plans for Systems of Sewage and Waste Disposal. Bull. No.1, Albany, NY.
- [17] 郑向勇, 严立, 等.地下渗滤污水处理系统的工艺类型[J].中国给水排水, 2006, 22 (6): 11-14.
- [18] 张建, 黄霞, 施汉昌, 等. 地下渗滤系统在污水处理中的应用研究进展[J].环境污染治理技术与设备, 2002, 3 (4): 47-51.
- [19] 杨丽萍, 田宁宁, 等.土壤毛管渗滤污水净化绿地利用研究[J].城市环境与城市生态, 1999, 12 (3): 4-7.
- [20] 张建, 邵长飞, 刘志强.地下渗滤系统的中间分流强化脱氮研究[J].中国给水排水, 2004, 20 (4): 1-4.
- [21] NSFC. Gravelless and chamber systems alternative drainfield designs[J]. Pipeline,2001,12(3):1-8.
- [22] Kong HN, Kimochi Y et al. Study of the characteristics of CH₄ and N₂O emission and methods of controlling their emission in soil-trench wastewater treatment process. The Science of the Total Environment, 2002,290:59-67.
- [23] 封克, 王子波, 等.土壤 pH 对硝酸根还原过程中 N₂O 产生的影响.土壤学报, 2004, 41 (1): 81-86..

-
- [24] Stevik TK, Ausland G et al. Removal of E.coli bacteria during intermittent filtration of wastewater effluent as affected by dosing rate and media type. *Wat. Res.*,1999,33(9):2088-2098.
- [25] 宋伟民, 卢纯惠, 李锦梅.土壤渗滤处理三格化粪池粪液的可行性论证.上海环境科学, 1997, 16 (3): 36-37.
- [26] Prasad R, Power JF. Nitrification inhibitors for agriculture, health and the environment, *Adv.Agron*,1995,54:233-281.
- [27] J.C.Lance, F.D.Whisler. Stimulation of denitrification in soil columns by adding organic carbon to wastewater[J]. *WPCF*,1976,48(2):346-356.
- [28] Johansson L, Gustafsson JP. Phosphate removal from wastewater using blast furnace slags and opoka-mechanisms[J]. *Wat. Res.*,2000,34(1):259-265.
- [29] J.C.Lance,, R.G.Gilbert, etal. Renovation of wastewater by soil columns flooded with primary effluent[J]. *WPCE*,1980,52(2):381-388.
- [30] Kristiansen R. Sand-filter trenches for purification of septic tank effluent: I. The clogging mechanism and soil physical environment[J]. *Environ. Qual*,1981,10:353-357.
- [31] Kristiansen R. Sand-filter trenches for purification of septic tank effluent: II. The fate of nitrogen[J]. *Environ. Qual*,1981,10:353-357.
- [32] D.D.Adelman, M.A.Tabidian. The potential impact of soil carbon content on ground WATER NITRETE CONTAMINATION[J].*Water Science and Technology*,1996,33(4-5):227-232.
- [33] R.C.Rice, Herman Bouwer. Soil-aquifer treatment using Primary effluent[J]. *WPCF*,1984,56(1):84-88.
- [34] Van Cuyk S, Siegrist R, Logan A, Masson S et al. Hydraulic and purification behaviors and their interaction during wastewater treatment in soil infiltration system[J]. *Wat. Res.*,2001,35(4):953-964.
- [35] J.C.Lance, Effect of sludge addition on nitrogen removal in soil columns flooded with secondary effluent[J]. *Environ. Qual*,1986,15(3):198-301.
- [36] Mikael Pell, Fred Nyberg. Infiltration of wastewater in a newly started pilot sand-filter system: I. Reduction of organic matter and phosphorus[J]. *Environ. Qual.*,1989,8:451-475.
- [37] Mikael Pell, Fred Nyberg. Infiltration of wastewater in a newly started pilot sand-filter system: II .Development and distribution of the bacterial population[J]. *Environ. Qual.*,1989,8:457-462.
- [38] Robert L. Siegrist. Soil clogging during subsurface wastewater infiltration as affencted by effluent composition and loading rate[J]. *Environ. Qual.*, 1987,16(2):181-187.
- [39] Robert L. Siegrist, William C. Boyle. Wastewater induced soil clogging development[J]. *Environ. Eng.*, 1987,113(3):550-566.
- [40] Donald B. Aulenbach, Nie meisheng. Studies on the mechanism of phosphorus removal from treated wastewater by sand[J]. *WPCF*,1988,60(12):2089-2094.
- [41] Stevil TK, Ausland G et al. The influence of physical and chemical factors on the transport of E.coli through biological filters furification[J]. *Wat. Res.*, 1999,33(18):3701-3706.
- [42] G. N. Magesan, J. C. Williamson, et al. wastewater C:N ratio effects on soil hydraulic
-

conductivity and potential mechanisms for recovery[J]. *Bioresource Technology*, 2000,71:21-27.

- [43] Converse, J. C. Challenges Facing the On-site Wastewater Industry[C]. Conference Proceedings in the On-site Wastewater Treatment X(Sacramento, California USA), Publication Date 21 March 2004:1-7.
- [44] C.B.Kinsley, D.Joy,A. Campbell et al. A Risk Assesment Model For Onsite Systems Applied to the City of Ottawa, Canada[C]. Conference Proceedings IN THE On-site Wastewater Treatment X((Sacramento, California USA), Publication Date 21 March 2004: 44-51.
- [45] P.S.Mikkelsen, M.Hafliger et al. Experimental assessment of soil and groundwater contamination from two old infiltration systems for road run-off in Switzerland[J]. *The Science of the Total Environment*, 189/190(1996)341-347.
- [46] Sora Christopherson, Dan Wheeler et al. Field Comparison of Rock-Filled and Chambered Trench Systems.Proceedings of the 2007 NOWRA Conference in Baltimore, Maryland, March 12-14.
- [47] Christoph Platzer and Klaus Mauch. Soil clogging in vertical flow reed beds mechanisms, parameters, consequences and.....solutions?. *Water Science and Technology*, 1997, 35(5): 175-181
- [48] Kristiansen R. Sand-filter trenches for purification of septic tank effluent I. The clogging mechanism and soil physical environment [J]. *J. Environ. Qual.*, 1981, 10(3): 353-357
- [49] 王成端.低成本污水处理技术及工程实例[M].北京: 化学工业出版社, 2008: 142-143
- [50] T. Okubo, J. Matsumoto. Biological clogging of sand and changes of organic constituents during artificial recharge[J]. *Water Research*, 1983, 17(7): 813-821
- [51] By Robert L. Siegrist, William C. Boyle. Wastewater-induced soil clogging development[J]. *Journal of Environmental Engineering*, 1987, 113(3): 550-566
- [52] W.A.M. Hijnen, D. Van der Koou. The effect of low concentrations of assimilable organic carbon (AOC) in water on biological clogging of sand beds[J]. *Water Research*, 1992, 26(7): 963-972
- [53] Philippe Baveye., et al. Environmental Impact and Mechanisms of the Biological Clogging of Saturated Soils and Aquifer Materials[J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 1998, 28(2):123-191
- [54] S. H. Christopherson, D. M. Gustafson, J. L. Anderson. Evaluation of gravelless pipe systems for onsite wastewater treatment across Minnesota. Fact sheet of Onsite Sewage Treatment Program in University of Minnesota, 2001
- [55] A. Brovelli, F. Malaguerra, D.A. Barry. Bioclogging in porous media: Model development and sensitivity to initial conditions[J]. *Environmental Modelling & Software*, 2009, 24(5) : 611-626
- [56] Sahar Soleimani1, Paul J. Van Geel, O. Burkan Isgor, Mohamed B. Mostafa. Modeling of biological clogging in unsaturated porous media[J]. *Journal of Contaminant Hydrology*, 2009, Article in Press
- [57] 贾宏宇, 孙铁琦, 李培军, 等.污水土地处理技术研究的最新进展[J]. *环境污染治理技术*

- 与设备, 2001, 2(1): 62-65.
- [58] 陈绍军, 宋万, 刘月. 地下渗滤中水回用技术的工艺设计[J]. 给水排水, 1998, 24 (12): 32-34.
- [59] Tieheng Sun, Yaowu He, Ziqing Ou et al. Treatment of domestic wastewater by an underground capillary seepage system[J]. *Ecological Engineering*, 1998,(11):111-119
- [60] 田宁宁, 杨丽萍, 彭应登. 土壤毛细管渗滤处理生活污水[J]. 中国给水排水, 2001, 1(16): 12-15.
- [61] 何江涛, 段光杰, 等. 污水渗滤土地处理系统中水力停留时间与出水效果的讨论[J]. 地球科学—中国地质大学学报, 2002, 27 (2): 203-208.
- [62] 张建, 黄霞, 刘超翔, 等. 地下渗滤处理村镇生活污水的中试[J]. 环境科学, 2002, 23(6): 57-1
- [63] 董泽琴. 土壤地下渗滤净化沟污水除磷脱氮工艺及影响因素初探[J]. 贵州环保科技, 2002, 8 (3)
- [64] 张建, 黄霞, 魏杰等. 地下渗滤污水处理系统的氮磷去除机理[J]. 中国环境科学, 2002, 22(5): 438-441.
- [65] 何江涛, 马振民, 等. 污水渗滤土地处理系统中的堵塞问题[J]. 中国环境科学, 2003, 23 (1): 85-89.
- [66] 张建, 黄霞, 等. 滇池流域村镇生活污水地下渗滤系统设计[J]. 给水排水, 2004, 30 (7): 34-36.
- [67] 张建, 黄霞, 施汉昌, 等. 掺加草炭的地下渗滤系统处理生活污水[J]. 中国给水排水, 2004, 1(20): 41-43.
- [68] 何守水. 污水的地下渗滤处理系统在农村应用的探讨[J]. 山西建筑, 2005, 31(12): 551-552.
- [69] 成先雄, 严群. 农村生活污水土地处理技术[J]. 四川环境, 2005, 24(2): 3943.
- [70] 彭亚飞, 平学惠. 地下渗滤工艺在铁路系统中的应用[J]. 铁道工程学报, 2007, 104 (5)
- [71] 潘晶, 张阳, 等. 地下渗滤基质中微生物空间分布与污水净化效果[J]. 中国环境科学, 2008, 28 (7): 656-660.
- [72] Ennio M. Palmeiraa, Aline F.N. Remigiob, Maria L.G. Ramosc, Ricardo S. Bernardes. A study on biological clogging of nonwoven geotextiles under leachate flow. *Geotextiles and Geomembranes*, 2008, 26(3): 205-219
- [73] 付永胜, 陈行, 等. 四川省农村环境污染的现状与保护对策[J]. 四川环境, 2009, 28 (4): 65-68.
- [74] 张鑫, 付永胜, 等. 农村生活污水排放规律及处理方法分析[J], 广东农业科学, 2008 (8): 139-142.
- [75] 戴树桂. 环境化学[M]. 北京: 高等教育出版社, 2006.
- [76] 张永锋. 黄土区地下渗滤系统试验与模拟研究[D]. 西安: 西安理工大学, 2007.
- [77] 南京土壤研究所. 土壤农化分析方法[M]. 北京: 中国农业科学出版社, 1999.
- [78] Rittman, B. E.; J. M. Regan; and D. A. Stahl(1994). "Nitrification as a source of soluble organic substrate in biological treatment." *Water Sci. Technol.* 30(6), pp. 1-8
- [79] deSilver, D. G. V. and B. E. Rittmann(2000a). "Nonsteady-state modeling of multispecies activated sludge processes." *Water Environment Research*, in press.

-
- [80] deSilver, D. G. V. and B. E. Rittmann(2000b). "Interpreting the response to loading changes in a mixed-culture CSTR." Water Environment Research, in press.
- [81] Yamaguchi T, Moldrup P et al. Nitrification in porous media rapid, unsaturated water flow[J]. Water Research,30(3)531-540 MAR1996.
- [82] Tetreault M J.Biological phosphorus Removal:A technology evaluation[J].J WPCF,1986,58(8):85.
- [83] Vacker D.Phosphorous removal through municipal wastewater treatment at San Antonio[M],[S.I.],Texas.1985:158.
- [84] Aulenbach D B,Nie Meisheng.Studies on Phosphorous Removal from Treated Wastewater by Sand[J].J WPCF,1988,60(12):63.
- [85] 黄丽华, 张卫民.地下渗滤系统处理生活污水的研究进展[J].江苏环境科技, 2008, 21 (1): 105-107.
- [86] 王海丽, 孔海南, 等.生态土壤深度处理系统启动周期的研究[J].环境科学研究, 2004, 17 (5): 60-63.
-

攻读硕士学位期间发表的论文

- [1] 王成端, 蔡世涛. 欧洲低成本污泥处理技术概论[A]. 贯彻循环经济促进法开发固体废物资源研讨会论文集[C], 2009.
- [2] 蔡世涛, 王成端, 徐庆元, 王晓艳, 李成龙. 无砾石管式地下渗滤系统的改进研究[J]. 广州化工, 2010, 38 (4): 99-101.
- [3] 李成龙, 王成端, 蔡世涛. PTFE 管在生活污水中的换热特性研究[J]. 广州化工, 2010, 38 (4): 102-104.
- [4] D. Xanthoulis, 王成端 (著), 王成端 (译). 低成本污水处理教程[M]. 北京: 化学工业出版社, 2008. (参译: P64-107, 138-146, 171-176, 221-246)
- [5] 王成端. 低成本污水处理技术及工程实例[M]. 北京: 化学工业出版社, 2008. (参编: P243-266)
- [6] 蔡世涛, 王成端, 徐庆元, 王晓艳, 李成龙. 无砾石微孔管地下渗滤系统试验研究[J]. 环境科学与技术 (已录用)

攻读硕士学位期间参加科研项目情况

- [1] Development of Teaching and Training Modules for Higher Education on Low-Cost Wastewater Treatment [Contract VN/Asia-Link/012(113128)2005-2008]
- [2] 无砾石微孔管地下渗滤系统处理生活污水的技术研究与示范 (2009SZ0244)