



申请同济大学工学博士学位论文

垂直潜流人工湿地中污染物 去除机理研究

(国家高技术研究发展计划(863)研究课题 编号: 2003AA601020)

培养单位: 环境科学与工程学院

一级学科: 环境科学与工程

二级学科: 环境工程

研究生: 叶建锋

指导教师: 徐祖信 教授

二〇〇七年一月



申请同济大学工学博士学位论文

垂直潜流人工湿地中污染物 去除机理研究

(国家高技术研究发展计划(863)研究课题 编号: 2003AA601020)

培养单位: 环境科学与工程学院

一级学科: 环境科学与工程

二级学科: 环境工程

研究生: 叶建锋

指导教师: 徐祖信 教授

二〇〇七年一月



A dissertation submitted to
Tongji University in conformity with the requirements for
the degree of Doctor of Philosophy

Research on Removal Mechanism for Pollutant in Vertical-Flow Constructed Wetland

(Supported by the Ministry of Science and Technology of the People's Republic
of China, Grant No. 2003AA601020)

School/Department: School of Environmental
Science & Engineering

Discipline: Environmental Science &
Engineering

Major: Environmental Engineering

Candidate: Jian-feng Ye

Supervisor: Prof. XU Zuxin

January, 2007

学位论文版权使用授权书

本人完全了解同济大学关于收集、保存、使用学位论文的规定，同意如下各项内容：按照学校要求提交学位论文的印刷本和电子版；学校有权保存学位论文的印刷本和电子版，并采用影印、缩印、扫描、数字化或其它手段保存论文；学校有权提供目录检索以及提供本学位论文全文或者部分的阅览服务；学校有权按有关规定向国家有关部门或者机构送交论文的复印件和电子版；在不以赢利为目的的前提下，学校可以适当复制论文的部分或全部内容用于学术活动。

学位论文作者签名：叶奎解

2007年3月10日

同济大学学位论文原创性声明

本人郑重声明：所提交的学位论文，是本人在导师指导下，进行研究工作所取得的成果。除文中已经注明引用的内容外，本学位论文的研究成果不包含任何他人创作的、已公开发表或者没有公开发表的作品的内容。对本论文所涉及的研究工作做出贡献的其他个人和集体，均已在文中以明确方式标明。本学位论文原创性声明的法律责任由本人承担。

签名：叶重解

2007年3月10日

摘要

人工湿地污水处理技术是一种简便有效的生态工程污水处理技术，该技术适合我国国情，尤其适合广大农村、中小城镇的污水处理，具有广阔的应用前景。然而，人工湿地污水处理技术还存在的诸多问题有待进一步深入研究，如污染物去除机理的分析、去除效果的改善和运行管理等。本论文针对垂直潜流人工湿地的自身特点，以生活污水为对象，研究污水中有机物、氮磷素的去除机制及其迁移转化规律，并通过人工湿地基质种类、粒径的选择和组配方式的不同来探索提高垂直潜流人工湿地对污染物的去除效果。这对于提高垂直潜流人工湿地中污染物的去除效果、优化垂直潜流人工湿地工程设计中的理论参数，进而完善和推广该类型湿地在污水处理中的应用具有重要的理论和现实意义。

本论文研究的主要结论有：

(1) 在不同温度条件下，评价和确定了不同基质对氮磷素静态吸附能力和实际除污性能，得出选择含铁丰富或者含钙丰富的基质可有效提高人工湿地对磷素污染物的净化效果，选择含铝丰富的基质可有效提高对氨氮污染物的吸附效果。在人工湿地运行初期，基质对 TP 的去除率由基质自身磷素最大吸附量和基质间孔隙率共同主导影响；而在运行一段时间后，各基质对 TP 的去除率主要由各基质自身的磷素最大理论吸附量主导。

(2) 工业副产物煤灰渣、高炉渣和钢渣因化学吸附作用而对污水中磷素有较好的去除效果；钢渣处理污水后会生成羟基钙磷灰石 $[Ca_{10}(OH)_2(PO_4)_6]$ 、磷酸铝 $[AlPO_4]$ 和 Fe_2PO_5 等新物质并结合在钢渣的表面，煤灰渣和高炉渣亦新生成 $Ca_3(PO_4)_2$ 等物质。

(3) 在单一粒径的基质填料柱中，生物膜的含量在水流方向随着深度的增加而减少，但其活性却随着深度的增加而增加；选择颗粒均匀、粒径主要在 5~10mm 的基质将有效的提高对污染物的去除效果。在多粒径组配的基质填料柱中，有小粒径基质的填料柱运行一段时间后都会出现雍水现象；在堵塞前，小一中一大（自上而下）粒径基质组配的填料柱对各种污染物都有较好的去除效果，待雍水发生后，该填料柱对各种污染物，尤其是氨氮的去除有明显的下降。

(4) 在以砂子为基质的垂直潜流人工湿地中，布水管至布水管下 10cm 基质

层内既是污水大气复氧最活跃，又是有机物去除效果最好的基质层，在该层总有机物、颗粒性有机物和溶解性有机物的去除速率都处于最大。同时理论推导出大气复氧是提高污水中氧量的重要途径，同时首次提出了基质间污水的大气复氧概念模型，根据大气复氧概念模型有效的解释了垂向沿程有机物好氧分解所需氧量的来源。

(5) 当以粗砂作为垂直潜流人工湿地基质时，在进水水力负荷小于等于 $0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 条件下，其对有机物去除的有效高度为 60cm。同时根据不同污染负荷条件下总有机物在不同高度基质层的平均去除速度得出进水浓度和进水水力负荷的规律曲线。并量化得出进入垂直潜流人工湿地的有机物绝大部分都被生物吸收利用而得以去除。

(6) 首次提出了引起人工湿地基质间堵塞的成因是不可滤物质的积累，作为不可滤物质组成部分的不可溶有机物也是基质间空隙度减少的重要影响因素。首次提出了基质间不可滤物质积累的微观概念模型，并根据微观概念模型提出基质间完全堵塞所需时间、基质表面发生雍水所需时间及基质渗透系数 k 随时间变化的关系。

(7) 垂直潜流人工湿地（砂子为基质）在落空运行条件下，进水和出水中氮素的主要形态分别是氨氮和硝酸盐氮，沿程各高度的氮素总体以氨氮形态减少、硝酸盐氮形态增加的态势，初步确定垂直潜流人工湿地在落空运行条件下硝化反应是氨氮的主要去除方式，并推算出垂向沿程大气复氧量的最高限值；同时初步得出污水中的碳源量基本能满足反硝化反应的需要，最后推算出垂向沿程各形态氮素变化的平均速率。

关键词：人工湿地 垂直潜流 污染物 机理 效果改善 基质

Abstract

Owing to the wastewater treatment technology of constructed wetlands is a sort of simple, convenient and effective zoology treatment technology, it have wide appliance foreground because the constructed wetlands adapt to the situation of our country and the wastewater treatment in country and town. However, the wastewater treatment technologies of constructed wetlands have also some shortage, for example, pollutant removal mechanism, the improvement of removal effect, management, etc. According to the self character of vertical-flow constructed wetlands, this thesis research the pollutant removal mechanism and transforming characteristics, the pollutant improving effect and so on. It is importance to improve the pollutant removal effect, to optimize theoretic parameter in engineering design and to popularize the appliance range of the vertical-flow constructed wetlands.

The following conclusions were concerned by this study.

(1) Under the different temperature, this study ascertain the difference of the static adsorption ability of nitrogen and phosphorus and the actual removal ability of pollutant for different substrate. The constructed wetland, which is composed of some substrate that has abundant iron and calcium, will improve the removal ability of phosphorus pollutant. Otherwise, the constructed wetlands will improve the adsorption of nitrogen if it is composed of the aluminiferous substrate. In the initial operation stages of constructed wetland, the removal effect of total phosphorus is related to the max adsorption and Porosity of substrate. After that stage, it is related to the max adsorption of substrate.

(2) Coal-ash, blast furnace slag and steel slag have better phosphorus removal adsorption because of the chemical adsorption. The surface of steel slag will come into being $Ca_{10}(OH)_2(PO_4)_6$, $AlPO_4$ and Fe_2PO_5 in the process of wastewater treatment. The surface of Coal-ash and blast furnace slag will come into being $Ca_3(PO_4)_2$ in the process of wastewater treatment.

(3) In the substrate pole of singleness size, the biomembrane content be reduces

along with the depth in the fluent direction. However, biomass activity is increase along with the depth. The constructed wetlands whose substrate size is 5~10mm will increase the removal effect of pollutant. The substrate poles of small size substrate have clogging phenomena. The assembled substrate pole which substrate size is small(<5mm), middle l(>5 mm and <10mm) and big(>10 mm and <25mm) along with the depth has a good removal effect for pollutant in wastewater before clogging. If it has clogging phenomena, the pollutant removal effect will be decreased, especially the removal rate of ammonia.

(4) From 0cm to 10cm depth in the vertical-flow constructed wetlands whose substrate is sand, air reoxygenation is the most activity and the removal effect and velocity of organic pollutant (including total organic matter, particle organic matter and soluble organic matter) is the best. The study have a conclusion that air reoxygenation is the uppermost way to improve the oxygen concentration in the wastewater. Otherwise, the study put forward the conception model of air reoxygenation for the first time. We can explain the oxygen origin of oxygenolysis for organic matter by the conception model in the vertical-flow constructed wetlands.

(5) In the condition of $0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$, the effective removal depth for organic matter is 60cm. According to the average velocity of total organic matter in the different depth, the study educes the rule curve between the concentration of influent and the hydraulic loading of influent. The adsorption and using of biomass is the main removal way for the organic matter in the vertical-flow constructed wetlands.

(6) Most of the organic material accumulated in the substrates were indissoluble (size bigger than $5\mu\text{m}$). It seemed that the decrease of the lacuna rate between the substrates result from materials which can not through the substrates. As one part of those materials, indissoluble organic material also lead role in this process. This article for the first time presented the microscopic conceptual model of organic material accumulated in the substrates. Based on the model, the time needed for complete clogging and backwater of the system were calculated. The relationship of time and hydraulic conductivity was also presented.

(7) The vertical-flow constructed wetland was operated under unseeper condition (sand as substrate). Nitrogen in influent water and effluent water were

existed as $\text{NH}_4\text{-N}$ and $\text{NO}_3\text{-N}$, respectively. The result showed, $\text{NH}_4\text{-N}$ decreased and $\text{NO}_3\text{-N}$ increased during the process. It seems in the subsurface flow constructed wetland $\text{NH}_4\text{-N}$ was removed through nitrification. The maximum quantity of air reoxygenation was calculated. In addition, carbon sources in the wastewater can meet the demand of denitrification bacterial in the biofilm. The average rate of nitrogen morphological change on the vertical direction was also calculated.

Keywords: constructed wetlands, vertical-flow, pollutant, mechanism, improving effect, substrate

目录

第1章 引言.....	1
1.1 研究目的和意义.....	1
1.2 人工湿地技术的国内外研究现状.....	2
1.2.1 国内外研究状况.....	2
1.2.2 国内外研究状况的综合分析.....	8
1.3 本课题的研究目标和主要内容.....	9
1.3.1 研究目标.....	9
1.3.2 主要研究内容.....	10
1.4 研究方法和技术路线.....	10
1.4.1 研究方法.....	10
1.4.2 技术路线.....	11
第2章 垂直潜流人工湿地基础理论与作用机理.....	12
2.1 人工湿地的类型.....	12
2.1.1 浮水植物人工湿地.....	12
2.1.2 浮叶植物人工湿地.....	13
2.1.3 挺水植物人工湿地.....	13
2.1.4 沉水植物人工湿地.....	15
2.2 人工湿地中水力学理论基础.....	16
2.2.1 渗流模型及定律.....	16
2.2.2 水力传导率.....	18
2.3 人工湿地除污作用的理论基础.....	19
2.3.1 基质的除污作用.....	19
2.3.2 植物的潜在作用.....	21
2.3.3 微生物的除污作用.....	24

2.4 人工湿地中污染物去除机理.....	25
2.4.1 悬浮物去除机理.....	25
2.4.2 有机物去除机理.....	26
2.4.3 氮素去除机理.....	28
2.4.4 磷素去除机理.....	30
第3章 模拟垂直潜流人工湿地基质除污性能研究.....	32
3.1 概述.....	32
3.2 试验材料与方法.....	33
3.2.1 试验材料来源.....	33
3.2.2 试验方法与装置.....	33
3.2.3 检测方法.....	35
3.3 基质磷素静态吸附性能研究.....	35
3.3.1 基质磷素吸附平衡时间及速率分析.....	35
3.3.2 基质磷素吸附等温线分析.....	37
3.3.3 基质磷素等温解析特征分析.....	41
3.4 基质氨氮静态吸附性能研究.....	42
3.4.1 基质氨氮吸附等温线分析.....	42
3.4.2 基质氨氮等温解析特征分析.....	46
3.5 不同基质除污性能比较分析.....	46
3.5.1 对出水 pH 值的影响.....	46
3.5.2 对悬浮物去除的影响.....	47
3.5.3 对有机物去除的影响.....	48
3.5.4 对氨氮去除的影响.....	50
3.5.5 对总磷去除的影响.....	51
3.6 基质除磷性能差异机理分析.....	53
3.7 本章小结.....	57
3.7.1 本章主要研究结论.....	58
3.7.2 本章创新点.....	59

第 4 章 模拟垂直潜流人工湿地基质组配除污效果研究.....	60
4.1 概述.....	60
4.2 试验材料与方法.....	60
4.2.1 试验材料及装置.....	60
4.2.2 进水水质与水力负荷.....	61
4.2.3 检测方法.....	62
4.3 基质粒径对除污性能差异的比较分析.....	63
4.3.1 试验基质级配分析.....	63
4.3.2 对水力传导率的影响.....	64
4.3.3 对生物膜生长的影响.....	65
4.3.4 基质间不可滤物质含量分析.....	66
4.3.5 污染物去除差异分析.....	67
4.4 基质粒径组配除污效果差异比较分析.....	74
4.4.1 水力传导率差异分析.....	74
4.4.2 沿程生物膜生长情况.....	74
4.4.3 沿程基质间不可滤物质含量分析.....	75
4.4.4 污染物去除差异分析.....	76
4.5 粒径与组配对基质除污状况综合分析.....	81
4.5.1 雍水堵塞状况分析.....	81
4.5.2 污染物去除差异比较.....	82
4.5.3 中粒径瓜子片除污性能的改善分析.....	83
4.6 本章小结.....	83
4.6.1 本章主要研究结论.....	83
4.6.2 本章创新点.....	84
第 5 章 垂直潜流人工湿地中有机物去除积累机理研究.....	85
5.1 概述.....	85
5.2 试验材料与方法.....	85

5.2.1 潜流人工湿地系统.....	85
5.2.2 进水水质与水力负荷.....	86
5.2.3 检测方法.....	86
5.3 垂直潜流人工湿地有机物去除的动态规律.....	87
5.3.1 垂向沿程溶解氧浓度分布.....	87
5.3.2 垂向沿程有机物浓度形态变化.....	92
5.3.3 垂向沿程有机物理论需氧量分析.....	94
5.3.4 垂向沿程有机物平均降解速率的确定.....	96
5.3.5 垂直潜流人工湿地理论最大进水负荷.....	98
5.4 垂直潜流人工湿地有机物积累规律研究.....	100
5.4.1 垂向沿程有机物积累量变化.....	100
5.4.2 垂向沿程累积有机物粒径分析.....	102
5.5 垂直潜流人工湿地有机物迁移转化去向定量估算.....	102
5.5.1 垂向沿程基质吸收有机物的变化.....	103
5.5.2 垂向沿程基质截留有机物的变化.....	104
5.5.3 垂向沿程有机物迁移转化初步定量估算.....	104
5.6 本章小结.....	106
5.6.1 本章主要研究结论.....	106
5.6.2 本章创新点.....	106
第6章 垂直潜流人工湿地堵塞成因及机理研究.....	107
6.1 概述.....	107
6.2 试验材料与方法.....	107
6.2.1 潜流人工湿地系统.....	107
6.2.2 进水水质与水力负荷.....	108
6.2.3 检测方法.....	109
6.3 垂直潜流人工湿地堵塞成因分析.....	110
6.3.1 基质间物质各成分与雍水面积的相关分析.....	110
6.3.2 垂向沿程基质间物质各成分与基质空隙度相关性分析.....	111

6.4 垂直潜流人工湿地堵塞物积累规律研究.....	113
6.4.1 基质间堵塞物含量分布.....	113
6.4.2 不可滤物质积累微观概念模型的假设.....	114
6.4.3 积累时间与渗透系数变化关系的分析.....	116
6.5 本章小结.....	119
6.5.1 本章主要研究结论.....	119
6.5.2 本章创新点.....	119
第7章 垂直潜流人工湿地中氮素形态分布及转化规律研究....	120
7.1 概述.....	120
7.2 试验材料和方法.....	121
7.2.1 潜流人工湿地系统.....	121
7.2.2 进水水质与水力负荷.....	121
7.2.3 水质检测方法.....	122
7.3 垂直潜流人工湿地各形态氮素分布规律研究.....	122
7.3.1 垂向沿程各形态氮素浓度分布.....	122
7.3.2 垂向沿程各氮素形态浓度分布.....	129
7.3.3 垂向沿程各形态氮素平衡分析.....	130
7.4 垂直潜流人工湿地各形态氮素转化规律研究.....	132
7.4.1 垂向沿程硝化作用需氧量分析.....	132
7.4.2 垂向沿程脱氮作用需有机碳量分析.....	135
7.4.3 垂向沿程各形态氮素转化速率分析.....	137
7.5 本章小结.....	140
7.5.1 本章主要研究成果.....	140
7.5.2 本章创新点.....	141
第8章 结论与展望.....	142
8.1 本论文的主要结论.....	142
8.2 本文的创新之处.....	144

目录

8.3 存在问题及研究展望.....	145
致谢	146
参考文献	147
个人简历 在读期间发表的学术论文与研究成果.....	155

第1章 引言

1.1 研究目的和意义

由于社会经济的发展，地球资源被大量开发利用，人类生活水平得到了很大的改善和提高。但伴随着人类的经济活动，大量有害于人类和其它生物生息的工农业废水和生活污水未经充分处理而直接排入水体使之受到严重污染，从而制约着人类社会的进一步发展。因此，水环境的保护已成为当今世界面临的主要任务之一。

我国是一个水资源缺乏的国家，人均占有水资源只有世界平均水平的 1/4，且水资源在地区分布极不均匀，水供需矛盾十分突出。另一方面，水质污染和水资源浪费现象亦十分严重，大部分工业废水和生活污水未经任何处理直接排入江、河、湖泊，使水质收到严重污染，甚至完全丧失利用的价值，加重了水资源的短缺。2005 年，我国废水排放总量为 524.5 亿吨（工业废水排放量为 243.1 亿吨，生活污水排放量为 281.4 亿吨），化学需氧量排放量为 1414.2 万吨，氨氮排放量为 149.8 万吨。其中城市地区污水排放量 420 亿吨，农村地区污水排放量为 104.5 亿吨。

目前，我国绝大部分的城市污水均采用传统的污水处理工艺，对控制大城市的水环境污染起到了关键作用；但由于我国诸多农村地区经济发展水平不高，能源短缺，污染源分散、且缺乏具有一定操作管理水平技术人员，传统的城市污水处理工艺因投资大、运行成本高，管理技术要求严格，因而并不适合在农村地区推广应用。由此，针对我国广大农村地区大力开发具有高效、简易、低耗的污水处理技术显得尤为迫切。人工湿地污水处理技术正是顺应这一要求而发展起来的一种简便有效的生态工程污水处理技术，该技术具有投资少、能耗和运行费用低、适用范围广等优点，且适合我国国情，尤其适合广大农村、中小城镇的污水处理，具有广阔的应用前景。

然而，人工湿地污水处理技术还存在的诸多问题有待进一步深入研究，如污染物去除机理的分析、去除效果的改善和运行管理等。本研究针对垂直潜流人工湿地的自身特点，研究其污水中有机物、氮素和磷素的去除机制及其迁移

转化规律,分析基质间堵塞的成因和机理,并通过人工湿地基质种类、粒径的选择和组配方式的不同来探索提高垂直潜流人工湿地对污染物的去除效果。这对于提高垂直潜流人工湿地中污染物的去除效果、优化垂直潜流人工湿地工程设计中的理论参数,进而在农村地区推广该类型湿地的应用具有重要的理论和现实意义。

1.2 人工湿地技术的国内外研究现状

1.2.1 国内外研究状况

1.2.1.1 人工湿地基质研究状况

1. 基质的选择

基质是人工湿地的载体,其自身的理化特性可能影响到它对污水的处理效果(夏汉平,2002);另外,在床体内部填充多孔的、有较大比表面积的基质,可改善湿地的水力学性能(Brix H,1994;Steiner G.R,1989),为微生物提供更大的附着面积,增强系统对污染物的去除能力。因此,基质的选择对于人工湿地污水处理系统的运行效果有重要意义。

目前应用较多的基质有土壤、砾石、炉渣、自然岩石与矿物材料等。每种基质都有其应用的局限性,应根据具体原污水的水质和经济分析结论进行选择,以充分发挥基质的作用,但所选基质应满足以下条件(王凯军,2001):(1)质轻,松散容积小,有足够的机械强度;(2)比表面积大,孔隙率高,属多孔惰性载体;(3)不含有害于人体健康和妨碍工业生产的有害物质,化学稳定性良好;(4)水头损失小,形状系数好,吸附能力强;(5)使用周期长。

为了综合发挥各基质优势,人工湿地床往往由多种基质组成,基质级配十分重要,以有效去除各种污染物质,同时有效避免堵塞,提高运行周期(Paul Cooper,1999)。

因此,根据污水中的污染物种类、特征可以选取不同的基质或采用几种基质的组合。一般来说,含有机质丰富的基质有助于吸附各种污染物;土壤基质的去污能力不如砾石基质(夏汉平,2002);含 CaCO_3 较多的石灰石基质可以有效地去除磷,沸石-石灰石组合的基质可以有效地去除TN、TP(Haberl R,1995);煤渣-草炭基质对磷具有较强的吸附能力,可以作为垂直流人工湿地系统的特

殊基质（崔理华，2003）；花岗岩—粘性土壤基质能高效地去除污水中的磷素，对 TP 的去除能力可达 90%。

2. 基质对磷素的吸附

基质对于净化污水中的污染物，特别是磷素污染物有着重要作用。近年来，一些学者研究了砂子基质和土壤基质吸附净化磷素污染的特征和机理，认为砂子和土壤基质净化磷素污染物的能力同其活性钙、胶体氧化铁和铝含量有关（C.A.Arias, 2001; Hingston, 2001; Breeuwsma A, 1973; Rajan, 1975; Parfitt, 1975; Ryden, 1977; Taylor, 1978）；还有一些学者研究了黏土矿物和其他天然矿物以及部分工业副产物净化磷素污染物的效果。

研究认为，磷的吸附和基质的化学性质有密切联系，不同基质中的总金属含量、Fe-Al 草酸根含量以及离子交换能力的大小是影响磷吸附量的主要原因，而其中的影响最大的是 Fe、Al、Mg 和 Ca 等金属离子含量，其吸附作用顺序为 $Ca > Mg > Al > Fe$ （Brix H, 1987; Sakadevan, 1998）。在研究土壤、废渣和沸石对磷的吸附特性时发现（Sakadevan, 1998）：磷的吸附与基质中草酸可解络的铁和铝含量呈正相关关系；同基质中总碳含量呈负相关关系，可能是因为有机物对磷的吸附存在着抑制和竞争作用。

金属离子的吸附能力大小与各自的 pH 值有密切联系（Zhu, 1997），当 pH 值大于 9 时，钙离子可与磷形成稳定的羟酸灰石沉淀；当 pH 值在 5~7 时，Fe 元素去除磷的机理主要是 Fe 与磷生成 $FeOOH-PO_4$ 化合物沉淀；当 pH 值在 6~8 之间，Al 离子在土壤中形成 $Al(OH)_3$ 絮状物，可以牢固地吸附废水中的磷元素。同时，基质对磷的吸附作用是有限的，当吸附位点饱和时，吸附作用不再发生（Kadlec R.H, 1985）。另外，磷还可通过沉淀及与黏土矿物的络合固定下来，而此过程则不存在饱和现象（梁继东，2003）。

研究钢渣、页岩、砾石和棕色土壤等基质对磷的等温吸附特性表明（袁东海，2005），钢渣、页岩、棕色土壤和砾石对磷的最大吸附量分别为 2500、666.67、2.55 和 0.54mg/kg。类似的，研究砂子、沸石、蛭石、黄褐土、下蜀黄土、粉煤灰和矿渣等 7 种基质净化磷素污染效果的结果表明，其磷素理论饱和吸附量排序依次为矿渣 > 粉煤灰 > 蛭石 > 黄褐土 > 下蜀黄土 > 沸石 > 砂子。矿渣和粉煤灰等钙素含量较高的碱性基质，影响磷素吸附净化效果的主要因素是基质的全钙含量，碱性条件下，基质全钙含量越高，其吸附的磷素越多，净化磷素污染的效果越好；砂子、沸石、下蜀黄土、黄褐土和蛭石等活性胶体氧化铁铝含量

较多的中性基质，影响其磷素吸附净化效果的主导因素是其胶体氧化铁的含量，胶体氧化铁能促进基质吸附磷素效应，提高磷素净化能力。

3. 基质对氮素的吸附

在传统的人工湿地中，基质通过吸附作用除氮吸附量很少，且易发生逆反应，在人工湿地除氮量中所占比例极小。近几年，国内外学者开始探索新的介质来促进介质除氮的效果。ORI 在试验中采用沸石为介质，以间歇流方式运行，处理二级废水，取得了很好的除 N 效果，试验运行过程中沸石除氮主要包含两个步骤：(1)沸石首先通过离子交换作用置换废水中的铵离子；(2)在间歇期间，沸石中聚集的微生物通过硝化-反硝化作用去除从沸石中置换出来的铵离子，从而使得沸石得到再生。因此，通过这种运行方式，可以使系统达到长期有效的除氮效果。采用沸石介质与沸石-沙砾混合介质处理城市污水中的短时高浓度铵，连续运行 10 天后仍能获得 61~77% 的去除效率，循环再生十次后处理效果下降约 10% (Bilsen, 1997)。

Burchell 等人在研究中发现，在基质中添加有机材料可以增加反硝化速率。当一个表面流湿地的有机材料含量高于 11% 时，其对硝态氮的处理能力要远远高于常规的表面流湿地（有机材料含量约为 5%），因此处理含有较高浓度硝态氮的废水，建议采用这种填料。徐丽花等人做的小试试验中利用沸石—石灰石混合介质处理自配污水，并采用间歇运行，氨氮去除率始终保持在 97% 以上（徐丽花，2002）。

1.2.1.2 人工湿地植物研究状况

1. 人工湿地植物种类选择

目前在国外已有许多水生植物种类被用于人工湿地废水处理系统。国外最常用的植物种类是芦苇、香蒲和灯芯草 (Haberl, 1995; Kadlac, 1996; Bankston, 2002)。此外，凤眼莲、黑三菱、水葱等植物也比较常用 (Vymazal, 2002)。在国内湿地采用的植物除上述提到最常用的植物种类之外，还有香根草、茭白、苔草、大米草、小叶浮萍、荇草、池杉等 (成水平, 1997; 吴振斌, 2001; 廖新伟, 2002)。目前，在国内外人工湿地植物种类都采用水生植物类型为主，尤其是挺水植物，对于中生植物几乎没有被采用 (Greenway and Woolley, 1999; Schulz, 2003)。

处理废水的湿地系统要求水生植物对各种高浓度的污染物有一定的忍受能力。同样，废水可能改变植物群落，因为新的优势种可以更有效地利用多余的

营养物，或更能忍受污染物，植物的改变对污染物的去除是有利的。因此，不同的生境，适宜的湿地植物是不同的。Tanner (1996) 提出用于人工湿地系统的植物种类应具备以下特征：(1)生态接受性 (Ecological Acceptability)，例如，不能对周围自然生态系统的生态和遗传整体性产生显著的杂草威胁和疾病灾害；(2)对当地的气候和病虫害具有耐受性；(3)对污染物和高度富营养化水具有耐受性；(4)在湿地环境，能够繁殖、建群、扩展和生长；(5)较高的污染物去除能力。但具体要求要根据植物在湿地的功能作用而定。人工湿地中使用最多的水生植物为香蒲、芦苇、灯心草、宽叶香蒲和蘆草，所有这些植物都广泛存在并能忍受冰冻。植物根系的深度决定了湿地的深度，香蒲在水深 0.15m 的环境中生存占优势，灯心草为 0.05~0.25m，芦苇生长在岸边和 1.5m 的水深中，在潜水中是弱竞争者，蘆草通常出现在岸边。香蒲和灯心草的根系主要在 0.3m 以内的区域，芦苇的根系达 0.6m，蘆草和宽叶香蒲则达到 0.76m (Franklin L, 1991; 胡康萍, 1991)。芦苇、蘆草和宽叶香蒲常被用在潜流型湿地中，它们较深的根系可扩大污水的处理空间。在暴雨径流湿地系统中，多选用芦苇、香蒲和蘆草。蘆草属能忍受很高的氨浓度，160~170mg/L (R.B.E.Shutes, 1999)。据报道，*Scirpus acutus* 在 $\text{NH}_4\text{-N}$ 浓度为 30~50 mg/L 时生长最快，浓度超过 60mg/L 时，生物量迅速下降；*Typha latifolia*、*Phragmites australis* 和 *Sagittaria latifolia* 在 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 为 20~80mg/L 时，生长不受影响 (Hill D.T., 1997)。芦苇和蘆草抵抗病灾和昆虫的能力很强，香蒲则较差。

2. 人工湿地植物作用

在人工湿地净化污水过程中，植物潜在的主要作用可以归纳为四个方面：

- ①直接吸收利用污水中可利用态的营养物质、吸附和富集重金属和有毒有害物质；
- ②为微生物吸附生长提供更大的表面积；
- ③为根区好氧微生物输送氧气；
- ④增强和维持基质的水力传输性能。

(1) 污染物的吸收利用、富集

植物根系能从污水中吸收营养物质加以利用、吸附和富集重金属和一些有毒有害物质。有研究发现，种植水烛和灯心草的人工湿地基质中 N、P 的含量分别比无植物的对照基质中的含量低 18%~28%和 20%~31% (成水平, 1998)；池杉人工湿地对污水中总氮和氨氮的净化效果明显好于对照湿地，对重金属亦具有良好的去除作用 (杨昌凤, 1991)；另外一些研究也显示了植物的吸收和吸附作用，栽种植物的湿地对污水中的营养物质及重金属的去除能力高于无植物

系统 (Rosgers K H, 1991; 唐述虞, 1993)。垂直流人工湿地处理低浓度重金属污水的试验表明风车草能吸收富集水体中 30%的铜和锰, 对锌、镉、铅的富集也在 5%~15% (Cheng S, 2001)。王旭明 (1999) 研究了水芹菜对污水的净化能力, 发现水芹菜对污水中的 N、P 具有明显的去除效果, 且净化速率随温度的增高而增加, 作用后的水质变清, 悬浮物减少, 透明度增加。

植物对污水的净化还受季节、温度、污染物负荷和浓度的影响。有研究表明 (Ben Urbonas, 1993), 水生植物对污染物的去除率随季节变化而变化, 最高的去除率发生在早春和夏天, 秋冬季则减小。同时, 随着营养物负荷的提高, 植物的吸收量急剧下降 (Peterson S.B., 1996)。当水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度较高时, 水生植物生长就会受到抑制, 其对 N、P 的吸收能力也随之降低 (Sartoris, 2000)。当水中营养物浓度较高时, 植物可以吸收较多的超过其本身所需的营养物 (Adler, 1996)。

植物的吸收利用和富集作用与植株的生长状况、根系发达程度密切相关。香蒲属植物, 我国常见的近 10 种, 有的种类能长至几米, 有的则高不足 30cm (颜素珠, 1983)。长苞香蒲和水烛等大型种类具有粗壮的根系和许多发达的不定根, 是较佳的净水植物; 而小型种类 (如小香蒲) 的根系发达程度无法与前者相比拟, 净化污水的效果则差一些。不同的植物种类以及植物体不同的部位其吸收能力亦有所差异, 水生植物对 N 的吸收依次为: 叶>茎>根, P 则为叶>根>茎 (林鹏, 1985; 陈桂珠, 1996; 缪绅裕, 1999)。

(2) 输氧、水力传导和保温作用

人工湿地中植物能将光合作用产生的氧气通过气道输送至根区, 在植物根区的还原态介质中形成氧化态的微环境 (Fennessy, 1994), 这种根区有氧区域和缺氧区域的共同存在为根区的好氧、兼性和厌氧微生物提供了各自适宜的小生境, 使不同的微生物各得其所, 发挥相辅相成的作用 (Brix H, 1987)。由于挺水植物的输氧作用, 形成了氧化态的根区, 有植物湿地底质中氧化-还原电位明显高于无植物区域底质, 间隙水中的总铁、总锰含量下降 (Dunbabin J S, 1988)。从香蒲人工湿地中微生物的空间分布状况来看, 对照和香蒲湿地中 5-10cm 处与 20cm 处的细菌、放线菌和真菌数量之比分别为 11.1 和 2.0, 香蒲的存在有利于微生物在人工湿地纵深的扩展 (成水平, 1997), 水生植物植株和根系的输氧作用促进了深层基质中微生物的生长和繁殖。

成水平进行的人工湿地处理污水的试验中发现, 经过 3~5 个月的污水处理

后,不种植物的对照土壤介质板结,发生淤积;而种有水烛和灯心草的人工湿地渗滤性能好,污水能很快地渗入介质(成水平,1997)。

湿地系统中由于有植物的存在,使得湿地系统中温差变化较小。研究表明,无植物系统中水体的温度在一天当中变化较有植物系统大,尤其是在冬季,无植物系统容易结冰(Hill D.T, 2000)。

1.2.1.3 人工湿地微生物研究状况

在人工湿地系统中,微生物类群是极为丰富的,不同的类群具有不同的功能。研究发现(李科德,1995),芦苇人工湿地系统中的优势菌主要是假单胞杆菌属、产碱杆菌属和黄杆菌属,这几种优势菌属均为快速生长的微生物,而且其体内大多含有降解质粒,因而它们是对污水中有机污染物分解的主体微生物种群。与天然的芦苇床相比,人工湿地系统中的优势微生物组成基本相同。湿地系统中的硝化菌在春夏季最多,冬季最少;当温度低于 5°C 高于 40°C 时,硝化速率降低,最佳温度为 $30\text{--}35^{\circ}\text{C}$;pH值小于6时硝化作用受到抑制(Donald A, 1994)。有研究发现当有机物负荷较高时,微生物生长很快,生物膜很厚,主要是异养菌,硝化菌很少,处在生物膜的最里面;有机物负荷较低时,异养菌减少,硝化菌增多(Okabe S, 1996)。

对湿地系统中微生物的特征研究表明(Ottova, 1997; Hammer, 1994),氨氧化细菌、硝化细菌、反硝化细菌主要存在于基质表面、植物的根面及根区,而在水中的很少。又有研究得出(李科德,1995),芦苇床内存在较明显的好氧区和兼性厌氧区,在芦苇的根茎上,好氧微生物占优势,而在芦苇根系区则既存在好氧微生物的活动,也有兼性厌氧微生物的活动。对芦苇床在冬季处理污水的研究表明,虽然芦苇的地上部分在冬季要发生部分死亡,但床中各类微生物的数量则基本上保持在较高的水平上,不过好氧微生物和兼性厌氧微生物数量的相对比值有所减小。张鸿等人(1999)研究发现,有植物的湿地系统中的细菌数量显著高于无植物系统,且植物根部的细菌数比基质中高1~2个数量级。

污水中各类污染物的去除与湿地系统内生长的微生物种类和数量都有关(梁威,2000;张甲耀,1998)。芦苇湿地污水中有机物的去除与湿地中各类微生物都有明显的相关性;污水中氨氮的去除与湿地中的硝化、反硝化菌也同样具有明显的相关性;另外,污水中的总大肠菌的去除与芦苇床内原生动物和放线菌的数量有明显的相关性,这说明在芦苇床中原生动物和放线菌是大肠杆菌去除的主要作用者;污水中 $\text{PO}_4\text{-P}$ 的去除与各类微生物都不存在明显的相关性,

说明系统中磷的去除是由植物的吸收、基质床的沉积过滤固结及微生物的协同作用完成的。与此不同的是,张鸿等人(1999)通过研究凤眼莲、水芹人工湿地对东湖污水中N、P净化率与有关细菌的空间分布的关系,发现在P的净化过程中,细菌是一个限制性因子。

1.2.2 国内外研究状况的综合分析

目前,人工湿地系统在许多国家已被用来处理各类受污染水体,包括家畜与家禽的粪水(Knight R.L, 2000; Nguyen L.M, 2000)、尾矿排出液(Mays P.A, 2001; Wenerick W.R, 1989)、工业污水(Gillespie W.B, 2000; Thut R.N, 1993)、农业废水(Rivera R, 1997; Sun G, 1999)、垃圾场渗滤液(Staubitz W.W, 1989; Trautmann N.M, 1989)、暴雨径流(Laber J, 2000; Thurston K.A, 1999)、生活污水、富营养化湖水(Bachand P.A, 2000; Angelo E.M, 1994)等。但纵观国内外研究现状,我们也注意到,人工湿地处理污水技术还有很多问题尚未完全弄清或有待进一步研究,其急待解决的问题主要表现在:

(1) 人工湿地对污染物去除机理需进一步研究

人工湿地除污机理相当复杂,很多化学过程与生物化学过程至今尚未完全弄清或存在不同观点,主要包括有机物、磷素、氮素等去除的主要机理尚不明确。例如,关于除磷的主要机理尚存在争议(Mitchell D.S, 1994; Thomas P.R, 1994),一些人认为是植物的吸收作用(Brix H, 1997),另一些人则认为是基质的吸附作用(Reddy K.R, 1998)。另外,不同类型的人工湿地对污染物的去除效果亦存在差异,如水平潜流人工湿地除总氮效果较好、而硝化效果较差,垂直潜流人工湿地落空运行条件下硝化效果较好但总氮去除率不高,有必要进一步研究其各自人工湿地内部氮素的迁移转化规律,从而提高各种人工湿地对氮素的去除效果。

(2) 人工湿地构造需进一步研究

根据需净化污染水体的种类不同,如何选择湿地类型、基质种类、基质粒径和组配、植物种类及搭配有待进一步的研究。

不同的人工湿地类型对各种污染物有着不同的去除效果,针对特定的污染水体,如何选择合适的人工湿地类型,目前没有统一的原则和标准。同样,不同基质对污水中污染物的去除效果也是有差异的(袁东海, 2005),如何通过基

质种类选择及其组配来提高人工湿地对污染物的去除效果，亟待进一步研究；另外，基质粒径的选择对于人工湿地能否长久持续运行、污染物去除效果等起着至关重要的作用，亦需开展此方面的研究工作。

人工湿地能否有效处理污水的一个重要因素是选择合适的植物种类。目前，全球发现的湿地高等植物多达 6700 余种，而已被用于处理湿地且具有处理效果的不过几十种，很多植物从未使用过（Kadlec H.R, 1996）。一些地处热带和亚热带的发展中国家，有丰富的湿地物种。但由于受经费限制，无力开展观测研究，通常照搬发达国家的成果，包括在物种的利用上，而对本国本地区很有净化潜力的植物视而不见，又因为使用和管理水平有限，其处理效果较差（Denny P, 1997; Kivaisi A.K, 2001; Gopal B, 1999）。因此，今后开展湿地技术时，选择合适的植物种类，特别是通过试验观测，从当地的天然湿地中选择抗污力强、净化效果好的物种是一项优先考虑的工作。另外，在植物选择方面，还应考虑多个物种的合理搭配，单一物种的净化能力总是有限的。

(3) 运行和管理需进一步研究

人们建造湿地处理污水的原因之一是因为人工湿地往往比天然湿地有更高的净化能力，但人工湿地的处理功能并不是长久保持的，几年之后就可能演变成自然湿地特性。如新建造的湿地通常具有较高滞留磷的能力，而随着运行时间的延长，其滞留磷的能力也逐渐下降（Jay S W, 2000; Tanner C.C, 1998）。另外，如果人工湿地运行管理不当，容易造成堵塞、表面积水等现象，从而直接影响人工湿地的运行寿命。因此，如何长久保持人工湿地的处理能力是值得研究的一个课题。

1.3 本课题的研究目标和主要内容

1.3.1 研究目标

本文的研究目标分为以下三个方面：

(1) 通过对不同种类基质的除污性能及基质组配除污效果差异的分析，为人工湿地建造过程中的基质选择提供依据；

(2) 研究污染物在垂直潜流人工湿地中的迁移转化规律，从而为优化其提高污染物去除效果的措施提供理论依据；

(3) 分析垂直潜流人工湿地基质间堵塞的成因及机理,为解决垂直潜流人工湿地堵塞问题提供技术参考。

1.3.2 主要研究内容

根据本课题的研究目标,确定研究内容如下:

(1) 选择上海及周边地区几种常见的、且经济上可行的基质,研究它们在静态条件下对氮磷素吸附性能的差异;同时在模拟垂直潜流人工湿地条件下,研究它们去除实际生活污水中污染物的能力和机制。

(2) 研究不同粒径基质、不同粒径组配基质对污水的处理效果,同时从单位体积基质表面的生物膜量、不可滤物质积累量和理论上推导出的水力传导性能等方面,初步分析不同粒径及组配基质对污染物去除效果差异的主要影响因素。

(3) 在分析垂直潜流人工湿地不同高度有机物去除率及其形态变化的基础上,结合单位体积基质表面挥发性生物膜含量推求出各形态有机物在垂向沿程的平均去除速率,同时确定有机物的去向并加以初步定量估算。

(4) 通过分析垂直潜流人工湿地基质间堵塞物各成分与雍水面积和沿程孔隙率的相关关系,确定垂直潜流人工湿地堵塞的成因;同时在分析基质间堵塞物成分积累情况的基础上,提出基质间不可滤物质累积微观模型。

(5) 在检测垂直潜流人工湿地垂向沿程各形态氮素浓度的基础上,分析垂向沿程氮素的量化平衡,确定垂直潜流人工湿地中氮素的主要去除方式,同时分析了垂向沿程硝化作用的需氧量、反硝化作用的理论需碳量,得出各形态氮素在垂向沿程的平均去除速率。

1.4 研究方法和技术路线

1.4.1 研究方法

本课题拟采用理论分析、实验室试验的方法进行综合研究。具体的研究方法如下:

- (1) 国内外相关文献分析,提出试验研究主要内容和方法;
- (2) 实验室试验,研究基质的选择和组配、人工湿地中污染物迁移转化规律、

人工湿地堵塞的成因和机理。采用静态吸附试验，研究不同基质对氮磷素吸附性能的差异，利用 SEM、XRD 技术对基质吸附磷素后的形态和成分变化进行微观分析；在动态（连续流）条件下，利用实测数据研究基质组配除污的效果，同时探讨污染物在人工湿地中迁移转化的机制和规律，并分析基质堵塞的成因和机理。

1.4.2 技术路线

本论文研究的技术路线如图 1.1 所示。

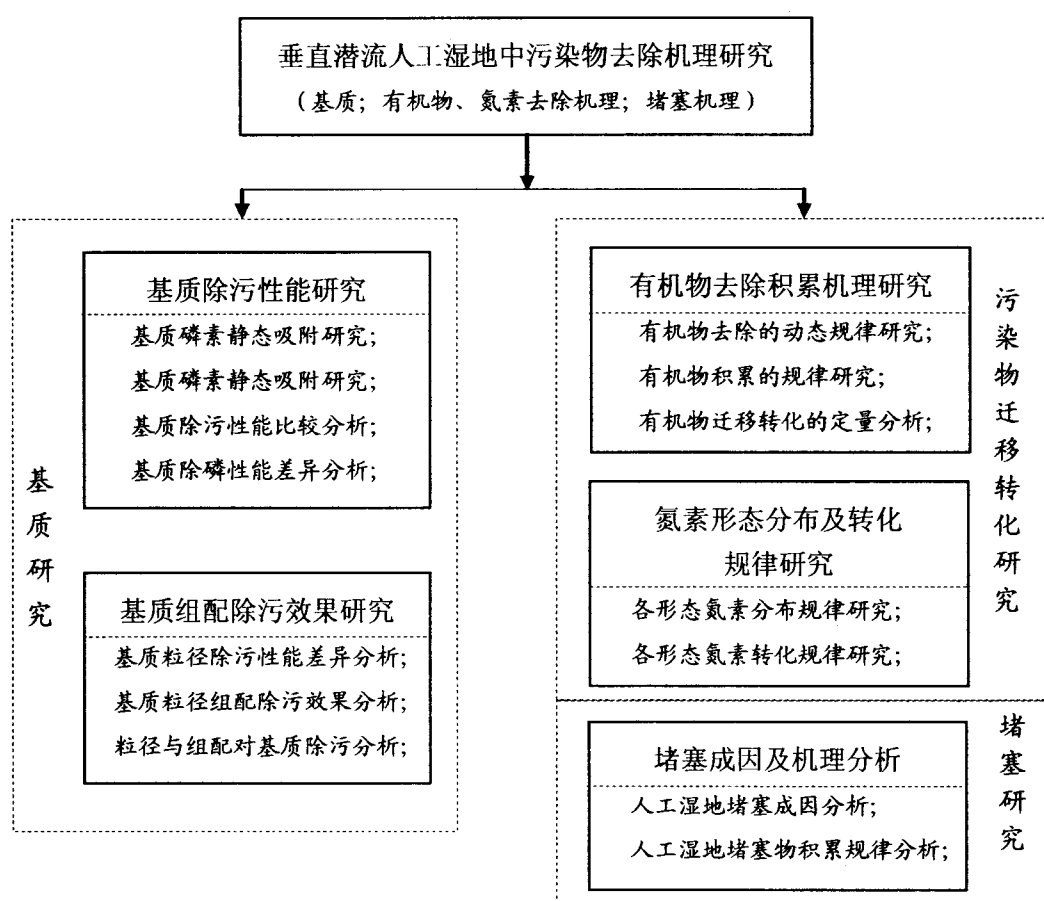


图 1.1 研究技术路线图

第2章 垂直潜流人工湿地基础理论与作用机理

2.1 人工湿地的类型

根据植物的存在状态，人工湿地主要可划分为浮水植物人工湿地、浮叶植物人工湿地、挺水植物人工湿地和沉水植物人工湿地，具体见图 2.1。

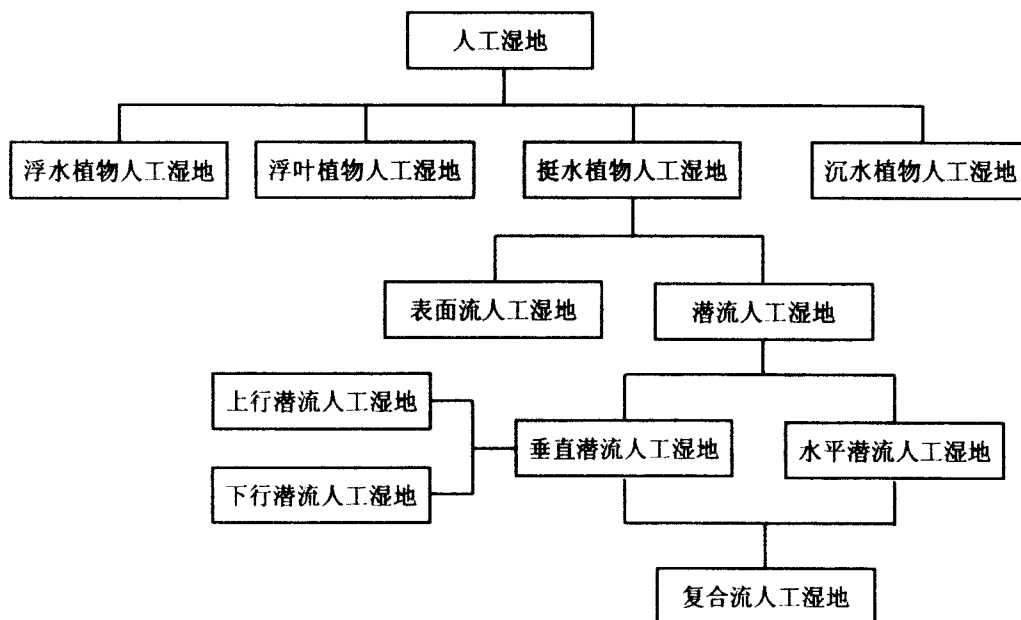


图 2.1 人工湿地具体分类表 (Vymazal, 2001)

2.1.1 浮水植物人工湿地

该类型人工湿地中水生植物漂浮于水面，根系呈淹没状态（图 2.2），常见已被大规模应用的植物有风信子和浮萍。浮水植物人工湿地的自净功能不同于兼氧塘，因为该系统光合作用放出的氧气都在水面上，这有效地减少了空气中氧气的扩散。因而浮水植物人工湿地是缺氧的，他的有氧活动主要局限于根部。大多数生长水域内，水生植物通常处于缺氧状态，好氧程度取决于有机负荷率。

浮水植物人工湿地的自净功能是通过三种主要途径实现的：①通过寄居于悬浮在水体中植物根系上和池底泥沙中的混合兼氧微生物的新陈代谢；②对污水中固体和内部产生大量生物的沉积截留；③现存植物对营养的吸收和后期的

收割。浮游水生植物人工湿地对于减少 BOD 和悬浮固体总量尤其有效，通过反硝化作用能有效的去除硝酸盐的氮；如果这些植物能定期的收取，总氮和总磷就可连续得到去除。

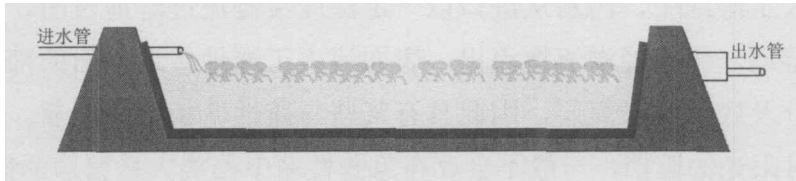


图 2.2 浮水植物人工湿地示意图

在用此人工湿地进行二次净化处理和深度处理时，BOD 负荷应分别小于 $10\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 和 $3.5\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ ，水力负荷率在 $0.02\sim 0.15\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 和 $0.07\sim 0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 范围内 (Vymazal, 2001)。

同样该类型人工湿地存在诸多问题，首先如果浮水人工湿地中水面上的植物消失了，那么在新植物长成前的前几周以至几个月内它的自净功能都受到严重的损害；其次，因去除营养物和维持植物最佳生长率而进行的收割，干化后的植物仍需处理。

2.1.2 浮叶植物人工湿地

该类型人工湿地水生植物叶子生长在水面，而根部在水底土壤中 (图 2.3)。在该类型人工湿地中，氮的去除主要通过挥发和附着在茎、叶上的微生物作用得以去除，磷素可以被浮叶植物吸收而得以去除。

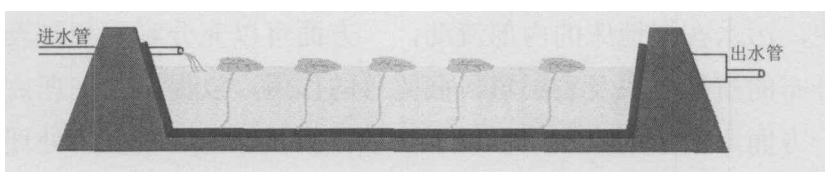


图 2.3 浮叶植物人工湿地示意图

2.1.3 挺水植物人工湿地

根据污水在湿地中水面位置的不同，挺水植物人工湿地可划分为表面流人工湿地 (SFW, Surface Flow Wetland) 和潜流型人工湿地 (SSFW, Sub-Surface Flow Wetland)。

(1)表面流人工湿地

表面流人工湿地的水面位于湿地基质表面以上，其水深一般为0.3~0.5m，其水文体系、构造于人工湿地最为相似，是早期的人工湿地形式（图2.4）。在这种类型的人工湿地中，污水从进口以一定深度缓慢流过湿地表面，部分污水蒸发或渗入湿地，出水经溢流堰流出。表面流人工湿地接近水面的部分为耗氧层，较深部分及底部为厌氧层，因此具有某些与兼性塘相似的性质。但是，由于湿地植物对阳光的遮挡，一般不会存在象兼性塘中藻类大量繁殖的情况。

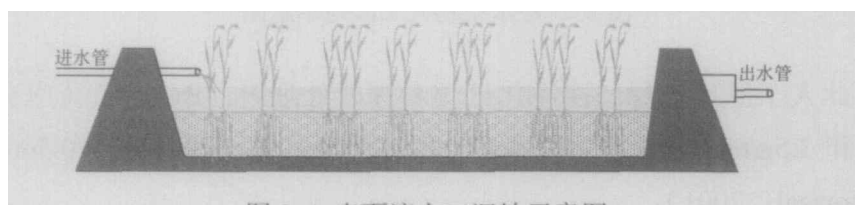


图 2.4 表面流人工湿地示意图

(2)潜流型人工湿地

潜流型人工湿地的水面位于基质层以下，根据水流动状态的不同，又可以分为水平潜流人工湿地（HSFW, Horizontal Subsurface Flow Wetland）、垂直潜流人工湿地（VSFW, Vertical Subsurface Flow Wetland）和复合潜流人工湿地（HFW, Hybrid Flow Wetland）。

①水平潜流人工湿地

水平潜流人工湿地因一端水平流过填料床而得名（图2.5），它由一个或多个填料床组成，床体填充基质，床体设有防渗层以防止污染地下水。与表面人工湿地相比，水平流保证人工湿地具有较大的水力负荷和污染负荷。在潜流型湿地系统中，污水在湿地床的内部流动，一方面可以充分利用填料表面生长的生物膜，分布的植物根系及表层填料截留等的作用，以提高其处理效果和治理能力；另一方面，由于水流在地表以下流动，故其保温性较好、处理效果受气候影响小、卫生条件较好的特点。

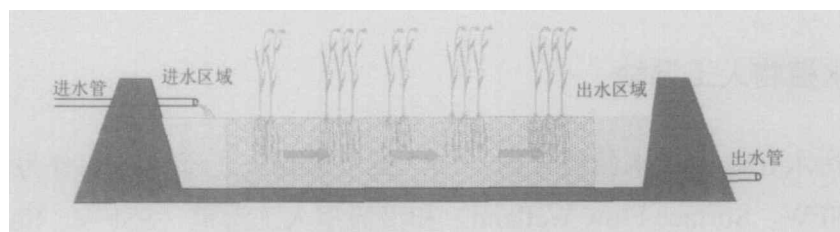


图 2.5 水平潜流人工湿地示意图

②垂直潜流人工湿地

垂直潜流人工湿地可以分为垂直上行潜流人工湿地和垂直下行潜流人工湿地，两者主要是水流方向不一样。垂直下行潜流人工湿地中污水从湿地表面纵向流至填料床的底部，其出水装置一般设在湿地底部，床体处于不饱和状态，污水直接与基质接触，氧可通过大气扩散和植物传输进入湿地系统（图 2.6）。与水平潜流人工湿地相比，这种形式的主要作用在于提高污水及基质中氧的转移效率，同时又具有较高的净化效率和相对较小的土地需求等优点，使其在应用上变的越来越普遍。

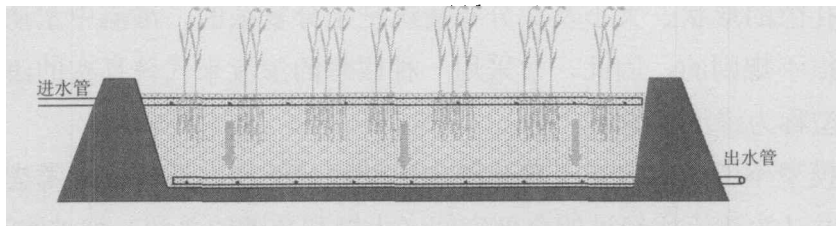


图 2.6 垂直下行潜流人工湿地示意图

③复合流人工湿地

许多污水在一级湿地中无法达到处理要求，以至于人们开始将不同类型的湿地组合起来以获得更好的处理效果，特别是更好的脱氮效果。这种复合型湿地克服了单级湿地中要求所有净化过程都在一个反应器中进行的弊端，充分发挥水平潜流湿地和垂直潜流湿地各自点优点，并互相抵消各自的不足，从而提高了处理效果。按组合的不同，可以分为：垂直—水平流人工湿地、水平—垂直流人工湿地和垂直—垂直流人工湿地。

其中垂直—水平流湿地对有机物和 SS 的去除表现出了较高的效率，与单级水平流湿地相比，复合流湿地由于垂直流湿地良好的硝化效果而使得整个系统的总氮去除能力大大加强，但是这类系统对磷的去除能力较水平流稍低。

2.1.4 沉水植物人工湿地

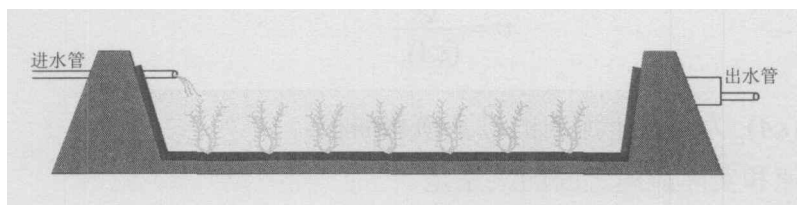


图 2.7 沉水植物人工湿地示意图

该类型人工湿地水生植物完全淹没于水中（图 2.7），系统中水的浊度不能太高，否则会影响植物的光合作用。因此，该类型人工湿地适于处理二级出水。

2.2 人工湿地中水力学理论基础

2.2.1 渗流模型及定律

2.2.1.1 渗流模型

土壤孔隙的形状、大小及其分布情况是十分复杂的，渗流中水质点的运动轨迹也是很不规则的，因此，常采用一种假想的渗流来代替真实的渗流，这种假想的模型称为渗流模型。

渗流模型不考虑渗流在土壤孔隙中流动途径的迂回曲折，只考虑渗流的主要流向，并认为渗流所经过的全部空间（土壤和孔隙的总和）均被渗流所充满。为了使假想的渗流模型在水力特征方面和真实渗流相一致，渗流模型必须满足以下三个条件：

- (1) 对于同一过水断面，模型的渗流量等于真实的渗流量；
- (2) 作用于模型中某一作用面上的渗流压力等于真实的渗流压力；
- (3) 模型中任意体积内所受的阻力等于同体积内真实渗流的阻力，也就是说两者水头损失相等。

应当指出，渗流模型中的流速于真实渗流的流速是不相等的。在渗流模型中，表面流速为：

$$u = \frac{Q}{A_c} \quad (2.1)$$

式中， A_c 为垂直于流向的面积， Q 为通过的渗流流量。

而实际渗流发生在断面 A_c 中的孔隙面积 $(\varepsilon A)_c$ 上，所以实际流速为：

$$v = \frac{Q}{(\varepsilon A)_c} \quad (2.2)$$

式中， $(\varepsilon A)_c$ 为垂直于流向的过水横截面积。

表面流速和实际流速之间的关系是

$$u = \varepsilon v \quad (2.3)$$

式中, ε 是基质的孔隙率, 是孔隙体积和基质体积之比。

2.2.1.2 渗流定律

1. Darcy 定律

Darcy 定律表达为:

$$u = -k \frac{dH}{ds} \quad (2.4)$$

式中 k 为反映基质透水性能的一个综合系数, 称为渗透系数。Darcy 定律只适用于层流, 具有线性渗流规律, 其雷诺数的变化范围为

$$R_e = \frac{vd_{10}}{\nu} < 1 \sim 10 \quad (2.5)$$

对于砂基质来说, 湿地中的水流一般呈层流运动, 而砾石基质中水流运动有可能出现紊流, 属于非线性渗流, 其表达式为

$$-\frac{dH}{ds} = \frac{1}{k}u + \omega u^2 \quad (2.6)$$

式中 ω 为紊流系数, d^2/m^2 。

2. 渗流系数

渗流系数 k 是综合反应基质透水能力大小的系数, 与土壤及液体的性质有关, 例如与基质颗粒的级配、形状、分布以及液体的粘滞系数、密度等有关。各种基质的渗流系数值见表 2.1。

表 2.1 各种基质的渗流系数值

基质名称	渗流系数 k	
	m/d	cm/s
粘土	<0.005	< 6×10^{-6}
亚粘土	0.005~0.1	$6 \times 10^{-6} \sim 1 \times 10^{-4}$
轻亚粘土	0.1~0.5	$1 \times 10^{-4} \sim 6 \times 10^{-4}$
黄土	0.25~0.5	$3 \times 10^{-4} \sim 6 \times 10^{-4}$
粉砂	0.5~1.0	$6 \times 10^{-4} \sim 1 \times 10^{-3}$
细砂	1.0~5.0	$1 \times 10^{-3} \sim 6 \times 10^{-3}$
中砂	5.0~20.0	$6 \times 10^{-3} \sim 2 \times 10^{-2}$
粗砂	20~50	$2 \times 10^{-2} \sim 6 \times 10^{-2}$
均质粗砂	60~75	$7 \times 10^{-2} \sim 8 \times 10^{-2}$
圆砾	50~100	$6 \times 10^{-2} \sim 1 \times 10^{-1}$
卵石	100~500	$1 \times 10^{-1} \sim 6 \times 10^{-1}$

2.2.2 水力传导率

结合式 2.4 和式 2.6, 有效水力传导率可表示为

$$\frac{1}{k_e} = \frac{1}{k} + \omega u \quad (2.7)$$

对于自由堆放的均一球形颗粒, 可用 Ergun 方程描述。

$$-\frac{dH}{ds} = \frac{150(1-\varepsilon)^2 \mu}{\rho g \varepsilon^3 D^2} u + \frac{1.75(1-\varepsilon)}{g \varepsilon^3 D} u^2 \quad (2.8)$$

式中, μ 为动力粘滞系数, ε 为湿地中水体积百分率, D 为基质颗粒直径。比较式 2.6 和式 2.8 可以得出

$$\frac{1}{k} = \frac{150(1-\varepsilon)^2 \mu}{\rho g \varepsilon^3 D^2} \quad (2.9)$$

$$\omega = \frac{1.75(1-\varepsilon)}{g \varepsilon^3 D} \quad (2.10)$$

但实际情况是非球形颗粒基质应用更普遍。Idelchik (1996) 研究得出, 不规则形状基质的水力传导率比相同大小的球形基质小 1/3。

$$k_1 = \frac{\rho g \varepsilon^{3.7} D^2}{127.5(1-\varepsilon) \mu} \quad (2.11)$$

式中, k_1 为不规则形状基质的水力传导率。

由于基质级配的影响, 一般采用半经验方程初步确定水力传导率:

对于规则分布

$$k = \phi \frac{\rho g \varepsilon^{3.7} D^2}{127.5(1-\varepsilon) \mu} \quad (2.12)$$

式中, ϕ 为分配系数, 近似等于 0.5。因此

$$k = \frac{\rho g \varepsilon^{3.7} D^2}{255(1-\varepsilon) \mu} \quad (2.13)$$

对于不规则分布, ϕ 取 0.88 (1~4.5cm 颗粒)

$$\omega = \frac{1.75(1-\varepsilon)}{0.88 g \varepsilon^3 D} = \frac{2(1-\varepsilon)}{g \varepsilon^3 D} \quad (2.14)$$

结合式 2.7、式 2.13 和式 2.14 可以得出

$$\frac{1}{k_e} = \frac{255(1-\varepsilon)\mu}{\rho g \varepsilon^{3.7} D^2} + \frac{2(1-\varepsilon)}{g \varepsilon^3 D} u \quad (2.15)$$

2.3 人工湿地除污作用的理论基础

2.3.1 基质的除污作用

固液吸附体系至少有三组分，即固体（吸附剂）、溶质和溶剂。因此，一个真正的固液相吸附理论必须同时考虑吸附剂—溶质、吸附剂—溶剂、溶质—溶剂三对相互作用之间的竞争，而且还要照顾到表面不均匀性和分子在表面的定向可能引起的影晌（顾惕人，1994）。由于固体在溶液中的吸附，溶质和溶剂都会被吸附，所以测定吸附前后溶质的浓度差，从而计算单位固体溶质的吸附量，得到的只能是表观吸附量。作出的吸附等温线也是表观的，常称为复合等温线。在溶质浓度或溶剂吸附的少时，可以为溶质的表观吸附量与其真实吸附量大致上是相等的。

溶质吸附量的大小和溶质与溶剂之间以及溶质与吸附剂固体之间的相对亲和力和力大小有关（章燕豪，1988）。固—液吸附同样存在物理吸附和化学吸附，因此固体自溶液中吸附的吸附量不仅与吸附剂的表面条件、吸附物的功能团、溶剂种类的不同、以及温度、溶液浓度等因素有关，还与吸附剂的活化条件和含水程度有关。

设以 C^0 和 C 分别代表吸附前后的浓度，溶质的吸附量 G 是

$$G = V(C^0 - C) / m \quad (2.16)$$

式中 V 是溶液的体积， m 是吸附剂重量。

1. Freundlich 公式

设固体和纯溶剂的界面自由能是 γ_0 ，界面上铺满单分子层溶质后的界面自由能是 γ_m 。于是界面为溶质分子覆盖的分数为 θ 时界面自由能是

$$\gamma = \gamma_0(1 - \theta) + \gamma_m \theta \quad (2.17)$$

因 $\theta = G / G_0$ ，故得

$$\gamma = \gamma_0 - \frac{G}{G_0}(\gamma_0 - \gamma_m) \quad (2.18)$$

Gibbs 公式是

$$\Gamma = -\frac{C}{RT} \frac{\partial \gamma}{\partial C} \quad (2.19)$$

对于稀溶液, 可知

$$\Gamma = G/S \quad (2.20)$$

S 是固体的比表面积。将式 2.18 微分后代入式 2.19, 并结合式 2.20, 可得

$$G = \frac{SC}{RT} \frac{(\gamma_0 - \gamma_m)}{G_0} \frac{dG}{dC} \quad (2.21)$$

积分上式, 即得

$$\ln G = \frac{G_0 RT}{(\gamma_0 - \gamma_m) S} \ln C + \ln K \quad (2.22)$$

式中 K 是常数。令

$$\frac{1}{n} = \frac{G_0 RT}{(\gamma_0 - \gamma_m) S} \quad (2.23)$$

即得 Freundlich 公式的常见形式

$$G = kC^{1/n} \quad (2.24)$$

2. Langmuir 公式

在达到平衡的过程中, 固体表面 n 个吸附部位逐渐被水分子或被吸附的物质颗粒所占据, 但其是一个吸附和脱落的可逆过程。在达到平衡时, 固体表面的所有吸附部位都被占据, 从而存在下列关系:

$$\begin{aligned} n_2 \text{ 未被吸附的物质颗粒} + n_1^s \text{ 被吸附的水分子} \\ \Leftrightarrow n_2^s \text{ 被吸附物质的颗粒} + n_1 \text{ 未被吸附的水分子} \end{aligned} \quad (2.25)$$

对上式应得到平衡常数:

$$K = \frac{n_2^s \cdot n_1}{n_1^s \cdot n_2} \quad (2.26)$$

以 $n_1^s + n_2^s = n$ 代入上式得

$$\frac{K}{n_1} n_2 (n - n_2^s) = n_2^s \quad (2.27)$$

令 b' 代表常数 K/n_1 ，由上式得

$$b' n_2 n = (1 + b' n_2) n_2^s \quad (2.28)$$

即

$$n_2^s = \frac{b' n_2 n}{1 + b' n_2} \quad (2.29)$$

两边同时除以 Avogadro 常数 L 得

$$\frac{x}{m} = \frac{b(x/m)^0 \frac{n_2}{L}}{1 + b \frac{n_2}{L}} \quad (2.30)$$

式中， $b = b' L$ ； n_2/L 代表未被吸附物质分子得物质的量，相当于平衡浓度 ρ_e ；因此 Langmuir 公式：

$$\frac{x}{m} = \frac{b(x/m)^0 \rho_e}{1 + b \rho_e} \quad (2.31)$$

2.3.2 植物的潜在作用

是否种有植物通常作为湿地判定的特征之一，也就是说植物是湿地不可或缺的组成部分 (Brix, 1997)。人工湿地中的植物像其它所有光合自氧的有机体一样，能利用太阳能从空气中吸收无机物合成有机物，为异养生物提供能量，同时其还具有分解和转化有机物及其它物质的能力。另外，湿地植物使湿地床表面更加稳固，并提供了良好的物理过滤条件，它使垂流通系统不受阻碍，防止冬季湿地表面冻结并为微生物生长提供了巨大的表面支撑，还可以通过光合作用和根系的渗透作用将氧传输到根圈基质 (籍国东, 2004)。在垂直潜流人工湿地系统中，植物的作用参见表 2.2。

在垂直潜流人工湿地净化污水过程中，植物潜在的主要作用可以归纳为四个方面：(1) 直接吸收利用污水中可利用态的营养物质、吸附和富集重金属和有毒有害物质；(2) 为微生物吸附生长提供更大的表面积；(3) 为根区好氧微生物输送氧气；(4) 增强和维持基质的水力传输性能。

1. 污染物的吸收利用、富集

氮磷是植物生长的必需元素；废水中的无机氮包括氨氮和硝氮及无机磷变成植物的组成部分，在吸收同化作用下，均可以被人工湿地中的植物吸收，合

成植物蛋白质，最后通过植物的收割形式从人工湿地的废水中去除。

表 2.2 植物在垂直潜流人工湿地中的作用

序号	基质表面以上植物组织	基质表面以下植物组织
1	光合作用	稳固基质床表面
2	形成小气候	防止堵塞
3	冬季保温	释放氧气
4	减小风速	形成铁氧化膜
5	除臭	为微生物吸附生长提供表面积
6	存贮营养物	吸收营养物质
7	美化景观	分泌多种有机复合物

植物不能利用空气中的氮气，仅能吸收化合态的氮。植物可以吸收氨基酸、天冬酰胺和尿素等有机氮化物，但是植物的氮源主要是无机氮化物，而无机氮化物中又以铵盐和硝酸盐为主。植物吸收铵盐后，即可直接利用它去合成氨基酸；而吸收硝酸盐后，则必须经过代谢还原（metabolic reduction）才能利用，因为蛋白质的氮呈高度还原状态，而硝酸盐的氮却呈高度氧化态。

基质中的磷酸盐（ HPO_4^{2-} ）被植物吸收以后，少数仍以离子状态存在于体内，大多数同化成有机物，如磷酸糖、磷脂和核苷酸等。同化部位不限，根和地上部位都一样。在线粒体中，磷酸盐通过氧化磷酸化使 NADH 氧化为 ATP。在叶绿体中，光合磷酸化也可形成 ATP。

植物还能吸附、富集一些有毒有害物质，如重金属 Pb、Cd、Hg、As、Ca、Cr、Ni、Fe、Mn、Zn 等，其吸收积累能力为沉水植物 > 漂浮植物 > 挺水植物，不同部分浓缩作用也有所不同，一般为根 > 茎 > 叶，各器官的累计系数随污水浓度的上升而下降。

2. 微生物附着及强化作用

湿地中植物的发达的根系为微生物提供了大量繁殖、栖息的场所，同时植物根际也对微生物的活性有促进作用和根际化学因素对微生物产生影响。

20 世纪初，德国微生物学家 Hiltner 提出“根际”的概念，即土壤与根接触的微区域，是一个植物根与土壤微生物之间的独特动力学相互作用带。植物根圈为微生物提供了特殊的栖息环境，是土壤微生物大量聚集繁殖的场所。20 世纪 60 年代中期，德国的 Dr. Kickuth 提出了“根区法”（RZM），其中之一就是利用根系微生物和土壤之间的相互作用去除污染物。试验证明（孙铁珩，2001），植物根际微生物数量要远比非根际微生物数量多。

1975年, Plenk首次发现植物能够通过根系向外分泌一些物质(Elroy, 1986), Roberts (1916)研究得出植物根毛能够分泌部分物质, 从而改变根毛表面性状, 植物根部能够封闭糖类、氨基酸、有机酸和酚类物质, 影响生物生长和活性(Rovira, 1953; West, 1939)。Walton (1994)认为这些根际分泌物是根际微生物数量大大多于非根际微生物的重要原因。

3. 根区输氧作用

人工湿地中植物能将光合作用产生的氧气通过气道输送至根区, 在植物根区的还原态介质中形成氧化态的微环境(Armstrong, 1978)。这种输氧作用的过程主要是热渗透: 由于冷的种系与暖和的内部叶片之间的温度不同, 热渗透导致气体分子通过气孔进入新生树叶(其气孔比老叶片的小)。叶片更加温暖的内部导致气体因布朗运动而扩散, 此限制了通过叶片气孔返回的可能性。叶片内形成的超压用于弥补植物中的气体传输组织。这样, 气体分子通过植物直接传输到最深的根茎。植物系统补偿的压力最终由通过根部和有更大气孔的老叶片释放的气体而获得。这种根区有氧区域和缺氧区域的共同存在微根区的好氧、兼性和厌氧微生物提供了各自适宜的小生境, 使不同的微生物各得其所, 发挥相辅相成的作用。由于挺水植物的输氧作用, 形成了氧化态的根区, 有植物湿地底质中氧化-还原电位明显高于无植物区域底质, 间隙水中的总铁、总锰含量下降(Dunbabin, 1988)。根区周围作用机理见图2.8, 从图中可以看出, 好氧和厌氧区域的同时存在为硝化、反硝化和其它污染物的转化创造了条件(Mitsch, 2000)。目前, 部分研究者对氧的释放速率进行了测量, 如: *Juncus* 氧的释放速率为 $126\mu\text{molO}_2/\text{g}(\text{根干重})\cdot\text{h}$ (Sorrell and Armstrong, 1994); 宽叶香蒲氧的释放率为 $120\sim 200\mu\text{molO}_2/\text{g}(\text{根干重})\cdot\text{h}$ 。

4. 改善水力传输性能

在潜流型人工湿地中, 基床中的水流一般是通过由活的或死的根和根区形成的沟道及基质间孔隙流动。当根和根区生长时, 他们疏松了基质; 当根和根区死亡腐烂后, 留下一些孔或沟(大孔), 被认为在一定程度上增加和稳定了土壤的水力传导性(Stottmeister *et al.*, 2003)。据报道, 即使较为板结的土壤, 在2~5年之内, 经过植物根系的穿透作用, 其水力传输能力可与砂砾、碎石相当。植物的生长能加快天然土壤的水力传输程度, 且当植物成熟时, 根区系统的水容量增大(Brix, 1987; Kickuth, 1977); 即使当植物的根和根系腐烂时, 剩下许多的空隙和通道, 也有利于土壤的水力传输(Brix, 1987)。

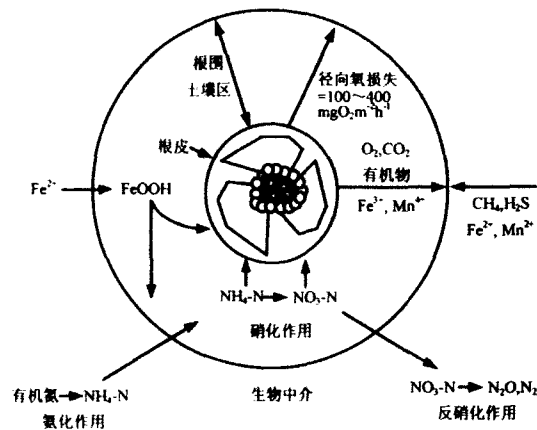


图 2.8 根区周围作用机理示意图

2.3.3 微生物的除污作用

人工湿地处理废水时，有机物的降解和氮化合物的脱氮作用、磷化合物的转化等主要是由微生物活动来完成的。在基质氧化区，废水中大部分的有机物质被好氧微生物分解成为二氧化碳和水，氮则被硝化细菌硝化；而在还原区，厌氧细菌经发酵作用将有机物质分解成二氧化碳和甲烷释放到大气中，反硝化细菌将硝态氮还原成氮气。由于人工湿地存在着这样一些氧化区、还原区，不同区域微生物群的相互配合而将有机物以及氮素化合物等去除。此外，这种多样的生境中，微生物也可将有机氮等化合物降解（Conley, 1991）。对于废水中的磷化合物，有机磷及溶解性较差的无机磷酸盐都不能直接被水生植物吸收利用，只有经过磷细菌等的代谢活动，将有机磷化合物转变为简单的磷化物和使诸如磷酸钙等可溶解性差的磷化合物溶解（夏宜铮，1993），才能被植物吸收利用，从而通过植物的收割而将磷从湿地系统中带走。人工湿地微生物的代谢活动是废水中有机物降解的基础机制，废水中的有机污染物质包括含氮、磷等元素的物质，主要是经过人工湿地中的微生物代谢活动，降解成终极产物释放到大气中，或为植物及微生物可以吸收利用的营养物质，或转化成为对水环境无害或毒害减少的物质。

在人工湿地中，微生物类群是极其丰富的，不同的类群具有不同的功能。研究微生物类群数量和空间分布对于人为合理调控微生物结构，提高人工湿地净化效果具有重要意义。

2.4 人工湿地中污染物去除机理

国内外研究表明,人工湿地具有独特而复杂的净化机理,它能够利用基质—微生物—植物这个复合生态系统的物理、化学和生物的重重协调作用,通过过滤、吸附、共沉、离子交换、植物吸收和微生物分解来实现对废水的高效净化,同时通过营养物质和水分的生物地球化学循环,促进绿色植物生长并使其增产,实现废水的资源化和无害化。人工湿地系统中污染物去除机理可概括为下表:

表 2.3 人工湿地对污染物去除机理一览表

机理	有机物		悬浮物	氮素	磷素	重金属	细菌和病毒	说明
	易降解	难降解						
物理	沉降	○	○	●	○	○	○	颗粒物的重力沉降
	过滤	○		◎				颗粒物经土壤、植物的根部被过滤
	吸附	○		◎				颗粒物之间的引力
	挥发				◎			NH ₃ 挥发
化学	沉淀	○			●	●		与不同溶解的化合物结合或生成不溶物
	吸附	○	◎			●	●	在基质和植物表面吸附
	分解	○	●				●	不稳定化合物在紫外线照射或氧化、还原条件下分解
生物	细菌代谢	●	●		●			通过悬浮的、底栖的和植物附着的细菌去除胶体颗粒物和溶解性有机物,硝化和反硝化作用
	植物代谢	○	◎		◎	◎	◎	植物的吸收和代谢
	自然死亡						●	在不适应环境条件下的自然死亡

注: ●主要作用; ◎次要作用; ○一般作用

2.4.1 悬浮物去除机理

进入潜流型人工湿地的悬浮物可通过基质的过滤作用、湿地植物根茎的拦截作用、湿地动物的摄食作用和微生物的降解作用等得以去除。

污水进入湿地系统,污水中的固体颗粒与基质颗粒之间会发生作用,包括

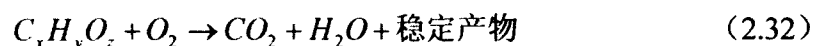
固体颗粒向基质颗粒表面的迁移机理和被土壤颗粒表面粘附机理两部分。颗粒迁移是一种物理—力学作用，一般认为有以下作用引起：拦截、沉淀、惯性、扩散和水动力作用等。水流中的固体颗粒直接碰到基质颗粒表面产生拦截作用，在沉速较大时又可以在重力作用下脱离流线产生沉降作用，或者在较大惯性时与基质颗粒表面接触。颗粒较小时，布朗运动占先，使较小的颗粒扩散到基质颗粒表面被粘附；有的颗粒在速度梯度的作用下发生旋转脱流线而与基质颗粒表面接触。粘附作用是一种物理化学作用，水中颗粒迁移到基质颗粒表面时，在范德华力和静电力作用下以及某些化学键和某些特殊的化学吸附力作用下，被粘附与基质颗粒上，也可能存在絮凝颗粒的架桥作用。上述作用可能同时存在，也可能其中的某些机理为主要作用。此外，由于湿地床长时间处于浸水状态，床体很多区域内基质形成土壤胶体，土壤胶体本身具有极大的吸附性能，也能够截留和吸附进水中的悬浮固体。

湿地中根系密集发达交织在一起的植物亦能对固体颗粒起到拦截吸附作用；湿地系统中还存在某些原生动物及后生动物，甚至一些湿地昆虫和鸟类也能参与吞食湿地系统中沉积的有机颗粒，然后进行同化作用，将有机颗粒作为营养物质吸收，从而在某种程度上去除悬浮固体的作用。另外，微生物对积累的颗粒态有机物进行降解，进行同化作用，组成细胞成分，剩余无机物质，也能去除一部分悬浮固体。

2.4.2 有机物去除机理

人工湿地对有机物的去除效果是显著的。不溶性有机物可通过沉降、植物拦截、土壤过滤很快被去除，截留下来的不溶性有机物被微生物加以利用；可溶性有机物则可通过基质和植物的吸收以及微生物的代谢过程被去除。

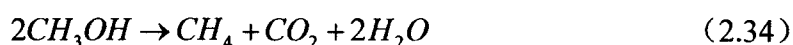
植物的吸收对有机物的去除有一定贡献，但废水中大部分有机物的最终归宿是被异养微生物转化为微生物体及 CO_2 和 H_2O 。异养菌主要以有机碳作为碳源，相对于自养菌具有更高的新陈代谢速率，在有机物的去除中，异养菌占主导作用。有机物的好氧代谢反应如下：



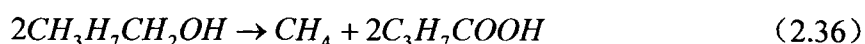
式中 ($\text{C}_x\text{H}_y\text{O}_z$) 为有机物，该过程由好氧异养菌完成，代谢的最终产物为 CO_2 和 H_2O ，其余稳定产物被微生物用于自身细胞合成。

与好氧代谢相比，厌氧代谢过程较慢，也比较复杂，由兼性和专性厌氧异养细菌完成。该过程由四个阶段构成：首先复杂的有机物如纤维素、淀粉水解为单糖，再酵解为丙酮酸；将蛋白质水解为氨基酸，脱氨基成有机酸和氨；脂类水解为各种低级脂肪酸和醇，如乙酸、丙酸、乙醇、CO₂、氢和硫化氢等。第二阶段再微生物（产氢产乙酸细菌）作用下将第一阶段的产物进一步分解为乙酸和氢气。第三阶段由两组生理不同专性厌氧的产甲烷菌群来完成，一组是将氢气和 CO₂ 合成甲烷或一氧化碳和氢气合成甲烷；另一组是乙酸脱羧生成甲烷和 CO₂，或利用甲酸、甲醇及甲基胺裂解为甲烷。第四阶段是同型产乙酸阶段，是同型产乙酸菌将 H₂、CO₂ 转化为乙酸过程，该阶段目前还在研究中。产甲烷菌产生甲烷机制如下：

由酸和醇形成甲烷



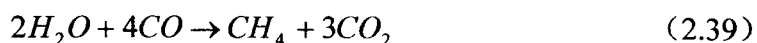
由醇的氧化使二氧化碳还原形成甲烷和有机酸



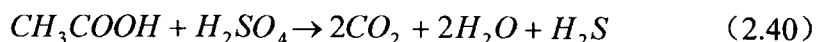
水还原脂肪酸形成甲烷



氢还原二氧化碳形成甲烷



研究还表明，硫酸还原菌也具有与产乙酸细菌相类似的作用，能将乳酸、丙酮酸和乙醇转化为 H₂、CO₂ 和乙酸。但在含硫无机物（SO₄²⁻、SO₃²⁻）存在时，它将优先还原 SO₄²⁻、SO₃²⁻，产生 H₂S，形成与甲烷细菌对基质的竞争，反应为：



甲烷细菌是专性厌氧的，目前已经培养分离出数十种甲烷细菌。与产酸细菌相比，甲烷细菌对温度、pH 和有毒物质更为敏感。pH 值一般控制在 6.8~7.2 较为合适，但是湿地系统中的 pH 主要取决于进水水质、进水 pH 和湿地基质 pH 以及湿地植物种类，其值相对稳定。

2.4.3 氮素去除机理

污水中的氮以有机氮、氨氮、亚硝态氮和硝态氮四种形态存在，在生活污水中主要含有机氮和氨氮。湿地对污水中氮素的去除主要有挥发、氨化、硝化、反硝化、植物的吸收和基质吸附等作用。人工湿地中氮素迁移转化途径见图 2.9 (叶建锋, 2006)。

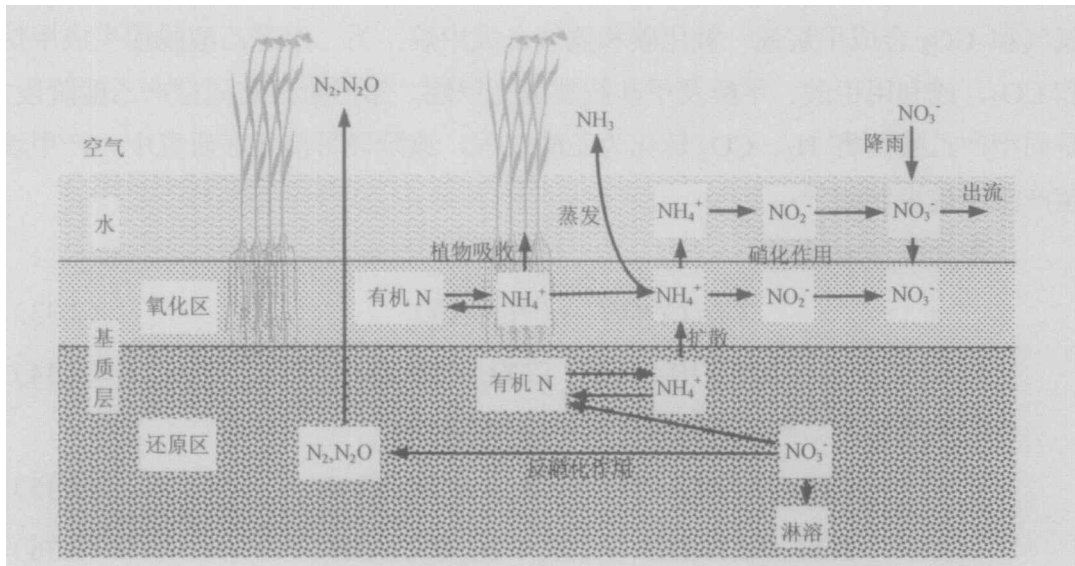


图 2.9 人工湿地中氮素迁移转化途径

1. 氨的挥发

氨挥发是一个物理化学过程，氨氮的气液平衡方程如下



氨的挥发与 pH 值有关，如果 pH 值小于 7.5，则 NH_3 从淹没土壤和沉积物中通过挥发损失是不显著的；而 pH 值小于 8.0 时并不严重；在 pH 为 9.3 时，氨和铵离子的比例是 1: 1，通过挥发造成的氨氮损失开始变得显著。

在表面流人工湿地中，由于藻类植物的光合作用，使得水体 pH 值升高，从而使得通过挥发损失的氨氮十分明显。在潜流湿地中，水体在通过土层过滤时 pH 值变化得不是很剧烈，一般不会超过 8.0，因此通过挥发损失氨氮的作用可以忽略。

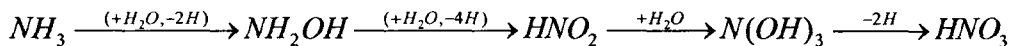
2. 氨化作用

活体中的有机物和无生命有机物分子上的 N 原子通常是以还原形式存在，

即为氨基形式存在。有机氮化合物在氨化微生物的脱氨基作用下产生氨，即把有机物上的 N 转化成 NH_3 ，称为氨化作用。脱氨的方式有：氧化脱氨、还原脱氨、水解脱氨及减饱和脱氨。生活和城市污水通常不含有高浓度的有机氮，但是大部分污水中的有机氮易转化为氨。

3. 硝化反硝化作用

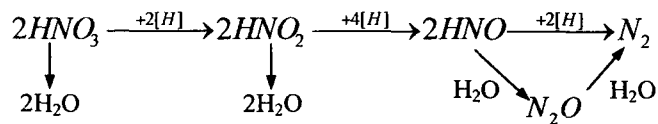
在有氧条件下，氨经氨氧化细菌和亚硝酸氧化细菌的先后作用下转化为硝酸，这称为硝化作用。其过程分两步进行：氨氧化细菌将氨氧化成亚硝酸，亚硝酸氧化细菌将亚硝酸氧化成硝酸。其基本过程表示为：



根据参与作用的微生物不同，可以分为自养型硝化作用和异养型硝化作用。

参与硝化作用的亚硝酸细菌和硝酸细菌都是好氧菌，因此硝化过程是一个绝对需氧的过程。亚硝酸细菌为革兰氏阴性菌，在硅胶固体培养基上长成细小、稠密的褐色、黑色或淡褐色的菌落，种类包括亚硝酸单胞菌属、亚硝酸球菌属、亚硝酸螺菌属、亚硝酸叶菌属和亚硝酸弧菌等。

反硝化作用是指微生物将硝酸氮还原为气态氮。在自然界中，反硝化作用是氮素重新返回大气的主要途径，土壤、水体和污水生物处理构筑物中的硝酸盐在缺氧条件下，总会发生反硝化作用。



硝酸氮向气态氮的转化主要通过反硝化菌在厌氧条件下进行。反硝化菌主要有施氏假单胞菌、脱氮假单胞菌、荧光假单胞菌、色杆菌属的紫色杆菌、脱氮色杆菌等。在土壤中，产碱杆菌、固氮螺菌、根瘤菌、红假单胞菌和丙酸杆菌在某些条件下也会进行反硝化反应。通常情况下，在反硝化过程中形成含有各种氧化氮和 N_2 的混合物，其比例取决于不同种的反硝化细菌和环境条件；如果环境中 pH 值越低，那么形成的氧化氮比例越高。

4. 植物吸收

植物营养吸收的潜在速率由其净生产率以及植物组织中的养分浓度决定。植物吸收的氮一般仅占投配量的 8~16%，在最佳条件下，植物去除的氮数量占全部氮去除量的 10~16%。用于深度处理的湿地系统，通过收割去除养分可能

在处理系统中扮演更为重要的地位。

5. 基质吸附

基质吸附主要是对还原态氨氮而言，还原态氨氮十分稳定，能够被床体的活性位点所吸附，但是，这种阳离子交换作用不能被认为是氨氮去除的长期汇，氨氮的吸附被认为是快速可逆的，除此以外通常使用的材料（砾石、碎石等）通常是惰性的，并不能提供吸附需要的大量活性位点。如果采用某些特性基质例如沸石，可以得到比较好的氨氮吸附效果。

2.4.4 磷素去除机理

人工湿地对总磷的去除作用包括基质的吸附、过滤、沉淀、植物吸收、微生物去除及物理化学作用。图 2.10 给出潜流湿地磷反应成分、形式和途径的概念模型。

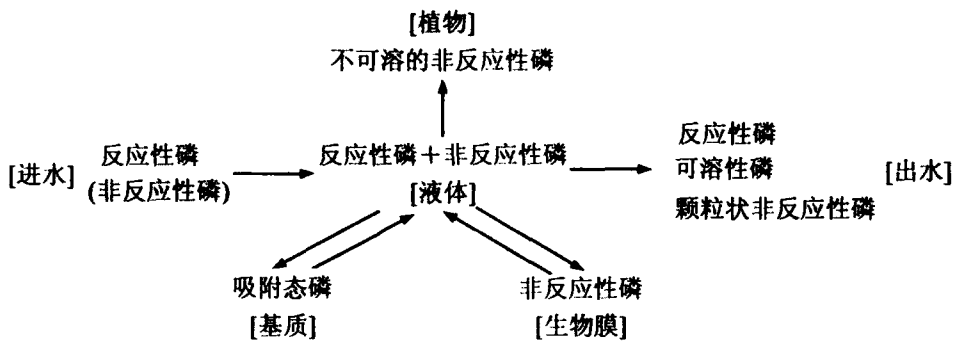


图 2.10 潜流湿地中磷的反应成分、形式和途径

湿地对磷的去除途径主要是吸附和沉淀作用。可溶性无机磷易于 Fe、Al、Ca 和粘土矿物质发生吸附和沉淀反应而固定在基质中。与 Ca 反应主要在碱性条件下，而与 Fe 和 Al 反应主要在酸性和中性基质中。吸附除了化学的配位交换作用外，还有物理吸附。每一种基质都有它固定的吸附能力，一旦所有的吸附点被占用，就不能再吸附了。因此，湿地基质对磷的去除作用存在饱和问题。另外，有机质在基质中的积累是人工湿地去除磷的另一机制，在大多数湿地中，有机质的一部分分解速率较为缓慢，以至于包含在有机质中的磷随着有机质而积累，由此形成了多数湿地重要的“去除”过程。

植物吸收无机磷和吸收无机氮一样，都是在吸收同化作用下，将无机磷变成植物体的组成部分，最后通过植物收割去除。植物对磷的吸收作用（植物收

获)是磷唯一的持续性去除机理。如果不被收获,这些营养的大部分在秋季和冬季将通过淋洗和有机质矿化过程而重新释放,在营养再转移至根系之前的夏季末收获植被能提高湿地对营养的去除能力。

第3章 模拟垂直潜流人工湿地基质除污性能研究

3.1 概述

基质是人工湿地的重要组成部分，湿地中的基质一方面为微生物生长提供稳定的依附表面，同时也为水生植物提供了载体和营养物质，此外基质自身亦可通过一些物理、化学的途径（如吸收、吸附、过滤、离子交换、络合反应等）来去除污水中的 N、P 等营养物质（Reddy, 1983）。

大部分学者研究认为充分利用当地的自然资源，选择合适的人工湿地基质材料，是构建人工湿地、提高人工湿地净化能力的关键措施（Gray, 1993; Johansson, 1999; Sakadevan, 1998; Zhu, 1997; 邓雁希, 2003; 尹连庆, 1999; 崔理华, 2003; 阎存仙, 2000 薛玉, 2003; 徐丽花, 2002）。但目前在国内外人工湿地中，由于受条件限制，潜流型人工湿地大多使用当地的河砂和砾石作为基质材料，表面流人工湿地多采用当地土壤作为基质材料（袁东海等, 2005）。

建立人工湿地污水处理系统，基质所需费用在整个人工湿地系统建设费用中占较大比重。因此，在基质种类选择过程中，应在考虑所选基质经济可行性的基础上，评价其技术可行性。

表 3.1 上海及周边地区部分基质名称及价格特性

基质名称	主要去除污染物	价格*（元/t）	购买地
地表土	P	-	可就地直接采用
河砂	-	40	上海市内料场
瓜子片	-	38	上海市内料场
大砾石	-	38	上海市内料场
高炉渣	P	20	上海宝钢综合开发公司
煤灰渣	N、P	15	上海某厂锅炉车间
钢渣	P	20~25	上海宝钢综合开发公司
石灰石	P	150	上海市内料场
沸石	N	300~400	浙江缙云、金华
陶粒	-	300~400	上海市内料场

* 均为不计运费的参考购买价格。

参考上海及周边地区部分基质种类及价格特性（见表 3.1），本章选择该地

区常见、经济上可行的人工湿地基质河砂、瓜子片、大砾石，工业副产物煤灰渣、高炉渣和钢渣，以及本地材料市场可大量购进的沸石和陶粒等为研究对象，研究它们在静态条件下对氮磷素吸附性能的差异；同时在模拟垂直潜流人工湿地条件下，研究它们去除实际生活污水中污染物的能力和机制，从而为选择合适的垂直潜流人工湿地基质提供理论依据。

3.2 试验材料与方法

3.2.1 试验材料来源

实验所需的基质来源如下：高炉渣取自于上海宝钢综合开发公司，煤灰渣取自上海某厂锅炉车间，砾石、瓜子片取自于浙江湖州料场，砂子取自长江安徽段河床，其余基质购自上海市某料场。除砂子外，砾石粒径为15~25mm，其余基质粒径为10~15mm。各试验基质的各理化性能见3.2。

表 3.2 供试基质的主要矿物含量（以氧化物计，%）

氧化物	钢渣	高炉渣	煤灰渣	砂子	瓜子片	砾石	沸石	陶粒
CaO	43.06	41.4	6.09	0.27	2.97	3.08	0.92	3.26
SiO ₂	14.64	36.0	53.01	95.83	60.46	63.16	68.96	62.12
Fe ₂ O ₃	7.97	0.68	9.51	1.20	0.55	0.46	1.97	7.84
FeO	16.49	-	-	-	7.45	8.04	-	-
Al ₂ O ₃	3.23	11.2	24.15	1.50	3.42	3.54	10.28	16.32
MgO	8.24	6.4	2.50	0.10	8.76	19.47	0.48	2.04
MnO	3.53	2.17	0.12	0.065	0.17	0.14	0.056	0.043
K ₂ O	0.08	0.10	0.90	1.76	0.15	0.13	0.60	1.14
Na ₂ O	0.21	0.14	0.80	1.40	0.46	0.51	3.40	2.12
P ₂ O ₅	1.15	1.53	0.017	<0.001	0.02	0.06	<0.001	0.016

3.2.2 试验方法与装置

3.2.2.1 基质磷素的静态吸附解析实验

在基质磷素吸附平衡分析实验中，称取上述几种基质各20克（3个平行样）分别置于250mL三角烧瓶中，加入4mg/L磷素浓度（以P计，下同）的KH₂PO₄标准溶液200mL置于恒温摇床中，在200±1r/min、25±0.5℃条件下每隔一段时

间测其上清液浓度的变化，计算基质吸附磷素的数量，取其平均值，绘制基质磷素吸附量变化曲线。

在基质磷素吸附等温线实验中，称取上述几种基质各 20 克分别置于 250mL 三角烧瓶中（共 8 组，每组 3 个平行样），分别加入不同磷素浓度（0、2.5、5、10、20、40、80、160mg/L）的 KH_2PO_4 标准溶液 200mL 置于恒温摇床中，在 $200\pm 1\text{r/min}$ 和 $25\pm 0.5^\circ\text{C}$ 或 $5\pm 0.5^\circ\text{C}$ 条件下 48h 后离心，测其上清液磷浓度，根据其浓度变化计算各基质的吸磷量，取平均值绘制各种基质磷素吸附等温曲线。

在基质磷素饱和吸附后等温释放实验中，称取磷素饱和吸附后的几种基质 20g 3 份于 250mL 三角烧瓶中，加入蒸馏水 200mL 置于恒温摇床中，在 $200\pm 1\text{r/min}$ 、 $25\pm 0.5^\circ\text{C}$ 条件下摇不同时间后离心，测其上清液磷素浓度，计算各种基质磷素解析的数量，绘制其磷素解析曲线。

3.2.2.2 基质氨氮的静态吸附解析实验

在基质氨氮吸附等温线实验中，称取上述几种基质各 20 克分别置于 250mL 三角烧瓶中（共 8 组，每组 3 个平行样），分别加入不同氨氮浓度（0、5、10、20、40、80、160mg/L）的 NH_4Cl 标准溶液 200mL 置于恒温摇床中，在 $200\pm 1\text{r/min}$ 和 $25\pm 0.5^\circ\text{C}$ 或 $5\pm 0.5^\circ\text{C}$ 条件下 48h 后离心，测其上清液氨氮浓度，根据其浓度的变化，计算基质氨氮的吸附量，取其平均值，绘制各种基质氨氮吸附等温曲线。

在基质氨氮饱和吸附后等温释放实验中，称取氨氮饱和吸附后的几种基质各 20g 3 份于 250mL 三角烧瓶中，加入蒸馏水 200mL 置于恒温摇床中， $200\pm 1\text{r/min}$ 、 $25\pm 0.5^\circ\text{C}$ 条件下摇不同时间后离心，测其上清液氨氮浓度，计算各种基质氨氮解析的数量，绘制其氨氮解析曲线。

3.2.2.3 不同基质除污性能比较实验

实验装置采用聚乙烯圆柱作为基质填料柱，高 1.0m、直径 0.4m（见图 3.1），基质填高 0.8m，布水管距表面 10cm，集水管距柱底 2cm。实验采用上海市莘庄污水处理厂初沉池出水作为填料柱的进水，进水水质见表 3.3，布水水力负荷为 $0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ ，采用落空运行方式（即浸润面高度为零）。

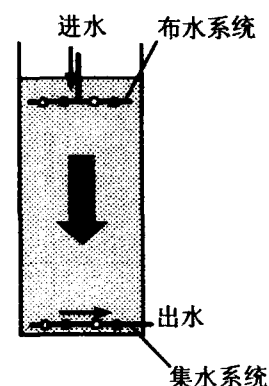


图 3.1 基质填料柱示意图

表 3.3 几种基质填料柱的进水水质 (mg/L, pH 除外)

指标	pH 值	SS	COD	TP	NH ₄ ⁺ -N
数值范围	6.95~7.9	64~192	105~389	2.89~5.67	18.6~49.4
平均数值	7.3	113	259	4.0	33.7

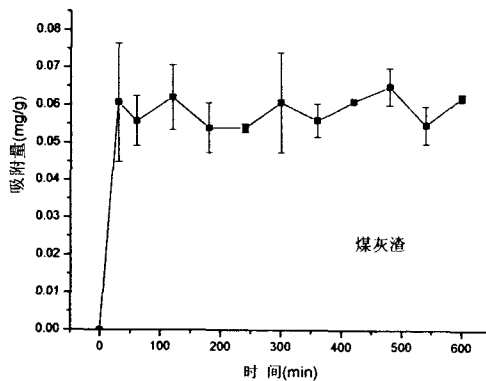
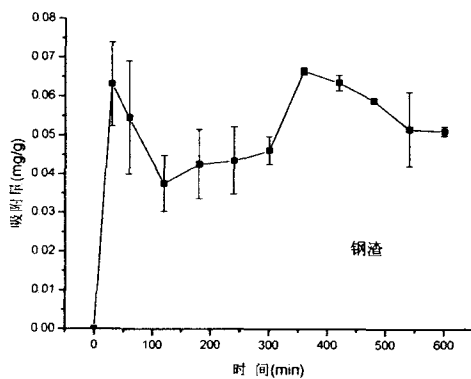
3.2.3 检测方法

水质检测方法: pH 值采用 PHS-P 型酸度计检测, COD 采用标准重铬酸钾法测定, 氨氮采用纳氏试剂光度法测定, 亚硝酸盐氮采用 N-(1-萘基)-乙二胺光度法测定, 硝酸盐氮采用紫外分光光度法测定, 总磷采用钼酸铵分光光度法测定。基质矿物成分检测采用 X 射线衍射分析 (同济大学材料科学与工程学院); 有机物分子量检测采用凝胶过滤色谱仪 (Gel Filtration chromatography, Lc-10ADVP, 日本岛津公司); 基质表面形貌采用电镜扫描仪 (SEM, Scanning Electron Microscope, HITACHI S-2360N) 进行检测。

3.3 基质磷素静态吸附性能研究

3.3.1 基质磷素吸附平衡时间及速率分析

不同基质对 TP 的吸附速率实验结果如图 3.2 所示。从图中可以看出, 基质在磷素吸附和解析的动态平衡过程中, 除煤灰渣和沸石相对较为稳定外, 其余基质在磷素吸附的初期该动态平衡起伏较大, 吸附平衡按时间长短依次排序为: 钢渣 > 砂子 > 高炉渣 > 陶粒 > 瓜子片、砾石 > 煤灰渣、沸石。



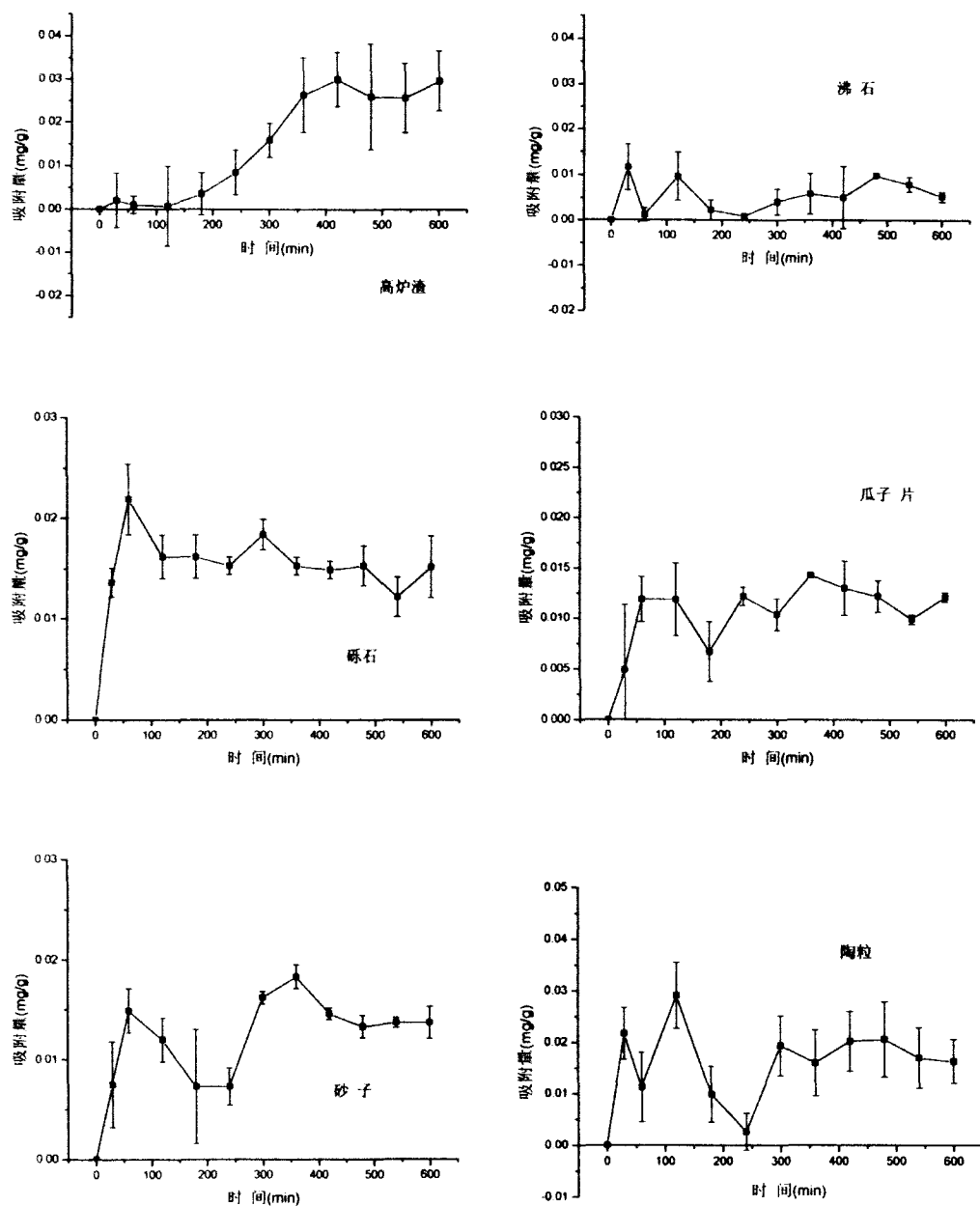


图 3.2 不同基质对磷素的吸附效果

从图 3.2 中还可以看出, 钢渣、煤灰渣和沸石对磷素的吸附速率最快, 在 30min 内磷素的吸附量都达到最大值, 而瓜子片、砾石和砂子需要 1h, 陶粒需要 2h, 而高炉渣则需要 7h。从单位基质的磷素吸附量角度分析, 试验时间内各种基质吸附的磷素量按高低依次排序为: 煤灰渣、钢渣 > 高炉渣 > 陶粒、砾石、

砂子、瓜子片>沸石。

3.3.2 基质磷素吸附等温线分析

通过确定各种基质在不同季节温度条件对磷素的最大理论吸附量及其吸附强度，可进一步分析各种基质对磷素的吸附效果。

对于恒温条件下固-液界面发生的吸附现象，常用 Freundlich 吸附方程来表示固体表面的吸附量和液体中溶质平衡浓度之间的关系，而 Langmuir 吸附方程可确定固体介质的理论最大吸附容量和吸附强度。

Freundlich 吸附方程：

$$G = kC^{1/n} \quad (3.1)$$

式中： G ——吸附平衡时固体表面的吸附量；

C ——吸附平衡时溶液中溶质的浓度；

k 、 n ——常数。

Langmuir 吸附方程：

$$\frac{1}{G} = \frac{1}{G_0} + \left| \frac{A}{G_0} \right| \left| \frac{1}{C} \right| \quad (3.2)$$

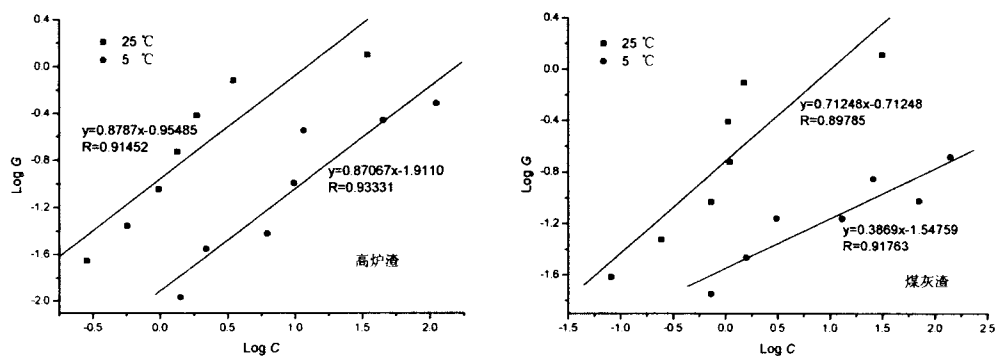
式中： G ——吸附平衡时固体表面的吸附量，mg/g；

G_0 ——理论饱和吸附量，mg/g；

C ——吸附平衡时溶液中溶质的浓度，mg/L；

A ——常数。

根据等温吸附试验结果，用 Freundlich 吸附方程进行拟合，结果如图 3.3 所示。



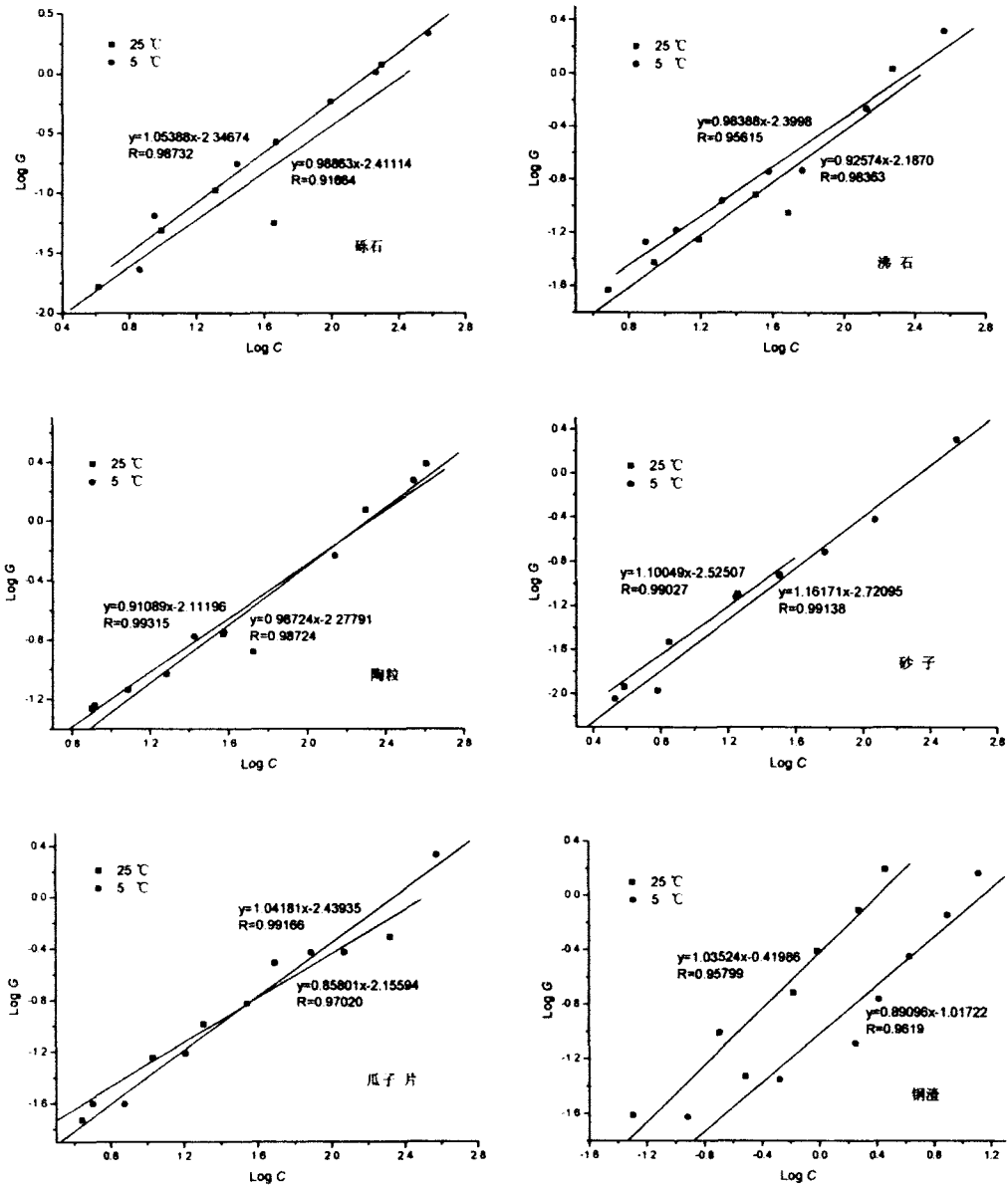


图 3.3 各种基质对磷素的等温吸附线 (Freundlich 方程拟合)

从拟合结果分析, Freundlich 吸附方程与实验数据吻合性较好。等温吸附线的斜率越大, 则说明基质对磷素的吸附容量 G 对吸附平衡浓度 C 的依赖性越高, 即吸附平衡浓度微小的变化也将导致吸附容量的变化。由图 3.3 可以看出, 在 25°C 条件下, 吸附容量 G 对吸附平衡浓度 C 依赖性依次排序为砂子 > 钢渣 > 瓜子片 > 砾石 > 陶粒 > 沸石 > 高炉渣 > 煤灰渣。

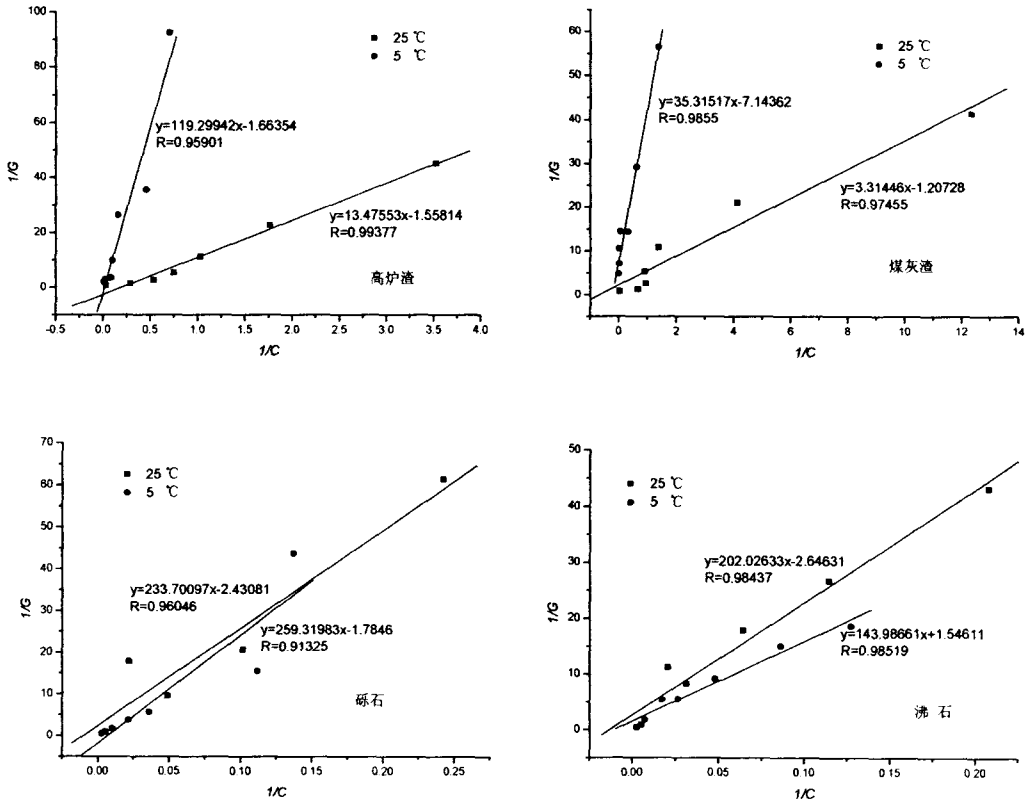
当温度由 25°C 降低至 5°C 时, 不同基质的吸附容量对吸附平衡浓度的依赖

性也有不同程度的改变,其中高炉渣、煤灰渣、砂子、陶粒和钢渣的磷素吸附容量对吸附平衡浓度依赖性随着温度的降低而降低,砾石、砂子、沸石和瓜子片则相反。

表 3.4 各种基质磷素吸附等温曲线方程及其相关参数 (25℃条件下)

基质名称	Freundlich 吸附方程			Langmuir 吸附方程		
	k	n	R	G ₀	A	R
高炉渣	0.1110	1.1380	0.9145	0.6418	8.6485	0.9938
煤灰渣	0.1917	1.4035	0.8979	0.8283	2.7454	0.9746
砾石	0.0039	1.0115	0.9166	0.4114	96.1412	0.9605
沸石	0.0040	1.0459	0.9562	0.5794	113.1874	0.9851
陶粒	0.0053	1.0129	0.9724	0.5049	70.5608	0.9601
砂子	0.0030	0.9087	0.9903	0.1817	61.4398	0.9888
瓜子片	0.0070	0.9702	0.9702	0.4261	99.6184	0.9957
钢渣	0.3803	0.9660	0.9580	1.2127	2.4007	0.9321

对于等温吸附试验结果,用 Langmuir 吸附方程进行拟合,结果如图 3.4 所示,等温曲线相关参数见表 3.4。



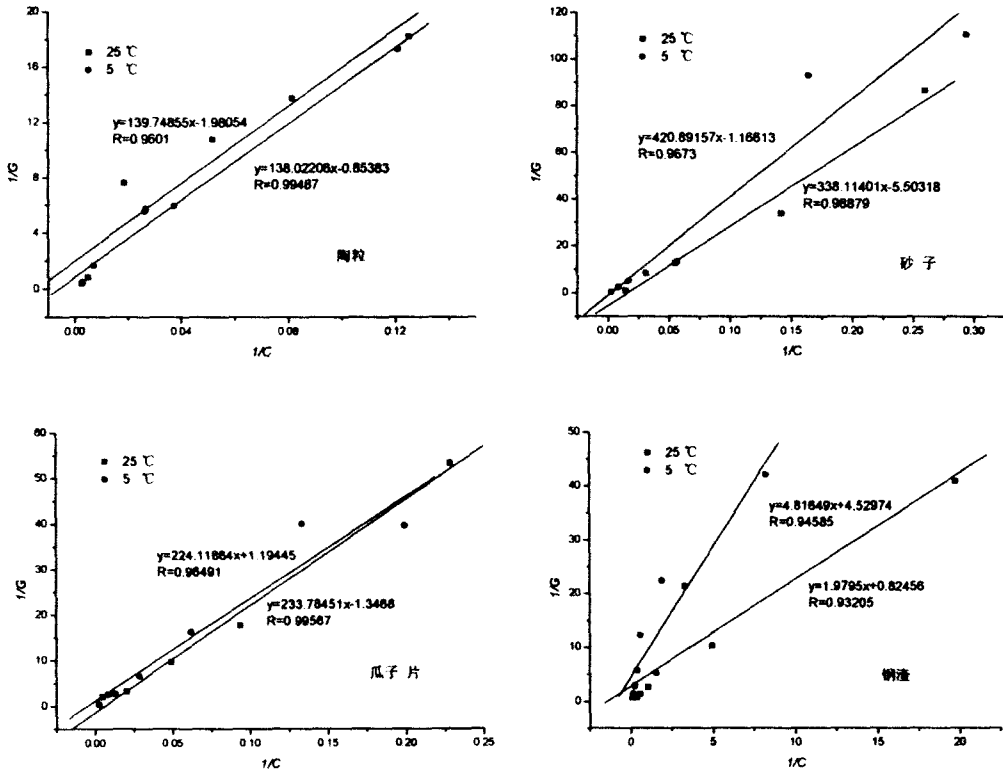


图 3.4 各种基质对磷素的等温吸附线 (Langmuir 方程拟合)

比较各基质等温吸附线 (Langmuir 方程拟合) 的 G_0 值 (表 3.4), 可以得出 25°C 条件下, 各基质理论最大吸附容量高低排序为: 钢渣 > 煤灰渣 > 高炉渣 > 沸石 > 陶粒 > 瓜子片 > 砾石 > 砂子。

对几种基质矿物成分与其最大理论吸附量 (25°C 条件下) 的相关性分析表明: 磷素理论饱和吸附量同基质组分中的全钙、全铁、(全钙 + 全铁)、(全铁 + 全铝)、(全钙 + 全铝) 和 (全钙 + 全铁 + 全铝) 呈显著和极显著相关关系, 其相关系数分别为 0.703、0.780*、0.899**、0.828*、0.772* 和 0.774* (样本数为 8), 而磷素理论饱和吸附量与基质中全铝的相关系数只有 0.256。由此可见, 选择含铁丰富或者含钙丰富的基质可有效提高人工湿地对磷素污染物的净化效果。

从不同温度条件下各基质等温吸附线可以看出, 基质对磷素的最大理论吸附量随着温度的改变而改变。当温度由 25°C 降低至 5°C 时, 钢渣、煤灰渣和高炉渣的最大理论吸附量也随之降低, 而砂子、瓜子片、沸石、砾石和陶粒却有所增加。当温度降低时, 从理论吸附量变化百分比来看, 陶粒增幅最大, 其次为砂子, 再依次为瓜子片、砾石和沸石; 降幅最大的为煤灰渣、其次为钢渣,

最小的为高炉渣。从最大理论吸附量变化值来看,当温度降低时,钢渣降幅最大,其次为煤灰渣和高炉渣;砂子增幅最大,其次为陶粒、瓜子片和砾石,沸石增幅最小。各基质随温度改变最大理论吸附量变化情况见表 0000003.5。

表 3.5 各种基质随着温度改变最大理论吸附量的变化情况

基质名称	G_0 (25℃) (mg/g)	G_0 (5℃) (mg/g)	$\Delta G = G_0 - G_0$ (mg/g)	吸附量 变化情况	升降幅度 (%)
高炉渣	0.6418	0.6011	-0.0407	降低	6.34
煤灰渣	0.8283	0.1400	-0.6883	降低	83.10
砾石	0.4114	0.5603	0.1489	升高	36.19
沸石	0.5794	0.6468	0.0674	升高	10.42
陶粒	0.5049	1.1712	0.6663	升高	131.97
砂子	0.1817	0.8575	0.6758	升高	78.81
瓜子片	0.4261	0.8372	0.4111	升高	49.10
钢渣	1.2127	0.2208	-0.9919	降低	81.79

3.3.3 基质磷素等温解析特征分析

基质吸附磷素饱和后(25℃条件下)磷素解析试验结果见表 3.6。

表 3.6 各种基质磷素吸附饱和后磷素的最大解析量和解析比

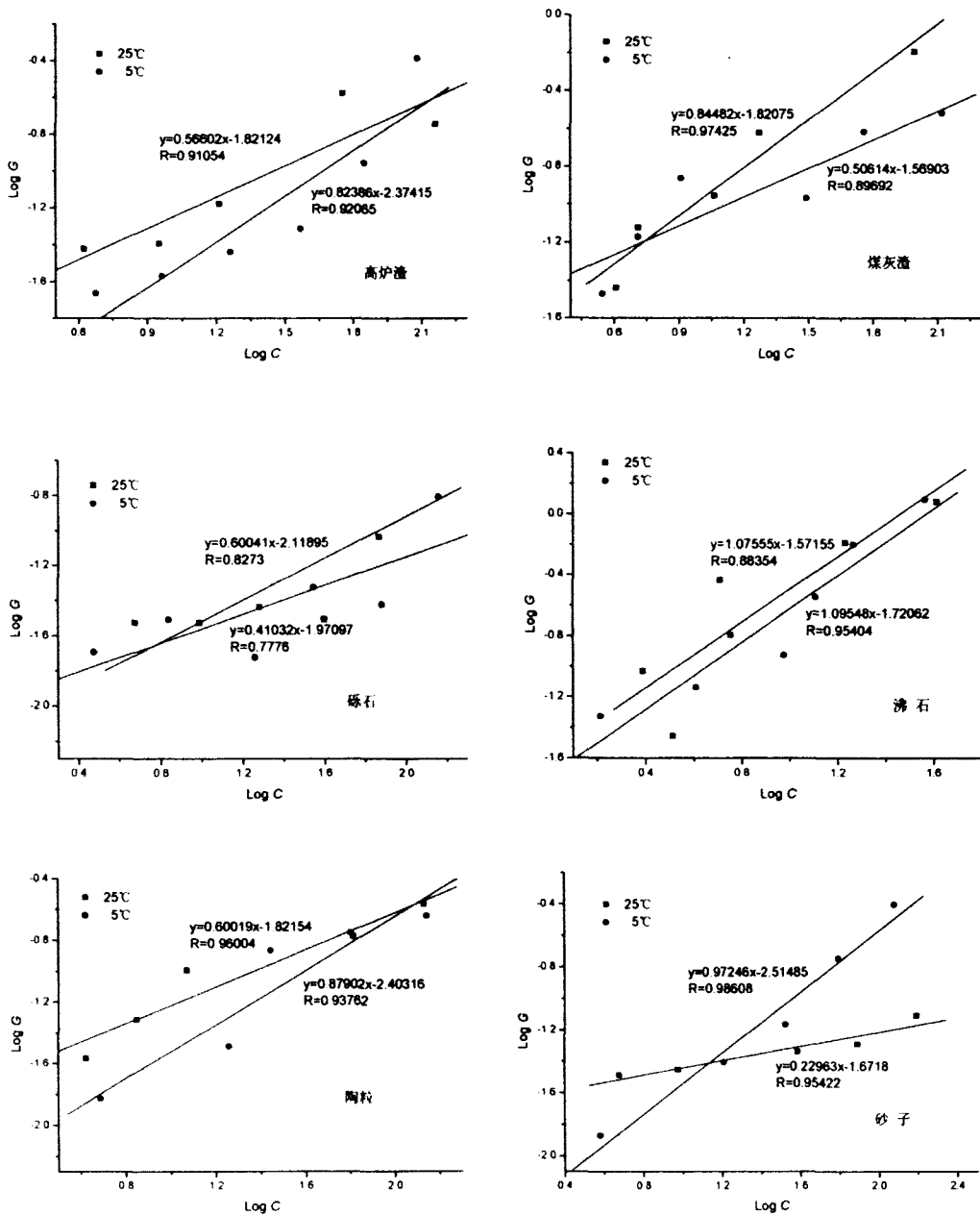
基质名称	高炉渣	煤灰渣	砾石	沸石	陶粒	砂子	瓜子片	钢渣
理论最大吸 附量 (mg/g)	0.6418	0.8283	0.4114	0.5794	0.5049	0.1817	0.4261	1.2127
最大解析量 (mg/g)	0.0044	0.0060	0.00086	0.0134	0.0185	0.0166	0.0216	0.0091
解析百分比 (%)	0.68	0.73	0.21	2.32	3.67	9.15	5.08	0.75

从表 3.5 中可以看出,瓜子片的解析量最大,其次为陶粒、砂子和沸石,钢渣、煤灰渣、高炉渣和砾石最小;从解析百分比来看,砂子吸附的解析率最大,其次为瓜子片、陶粒和沸石,钢渣、煤灰渣、高炉渣和砾石较小。在人工湿地基质选用时应考虑磷素解析而可能形成的二次污染。

3.4 基质氨氮静态吸附性能研究

3.4.1 基质氨氮吸附等温线分析

根据等温吸附试验结果，用 Freundlich 吸附方程进行拟合，结果如图 3.5 所示。



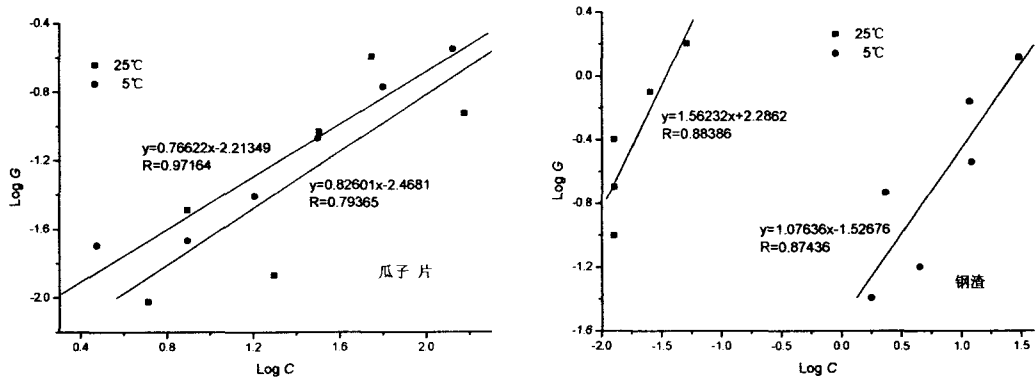


图 3.5 基质对氨氮的等温吸附线 (Freundlich 方程拟合)

由图 3.5 可以看出, 在 25℃ 条件下, 氨氮吸附容量 G 对吸附平衡浓度 C 依赖性依次排序为钢渣 > 沸石 > 砂子 > 煤灰渣 > 瓜子片 > 砾石 > 陶粒 > 高炉渣。

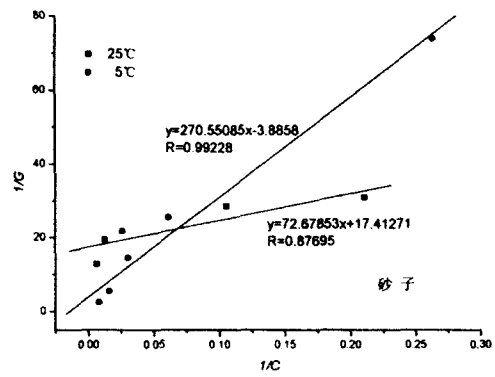
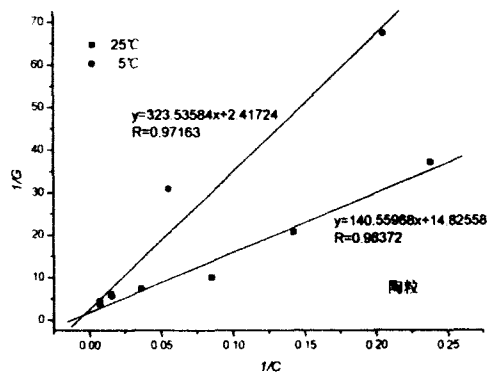
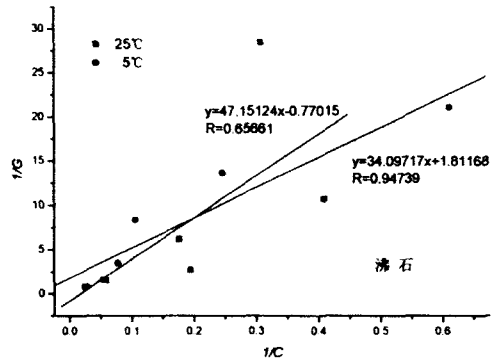
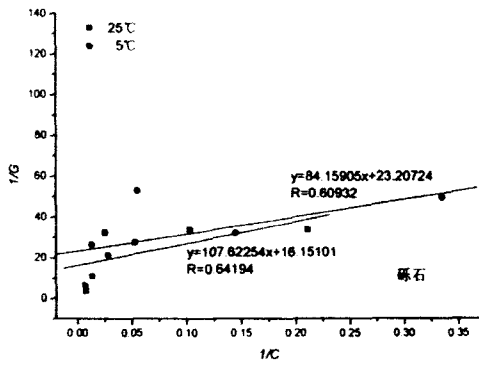
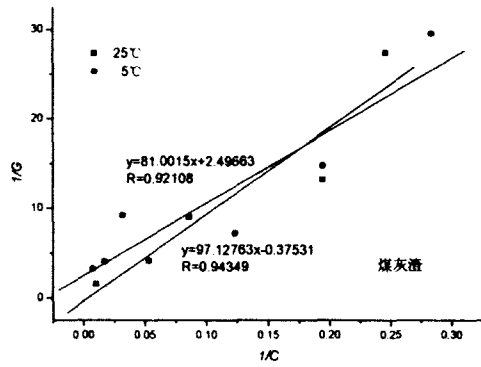
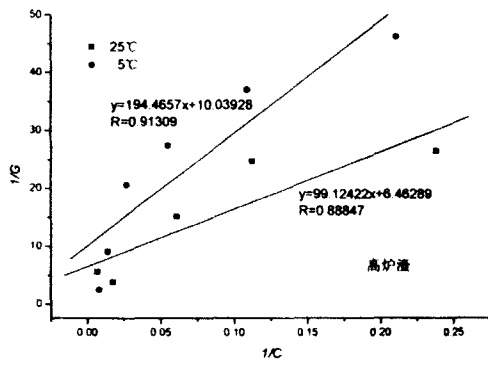
当温度由 25℃ 降低至 5℃ 时, 不同基质的吸附容量对吸附平衡浓度的依赖性也有不同程度的改变, 其中煤灰渣、砂子、瓜子片、砾石和钢渣的氨氮吸附容量对吸附平衡浓度依赖性随着温度的降低而降低, 高炉渣、陶粒和沸石则相反。

表 3.7 基质氨氮吸附等温曲线方程及其相关参数 (25℃ 条件下)

基质名称	Freundlich 吸附方程			Langmuir 吸附方程		
	k	n	R	G ₀	A	R
高炉渣	0.0151	1.7667	0.9154	0.1547	15.3374	0.8885
煤灰渣	0.0151	1.1837	0.9743	2.6645	258.6408	0.9211
砂子	0.0031	1.0283	0.9542	0.0574	4.1739	0.8770
瓜子片	0.0034	1.2106	0.7937	0.1324	58.1489	0.7782
陶粒	0.0151	1.6661	0.9600	0.0675	9.4809	0.9837
沸石	0.0268	0.9298	0.8835	1.2984	61.2234	0.6566
砾石	0.0076	1.6655	0.8273	0.0619	6.6635	0.6419
钢渣	193.2858	0.6401	0.8839	0.5715	0.0541	0.6856

对于等温吸附试验结果, 用 Langmuir 吸附方程进行拟合, 结果如图 3.6 所示, 等温曲线相关参数见表 3.7。

第3章 模拟垂直潜流人工湿地基质除污性能研究



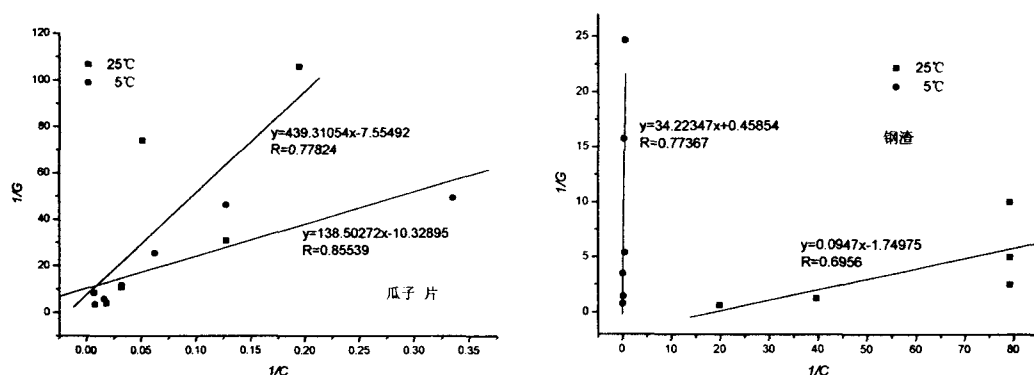


图 3.6 基质对氨氮的等温吸附线 (Langmuir 方程拟合)

比较各基质等温吸附线 (Langmuir 方程拟合) 的 G_0 值 (表 3.7), 可以得出 25°C 条件下, 各基质理论最大吸附容量高低排序为: 煤灰渣 > 沸石 > 钢渣 > 高炉渣 > 瓜子片 > 陶粒 > 砾石 > 砂子。

对几种基质矿物成分与其最大理论吸附量 (25°C 条件下) 的相关性分析表明: 氨氮理论饱和吸附量同基质组分中的全铝呈显著相关关系, 其相关系数分别为 0.719* (样本数为 8), 而氨氮理论饱和吸附量与基质中其余组分不呈相关性。由此可见, 选择含铝丰富的基质可有效提高人工湿地对氨氮污染物的吸附效果。

从不同温度条件下各基质等温吸附线可以看出, 基质对氨氮的最大理论吸附量随着温度的改变而改变。当温度由 25°C 降低至 5°C 时, 高炉渣、煤灰渣、瓜子片、沸石和砾石的最大理论吸附量也随之降低, 而砂子、陶粒和钢渣却有所增加。当温度降低时, 从理论吸附量变化百分比来看, 陶粒增幅最大, 其次为砂子, 最小为钢渣, 但其增幅也达 281.59%; 降幅最大的为煤灰渣、其次为沸石, 再依次为高炉渣、砾石和瓜子片。从最大理论吸附量变化值来看, 当温度降低时, 煤灰渣降幅最大, 其次为沸石、高炉渣、瓜子片和砾石; 钢渣增幅最大, 其次为陶粒和砂子。各基质随温度改变最大理论吸附量变化情况见表 3.8。

表 3.8 各种基质随着温度改变最大理论吸附量的变化情况

基质名称	G_0 (25℃) (mg/g)	G_0 (5℃) (mg/g)	$\Delta G = G_0 - G_0$ (mg/g)	吸附量 变化情况	升降幅度 (%)
高炉渣	0.1547	0.0996	-0.0551	降低	35.62
煤灰渣	2.6645	0.4005	-2.264	降低	84.97
砂子	0.0574	0.2573	0.1999	升高	348.26
瓜子片	0.1324	0.0968	-0.0356	降低	26.89
陶粒	0.0675	0.4137	0.3462	升高	512.89
沸石	1.2984	0.5520	-0.7464	降低	57.49
砾石	0.0619	0.0431	-0.0188	降低	30.37
钢渣	0.5715	2.1808	1.6093	升高	281.59

3.4.2 基质氨氮等温解析特征分析

基质吸附氨氮饱和后 (25℃条件下) 氨氮解析试验结果见表 3.9。

表 3.9 基质氨氮吸附饱和后氨氮的最大解析量和解析比

基质名称	高炉渣	煤灰渣	砾石	沸石	陶粒	砂子	瓜子片	钢渣
理论最大吸 附量 (mg/g)	0.1547	2.6645	0.0619	1.2984	0.0675	0.0574	0.1324	0.5715
最大解析量 (mg/g)	0.0816	0.109	0.0589	0.492	0.0512	0.0546	0.124	0.00051
解析百分比 (%)	52.75	4.09	95.15	37.89	75.85	95.12	93.66	0.09

从表 3.8 中可以看出, 沸石的解析量最大, 其次为瓜子片、煤灰渣、高炉渣、砾石、陶粒和砂子, 钢渣最小; 从解析百分比来看, 砾石、砂子和瓜子片的解析百分比最大, 其次为陶粒、高炉渣和沸石, 煤灰渣和钢渣最小。在人工湿地基质选用时应考虑氨氮解析而可能形成的二次污染。

3.5 不同基质除污性能比较分析

3.5.1 对出水 pH 值的影响

不同基质填料柱进、出水的 pH 值如图 3.7 所示。

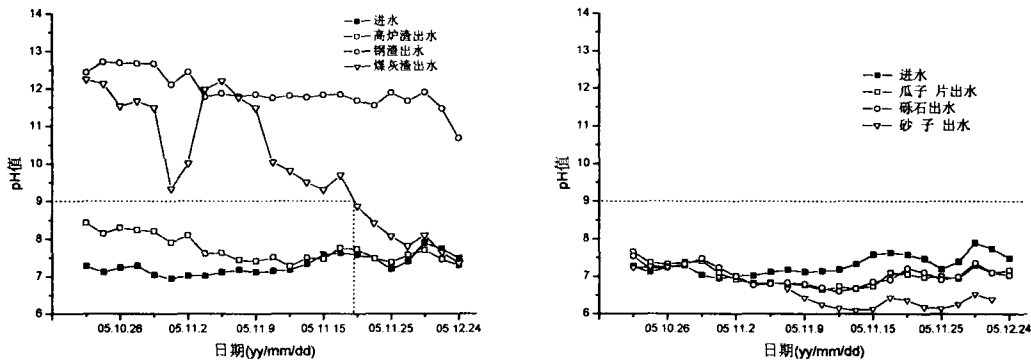


图 3.7 不同基质填料柱进出水 pH 值变化

从图 3.7 中可以看出，高炉渣初期出水较进水 pH 值略有升高，但后期出水较进水差异较小；钢渣出水的 pH 值一直保持在 12 以上，虽有降低趋势，但降低幅度较为平缓，这可能与该基质自身含有大量游离氧化钙的特性有关；煤灰渣出水 pH 值在一个月由 12.25 降低到 8.42，从工程应用角度考虑， 1m^3 煤灰渣在作为人工湿地填料前，需 19m^3 水冲洗才能保证其出水符合《污水综合排放标准》(GB8978-1996) 中 pH 的排放标准；砾石和瓜子片填料柱的出水 pH 值与进水相差不大，砂子填料柱出水 pH 值后期较进水有所降低，但其仍能达到排放标准。

3.5.2 对悬浮物去除的影响

从各种基质对 SS 的去除率来看 (图 3.8)，六种供试基质对 SS 的净化效果高低排序为：砂子 > 瓜子片 > 砾石 > 高炉渣 > 煤灰渣 > 钢渣。其中，煤灰渣去除 SS 的波动较大，运行初期出水 SS 较高，这与它自身灰份高、易流失特点相符合，后期出水中 SS 含量较低；钢渣填料柱的出水肉眼观察发现其较为清澈，但检测发现出水中 SS 浓度一直都较进水高，采用 X 射线衍射分析得出，出水中存在有大量的碳酸钙和氢氧化钙 (图 3.9)，推测这可能与钢渣自身成分中游离氧化钙较高 (占 13.75%) 有直接关系，游离氧化钙和水反应生成氢氧化钙，污水中部分氢氧化钙与碳酸根阴离子反应生成碳酸钙，从而使钢渣填料柱出水中的 SS 含量增加。由于瓜子片和砾石理化特性较为相近，比较两者去除 SS 的效果可以看出，基质粒径越小，去除污水中 SS 的效果越好。

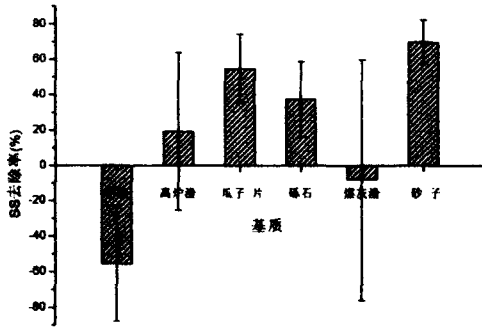


图 3.8 不同基质填料柱进出水中 SS 浓度

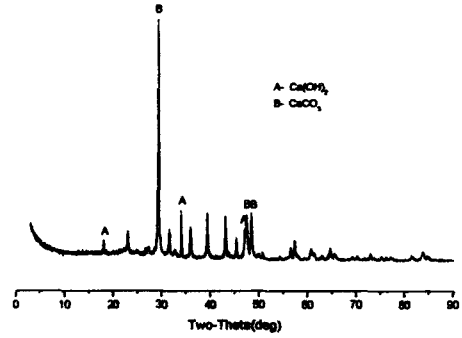


图 3.9 钢渣填料柱出水的成分分析

3.5.3 对有机物去除的影响

不同基质填料柱对污水中 COD 的去除率如图 3.10 所示。

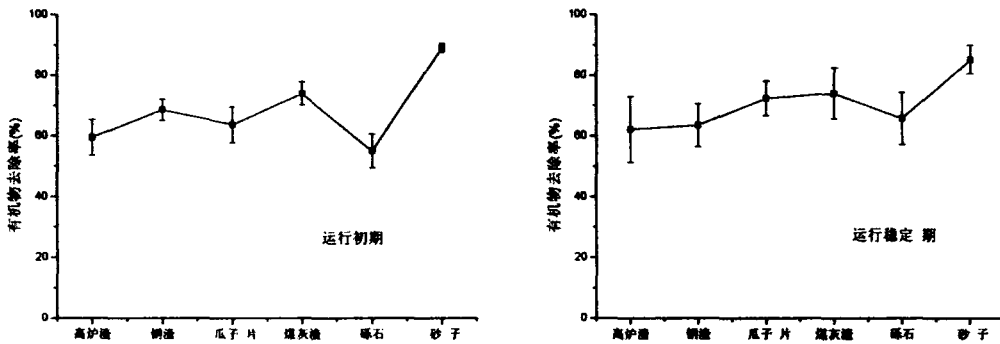


图 3.10 不同基质填料柱对有机物的平均去除率

从图 3.10 可以看出，基质填料柱对有机物的去除作用较为明显，运行初期六种供试基质有机物的平均去除率都达到了 55% 以上，其中以砂子对有机物的去除率最高，达到 89.08%；砾石最低，为 55.05%。运行稳定后，各基质对有机物的平均去除率都达到了 60% 以上，其中仍以砂子对有机物的去除效果最好，平均达到了 85.28%，煤灰渣对有机物的平均去除率亦达到了 74.1%，钢渣有机物去除率较运行初期而言略有下降。运行稳定后，供试基质对有机物的净化效果高低排序为：砂子 > 煤灰渣 > 瓜子片 > 砾石 > 钢渣 > 高炉渣。

比较运行初期和运行稳定期两阶段各基质填料柱对有机物平均去除率发现，除砂子和钢渣对有机物的去除率略有下降外，其余基质随着表面生物膜的

形成，在微生物协同作用下对有机物的去除率都得到了提升。

不同有机负荷进水条件下，运行稳定期内各基质填料柱对有机物的去除率如图 3.11 所示。

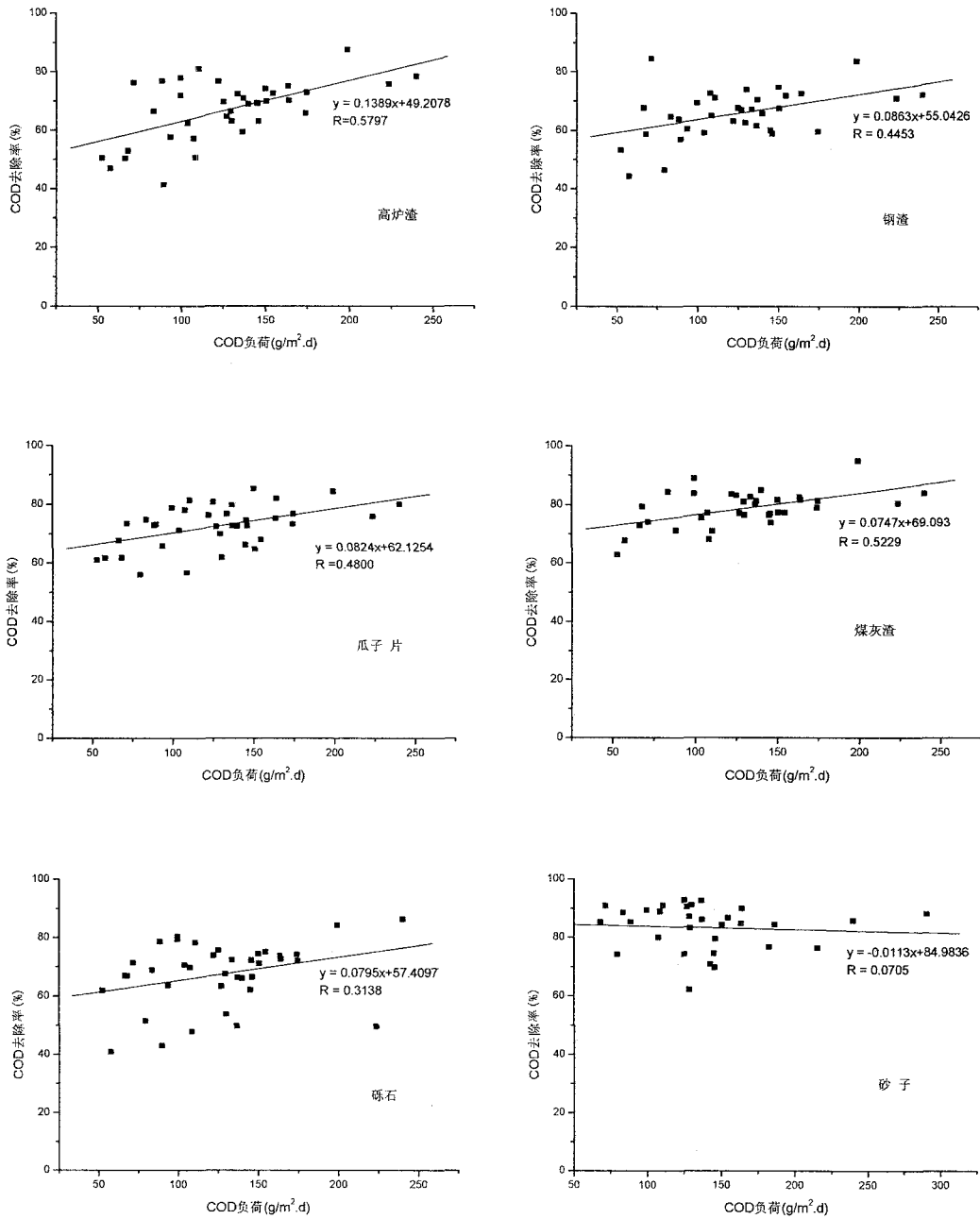


图 3.11 不同负荷条件下基质对有机物的去除效果

从图 3.11 可以看出,在除砂子外,当进水有机负荷增加时,各基质填料柱对有机物的去除率也有所增加。其中以高炉渣增幅最大,钢渣、瓜子片其次,砾石和煤灰渣次之;砂子随着有机负荷的上升其去除率反而有所下降,但其平均去除率仍较其它基质高。

3.5.4 对氨氮去除的影响

不同基质填料柱在对污水中氨氮的去除率如图 3.12 所示。

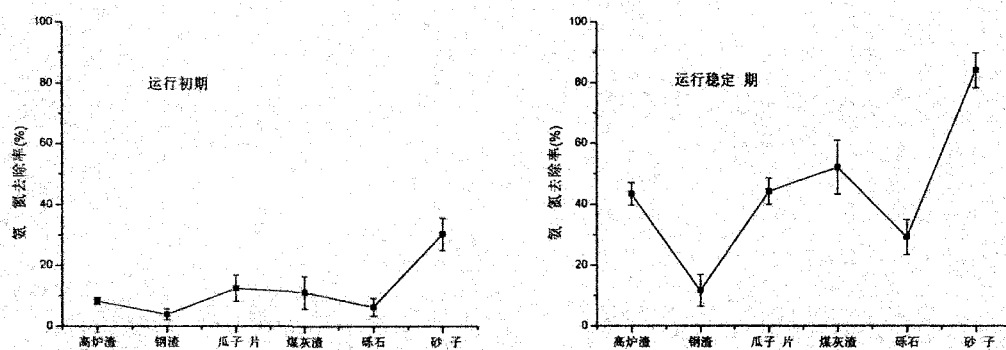


图 3.12 不同基质填料柱对氨氮的平均去除率

从图 3.12 中可以看出,运行初期,由于六种供试基质表面未形成生物膜,故其对氨氮的去除能力有限,除砂子对氨氮的去除率达到 30.26%外,瓜子片和煤灰渣为 12.42%和 11.12%,其余基质对氨氮的平均去除率都在 10%以下。运行稳定期,基质表面各自都形成了较为稳定的生物膜,去除率亦不同程度的得到了提高,其中砂子对氨氮的平均去除率达到了 84.06%,煤灰渣、瓜子片和高炉渣依次为 52.09%、44.16%、43.38%,砾石和钢渣为 29.19%和 11.6%。六种基质中,钢渣对氨氮的去除效果最差,究其原因可能与钢渣出水碱度较高有关,这不利于氨氧化细菌的生长。

不同氨氮负荷进水条件下,运行稳定期各基质填料柱对氨氮的去除效果如图 3.13 所示。从图中可以看出,随着进水氨氮负荷的增加,高炉渣、瓜子片和砾石对氨氮的去除率呈下降趋势,瓜子片下降幅度较砾石大;而钢渣、煤灰渣和砂子对氨氮的去除率却有所增加,其中以煤灰渣的增幅最大,钢渣其次,而砂子的变化幅度相对平稳。

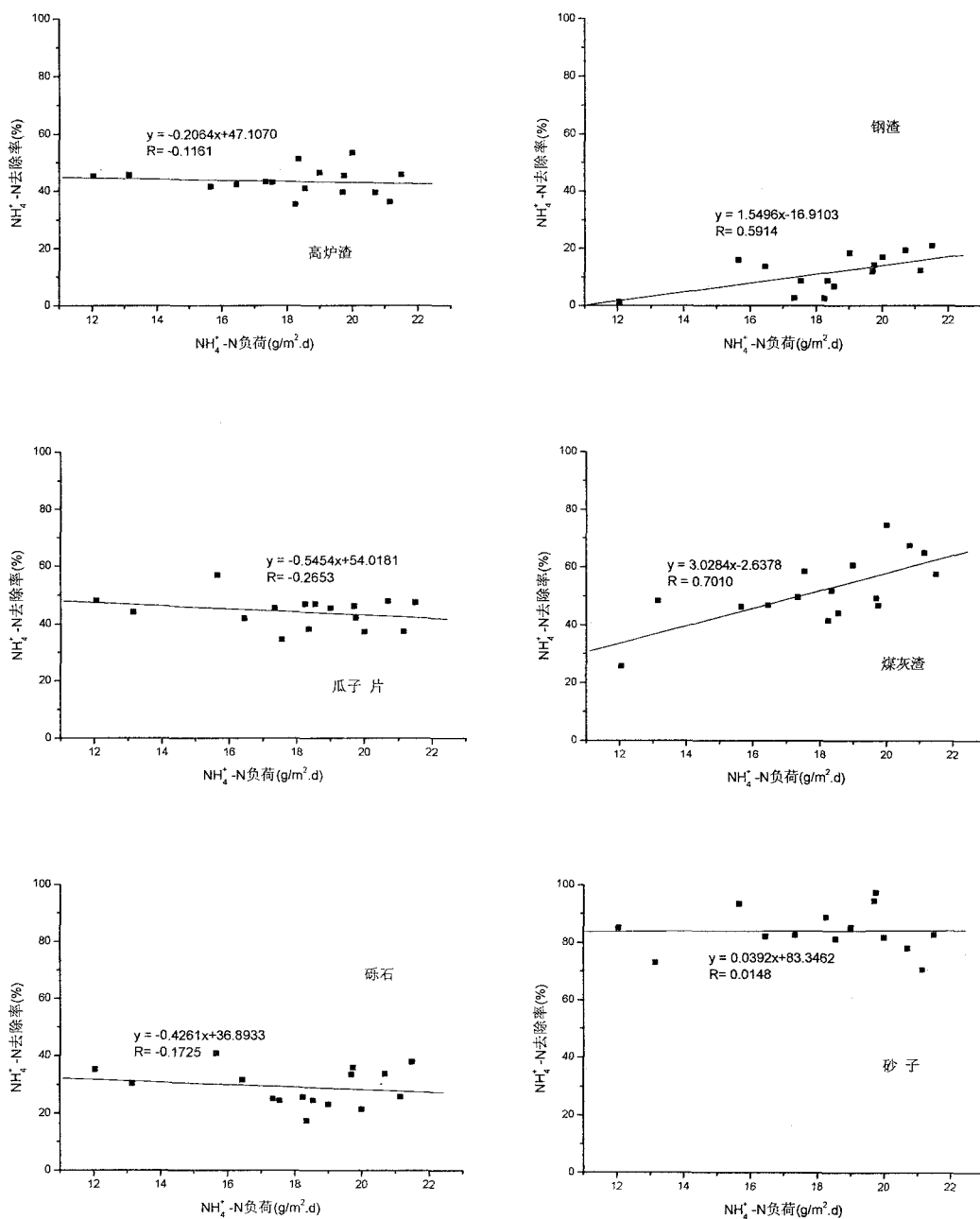


图 3.13 不同负荷条件下基质对氨氮的去除效果

3.5.5 对总磷去除的影响

不同基质对生活污水中总磷的去除率如图 3.14 所示。

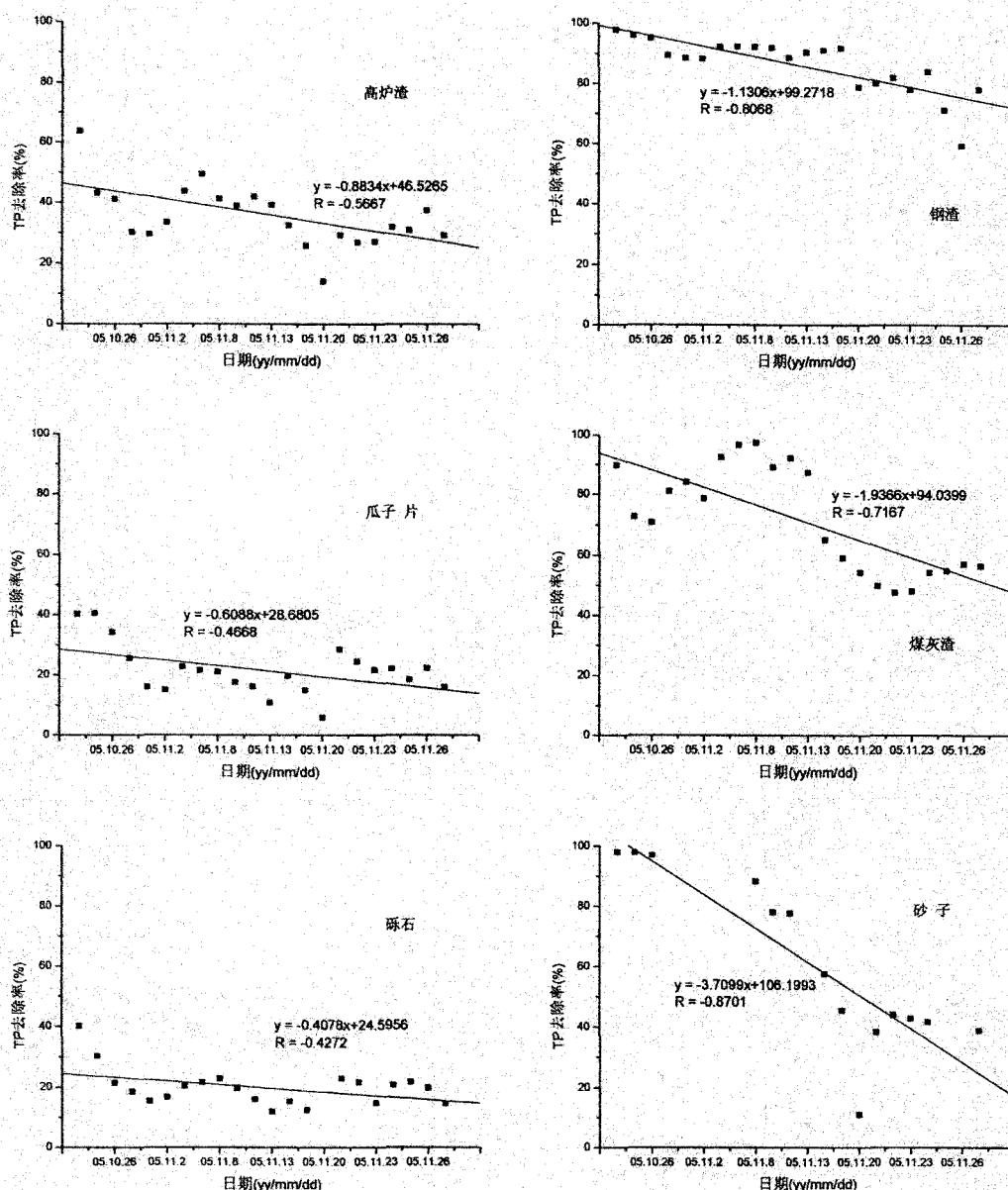


图 3.14 不同基质对污水中 TP 的净化效果

从图 3.14 中可以看出，在填料柱运行初期，钢渣、砂子和煤灰渣对 TP 的去除效果较为明显，而高炉渣、瓜子片和砾石对总磷的去除率相对较低；在基质填料柱运行一个多月后，六种供试基质对总磷的去除率都有不同程度的下降，其中以砂子的下降程度最大，其次为煤灰渣和钢渣，高炉渣、瓜子片和砾石下降幅度相对较为平缓。但钢渣对总磷的去除率亦能保持在 80% 以上，而煤灰渣为 50% 以上，都较高炉渣、瓜子片和砾石的除磷效果好。

各基质填料柱在运行初期和运行一个月后两个阶段对 TP 的平均去除率如图 3.15 所示。

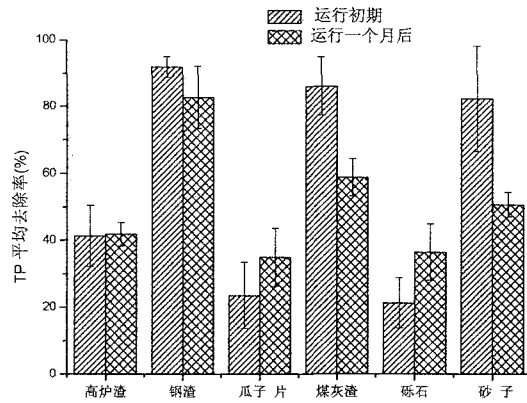


图 3.15 不同基质对污水中 TP 的净化效果

分别对两阶段 TP 的平均去除率和各基质磷素最大理论吸附量及其基质间孔隙率倒数的相关性分析得出：在填料柱运行初期，各基质对 TP 的去除率与各基质磷素最大理论吸附量、基质间孔隙率倒数相关系数为 0.490 和 0.448，而与（各基质磷素最大理论吸附量×基质间孔隙率倒数）呈显著相关性，相关系数为 0.916**（样本数为 6）；在填料柱反应器运行一段时间后（本试验为一个月后），各基质 TP 平均去除率与磷素最大理论吸附量呈显著相关性，相关系数为 0.806*，而与基质间孔隙率倒数及其（各基质磷素最大理论吸附量×基质间孔隙率倒数）的相关系数为 0.070 和 0.724。由此可见，在人工湿地运行初期，基质对 TP 的去除率由基质自身磷素最大吸附量和基质间孔隙率共同主导影响，而在运行一段时间后，各基质对 TP 的去除率主要还是由各基质自身的磷素最大理论吸附量主导。

3.6 基质除磷性能差异机理分析

各基质对污水中磷素的去除主要是通过吸附作用进行，而其吸附主要包括物理吸附和化学吸附。从各基质表面形貌分析，部分基质表面存有大孔径，这将有利于磷素污染物直接进入这些基质的内部而被吸附，从而增加其对磷素的吸附量。另外，静态吸附性能研究表明，各种基质含钙、铝量的不同，也会直接影响到各基质对磷素的吸收量，为解释不同基质对磷素吸附性能的差异，分

别对各种基质处理生活污水前后的自身组分和表面形貌进行检测。

(1) 钢渣

采用 X 射线衍射法分析钢渣处理生活污水前后其自身组分的变化情况，结果见图 3.16。

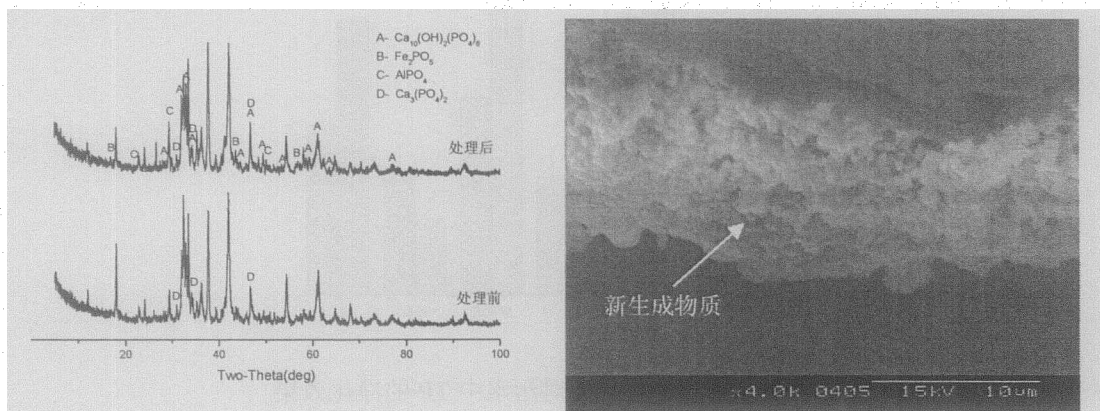
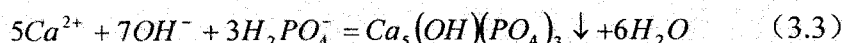


图 3.16 钢渣处理生活污水前后成分变化

图 3.17 钢渣处理生活污水后表面形貌

比较处理生活污水前后的钢渣矿物组成成份后发现，在处理生活污水后的钢渣中增加了羟基钙磷灰石 $[Ca_{10}(OH)_2(PO_4)_6]$ 、磷酸铝 $[AlPO_4]$ 和 Fe_2PO_5 等三种物质，可以看出钢渣除了自身物理吸附磷素外，自身矿物组成成份中的钙离子、铝离子和铁离子会与污水中的正磷酸盐反应，从而达到去除磷素污染物的目的。比较钢渣处理生活污水前后表面形貌的变化发现（图 3.17），处理生活污水后的钢渣表面新生成诸多矿物质，推测有可能就是羟基钙磷灰石 $[Ca_{10}(OH)_2(PO_4)_6]$ 、磷酸铝 $[AlPO_4]$ 和 Fe_2PO_5 等物质附着在钢渣的表面，同时对钢渣填料柱出水中残余物质的矿物成分检测并没有发现上述三种物质，因此可以断定钢渣表面新生成的物质就是上述三种物质，并且该些物质都较为稳定的固着在钢渣的表面。

从化学机理分析，钙盐、铝盐和铁盐都可以作为磷素的化学沉析剂，其中以羟基磷酸灰石的平衡参数最大，且羟基磷酸灰石是最稳定的固态磷酸盐，其反应式为：



反应式 3.3 的 $K_{so} = 10^{-55.9}$ ，用钙盐作沉淀剂时，争夺钙的主要是磷酸根和碳酸根两种阴离子，除磷效果取决于存在的阴离子的相对浓度和 pH 值。从反应式 3.3 中可以看出，磷酸盐在碱性条件下与钙离子反应生产羟基磷酸钙，随着 pH

值的增加反应会越完全。在钢渣作为人工湿地基质处理生活污水时，污水中的磷酸根离子远小于作为基质钢渣中的钙离子量（主要是游离氧化钙与水生成的氢氧化钙量），同时钢渣周围的水体环境亦成强碱性，这从两方面保证了钢渣作为人工湿地基质初期时污水中磷素的有效去除。

(2) 煤灰渣

对处理污水前后煤灰渣的表面形貌观察发现，其亦有所改变（图 3.18）。在处理生活污水前，煤灰渣表面呈晶体状；待处理生活污水后，其表面的块状晶体变碎，呈颗粒状。

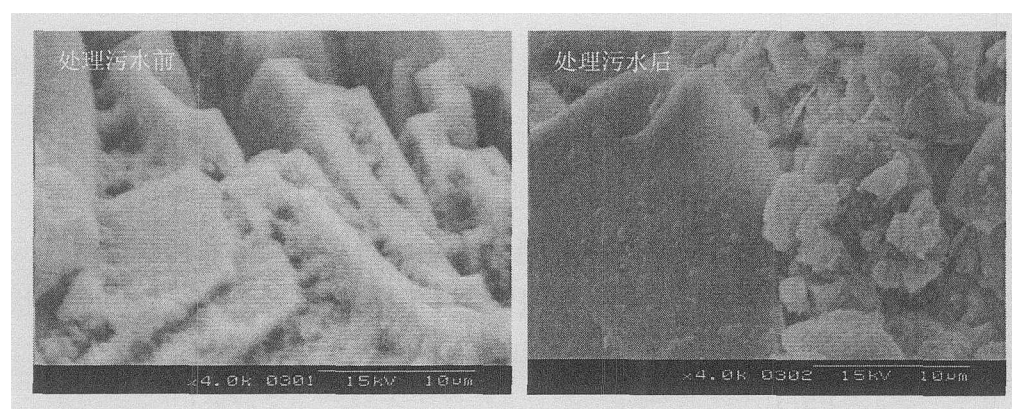


图 3.18 煤灰渣处理生活污水前后表面形貌变化

分析煤灰渣处理生活污水前后其自身组分的变化情况，结果见图 3.19。从图 3.19 中可以看出，煤灰渣在处理生活污水后，基质自身成分中增加了 $Ca_3(PO_4)_2$ 等物质，这应该是煤灰渣自身含有的钙离子与污水中正磷酸根离子反应产生，具体反应式为：



由于煤灰渣对磷素的化学吸附作用，因此，当煤灰渣作为人工湿地基质时，可保证了其对污水中磷素的有效去除。

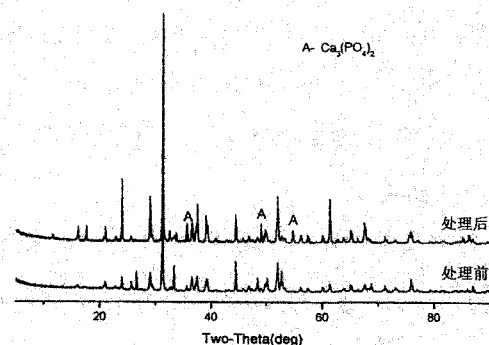
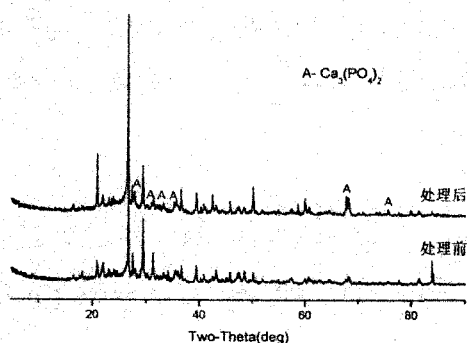


图 3.19 煤灰渣处理生活污水前后成分变化 图 3.20 高炉渣处理生活污水前后成分变化

(3) 高炉渣

对其自身组成成分在处理生活污水前后进行比较，亦发现有新的物质 $Ca_3(PO_4)_2$ 形成（见图 3.20）。观察高炉渣处理生活污水前后表面形貌的变化（图 3.21）发现，高炉渣作为人工湿地基质处理生活污水前其表面呈明显的晶体状，条纹较为清晰；而在处理生活污水后，其表面形成较多的碎粒状物质。

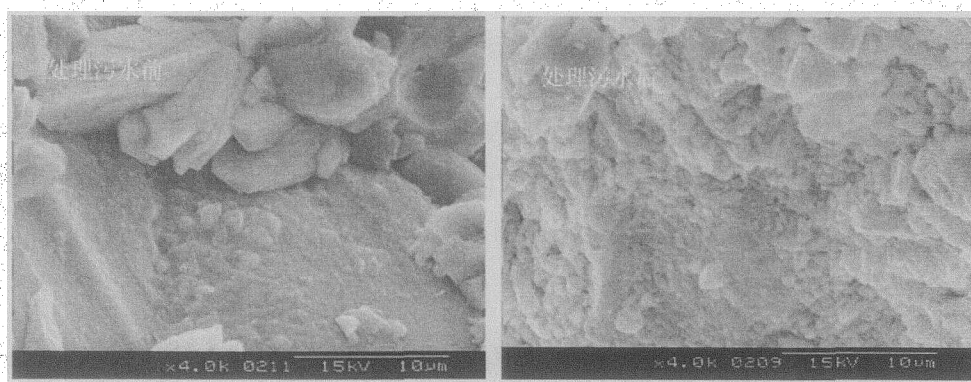


图 3.21 高炉渣处理生活污水前后表面形貌变化

(4) 其它

对瓜子片、砾石和砂子处理生活污水前后的自身成分进行比较发现（瓜子片和砾石见图 3.22），这三类基质在处理生活污水前后的自身成分没有明显的改变，处理生活污水后未发现有新物质生成，表面形貌也未曾有明显改变（图 3.23 和图 3.24）。因此，可以认为，由于上述三种物质的化学成分较为稳定，对污水中的磷素没有明显的化学吸附作用，其吸附作用主要是物理吸附作用。

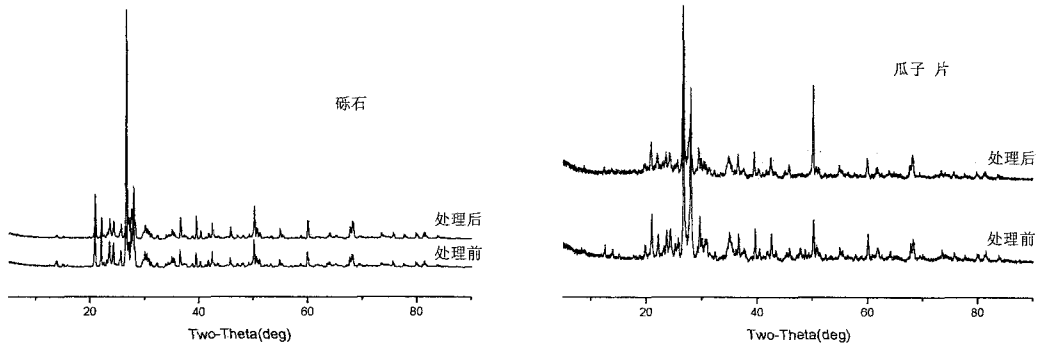


图 3.22 砾石和瓜子片处理生活污水前后成分比较

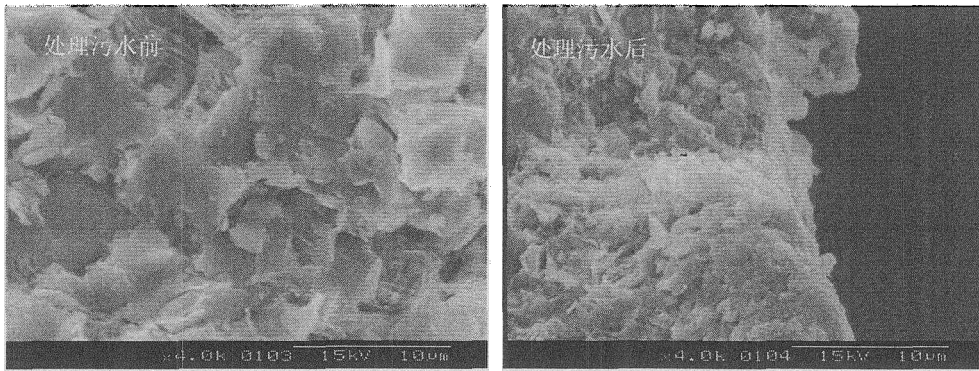


图 3.23 瓜子片处理生活污水前后表面形貌比较

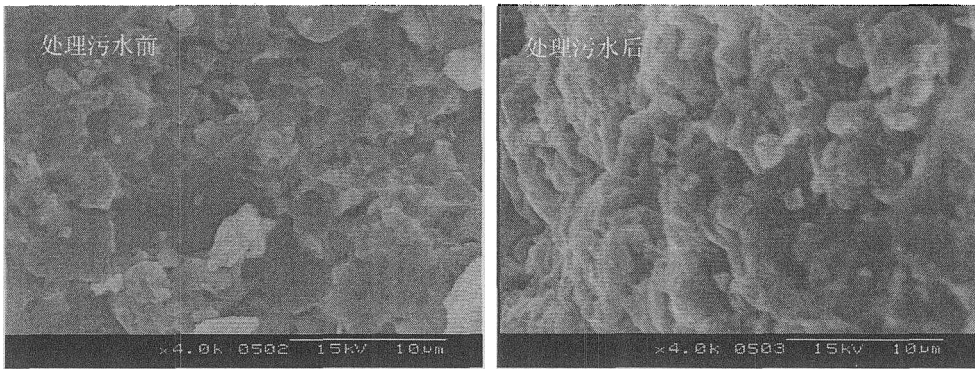


图 3.24 砾石处理生活污水前后表面形貌比较

3.7 本章小结

3.7.1 本章主要研究结论

(1) 几种供试基质在磷素吸附和解析的动态平衡过程中,除煤灰渣相对较为稳定外,其余基质在磷素吸附的初期该动态平衡起伏较大,吸附平衡按时间长短依次排序为:钢渣>砂子>高炉渣>陶粒>瓜子片、砾石>煤灰渣>沸石。从各基质对磷素的吸附速率看,钢渣、煤灰渣、沸石最快,瓜子片、砾石、砂子和陶粒次之,而高炉渣最慢。

(2) 在 25℃条件下,磷素吸附容量 G 对吸附平衡浓度 C 依赖性依次排序为砂子>钢渣>瓜子片>砾石>高炉渣>煤灰渣;磷素理论最大吸附容量高低排序为:钢渣>煤灰渣>高炉渣>沸石>陶粒>瓜子片>砾石>砂子;当温度由 25℃降低至 5℃时,高炉渣、煤灰渣、砂子、钢渣和陶粒的磷素吸附容量对吸附平衡浓度依赖性随着温度的降低而降低,砾石、瓜子片和沸石则随着温度的降低而升高。25℃条件下相关性分析表明,选择含铁丰富或者含钙丰富的基质可有效提高人工湿地对磷素污染物的净化效果。

(3) 在 25℃条件下,氨氮吸附容量 G 对吸附平衡浓度 C 依赖性依次排序为钢渣>沸石>砂子>煤灰渣>瓜子片>砾石>陶粒>高炉渣;氨氮理论最大吸附容量高低排序为:煤灰渣>沸石>钢渣>高炉渣>瓜子片>陶粒>砾石>砂子;当温度由 25℃降低至 5℃时,高炉渣、煤灰渣、瓜子片、沸石和砾石的最大理论吸附量也随之降低,而砂子、陶粒和钢渣却有所增加。25℃条件下相关性分析表明,选择含铝丰富的基质可有效提高人工湿地对氨氮污染物的吸附效果。

(4) 几种供试基质在磷素和氨氮饱和吸附后都有一定的解析量,其中磷素以砂子的解析百分比最大,而氨氮又以砾石的解析百分比最大。当磷素和氨氮进水浓度较低的情况下,需注意人工湿地基质中磷素吸附后的再解析,以防二次污染。

(5) 砂子、瓜子片和砾石对出水 pH 值影响较小,其出水都能达到污水排放标准;而三种工业副产品填料柱运行初期的出水 pH 值都呈碱性,其中以钢渣和煤灰渣出水碱度最高。煤灰渣和高炉渣在运行一段时间后,其出水碱度都有较为明显的下降,而钢渣出水仍保持较强的碱度,这可能与钢渣含有较高的游离氧化钙有关;

(6) 六种供试基质中,除钢渣和煤灰渣填料柱出水 SS 浓度较高外,其余基

质对 SS 都有一定程度的去除,其中以砂子除 SS 效果最好,瓜子片和砾石相比又以瓜子片效果较好,由此可见基质粒径越小,其对 SS 的去除效果也越好;

(7) 各种基质填料柱运行稳定后,对有机物的净化效果高低排序为:砂子>煤灰渣>瓜子片>砾石>钢渣>高炉渣;当进水有机负荷增加时,供试基质中除砂子外,其余基质填料柱对有机物的去除率也有所增加;

(8) 运行初期,基质对氨氮的去除能力有限;运行稳定期,基质表面各自都形成了较为稳定的生物膜,去除率亦不同程度的得到了提高,依次排序为砂子>煤灰渣>瓜子片>高炉渣>砾石>钢渣。随着进水氨氮负荷的增加,高炉渣、瓜子片和砾石对氨氮的去除率呈下降趋势,而钢渣、煤灰渣和砂子对氨氮的去除率却有所增加;

(9) 在基质填料柱运行初期,供试基质对 TP 的平均去除率依次为钢渣>煤灰渣>砂子>高炉渣>瓜子片>砾石;而在运行一段时间后,各供试基质对 TP 的去除率都不同程度的有所下降。相关性分析表明,在基质填料柱运行初期,基质对 TP 的去除率由基质自身磷素最大吸附量和基质间孔隙率共同主导影响,而在运行一段时间后,各基质对 TP 的去除率主要还是由各基质自身的磷素最大理论吸附量主导。

(10) 各种基质对污水中磷素都有一定的吸附作用,而其中工业副产物煤灰渣、高炉渣和钢渣因对磷素有化学吸附作用,使其对污水中磷素有较好的去除效果;钢渣处理污水后会生成羟基钙磷灰石 $[Ca_{10}(OH)_2(PO_4)_6]$ 、磷酸铝 $[AlPO_4]$ 和 Fe_2PO_5 等新物质并结合在钢渣的表面,煤灰渣和高炉渣在处理生活污水后亦新生成 $Ca_3(PO_4)_2$ 等物质;而砂子、瓜子片和砾石在处理污水后并未发现有新物质生成。

3.7.2 本章创新点

(1) 根据等温吸附试验,评价和确定了几种常见的且经济性较好的基质对氨氮吸附性能,得出选择含铝丰富的基质可有效提高对氨氮污染物的吸附效果。

(2) 得出煤灰渣、高炉渣和钢渣对污水中磷素有较好的去除效果的原因是化学吸附作用引起,钢渣处理污水后会生成羟基钙磷灰石、磷酸铝和 Fe_2PO_5 等新物质,而煤灰渣和高炉渣则新生成 $Ca_3(PO_4)_2$ 等物质;同时得出不同时期基质对磷素的去除率由其自身最大磷素吸附量和基质间孔隙率分别或共同主导。

第4章 模拟垂直潜流人工湿地基质组配除污效果研究

4.1 概述

基质是人工湿地的重要组成部分，对于净化污水中的污染物，特别是磷素污染物有着重要的作用（Kivaisi K A, 2001）。目前，国内外大多数学者加强了基质种类的选择，针对不同类型基质的除污性能开展了研究（M. Del Bubba, 2003；袁东海等，2005），但对基质粒径的选择、组配方式和铺设高度等研究较少。

在垂直潜流人工湿地中，基质粒径分布对孔隙大小及水容量有决定性的影响（雷明，2004），合理调控基质间空隙率可以产生三个方面的效应：合理调节水力停留时间，确保出水的水质效果；提供植物根系的生长有效空间，增加基质内充气，加速微生物的降解反应；减少堵塞现象，延长湿地系统的有效使用时间。另外，不同粒径基质的组配方式对于人工湿地除污效果，尤其是氮素的去除有着明显的差异（主要是沿程 DO 量的变化所引起）。因此，探明基质粒径及其组配对人工湿地除污效果的影响，对于污水净化研究具有重要的理论和实践意义。

本章在模拟垂直潜流人工湿地的基础上，主要研究不同粒径基质、不同粒径组配基质对污水的处理效果，同时从单位体积基质表面的生物膜量、不可滤物质积累量和理论上推导出的水力传导性能等方面，初步分析不同粒径及组配基质对污染物去除效果差异的主要影响因素，从而在基质粒径和组配角度，为垂直潜流人工湿地的基质选择优化及组配提供理论依据。

4.2 试验材料与方法

4.2.1 试验材料及装置

(1) 单一基质粒径除污试验

试验采用三种不同粒径级配的高炉渣作为模拟垂直潜流人工湿地的基质，

按粒径分为细（#1）、中（#2）、粗（#3），其粒径级配分布具体见表 4.1，材料来源同 3.2.1。

表 4.1 三种高炉渣粒径级配分布情况

编号	粒组 (mm) 百分含量						
	>5	5~2.5	2.5~1.25	1.25~0.63	0.63~0.315	0.315~0.16	<0.16
#1	3.06	39.73	22.61	15.50	9.91	3.84	5.36
编号	粒组 (mm) 百分含量						
	>10	10~5	5~2.36	2.36~0.03	<0.03		
#2	6.48	76.47	14.24	2.03	0.78		
编号	粒组 (mm) 百分含量						
	>20	20~16.5	16.5~10	10~5	5~2.36	2.36~0.03	<0.03
#3	1.01	10.12	42.21	40.96	3.64	1.26	0.80

实验装置采用聚乙烯圆柱作为基质填料柱，高 1.0m、直径 0.4m（见图 4.1），基质填高 0.8m，布水管距表面 10cm，集水管距柱底 2cm。

(2) 基质粒径组配除污试验

试验材料采用三种不同粒径的高炉渣（#1~#3 高炉渣），粒径级配见表 4.1，来源同 3.2.1。试验装置（填料柱）内分三种情况由上至下依次填充不同粒径的高炉渣，基本结构见图 4.1。

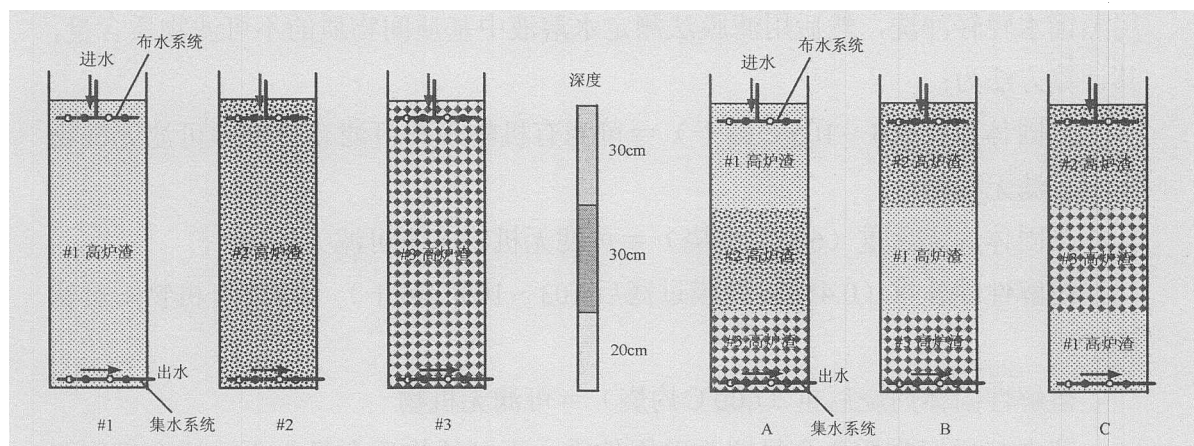


图 4.1 单一及组配基质试验填料柱填充示意图

4.2.2 进水水质与水力负荷

实验采用上海市莘庄污水处理厂初沉池出水絮凝沉淀后作为填料柱的进

水, 进水水质见表 4.2, 布水水力负荷为 $0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$, 采用落空运行方式 (即浸润面高度为零)。

表 4.2 几种基质填料柱的进水水质 (mg/L, pH 除外)

指标	pH 值	SS	COD	TP	$\text{NH}_4^+\text{-N}$
数值范围	6.95~7.9	64~192	133~310	1.17~2.66	13.0~39.7
平均值	7.3	113	225	1.75	25.0

4.2.3 检测方法

生物膜剥落采用“超声+化学剥落”法, 其具体操作如下: 首先从填料柱中取出一定量的基质 (为便于实际采样检测, 基质用体积来定量, 下同), 用蒸馏水轻轻冲洗后将其置于 1M 的碱液中, 并在 $60\sim 80^\circ\text{C}$ 保持 30min 水溶, 再经超声波冲击剥落生物膜。生物膜重量分析方法如下: 在生物膜剥落后, 将含有生物膜的溶液经事先称重的 $0.45\mu\text{m}$ 滤膜过滤, 把滤膜置于温控再 105°C 的烘箱内烘干 30min 左右, 过滤前后滤膜的重量之差即为剥落生物膜重。在测量了生物膜干重后, 将样品再置于 550°C 的马弗炉内灼烧 15min 至恒重, 经灼烧后干重的失重即为可挥发性生物膜部分。

基质间不可滤物质含量检测方法: 首先从各取样点取出一定量的基质样品, 用蒸馏水轻轻冲洗, 然后用滤膜法测定水溶液中基质间物质的不可滤物质含量, 其计算方法为:

总固体重 ($103\sim 105^\circ\text{C}$ 蒸干) = 可滤有机物 + 不可滤有机物 + 可滤无机物 + 不可滤无机物

总固体灼烧后重 (600°C 灼烧) = 可滤无机物 + 不可滤无机物

溶解性固体重 ($0.45\mu\text{m}$ 滤膜过滤后 $103\sim 105^\circ\text{C}$ 蒸干) = 可滤有机物 + 可滤无机物

溶解性固体灼烧后重 (600°C 灼烧) = 可滤无机物

其中基质间物质总含量即为总固体重, 不可滤物质含量由不可滤有机物和不可滤无机物组成, 而不可滤物质的有机物含量包括可滤有机物和不可滤有机物 ($R^2=0.92$, $n=92$) (Craft C B, 1993), 试验测得的不可滤物质重量、有机物质重量分别减去空白值即为基质间不可滤物质、有机物质成分的重量。

水质检测方法: COD 采用标准重铬酸钾法测定, 氨氮采用纳氏试剂光度法

测定，亚硝酸盐氮采用分光光度法，硝酸盐氮采用紫外分光光度法，总氮采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法测定，总磷采用钼酸铵分光光度法测定，溶解氧浓度采用美国 HACH 公司的便携式溶解氧仪测定。

4.3 基质粒径对除污性能差异的比较分析

4.3.1 试验基质级配分析

根据三种不同粒径高炉渣的级配分布情况可得其相应的累积曲线（图 4.2）。

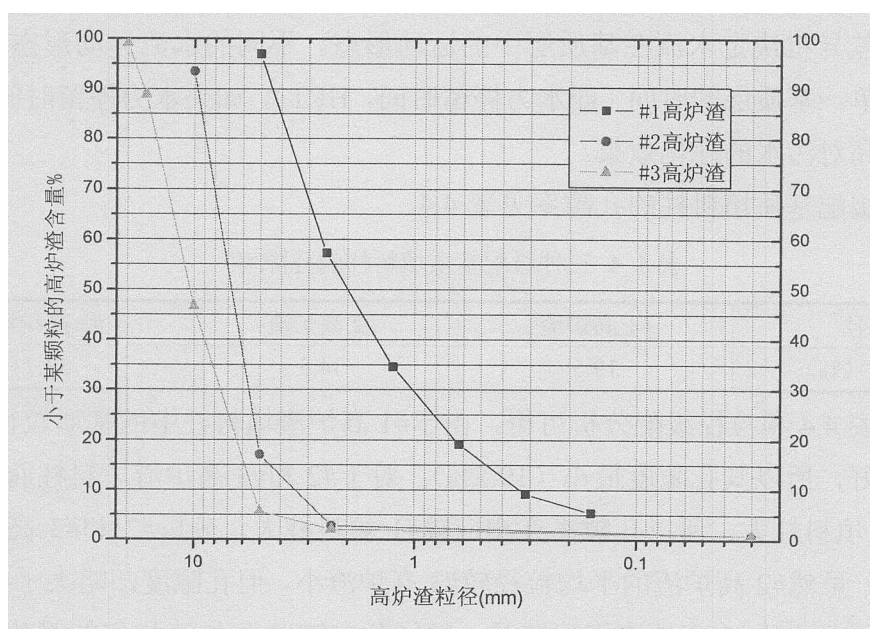


图 4.2 三种粒径高炉渣累积曲线图

从图 4.1 中可以得出的有效粒径 (d_{10})、平均粒径 (d_{50})、限制粒径 (d_{60} 与 d_{30}) 和不均匀系数 (C_u) 及曲率系数 (C_c)，具体见表 4.3。

表 4.3 三种不同基质的粒径级配参数

编号	有效粒径 (d_{10})	平均粒径 (d_{50})	限制粒径		不均匀系数 (C_u)	曲率系数 (C_c)
			d_{30}	d_{60}		
#1 高炉渣	0.34	2.00	1.05	2.65	7.79	1.22
#2 高炉渣	4.00	6.80	5.70	7.40	1.85	1.10
#3 高炉渣	5.50	11.00	7.70	13.00	2.36	0.83

结合图 4.1 和表 4.3 可知，#2 高炉渣属中等粒径 ($d_{50}=6.80\text{mm}$)，粒径分布

最均匀,同时发现该基质在粒径为5~10mm处累积曲线呈急倾斜状,可见#2高炉渣5~10mm粒径占绝大多数(占76.47%);#3高炉渣属粗粒径($d_{50}=11.00\text{mm}$),粒径分布不是很均匀, $C_c < 1$,属于级配不良基质,其粒径主要集中在5~20mm(其中5~10mm占40.96%,10~20mm占52.33%);#1高炉渣粒径最小($d_{50}=0.34\text{mm}$),其 $C_u=7.79 > 5$,且 $1 < C_c < 3$,故为级配良好的非均粒基质,粒径分布主要集中在0.63~5mm之间。

4.3.2 对水力传导率的影响

单一粒径基质填料柱中基质粒径的不同会导致填料柱孔隙率大小的差异,而孔隙率差异将决定水流在基质层中的运动形态。不同的水流运动形态亦导致水流穿透单一基质层的时间(即水力停留时间,HRT),如果水力停留时间越长,可有效提高对污水的净化效果。

三种级配基质填料柱的孔隙率见表4.4。

表4.4 三种级配基质填料柱的孔隙率

编号	#1 高炉渣	#2 高炉渣	#3 高炉渣
孔隙度 (%)	19.5	34.5	33.7

根据表4.4和粒径级配分析可得,由于#1高炉渣填料柱中的基质粒径最小,且级配良好,所以其孔隙度最小(19.5%);对于#2和#3高炉渣填料柱而言,因粒径较#1填料柱大,所以孔隙率亦相应较#1填料柱大,分析#2和#3高炉渣填料柱发现,虽然#2高炉渣的平均粒径较#3高炉渣小,但孔隙度却略大于#3高炉渣,这可能是由于#2高炉渣级配较差,粒径分布较#3高炉渣均匀的缘故,在#3高炉渣填料柱中小粒径基质会填充到大粒径基质的孔隙中,反而会导致该粒径基质的孔隙度减小。

在水力负荷为 $0.01 \sim 30\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ 条件下,根据式2.13和2.15推求可得,#1~#3高炉渣填料柱中的理论水力传导率见表4.5。

表 4.5 三种级配基质填料柱不同流速条件下的水力传导率 (m/s)

编号		#1 高炉渣	#2 高炉渣	#3 高炉渣
水力传导率	0.01 m/d	3.94×10^{-3}	0.462	1.095
	0.1 m/d	3.94×10^{-3}	0.462	1.094
	0.5 m/d	3.94×10^{-3}	0.461	1.093
	1.0 m/d	3.94×10^{-3}	0.461	1.090
	5.0 m/d	3.94×10^{-3}	0.456	1.073
	10.0 m/d	3.94×10^{-3}	0.450	1.053
	30.0 m/d	3.94×10^{-3}	0.429	0.977

从表 4.5 中可以看出, #1 高炉渣的水力传导性能最差, 而#2、#3 水力传导性能较好; 也就是说, 污水在#1 高炉渣填料柱的 HRT 最长, 其次是#2 高炉渣填料柱, 最短的是#3 高炉渣填料柱。究其原因, #1 高炉渣颗粒最小, 且级配良好, 小颗粒易填充到大颗粒孔隙中, 而且表面积大, 从而造成对水流的阻曳, 减少了其水力传导率。

在 $30\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 污水量条件下, 实际测的三种基质水流穿透时间分别为 19.93s、18.29s 和 11.86s, 水流穿透时间倒数与该污水量条件下的理论水力传导率的相关系数为 0.946*, 说明该理论水力传导率数值与实测校验值呈显著相关。

4.3.3 对生物膜生长的影响

对#1~#3 单一基质填料柱内基质的生物膜、挥发性生物膜含量进行检测(取样时间为试验运行 2 个月), 结果见表 4.6 所示。

表 4.6 不同高度单位体积基质表面的生物膜、挥发性生物膜含量 (mg/mL_{基质})

编号	布水管下 10cm		布水管下 30cm	
	生物膜	挥发性生物膜	生物膜	挥发性生物膜
#1 高炉渣	0.04320	0.00064	0.03488	0.00616
#2 高炉渣	0.02376	0.00208	0.01568	0.00272
#3 高炉渣	0.02000	0.00136	0.01304	0.00144

从表 4.6 中可以看出, 在填料柱的不同高度, 基质粒径越小, 单位体积基质表面生物膜含量越高。在填料柱布水管以下 30cm 处, 单位体积基质表面挥发性生物膜含量同样随着粒径的变小而增加; 但在布水管以下 10cm 处, 中粒径基质表面挥发性生物膜含量最高, 小粒径基质表面挥发性生物膜含量最低。在同一填料柱中, 随着水流方向的生物膜含量呈减少趋势, 而挥发性生物膜却呈增长

趋势,也就是说虽然生物膜的含量在水流方向随着深度的增加而减少,但其活性却随着深度的增加而增加。

表 4.7 不同高度单位体积基质表面的生物膜增长速率 (mg/mL_{基质}·d)

编号	生物膜平均增长速率	
	布水管下 10cm	布水管下 30cm
#1 高炉渣	0.000720	0.000581
#2 高炉渣	0.000396	0.000261
#3 高炉渣	0.000333	0.000217

从单位体积基质表面生物膜的增长速率分析(表 4.7), #1 填料柱中基质表面的生物膜增长速度都较#2、#3 高。同时也发现,基质粒径越大,单位体积内基质表面生物的增长速率就越小。

4.3.4 基质间不可滤物质含量分析

在 $0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 的水力负荷条件下,对#1~#3 不同粒径高炉渣填料柱运行一个半月后发现, #1 填料柱出现明显雍水现象,而#2、#3 填料柱仍保证进出水顺畅,未发现雍水堵塞现象。根据基质雍水由基质间不可滤物质所引起这一理论(叶建锋, 2006),对三个不同粒径基质填料柱间的不可滤物质进行分析(取样时间为试验运行 2 个月),结果见表 4.8。

表 4.8 基质间不可滤物质含量分布 (mg/mL_{基质})

反应器	取样点	不可滤无机物	不可滤有机物	总不可滤物质	无机/有机
#1 高炉渣	布水管下 10cm	0.05304	0.00792	0.06096	6.70
	布水管下 30cm	0.05600	0.00344	0.05944	16.28
#2 高炉渣	布水管下 10cm	0.02616	0.00216	0.02832	12.11
	布水管下 30cm	0.02376	0.00064	0.02440	37.13
#3 高炉渣	布水管下 10cm	0.01888	0.00056	0.01944	33.71
	布水管下 30cm	0.01512	0.00200	0.01712	7.56

从表 4.8 中可以看出, #1 高炉渣填料柱中基质间的不可滤物质都较#2、#3 填料柱多,由于#1 填料柱的孔隙率本身就小,因此更容易发生堵塞雍水现象,这点与实际试验情况是相吻合的;对于#2、#3 填料柱而言,虽然基质间亦有一定量的不可滤物质,但其却未达到各自使基质堵塞雍水的阈值,因此仍能使填料柱保持流水通畅,不致发生雍水现象。

从表中还可以得出,各填料柱中的无机不可滤物质都较有机不可滤物质含量高,其倍值可达 6.70~37.13。分析进水发现,由于进水中的可滤有机成分比不可滤有机成分多(2005年10月24日~2006年2月4日间进水中两者监测数据平均值分别为 136mg/L 和 74mg/L),由此可见,在连续进水工况条件下,填料柱中无机不可滤物质可以得到有效的积累,而有机不可滤物质可有效的被生物膜所降解。沿着水流方向随着深度加深,基质间总不可滤物质含量也随之减少。

4.3.5 污染物去除差异分析

(1) COD 去除率

三种不同粒径的高炉渣填料柱去除 COD 的效果如图 4.3 所示。从图 4.3 中可以看出,三种粒径的高炉渣作为人工湿地基质时,对有机物都较好的去除效果(都在 75%以上)。而三种不同粒径的基质中,又以#2 高炉渣(中粒径)对有机物的去除效果最好,达到了 $(86.35 \pm 2.20)\%$; #1、#3 高炉渣两者对有机物的去除率分别为 $(77.82 \pm 3.77)\%$ 和 $(77.39 \pm 5.25)\%$ 。

不同有机负荷进水条件下,不同粒径高炉渣填料柱对有机物的去除率如图 4.4 所示。

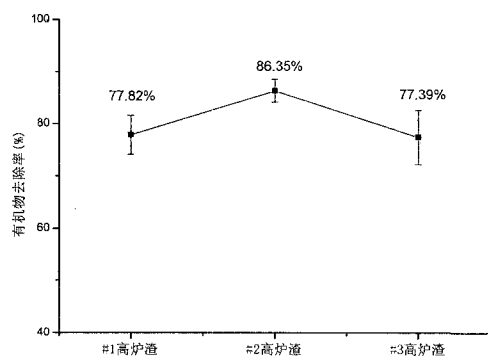


图 4.3 不同粒径基质对有机物的去除率

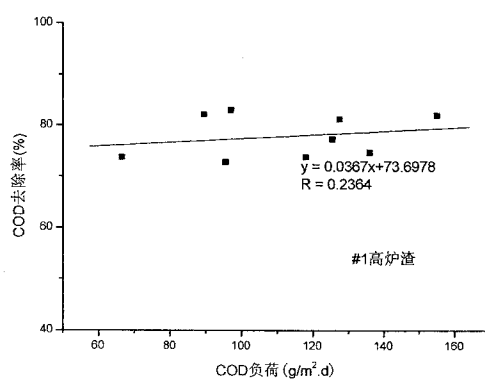


图 4.4 不同负荷下对有机物的去除率 (#1)

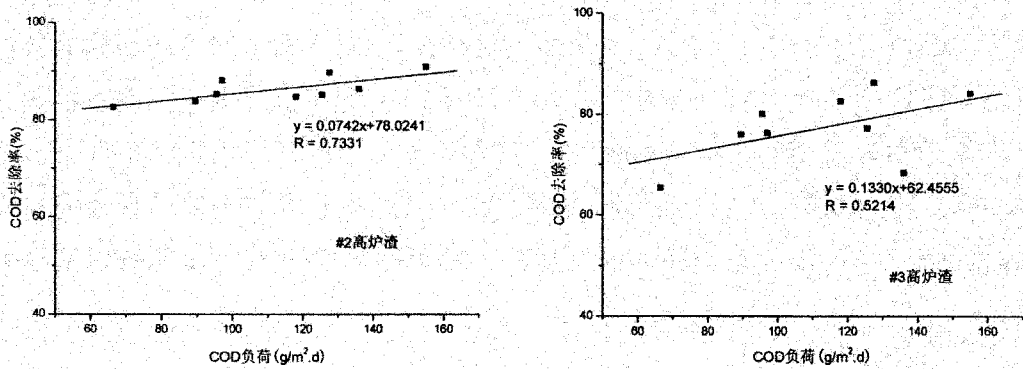


图 4.4 不同负荷条件下对有机物的去除率(#2、#3)

从图中可以看出，在 COD 负荷为 66.5~155g/m².d 范围内，随着 COD 负荷的增加，#1~#3 高炉渣填料柱对 COD 的去除率都呈上升趋势，其中以#3 高炉渣填料柱上升斜率最大，而#1 高炉渣填料柱相对较为平稳；不论 COD 负荷高或低情况下，#2（中粒径）高炉渣填料柱对 COD 的去除率都相对#1（细粒径）、#3（粗粒径）高炉渣填料柱高。

(2) 氨氮去除率

三种不同粒径的高炉渣填料柱对氨氮的去除效果如图 4.5 所示。从图中可以看出，除#1 高炉渣填料柱对氨氮的去除效果较差外，#2、#3 高炉渣对氨氮的去除效果都较好，尤其是#2 高炉渣填料柱对氨氮的去除效果达到了 (97.82±1.29)%。

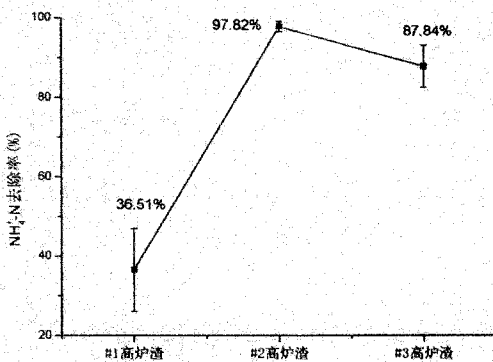


图 4.5 不同粒径基质对氨氮的去除率

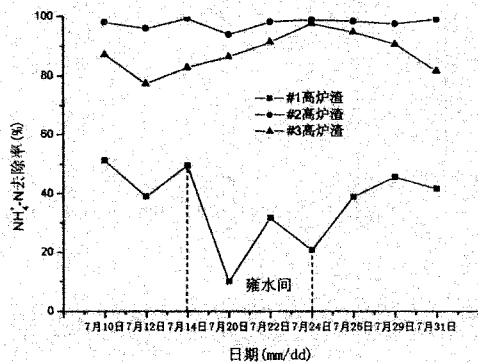


图 4.6 不同粒径基质对氨氮去除率的变化

根据不同粒径高炉渣填料柱出水中的 DO 浓度（见表 4.9），发现#2、#3 填

料柱出水 DO 都较高, 而#1 填料柱出水的 DO 较低, 初步分析可能是由于#2、#3 填料柱基质内有足够的溶解氧而保证了硝化过程的顺利进行, 使氨氮量得以去除; 而#1 填料柱基质内由于缺乏足够的氧量, 从而抑制了氨氧化细菌和亚硝酸盐氧化细菌的活性。对#1 填料柱雍水前后出水的溶解氧浓度和氨氮去除率分析, 发现雍水后出水 DO 浓度呈明显下降的趋势, 而其氨氮的去除率亦同步下降(图 4.6), 对比#2、#3 填料柱(未发生雍水现象), 这两个填料柱 DO 浓度保持相对稳定, 同时对氨氮的去除率也保持相对稳定。因此推断, 填料柱基质内溶解氧浓度是氨氮去除的关键性因素, 而基质粒径的大小又对填料柱基质内溶解氧浓度起着决定性的作用。

表 4.9 三种级配基质填料柱出水中的 DO 浓度(mg/L)

编号	进水	#1 出水	#2 出水	#3 出水
DO 浓度	测次 1	0.11	0.21	4.49
	测次 2	0.20	0.16	5.80
	测次 3	0.17	0.15	5.11
	测次 4	0.18	0.17	4.04
均值±方差	0.17±0.03	0.17±0.02	4.86±0.60	2.95±0.45

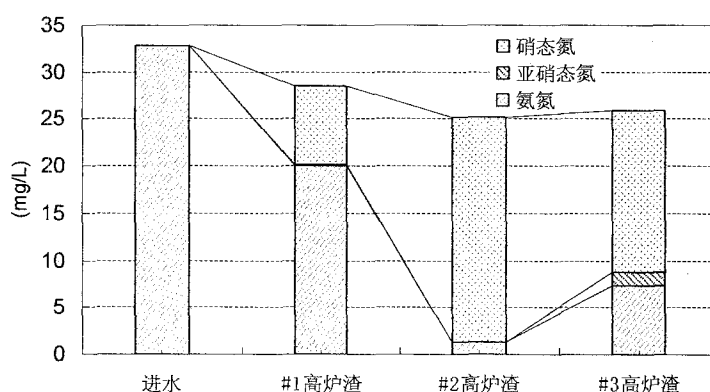


图 4.7 各填料柱进出水中各氮素形态分布

为验证上述推断, 对填料柱进出水中氮素的平衡作了分析, 具体见图 4.7。从图中可以看出, 氨氮绝大部分都转化成为硝态氮, 而少部分转化成为亚硝态氮, 这与上述初步分析中氨氮去向的假设是相符的, 这也验证了填料柱基质内溶解氧浓度是氨氮去除的关键因素之一。

不同氨氮负荷进水条件下，不同粒径高炉渣填料柱对氨氮的去除率如图 4.8 所示。

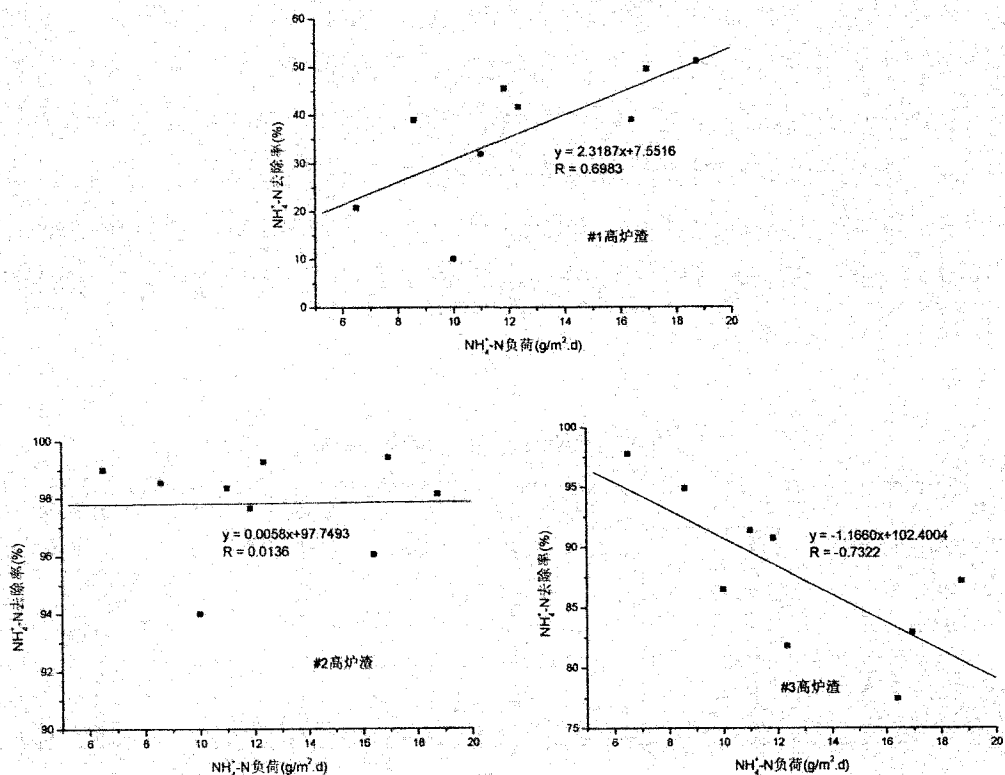


图 4.8 不同负荷条件下各粒径基质对氨氮的去除率

从图 4.8 中可以看出，在氨氮负荷为 $6.5\sim 19.85\text{g/m}^2\cdot\text{d}$ 范围内，随着进水氨氮负荷的提高，#1 高炉渣填料柱对氨氮的去除率也随之增加，而#3 填料柱却有所下降，#2 填料柱对氨氮的去除率基本保持不变。

(3) TN 去除率

三种不同粒径的高炉渣填料柱对总氮的去除效果如图 4.9 所示。

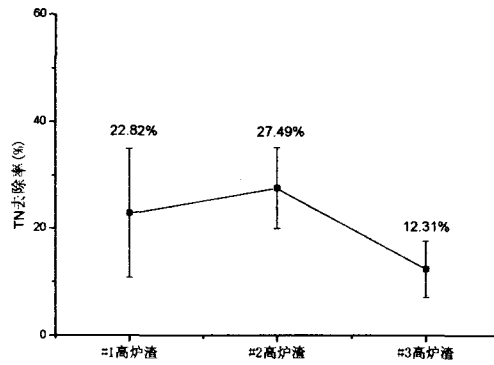


图 4.9 不同粒径基质对总氮的去除率

从图中可以看出，#2 高炉渣填料柱对 TN 的平均去除率（27.49%）都较#1 和#3 填料柱高，结合图 4.12 分析，#1 填料柱虽然对氨氮的平均去除率不高（36.51%），但是其对 TN 的去除率在落空运行条件下却达到了 22.82%，而#2 填料柱内虽然有 97.82%的氨氮得以去除，但亦只有 27.49%的 TN 去除率，而#3 填料柱则更少，后两者填料柱内的氨氮大部分都转化成了硝态氮。究其原因，可能性之一是#2、#3 填料柱内没有很好的反硝化条件（主要是 DO 浓度较高，使反硝化细菌活性不能得以发挥），使硝态氮不能有效的转化成 N_2 而被去除，#1 填料柱内却由于溶解氧较低，使其出水能保持较好的 TN 去除率，这点可以用#2、#3 填料柱出水溶解氧高，#1 填料柱出水溶解氧低（表 4.9）加以验证。

但是，以上假设对于#2、#3 填料柱之间 TN 去除率的差异不能作出合理的解释。因为按上述假设，如果 DO 浓度是唯一影响因素的话，由于#3 填料柱内 DO 浓度较#2 填料柱低，那么应该是#3 填料柱对 TN 的去除率较#2 填料柱高（两个填料柱内都有足够用于反硝化的硝态氮素），而实验结果却与之相反，由此可见在基质柱中并不只是 DO 浓度控制着反硝化的可能和进程。

考察#2、#3 填料柱水力传导率、生物膜量之间的差异，#2 填料柱中单位基质表面所含的生物膜量较#3 填料柱多，且污水在#2 填料柱的水力停留时间亦较#3 填料柱长，这些因素对于#2 填料柱 TN 的去除都较#3 填料柱有利。根据#2、#3 填料柱对 TN 的平均去除率和水力传导率的倒数（进水为 $0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 条件下）、单位基质表面所含的生物膜量的相关性分析表明（表 4.10），TN 的平均去除率和水力传导率的倒数、单位体积基质表面平均生物膜量呈极显著相关性，相关系数都为 1.000^{**} ，样本数为 2。由此可见，在基质表面 DO 浓度保持足够呈抑

制反硝化进行的条件下，单位体积基质表面平均生物膜含量和污水在基质柱中的水力停留时间成为 TN 去除率的主要影响因素，这两个因素对于 TN 的去除都极其重要。

表 4.10 TN 去除率和水力传导率、生物膜量的相关性分析

项目	#2 高炉渣	#3 高炉渣
TN 的平均去除率 (%)	27.49	12.31
水力传导率的倒数 (s/m)	2.169	0.915
单位体积基质表面平均生物膜量 (mg/mL)	0.01972	0.01652

不同 TN 负荷进水条件下，不同粒径高炉渣填料柱对 TN 的去除率如图 4.10 所示。从图 4.10 中可以看出，在 TN 负荷为 9.1~20.45g/m².d 范围内，随着进水 TN 负荷的提高，#1 高炉渣填料柱对 TN 的去除率也随之增加，而#2、#3 填料柱却呈下降趋势。

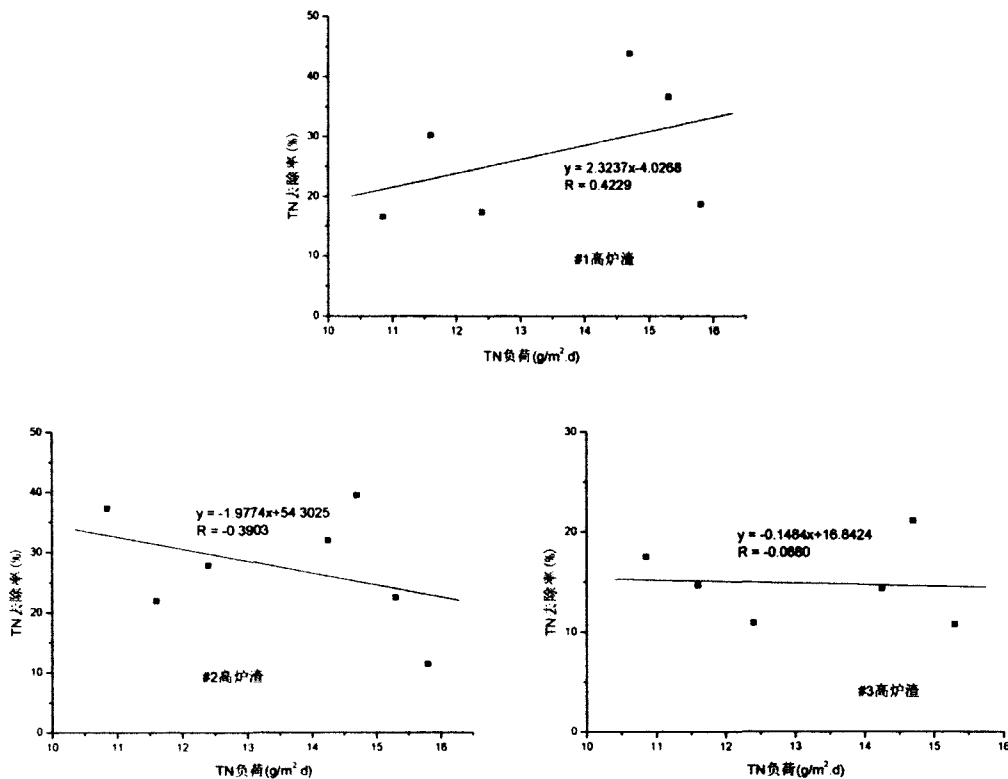


图 4.10 不同负荷下对总氮的去除率

(4) TP 去除率

三种不同粒径的高炉渣填料柱对总磷的去除效果如图 4.11 所示。从图 4.11 中可以看出，#1、#2 填料柱对总磷的去除效果相对较好，而#3 填料柱对总磷的去除效果却相对较差。分析原因应该是基质粒径越小，其表面积亦越大，而且水力停留时间也越长，这对基质的磷吸附效果起着正面的作用。

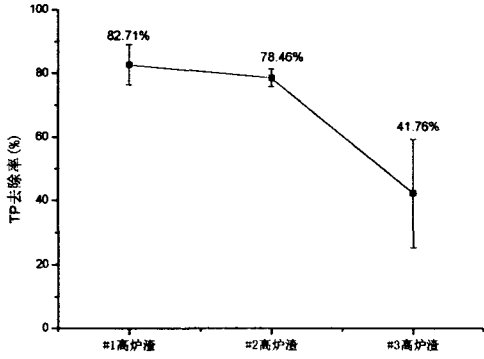


图 4.11 不同粒径基质对总磷的去除率

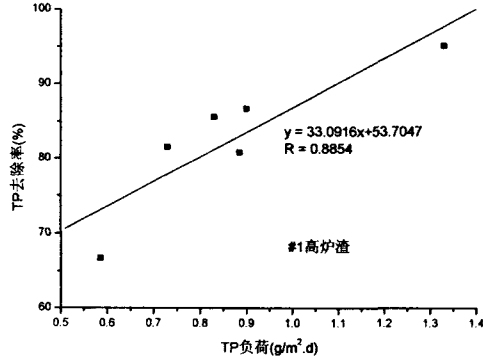


图 4.12 不同负荷下对总磷的去除率(#1)

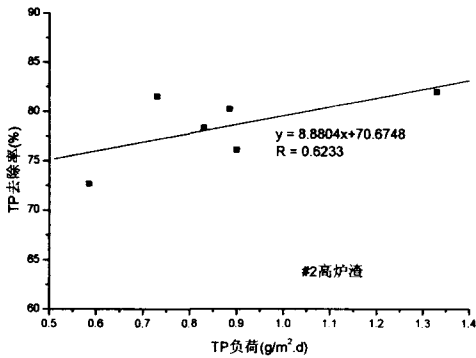
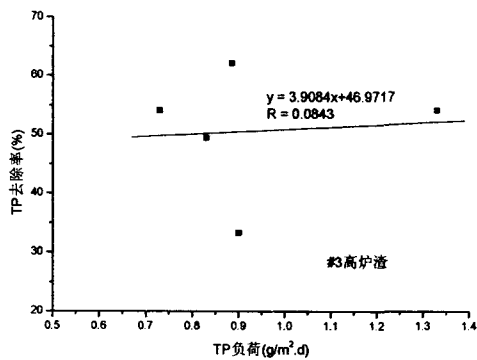


图 4.12 不同负荷下对总磷的去除率(#2、#3)



不同 TP 负荷进水条件下，在 TP 负荷为 0.585~1.33g/m².d 范围内，不同粒径高炉渣填料柱对 TP 的去除率如图 4.12 所示。从图中可以看出，各填料柱在进水 TP 负荷增加的情况下，对 TP 的去除率都随之上升，其中以#1 填料柱增幅最大，#3 填料柱增幅相对平稳。

4.4 基质粒径组配除污效果差异比较分析

4.4.1 水力传导率差异分析

根据 A~C 填料柱的孔隙率,在水力负荷为 $0.01\sim 30\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 条件下,理论推导出 3 组填料柱中的水力传导率(表 4.11)。

表 4.11 三种组配基质填料柱的孔隙率和不同流速条件下的水力传导率

编号		A 填料柱	B 填料柱	C 填料柱
孔隙度 (%)		29.99	27.84	29.87
水力传导率 (m/s)	0.01 m/d	0.013568	0.009120	0.013601
	0.1 m/d	0.013568	0.009120	0.013601
	0.5 m/d	0.013567	0.009119	0.013600
	1.0 m/d	0.013567	0.009119	0.013600
	5.0m/d	0.013564	0.009118	0.013598
	10.0 m/d	0.013561	0.009117	0.013595
	30.0 m/d	0.013549	0.009113	0.013583

从表 4.11 中可以看出,由于三个填料柱组配的基质粒径、组配高度和顺序不一,从而导致 B 填料柱的水力传导性能最差,而 A、C 填料柱的水力传导性能相近,较高于 B 填料柱;也就是说,污水在 B 填料柱中的水力停留时间最长,其次是 A 填料柱,最短的是 C 填料柱。

4.4.2 沿程生物膜生长情况

对 A~C 填料柱内基质的生物膜、挥发性生物膜含量进行检测(取样时间为试验运行 2 个月),结果见表 4.12 所示。

表 4.12 不同高度单位体积基质表面的生物膜、挥发性生物膜含量 (mg/mL 基质)

编号	布水管下 10cm		布水管下 30cm	
	生物膜	挥发性生物膜	生物膜	挥发性生物膜
A 填料柱	0.0453	0.0039	0.0205	0.0022
B 填料柱	0.0207	0.0026	0.0261	0.0026
C 填料柱	0.0342	0.0023	0.0263	0.0017

从表 4.12 中可以看出,由于不同填料柱高度的基质粒径不一样,其单位体积中生物膜和挥发性生物膜的含量亦有所区别。在填料柱布水管以下 10cm 处,

基质粒径越小，单位体积基质表面生物膜含量越高，挥发性生物膜亦呈同样趋势；而在填料柱布水管以下 30cm 处，单位体积基质表面挥发性生物膜含量同样随着粒径的变小而增加。在同一填料柱中，随着水流方向的生物膜含量因基质粒径的差异致使不能呈现明显的增减趋势，但挥发性生物膜含量呈减少趋势，也就是说生物膜活性在水流方向随着深度的增加而减少。

从单位体积基质表面生物膜的增长速率分析（表 4.13），A 填料柱中第一层（#1 高炉渣）基质表面的生物膜增长速度比第二层（#2 高炉渣）快，挥发性生物膜平均增长速率亦呈同样趋势；B 填料柱中第二层（#1 高炉渣）基质表面的生物膜增长速率比第一层（#2 高炉渣）快。由此可以得出，小粒径的基质表面生物膜平均增长速度要比大粒径的快，其活性强度亦呈同样趋势。在 C 填料柱中，第一层（#2 高炉渣）基质表面的生物膜含量较第二层（#3 高炉渣）大，其单位体积基质表面的挥发性生物增长速度亦较第二层快，这点同样证实了基质粒径越小，其表面的生物膜活性增长越快。

表 4.13 不同高度单位体积基质表面的生物膜、挥发性生物膜增长速率 (mg/mL_{基质}·d)

编号	布水管下 10cm		布水管下 30cm	
	生物膜 增长速率	挥发性生物膜 增长速率	生物膜 增长速率	挥发性生物膜 增长速率
A 填料柱	7.55×10^{-4}	6.50×10^{-5}	3.42×10^{-4}	3.67×10^{-5}
B 填料柱	3.45×10^{-4}	4.33×10^{-5}	4.35×10^{-4}	4.33×10^{-5}
C 填料柱	5.70×10^{-4}	3.83×10^{-5}	4.38×10^{-4}	2.83×10^{-5}

4.4.3 沿程基质间不可滤物质含量分析

在 $0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 的水力负荷条件下，对 A~C 不同组配的高炉渣填料柱运行一个半月后发现，三个填料柱不同层面都出现明显雍水现象，其中 A 填料柱雍水发生在填料柱表面，即#1 高炉渣上方；B 填料柱雍水发生在第二层基质的表面，#1 高炉渣上方；C 填料柱雍水亦发生在第三层基质的表面，亦为#1 高炉渣上方。由此可见，三种不同粒径的基质在处理生活污水时，主要是#1 高炉渣基质会发生堵塞从而导致雍水。

对三个不同粒径基质填料柱间的不可滤物质进行分析（取样时间为试验运行 2 个月），结果见表 4.14。

表 4.14 基质间不可滤物质含量分布 (mg/mL_{湿质})

反应器	取样点	不可滤 无机物	不可滤 有机物	总不可滤 物质	无机/有机
A 填料柱	布水管下 10cm	0.05368	0.00640	0.06008	8.39
	布水管下 30cm	0.00960	0.00192	0.01152	5.00
B 填料柱	布水管下 10cm	0.00840	0.00112	0.00952	7.50
	布水管下 30cm	0.04192	0.00592	0.04784	7.08
C 填料柱	布水管下 10cm	0.01168	0.00096	0.01264	12.17
	布水管下 30cm	0.01536	0.00352	0.01888	4.36

从表 4.14 中可以看出,三个填料柱中都是#1 高炉渣基质间的不可滤物质多,这一点和单基质填料柱的试验结果是一致的,由此可见,基质粒径是影响不可滤物质积累的最主要因素。从表中还可以得出,各填料柱中的无机不可滤物质都较有机不可滤物质含量高,其倍值可达 4.36~12.17,也就是说,填料柱中无机不可滤物质可以得到有效的积累。

4.4.4 污染物去除差异分析

(1) COD 去除率

三个不同组配的高炉渣填料柱去除 COD 的效果如图 4.13 所示。从图 4.13 中可以看出, A、C 填料柱对 COD 的去除率都较高,达到 70%以上,其中 A 填料柱对 COD 的去除率达到 (78.82±7.04)%; B 填料柱对 COD 的去除率最低,只有 (59.92±8.82)%。结合填料柱布水管以下 10cm、30cm 处的生物膜含量分析,发现 A、C 填料柱中单位体积基质表面的平均生物膜含量都较 B 大(表 4.15),与 COD 平均去除率的相关性分析表明,其相关系数达到了 1.000**(样本数为 3),这就说明了基质表面的生物膜含量是其对有机物去除的重要因素。

表 4.15 有机物去除率和生物膜含量的相关性分析

项目	A 填料柱	B 填料柱	C 填料柱
生物膜平均含量 (mg/mL _{湿质})	0.0329	0.0234	0.0302
有机物平均去除率 (%)	78.82	59.92	73.08

不同有机负荷进水条件下,不同粒径高炉渣填料柱对有机物的去除率如图 4.14 所示。从图 4.14 中可以看出,在 COD 负荷为 66.5~155g/m².d 范围内,随着进水有机物负荷的提高,三种粒径组配的填料柱对有机物的去除都有不同程度的上升,其中以 B 填料柱增长幅度最大,但不论在何种有机负荷条件下, A

填料柱（小—中—大排列顺序）对有机物的处理效果都较其他两种组配效果好。

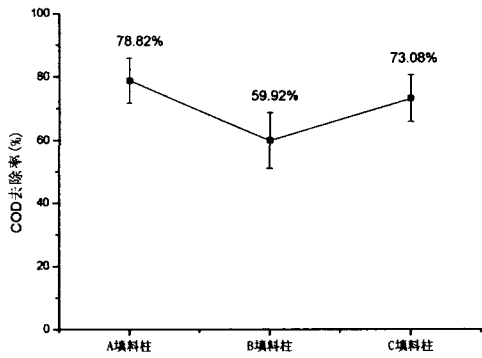


图 4.13 不同组配基质对 COD 的去除率

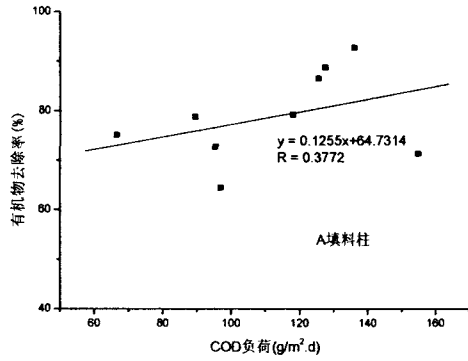


图 4.14 不同负荷下基质对 COD 的去除率(A)

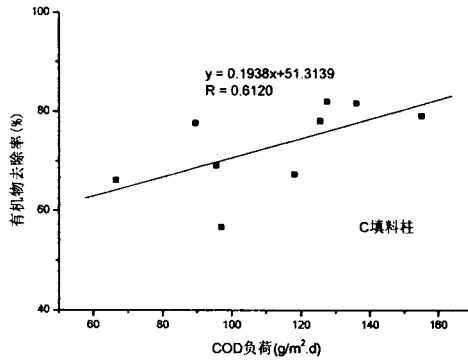
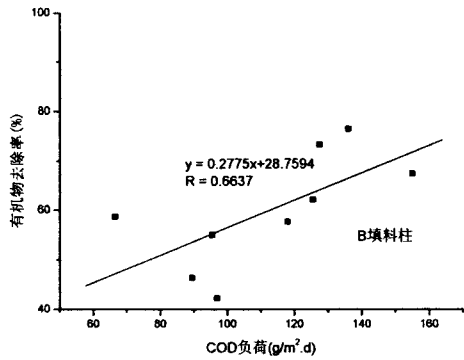


图 4.14 不同负荷下组配基质对 COD 的去除率（B、C）

(2) 氨氮去除率

在 A~C 填料柱雍水堵塞前后，其对氨氮的去除效果如图 4.15 所示。

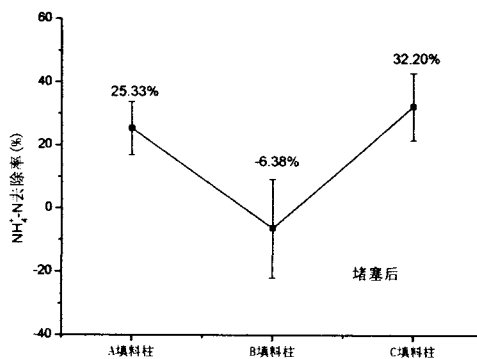
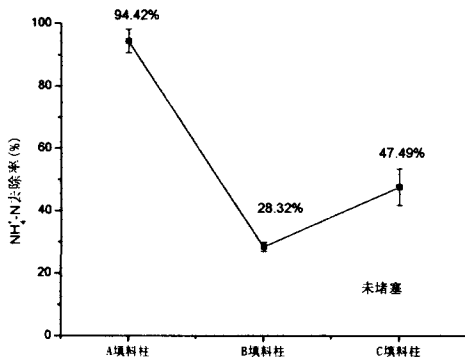


图 4.15 不同组配基质对氨氮的去除率（堵塞前后）

从图 4.15 中可以看出,在填料柱未发生堵塞雍水的情况下,A 填料柱对氨氮的去除效果达到了 $(94.42 \pm 3.75)\%$,B 填料柱对氨氮的去除效果为 $(47.49 \pm 1.40)\%$,C 填料柱对氨氮的去除效果最差,只有 $(32.20 \pm 5.90)\%$;在填料柱都发生雍水后,三个填料柱对氨氮的去除效果都有不同程度的下降,A~C 填料柱对氨氮的平均去除率分别下降了 69.09%、34.70%和 15.29%。

为解释 A~C 填料柱堵塞前氨氮去除效果的差异,对氨氮的平均去除率与单位体积基质表面的生物膜含量、水力停留时间作相关性分析(表 4.16)。结果表明,氨氮平均去除率与挥发性生物膜平均含量的相关系数为 0.921,而与生物膜平均含量和水力传导率的倒数相关系数为 0.535 和-0.278,由此可见,除单位体积基质表面挥发性生物膜含量外,生物膜平均含量和水力传导率都不是氨氮去除的关键影响因素。

表 4.16 氨氮去除率和生物膜含量、水力停留时间的相关性分析

项目	A 填料柱	B 填料柱	C 填料柱
氨氮平均去除率 (%)	94.42	47.49	32.20
生物膜平均含量 (mg/mL _{基质})	0.0329	0.0234	0.0302
挥发性生物膜平均含量 (mg/mL _{基质})	0.0030	0.0026	0.0020
水力传导率的倒数 (s/m)	73.72	109.67	73.54

从溶解氧角度分析,三个填料柱出水的 DO 浓度都较低(表 4.17),与进水相比最多也就相差 0.12mg/L(平均值)。A 填料柱出水中的溶解氧略高,但平均溶解氧浓度也只有 0.29mg/L,如此低的溶解氧浓度并不能成为氨氮进行硝化而被有效去除的理由。

表 4.17 三种级配基质填料柱出水中的 DO 浓度 (mg/L)

编号		进水	A 填料柱	B 填料柱	C 填料柱
DO 浓度	测次 1	0.11	0.22	0.14	0.18
	测次 2	0.20	0.30	0.25	0.26
	测次 3	0.17	0.36	0.14	0.12
	测次 4	0.18	0.26	0.15	0.18
均值±方差		0.17±0.03	0.29±0.05	0.17±0.04	0.19±0.04

由此可见,为什么 A 填料柱(小一中一大)的氨氮去除效果在发生雍水之前会如此之好,并不能从单位体积基质表面生物膜含量、挥发性生物膜含量、水力停留时间和 DO 浓度的角度得到有效解释,有可能与有机物和氨氮去除先后

顺序、沿程污水中 DO 浓度等因素有关。

三个填料柱发生堵塞之后,氨氮的去除率迅速下降。A 填料柱下降幅度最大,而 C 填料柱的氨氮去除效果降幅不大,这一点应该可以用雍水的不同高度来加以解释。由于填料柱中的氧气主要来源包括两个方面:进水中自带的氧量、大气复氧量,其中又以大气复氧量为基质层内氧的主要来源。在 A~C 填料柱中发生堵塞的都是#1 高炉渣(细粒径)层,雍水发生在该层的表面,但由于各个填料柱中该粒径层摆放的位置不同,其中在 A 填料柱中该粒径基质摆在表层,而在 B、C 填料柱中该粒径基质分别摆在中部和下部,如此条件下发生雍水,除 B 填料柱上部、C 填料柱中上部还可进行有效大气复氧外, A 填料柱却从表层就阻隔了氧气进入基质层,从而使氨氮的硝化过程不能得到有效的进行,从而降低了氨氮的去除效率,这点与 A 填料柱对氨氮的去除效率降幅最大、C 填料柱氨氮去除效率降幅最小的试验结果较为吻合。

(3) TN 去除率

三个不同组配的高炉渣填料柱去除 TN 的效果如图 4.16 所示。

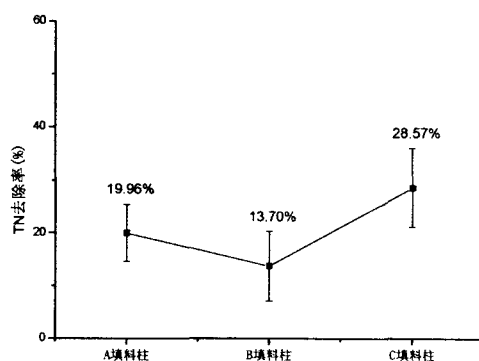


图 4.16 不同组配基质对总氮的去除率

从图中可以看出,在填料柱落空运行条件下, C 填料柱对 TN 的去除效果最好,去除率可达 $(28.57 \pm 7.48)\%$; B 填料柱的出去效果最差,只有 $(13.70 \pm 6.63)\%$ 。考察各填料柱对 TN 平均去除率与单位体积基质表面生物膜含量、挥发性生物膜含量、水力停留时间的相关性(表 4.18),其依次相关系数为 0.626、-0.667 和 -0.819,结果表明,生物膜含量、挥发性生物膜含量和水力停留时间都不是各填料柱 TN 去除效果差异的明显影响因素。

表 4.18 总氮去除率和生物膜含量、水力停留时间的相关性分析

项目	A 填料柱	B 填料柱	C 填料柱
总氮平均去除率 (%)	19.96	13.70	28.57
生物膜平均含量 (mg/mL _{基质})	0.0329	0.0234	0.0302
挥发性生物膜平均含量 (mg/mL _{基质})	0.0030	0.0026	0.0020
水力传导率的倒数 (s/m)	73.72	109.67	73.54

不同 TN 负荷进水条件下, 不同组配填料柱对 TN 的去除率如图 4.17 所示。从图中可以看出, 随着进水 TN 负荷的增加, A、C 填料柱对 TN 的去除率基本保持不变, 而 B 填料柱对 TN 的去除率却呈明显上升趋势。

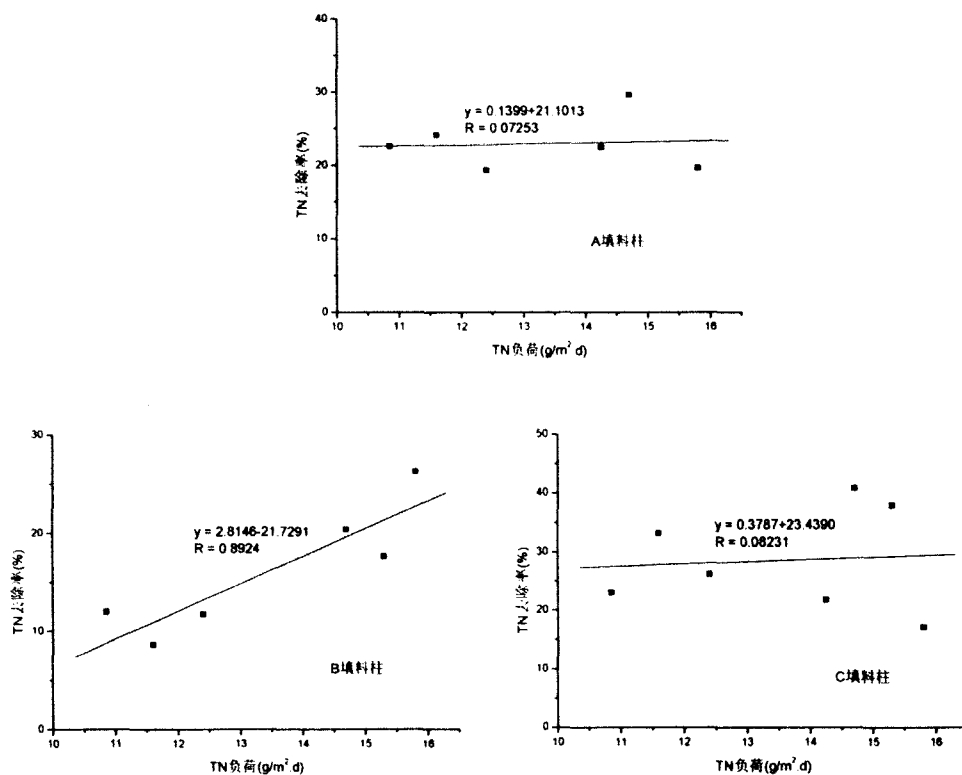


图 4.17 不同负荷下组配基质对 TN 的去除率

(4) TP 去除率

A~C 填料柱对 TP 的去除效果如图 4.18 所示。从图中可以看出, A 填料柱对 TP 的去除效果最好, 平均去除率达到了 79.03%, 而 B 填料柱的平均去除率最低, 只有 17.95%。

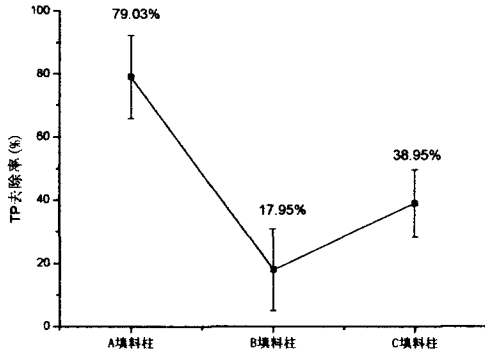


图 4.18 不同组配基质对 TP 的去除率

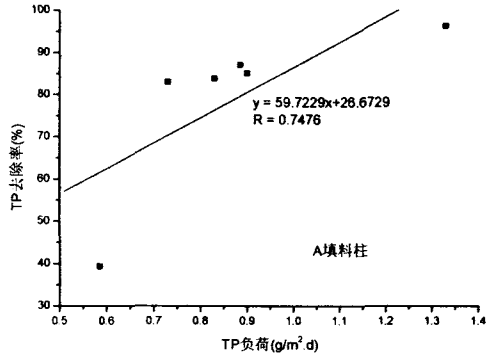


图 4.19 不同负荷下基质对 TP 的去除率(A)

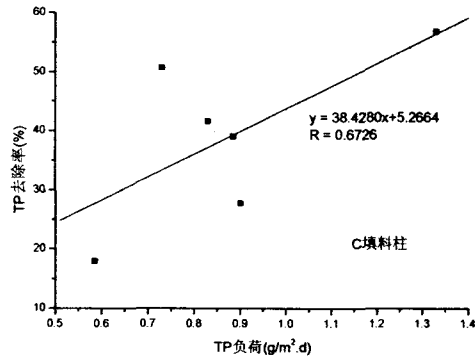
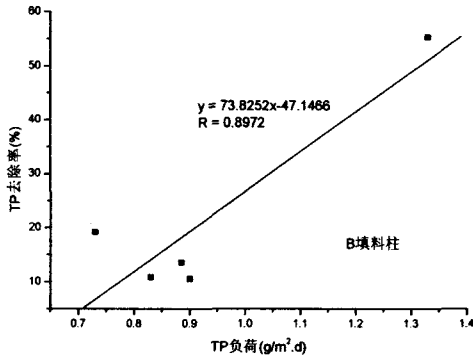


图 4.19 不同负荷下基质对 TP 的去除率(B、C)

不同 TP 负荷进水条件下,各组配基质填料柱对 TP 的去除率如图 4.19 所示。从图中可以看出,在 TP 负荷为 0.585~1.33g/m².d 范围内,随着进水 TP 负荷的增加,A~C 填料柱对 TP 的去除率都有所增加,其中又以 B 填料柱的增幅最大。

4.5 粒径与组配对基质除污状况综合分析

4.5.1 雍水堵塞状况分析

在 0.5m³/m².d 的水力负荷条件下,单一粒径基质填料柱 (#1~#3) 和组配基质填料柱 (A~B) 在运行一个半月后基质堵塞情况见表 4.19。

表 4.19 六组填料柱堵塞雍水情况表

项目	#1 高炉渣	#2 高炉渣	#3 高炉渣	A 填料柱	B 填料柱	C 填料柱
雍水否	雍水	不雍水	不雍水	雍水	雍水	雍水
雍水位置	表层	/	/	表层	中部	下部
堵塞层位	/	/	/	第一层 #1 高炉渣	第二层 #1 高炉渣	第三层 #1 高炉渣

由堵塞层位可以看出, 堵塞全部发生在#1 高炉渣这一层, 分析原因应该是#1 高炉渣粒径小, 孔隙度小, 容易截留引起堵塞的物质。对单位体积基质间不可滤物质分析表明(表 4.20), 在填料柱中#1 高炉渣的层内(如#1 高炉渣填料柱、A 填料柱布水管下 10cm 和 B 填料柱布水管 30cm 下的基质层), 其总不可滤物质都较其它粒径的高炉渣层内多。因此可以得出结论, 粒径细的基质容易发生堵塞, 由于堵塞后填料柱对各污染物的去除都不同程度的下降, 因此在处理生活污水条件下, 基质组配过程中不宜配置过细的基质, 以防止堵塞造成出水水质下降。

表 4.20 基质间不可滤物质含量分布 (mg/mL_{基质})

反应器	取样点	#1 高炉渣	#2 高炉渣	#3 高炉渣	A 填料柱	B 填料柱	C 填料柱
总不可 滤物质	布水管下 10cm	0.06096	0.02832	0.01944	0.06008	0.00952	0.01264
	布水管下 30cm	0.05944	0.02440	0.01712	0.01152	0.04784	0.01888

4.5.2 污染物去除差异比较

六个填料柱对污染物的去除各有差异, 具体见表 4.21。从表中可以看出, 单一粒径的#2 高炉渣填料柱对各项污染物的去除都较好, 而且还不会发生雍水现象(见表 4.19), 由此可见, 相对于其它粒径和组配的基质而言, 选择类似#2 高炉渣粒径的单一基质为佳。

表 4.21 各粒径、组配基质对污染物平均去除率(%)

项目	#1 高炉渣	#2 高炉渣	#3 高炉渣	A 填料柱	B 填料柱	C 填料柱
粒径	小	中	大	小-中-大	中-小-大	中-大-小
COD	77.82	86.35	77.39	78.82	59.92	73.08
NH ₄ ⁺ -N	36.51	97.82	87.84	94.42	28.32	47.49
TN	22.82	27.49	12.31	19.96	13.70	28.57
TP	82.71	78.46	41.76	79.03	17.95	38.95

4.5.3 中粒径瓜子片除污性能的改善分析

为研究类似#2 高炉渣粒径的其它单一基质是否也能改善其对污染物的去除效果,以工程中最常见、应用最多的瓜子片为考察对象,在落空运行试验条件下,分析5~15mm(级配良好)和类似#2 粒径(5~10mm的粒径占70%以上,颗粒较为均匀)两种瓜子片对各污染物的去除率,结果见表4.22。从表4.22中可以看出,类似#2 粒径的瓜子片对有机物、氨氮和总氮的去除率相对级配良好的5~15mm瓜子片都有不同程度的提高,这也进一步证实了选择类似#2 高炉渣粒径的单一基质能提高对污染物的去除效果。

表4.22 两种不同粒径瓜子片对污染物的平均去除率

粒径 \ 污染物	COD	NH ₄ ⁺ -N	TN
5~15mm(级配良好)	64.0%	44.2%	18.1%
5~10mm(颗粒均匀)	87.2%	56.5%	35.4%

4.6 本章小结

4.6.1 本章主要研究结论

(1) 在填料柱的不同高度,基质粒径越小,单位体积基质表面生物膜含量越高。在同一填料柱中,生物膜的含量在水流方向随着深度的增加而减少,但其活性却随着深度的增加而增加;同时也得出基质粒径越大,单位体积内基质表面生物的增长速率就越小。

(2) #1 高炉渣填料柱中基质间的不可滤物质都较#2、#3 填料柱多,但由于#1 填料柱的孔隙率本身就小,因此容易发生堵塞雍水现象。在连续进水工况条件下,填料柱中无机不可滤物质可以得到有效的积累;沿着水流方向随着深度加深,基质间总不可滤物质含量也随之减少。

(3) 三种粒径的高炉渣对有机物都较好的去除效果,其中又以中粒径对有机物的去除效果最好;细粒径基质对氨氮去除效果较差,中、大两种基质对氨氮的去除效果都较好,分析得出溶解氧浓度是其氨氮去除的关键性因素,而基质粒径的大小又对填料柱基质内溶解氧浓度起着决定性的作用;基质粒径越小,

TP 的去除效果越好。

(4) 在落空运行条件下, 三种粒径基质对 TN 的去除效果都较差, 其中又以大粒径基质为甚; 分析得出影响总氮去除的首要影响因素是基质间的 DO 浓度, 在基质表面 DO 浓度保持足够呈抑制反硝化进行的条件下, 单位体积基质表面平均生物膜含量和污水在基质柱中的水力停留时间成为 TN 去除率的主要影响因素。

(5) 在组配填料柱中, 生物膜活性在水流方向随着深度的增加而减少; 小粒径的基质表面生物膜平均增长速度要比大粒径的快, 其活性强度亦呈同样趋势。由于在组配基质填料柱中都含有#1 高炉渣, 因此都会导致雍水堵塞现象; 同时得出, 基质粒径是影响不可滤物质积累的最主要因素。

(6) 小一中一大组配的填料柱对有机物的去除效果最好, 而单位基质表面的生物膜含量是其对有机物去除的重要因素; 对总磷的去除, 同样以小一中一大组配对其去除的效果最好; 随着进水 TP 负荷的增加, A~C 填料柱对 TP 的去除率都有所增加。

(7) 组配基质填料柱在发生堵塞前后对氨氮的去除效果是不一样的, 雍水后三个填料柱对氨氮的去除效果都差, 而在堵塞前以小一中一大基质组配对氨氮的去除效果最好, 平均去除率达到 94.42%, 但其原因无法从生物膜量、DO 浓度、水力停留时间作出解释。TN 去除率以中一大一小和小一中一大组配填料柱的效果为好, 但总体去除率都不高。

(8) 选择颗粒均匀、粒径类似于#2 高炉渣的基质将有效的提高对污染物的去除效果。

4.6.2 本章创新点

从基质级配、水力传导率、生物膜量和基质间堵塞物量等影响因素分析得出, 在单一粒径基质的人工湿地中, 选用颗粒均匀、粒径主要在 5~10mm 的基质将有效的提高其对污染物的去除效果; 而在多粒径基质组配的人工湿地中, 小一中一大(自上而下)粒径基质组配的填料柱对各种污染物都有较好的去除效果。

第5章 垂直潜流人工湿地中有机物去除积累机理研究

5.1 概述

垂直潜流人工湿地对生活污水中的有机污染物有较好的去除效果（朱彤，1991），其中不溶性有机物可通过基质截留很快被去除，截留下来的不溶性有机物可被微生物加以利用；可溶性有机物则可以通过基质和植物的吸收及微生物的代谢过程被去除（丁廷华，1992）。

虽然有机污染物是垂直潜流人工湿地处理生活污水的首要除污目标之一，但其在垂直潜流人工湿地内部的转化规律尚不清晰。同时又有研究表明，湿地基质中有机质积累具有很高的引起阻塞的可能（Tanner C C, 1998）。随着基质的逐渐阻塞，湿地的水力传导性也降低，从而影响水流路径（例如促进表面流动），最终也影响到湿地的处理效果和运行时间（Rich L G, 1988）。同时，基质的通气状况又会影响到基质的供氧状况，从而影响到好氧微生物的活动，最终也影响湿地对污染物的处理效果。由此可见，水力传导性和通气状况的优劣直接决定着人工湿地系统的持续运作能力，而这两方面又直接与有机质的积累相关，因此研究有机质的积累亦具有重要意义。

本章主要在分析垂直潜流人工湿地不同高度有机物去除率及其形态变化的基础上，结合单位体积基质表面挥发性生物膜含量推求出各形态有机物在垂向沿程的平均去除速率，进而确定理论最大进水负荷；同时确定有机物的去向并加以初步定量估算。

5.2 试验材料与方法

5.2.1 潜流人工湿地系统

试验共采用2个平行的人工湿地反应器（编号为C、D），每个反应器平面尺寸为1.5m×0.5m，池高1.4m，基本结构如图5.1所示。反应器内由上至下全部填充粗砂（0~120cm），距基质表面10cm以下布设布水系统，集水系统距单

池底部 2.5cm。布水管以下依次布置#1~#5 取样点，其距布水管间距依次为 10cm、20cm、40cm、60cm、80cm（在以下数据分析过程中以布水管处高度为 0m 高度）。反应器 C、D 的基质表层都种植芦苇，种植密度为 4 根茎/m²。

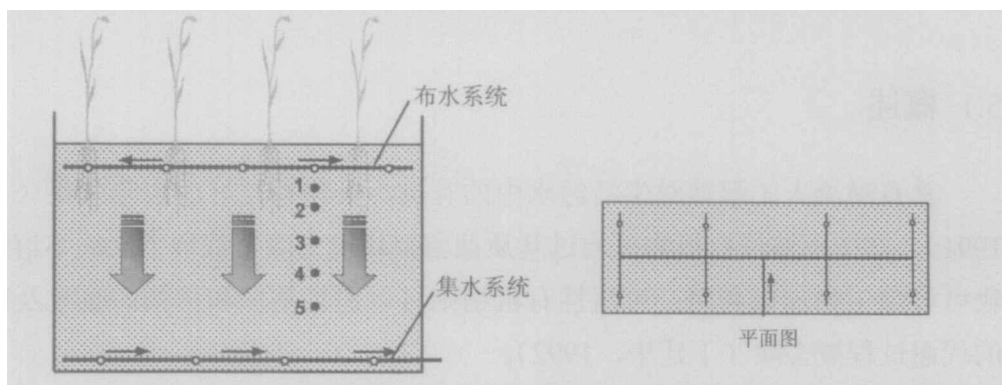


图 5.1 垂直潜流人工湿地系统示意图

5.2.2 进水水质与水力负荷

实验采用上海市莘庄污水处理厂初沉池出水絮凝沉淀后作为垂直潜流人工湿地反应器的进水，进水水质见表 5.1。采用连续进水方式，反应器 C 和 D 的布水水力负荷分别为 0.5m³/m²·d 和 0.3m³/m²·d，进水有机负荷分别为 66.5~136g/m²·d 和 39.9~81.6g/m²·d。

表 5.1 垂直潜流人工湿地反应器的进水水质 (mg/L, pH 值除外)

水质指标	pH 值	SS	COD	TP	NH ₄ ⁺ -N
水质变化范围	6.95~7.9	64~192	133~310	1.17~2.66	13.0~39.7
平均值	7.3	113	225	1.75	25.0

5.2.3 检测方法

(1) 生物膜和挥发性生物膜含量的测定

单位体积基质表面生物膜含量测定同 4.1.3；在测定生物膜干重后，将样品再置于 550℃ 的马弗炉内灼烧 15min 至恒重，经灼烧后干重的失重即为单位体积基质表面可挥发性生物膜部分。

(2) 基质吸收有机物含量测定

将采用“超声+化学剥落”法去除生物膜的基质烘干后称重 (W1)，放置 550℃ 的马福炉内灼烧 60min 至恒重 (W2)，基质吸收的有机物含量即为两者重

量的减差 (W_2-W_1)。

(3) 有机物含量及粒径的测定

基质间截留有机物含量检测方法：首先从各取样点取出 5mL 基质样品，用 200mL 蒸馏水轻轻冲洗，然后用滤膜法测定水溶液中基质截留有机物质的含量，其计算方法为：基质截留有机物质含量 = 总固体重 (103~105℃ 蒸干) - 总固体灼烧后重 (600℃ 灼烧)。其粒径可通过不同孔径的滤膜来控制，控制范围有 0.45~2 μm 、2~5 μm 和 $\geq 5\mu\text{m}$ 三种。

总有机物 (TCOD) 采用标准重铬酸钾法测定，溶解性有机物 (DOC) 的测定测定采用将废水经 0.45 μm 滤纸过滤后测定滤液中的有机物值确定，颗粒性有机物 (POC) = 总有机物 (TCOD) - 溶解性有机物 (DOC)。

(4) 溶解氧测定

溶解氧浓度采用美国 HACH 公司的便携式溶解氧仪测定。

5.3 垂直潜流人工湿地有机物去除的动态规律

5.3.1 垂向沿程溶解氧浓度分布

1. 垂向沿程溶解氧浓度变化

在不同水力负荷的进水条件下 (0.5 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 和 0.3 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$)，垂直潜流人工湿地垂向沿程溶解氧浓度变化情况见图 5.2 和图 5.3。

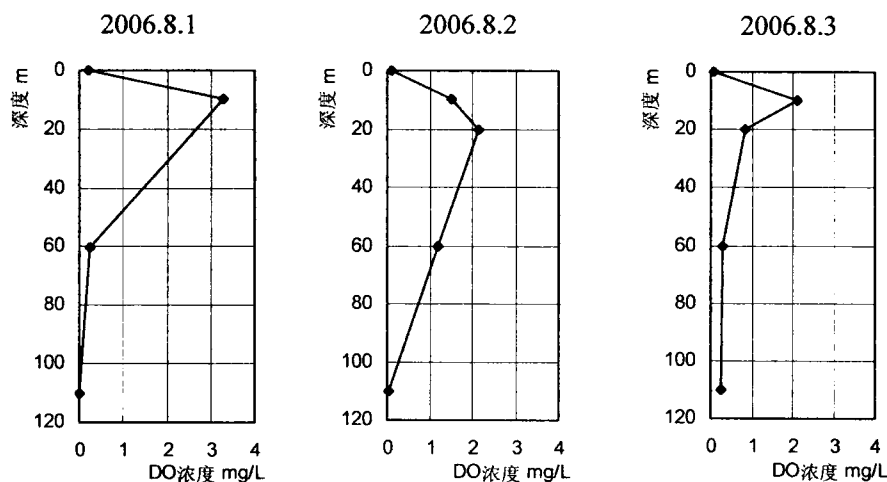


表 5.2 垂直潜流人工湿地沿程溶解氧浓度分布 (0.5 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$)

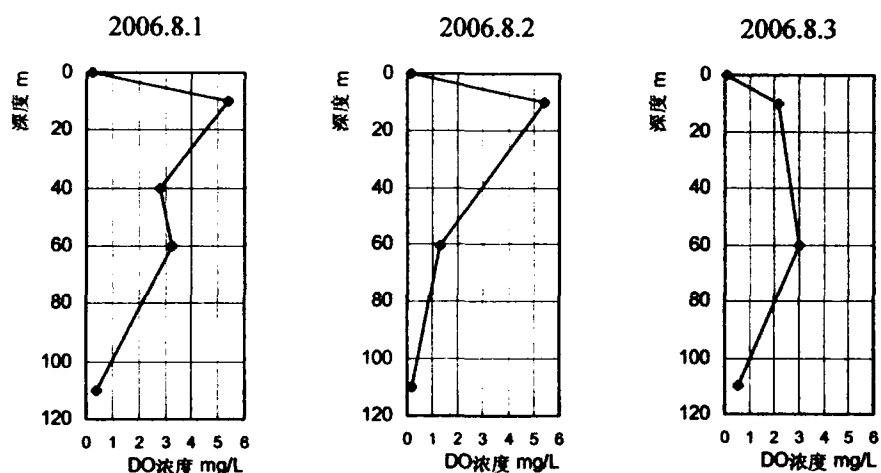


表 5.3 垂直潜流人工湿地沿程溶解氧浓度分布 ($0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$)

从图 5.2 和图 5.3 中可以看出，污水在垂向沿程的溶解氧浓度都呈现先增加后减少的趋势，在布水管以下 0~10cm 基质层内（部分监测时段为 0~20cm 基质层），溶解氧浓度基本达到最大值，然后逐渐降低。垂向沿程溶解氧浓度均值变化分布见图 5.4，不同水力负荷条件下各高度的溶解氧均值浓度见表 5.2。

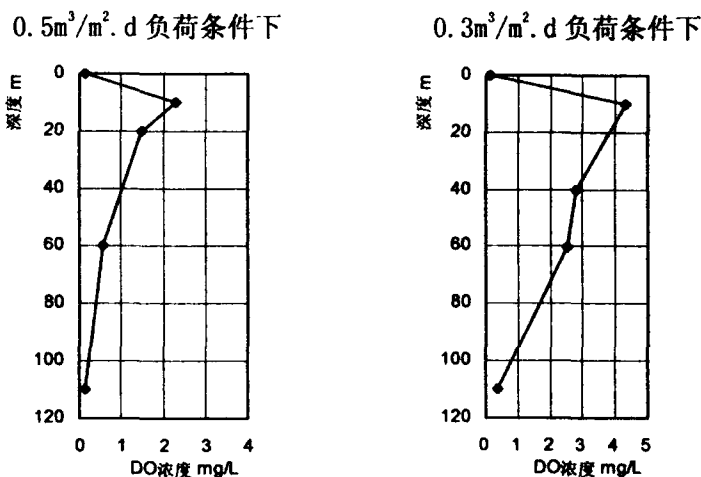


图 5.4 垂直潜流人工湿地沿程溶解氧平均浓度分布

表 5.2 不同水力负荷条件下各高度的溶解氧均值浓度 (mg/L)

水力负荷条件	进水	布水管以下垂向沿程距离 (cm)					
		10	20	40	60	80	110
$0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$	0.13	2.30	1.48	/	0.58	/	0.15
$0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$	0.13	4.31	/	2.81	2.52	/	0.37

从图 5.4 和表 5.2 中可以看出, 污水中溶解氧浓度在沿程高度上呈先高后低的态势; 同时, 污水中的水力负荷越大, 同一沿程高度污水中氧的浓度也就越小, 在布水管下 10cm 处的最大氧浓度也是水力负荷小的人工湿地大。推断这可能与污水中氧的来源途径、污水在人工湿地中的停留时间及人工湿地中污水的供氧状况有关, 接下来就从以上几方面对垂向沿程氧浓度的变化状况加以分析。

2. 氧量来源推算及概念模型提出

为解释在垂直潜流人工湿地中进水水力负荷低而溶解氧浓度大的现象, 必须从垂直潜流人工湿地中氧的来源角度加以考虑。

(1) 氧量来源推算

垂直潜流人工湿地中氧的来源主要包括三个方面: (1)植物根系泌氧; (2)进水中自带的溶解氧; (3)基质浅层面中水体的大气复氧。用公式表示为:

$$O_{total} = O_{plant} + O_{self} + O_{air} \quad (5.1)$$

式中: O_{total} ——垂直潜流人工湿地中总氧量, $g/m^2 \cdot d$;

O_{plant} ——植物根系泌氧量, $g/m^2 \cdot d$;

O_{self} ——污水中自带的溶解氧量, $g/m^2 \cdot d$;

$O_{self} = \text{水力负荷}(m^3/m^2 \cdot d) \times \text{污水自带的溶解氧浓度}(mg/L)$

O_{air} ——基质浅层面中水体的大气复氧量, $g/m^2 \cdot d$;

查阅国内外文献, 得到不同的植物根系泌氧强度参数具体见表 5.3。假设根系的泌氧量全部溶于水中, 采用 Reddy K. R 实测的最大芦苇根系泌氧强度 $0.27 g/m^2 \cdot d$ 计算可得, 在 $0.5 m^3/m^2 \cdot d$ 和 $0.3 m^3/m^2 \cdot d$ 条件下, 植物泌氧可为垂直潜流人工湿地中的污水提供 $0.54 mg/L$ 和 $0.9 mg/L$ 的氧量。

表 5.3 植物根系泌氧强度参数表 ($g/m^2 \cdot d$)

文献来源	USEPA, 2000	Sorrell & Armstrong, 1994 (香蒲等)	Reddy K. R, 1990 (芦苇)
根系泌氧强度	0~3.0	2.4~9.6	0.0027~0.27

在本试验条件下, 对垂直潜流人工湿地进水中自身的含氧浓度测定结果见表 5.4。污水进入垂直潜流人工湿地时自身含有 $0.27 mg/L$ 溶解氧量。

表 5.4 垂直潜流人工湿地进水中溶解氧浓度

日期	2006.7.16	2006.7.21	2006.8.1	2006.8.2	2006.8.3	平均值
DO 浓度(mg/L)	0.27	0.70	0.22	0.10	0.07	0.27 ± 0.17

假设在垂直潜流人工湿地布水管下 10cm 处污水中的溶解氧量 (O_{total}) 达到最大, 分别为 2.30mg/L ($0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$) 和 4.31mg/L ($0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$), 采用式 5.1 计算可推导出不同负荷条件下垂直潜流人工湿地基质浅层面中大气复氧对污水中含氧量的贡献率 (被有机物分解所耗的大气复氧量未计入), 具体见表 5.5。

表 5.5 垂直潜流人工湿地污水中氧量来源初估 (mg/L)

项目	水力负荷条件		0.5 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$		0.3 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$	
	数值	百分比	数值	百分比	数值	百分比
植物根系泌氧量	0.54	23.48%	0.90	20.88%	0.27	6.26%
污水中自带的氧量	1.49	64.78%	3.14	72.85%	2.30	100%
总氧量	2.30	100%	4.31	100%		

从表 5.5 中可以看出, 在 $0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 和 $0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 的水力负荷条件下, 大气复氧量对总氧量的贡献率分别为 64.78%和 72.85%; 如果考虑有机物分解所耗的大气复氧量, 那么大气复氧量对总氧量的贡献率就会更大。因此可以得出, 垂直潜流人工湿地污水中的含氧量主要来自于大气复氧量; 且进水水力负荷越小, 大气复氧量的效果也越好。

(2) 大气复氧量概念模型的提出

在垂直潜流人工湿地中, 由于基质粒径的不同, 大气复氧方式及复氧量也有所不同, 首次提出其概念模型, 具体如图 5.5 所示。

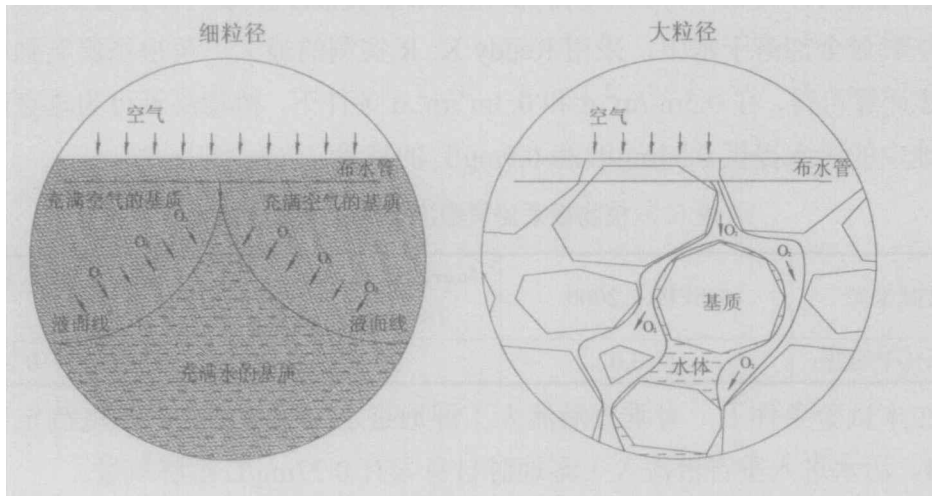


图 5.5 垂直潜流人工湿地中大气复氧量概念模型

在提出的大气复氧概念模型中, 按基质可分为细粒径和大粒径两种情况,

污水在细粒径间一般呈满流状态，而在大粒径基质间呈半充满流动状态；空气在两种基质间的流动或传递方式也有所不同。细粒径基质在布水口下方一定距离处（由基质粒径大小和进水水力负荷决定）会呈现较为明显的液面线。

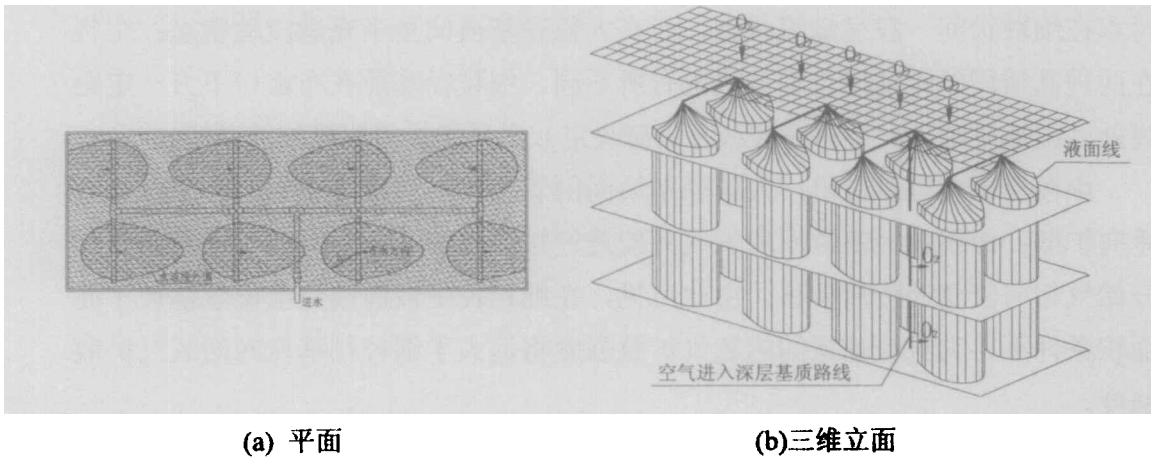
由概念模型可以看出，大粒径基质间的氧气可以透过基质间的孔隙直接沿垂向扩散；而细粒径基质间的氧气只能透过短距离的基质间扩散，至液面线就开始气相向液相的传质转移。由此可见，在细粒径中液面线完全覆盖基质平面面积条件下，大粒径基质间的氧气扩散强度将远大于细粒径基质间的氧气扩散强度。

3. 基于大气复氧模型对垂向沿程氧浓度的分析

垂向沿程污水中溶解氧浓度的特点是：沿程高度上污水中氧浓度呈先高后低，且进水水力负荷越大，同一沿程高度污水中氧的浓度也就越小，在布水管下 10cm 处的最大氧浓度也是水力负荷小的人工湿地大。

由于污水中的氧量主要来源于大气复氧，根据细粒径大气复氧概念模型，由于液面线分布在布水管下约 10cm 处，而气液间的传质效率远低于气相间的传质效率，因此在细粒径的基质间，污水中氧量在布水管下 10cm 处达到最大值。在同一小粒径基质间，水力负荷越小，流速就越慢，水力停留时间就越长，其单位水体大气复氧的时间也就越长，复氧量也就越大，因此，进水水力负荷越小其布水管下 10cm 处污水中溶解氧浓度也就越高。

垂直潜流人工湿地在垂向沿程上污水中溶解氧浓度成梯度变化，这与其不同高度的大气复氧条件和各高度层污染物去除对氧量的需求有关。对垂直潜流人工湿地反应器中进行液面线观测可以得出：由于布水管间距的原因，在基质中的液面线并未完全覆盖基质的所有平面面积，而只是覆盖了部分面积（图 5.6, a），因此推测空气中的氧气可能透过未被液面线覆盖的基质给下层基质中的污水进行大气复氧（图 5.6, b）。在 $0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 和 $0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 进水水力负荷条件下， d_1 分别为 20~25cm 和 15~20cm，因此在小水力负荷条件下，液面线覆盖的基质平面面积也越小，从而增加了大气复氧的基质表面面积，改善了大气复氧条件。小水力负荷条件下垂向沿程污水中溶解氧浓度较大水力负荷条件下的浓度大，也可能与此有关。



(a) 平面

(b) 三维立面

图 5.6 垂直潜流人工湿地中液面线分布示意图

5.3.2 垂向沿程有机物浓度形态变化

在不同水力负荷的进水条件下 ($0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 和 $0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$), 垂直潜流人工湿地垂向沿程总有机物 (TCOD)、颗粒性有机物 (POC) 和溶解性有机物 (DOC) 浓度变化情况如图 5.7 所示。

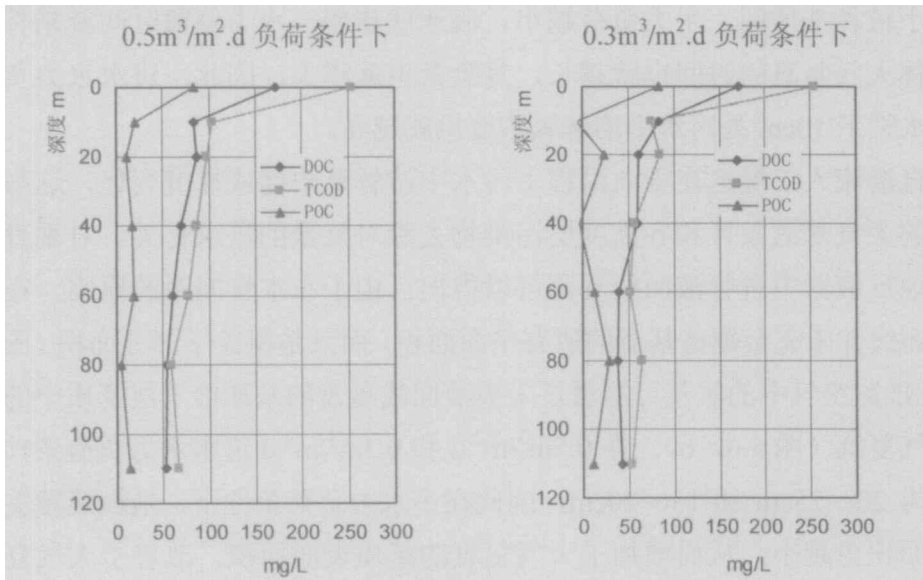


图 5.7 垂直潜流人工湿地沿程有机物浓度形态变化

(1) 基质浅层去除率分析

从图 5.7 中可以看出, 颗粒性有机物 (POC) 和可溶性有机物 (DOC) 在布水管至布水管下 10cm 基质层内有较大的降幅。

在 $0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 水力负荷条件下, 在布水管至布水管下 10cm 基质层内, 总有机物、POC 和 DOC 的去除率分别为 59.05%、75.90%和 50.88%; 而在 10~110cm 的基质层内, 三者的去除率依次为 35.58%、30.00%和 36.90%。

在 $0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 水力负荷条件下, 在布水管至布水管下 10cm 基质层内, 总有机物、POC 和 DOC 的去除率分别为 70.07%、100%和 51.46%; 而在 10~110cm 的基质层内, 总有机物和 DOC 的去除率依次为 30.26%和 49.39%。

由此可以得出两个结论。其一, 在垂直潜流人工湿地的垂向沿程上, 有机物 (POC 和 DOC) 的去除主要集中在布水管至布水管下 10cm 的基质层内, 尤其是颗粒性有机物 (POC) 在该基质层内去除效果更为明显; 其二, 进水水力负荷越小, 垂直潜流人工湿地对有机物的去除率也越高, 在布水管至布水管下 10cm 的基质层内有机物的去除效果也越明显。

(2) 垂向沿程去除效果

对图 5.7 中的 TCOD、POC 和 DOC 沿垂向沿程方向变化趋势分析, 不同形态的有机物质沿程去除效果见图 5.8。

垂向沿程 高度(cm)	0.5m ³ /m ² ·d 负荷条件下			0.3m ³ /m ² ·d 负荷条件下		
	TCOD	POC	DOC	TCOD	POC	DOC
0-10	急剧下降 59%	急剧下降 86%	急剧下降 50%	急剧下降 70%	急剧下降 100%	急剧下降 64%
10-20	缓慢减少 10%			基本稳定 (回升 3%)	缓慢减少 7%	
20-40		缓慢减少 15%	基本稳定 (下降 1%)		基本稳定 (下降 4%)	缓慢减少 13%
40-60		基本稳定 (下降 4%)				基本稳定 (下降 4%)
60-110						

图 5.8 垂直潜流人工湿地中不同形态有机物质去除态势图

在进水为 $0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 水力负荷条件下, TCOD 含量在布水管至布水管下 10cm 基质层内急剧下降, 在布水管下 10~60cm 距离内亦呈缓慢减少趋势, 而在布水管 60cm 以下基本处于稳定状态; DOC 与 TCOD 基本呈现出相似的沿程迁移去除状态, 在布水管 60cm 以下其含量业已基本处于稳定状态; POC 在布水管至布水管下 20cm 基质层内显著下降 (去除率为 86.75%, 占总去除率的 99%), 在布水管下 20cm 以下深度其基本处于稳定。

在进水为 $0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 水力负荷条件下, TCOD 含量在布水管至布水管下 10cm

基质层内同样呈现急剧下降趋势,在布水管下10~40cm距离内呈缓慢减少,而在布水管40cm以下基本处于稳定状态;DOC在布水管60cm以下其含量基本处于稳定状态;POC在布水管至布水管下10cm基质层内显著下降,在布水管下10~20cm基质层内其含量又有所上升,以下深度其含量亦基本处于稳定。

(3) 垂直潜流人工湿地有效高度的确定

从图5.8中可以看出,在 $0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 进水负荷条件下,TCOD、POC和DOC得以有效去除的高度分别为60cm、20cm和60cm;而在 $0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 进水负荷条件下,TCOD、POC和DOC得以有效去除的高度分别为40cm、20cm和60cm。由此可见,在粗砂作为垂直潜流人工湿地的基质,当进水水力负荷小于等于 $0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 条件下,其对有机物去除的有效高度为60cm。

5.3.3 垂向沿程有机物理理论需氧量分析

(1) 垂向沿程单位体积基质表面生物膜含量变化

对不同水力负荷条件下人工湿地反应器内单位基质表面的生物膜、挥发性生物膜含量进行检测(取样时间为试验运行3个月后),结果见表5.6所示。

表5.6 不同高度单位体积基质表面的生物膜、挥发性生物膜含量(mg/mL_{基质})

布水管下沿程高度 (cm)	$0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 负荷条件下		$0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 负荷条件下	
	生物膜	挥发性生物膜	生物膜	挥发性生物膜
0	0.0094	0.0013	0.0144	0.0039
10	0.0108	0.0015	0.0101	0.0012
20	0.0116	0.0032	0.0075	0.0007
40	0.0069	0.0013	0.0081	0.0010
60	0.0071	0	0.0064	0.0018
80	0.0050	0	0.0046	0
110	0.0047	0	0.0043	0

从表中可以看出,人工湿地反应器内的生物膜含量沿程大体呈上多下少的趋势,而可挥发性生物膜主要集中在60cm以上的基质层内。在 $0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 水力负荷条件下,单位基质表面生物膜和挥发性生物膜以布水管下20cm处含量最高,而后逐渐降低,至布水管60cm处未能发现有挥发性生物膜的存在;在 $0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 水力负荷条件下,单位基质表面生物膜和挥发性生物膜含量在沿程呈逐渐递减的趋势,以布水管处生物膜和挥发性生物膜含量最高,在布水管80cm处未能发现有挥发性生物膜的存在。

(2) 垂向沿程有机物理论需氧量分析

假设垂向沿程有机物的去除方式都为好氧微生物降解作用的结果，采用如下公式从理论上对有机物去除的需氧量进行分析：

$$O_2 = a' BOD_r + b' P \quad (5.2)$$

式中： a' ——每 $\text{kg} BOD_5$ 完全降解所需要的氧量 (kg)，对城市污水，此值在 1.46 左右；

BOD_r ——在垂直潜流人工湿地基质层中被去除的 BOD_5 值；

b' ——单位重量活性生物膜的需氧量，此值大致是 $0.18\text{kg}/\text{kg}$ 活性生物膜；

P ——每 m^3 基质上覆盖着的活性生物膜含量 (kg/m^3 基质)。

表 5.7 理论上沿程有机物去除平均需氧量计算表

基质层 (cm)	0.5 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 负荷条件下			0.3 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 负荷条件下		
	BOD_r (mg/L)	P (kg/m^3)	O_2 ($\text{kg}/\text{m}^3_{\text{基质}}\cdot\text{d}$)	BOD_r (mg/L)	P (kg/m^3)	O_2 ($\text{kg}/\text{m}^3_{\text{基质}}\cdot\text{d}$)
0-10	102	0.00140	0.74332	103	0.01225	0.45317
10-20	0	0.00235	0.00042	25	0.00880	0.10920
20-40	20	0.00225	0.07300	2	0.00780	0.00653
40-60	11	0.00065	0.03855	25	0.00725	0.05511
60-80	7	0	0.02562	2	0.00550	0.00611
80-110	1	0	0.00285	0	0.00445	0.00080
总计	141	—	0.88376	157	—	0.63092

从表 5.7 中可以看出，大负荷进水条件下，单位基质对氧量的需求较小负荷进水条件要高。把垂向沿程有机物去除对氧的理论需求量和沿程出水中氧浓度量作一比较分析得出（表 5.8），如果垂向沿程的有机物完全都是好氧微生物作用的结果，那么本垂直潜流人工湿地各基质层中污水所含的氧量完全不能满足好氧微生物降解对氧量的需求。根据大气复氧概念模型（小粒径模型），如果液面线将布水管下 2~3cm 基质层全部覆盖，那么在 0~10cm 基质层中所需要的氧量可以用大气复氧来解释，计算可得该基质层需大气复氧量为 $0.73724 \text{ kg}/\text{m}^3_{\text{基质}}\cdot\text{d}$ （0.5 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 负荷条件下）和 $0.44952 \text{ kg}/\text{m}^3_{\text{基质}}\cdot\text{d}$ （0.3 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 负荷条件下）；而布水管 10cm 以下的基质层由于不能进行大气复氧，所以氧量来源只能是污水自带氧量和植物根须泌氧量，因此氧化去除的有机物所需的氧量是不够的。

表 5.8 垂向沿程污水中含氧量和理论需氧量比较

基质层 (cm)	高度 (cm)	0.5m ³ /m ² .d 负荷条件下		0.3m ³ /m ² .d 负荷条件下	
		污水中含氧量 (kg/m ³ _{基质} .d)	理论需 O ₂ (kg/m ³ _{基质} .d)	污水中含氧量 (kg/m ³ _{基质} .d)	理论需 O ₂ (kg/m ³ _{基质} .d)
0-10	10	0.00608	0.74332	0.00365	0.45317
10-20	10	0.00945	0.00042	0.00567	0.10920
20-40	20	0.00314	0.07300	0.00188	0.00653
40-60	20	0.00201	0.03855	0.00121	0.05511
60-80	20	0.00115	0.02562	0.00069	0.00612
80-110	30	0.00042	0.00285	0.00025	0.00080

根据大气复氧概念模型的假设,既然在中下层基质中没有足够的氧量供有
 机物好氧分解,那么在那些基质层中的有机物又是怎么被去除的呢?初步推测
 有两种可能,一种可能是布水管 10cm 以下基质层内也能进行大气复氧,从而保
 证了有机物好氧分解的足够氧量;另一种可能是布水管 10cm 以下基质层内的有
 机物不完全是由好氧微生物分解而得以去除,可能是在反硝化过程中,可降解
 有机物作为碳源而得以去除。根据基于大气复氧模型对垂向沿程氧浓度的分析
 结果(示意见图 5.6),第一种的可能性是存在的;而第二种的可能性具体分析
 在下一章 7.3.2 小节中讨论。

5.3.4 垂向沿程有机物平均降解速率的确定

(1) 垂向沿程溶解性有机物降解平均速率分析

将不同进水水力负荷条件下基质各层有机物(TCOD、POC、DOC)的去除
 率与各层间单位体积基质表面生物膜、挥发性生物膜含量作相关性分析表明:
 在 0.3 m³/m².d 进水条件下,溶解性有机物的去除率和单位基质表面生物膜、挥
 发性生物膜含量的相关系数为 0.914*和 0.932**,呈显著相关性;而 POC 和 TCOD
 不与生物膜和挥发性生物膜含量呈相关性。因此,根据有机物沿程去除效果和
 沿程各层基质表面的平均生物膜量和挥发性生物膜量(表 5.9),推求不同水力
 负荷条件下垂向沿程有机物降解的平均速率,具体见图 5.9。

从图 5.9 中可以看出,在布水管至布水管下 10cm 处的基质层内,有机物的
 平均降解速率都处于最大,其中用挥发性生物膜表示分别为 310.71kg DOC/kg 挥
 发性生物膜.d(0.5m³/m².d 条件下)和 172.55kg DOC/kg 挥发性生物膜.d(0.3m³/m².d 条件下);
 随着沿程深度的加深,有机物的平均降解速率都呈递减趋势,用生物膜表示分

别为 0~69.23 kg DOC/kg 挥发性生物膜.d (0.5m³/m².d 条件下) 和 11.11~110.53 kgDOC/kg 挥发性生物膜.d (0.3m³/m².d 条件下), 同时也发现在 40~60cm 高处的基质层内都较上下基质层的有机物平均降解速率快, 但和布水管处基质的有机物平均降解速率比, 还是要低 5 倍左右。

表 5.9 沿程有机物去除效果和各层生物膜、挥发性生物膜平均含量

基质层 (cm)	高度 (cm)	0.5m ³ /m ² .d 负荷条件下			0.3m ³ /m ² .d 负荷条件下		
		DOC 去除量 (mg/L)	生物膜 (mg/mL)	挥发性生物膜 (mg/mL)	DOC 去除量 (mg/L)	生物膜 (mg/mL)	挥发性生物膜 (mg/mL)
0-10	10	87	0.01010	0.00140	88	0.01225	0.00255
10-20	10	0	0.01120	0.00235	21	0.00880	0.00095
20-40	20	17	0.00925	0.00225	2	0.00780	0.00085
40-60	20	9	0.00700	0.00065	21	0.00725	0.00140
60-80	20	6	0.00605	0	2	0.00550	0.00090
80-110	30	1	0.00485	0	0	0.00445	0

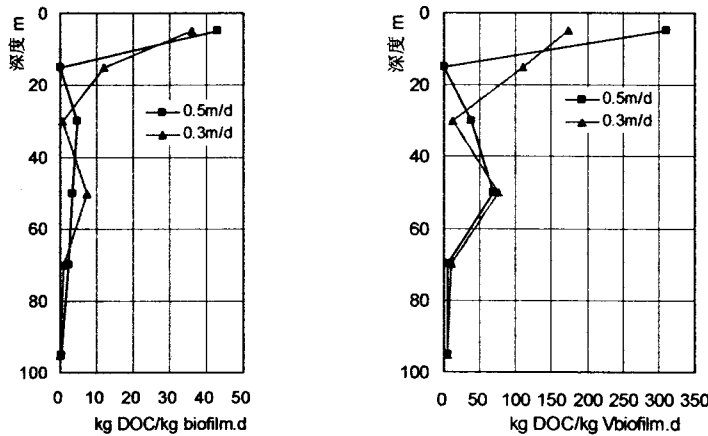


图 5.9 垂直潜流人工湿地沿程溶解性有机物降解的平均速率

(2) 垂向沿程总有机物和颗粒性有机物平均去除率分析

颗粒性有机物在人工湿地中的去除主要有两种途径：一是基质对其截留而得以去除，二是截留下来的颗粒性有机物被微生物进一步去除；而总有机物包括颗粒性有机物和溶解性有机物的共同去除。其各自垂向沿程平均去除率分别参见图 5.10。

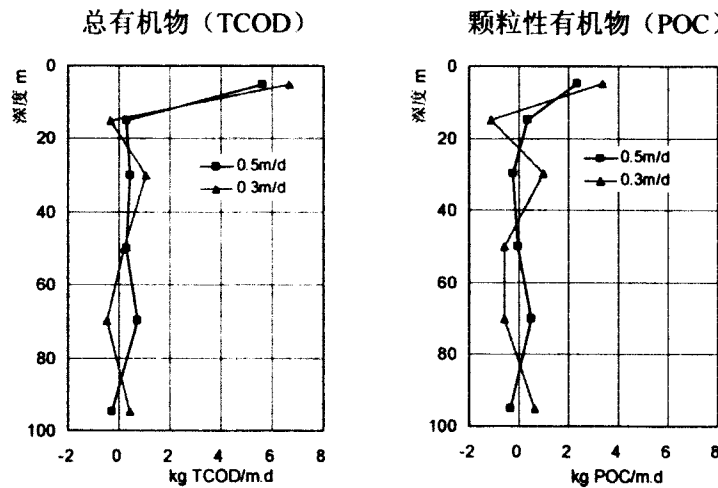


图 5.10 垂向沿程总有机物、颗粒性有机物去除的平均速率

从图 5.10 中可以看出，在垂向沿程的布水管至布水管下 10cm 基质层中，总有机物和颗粒性有机物的去除速率都最高，分别达到 5.63kg/m.d 和 2.36kg/m.d ($0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$)、6.68kg/m.d 和 3.38kg/m.d ($0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$)，同时也可以得出进水水力负荷越小，在该基质层的总有机物、颗粒性有机物的去除速率就越大。而在布水管下 10cm 以下基质层中，总有机物和颗粒性有机物去除的平均速率都较小，其中总有机物最大去除速率也只有 1.05 kg/m.d ($0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 条件下，20~40cm 基质层内)，同层同负荷相应的颗粒有机物最大去除率为 0.98 kg/m.d。

5.3.5 垂直潜流人工湿地理论最大进水负荷

参照垂直潜流人工湿地有效高度的推求结果（有效高度为 60cm），根据不同污染负荷条件下总有机物在不同高度基质层的平均去除速度得出其平均去除速度的拟合曲线（具体见表 5.10）。

表 5.10 沿程总有机物平均去除速度及其拟合曲线 (kg/m.d)

基质层 (cm)	127g/m ² .d 污染负荷 ($0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$)	76g/m ² .d 污染负荷 ($0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$)	任意负荷条件下拟合曲线 (x 为污染负荷、y 为去除速度)
0-10	5.63	6.68	$y = 8.24471 - 0.02059x$
10-20	0.26	-0.34	$y = -1.23412 + 0.01176x$
20-40	0.41	1.05	$y = 2.00373 - 0.01255x$
40-60	0.30	0.19	$y = 0.02608 + 0.00216x$

根据进出水污染负荷量的质量守恒定律，可以得出以下计算公式：

$$(C_{in} - C_{out}) \times q = \sum_{i=1}^4 v_i h_i \times 10^3 \quad (5.3)$$

式中: C_{in} ——进水浓度, mg/L;

C_{out} ——出水浓度, mg/L;

q ——进水水力负荷, $m^3/m^2 \cdot d$;

v_i ——第 i 基质层的总有机物平均去除速度, kg/m.d;

h_i ——第 i 基质层的高度, m。

结合表 5.10 中的拟合曲线, 式 5.3 可表示为:

$$\begin{aligned} (C_{in} - C_{out}) \times q &= \{ (8.24471 - 0.02059x) \times 0.1 + (-1.23412 + 0.01176x) \times 0.1 + \\ &\quad (2.00373 - 0.01255x) \times 0.2 + (0.02608 + 0.00216x) \times 0.2 \} \times 10^3 \\ &= (1.107021 - 0.00296x) \times 10^3 \end{aligned}$$

其中 $x = C_{in} \times q$, 上式又可表示为:

$$(C_{in} - C_{out}) \times q = 1107.021 - 2.96C_{in} \times q \quad (5.4)$$

参照《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB18918-2002)对有机物最高允许排放浓度的规定(表 5.11), 可以得出不同排放浓度条件下, 以砂子为基质、有效高度为 60cm 的垂直潜流人工湿地的进水浓度和进水水力负荷的相关方程式(式 5.5~式 5.8), 其规律曲线图见图 5.11。

表 5.11 总有机物最高允许排放浓度(日均值, mg/L)

基本控制项目	一级标准		二级标准	三级标准
	A 标准	B 标准		
总有机物 (C_{out})	50	60	100	120

$$\text{一级 A 标准: } 3.96C_{in} \times q - 50 \times q = 1107.021 \quad (5.5)$$

$$\text{一级 B 标准: } 3.96C_{in} \times q - 60 \times q = 1107.021 \quad (5.6)$$

$$\text{二级标准: } 3.96C_{in} \times q - 100 \times q = 1107.021 \quad (5.7)$$

$$\text{三级标准: } 3.96C_{in} \times q - 120 \times q = 1107.021 \quad (5.8)$$

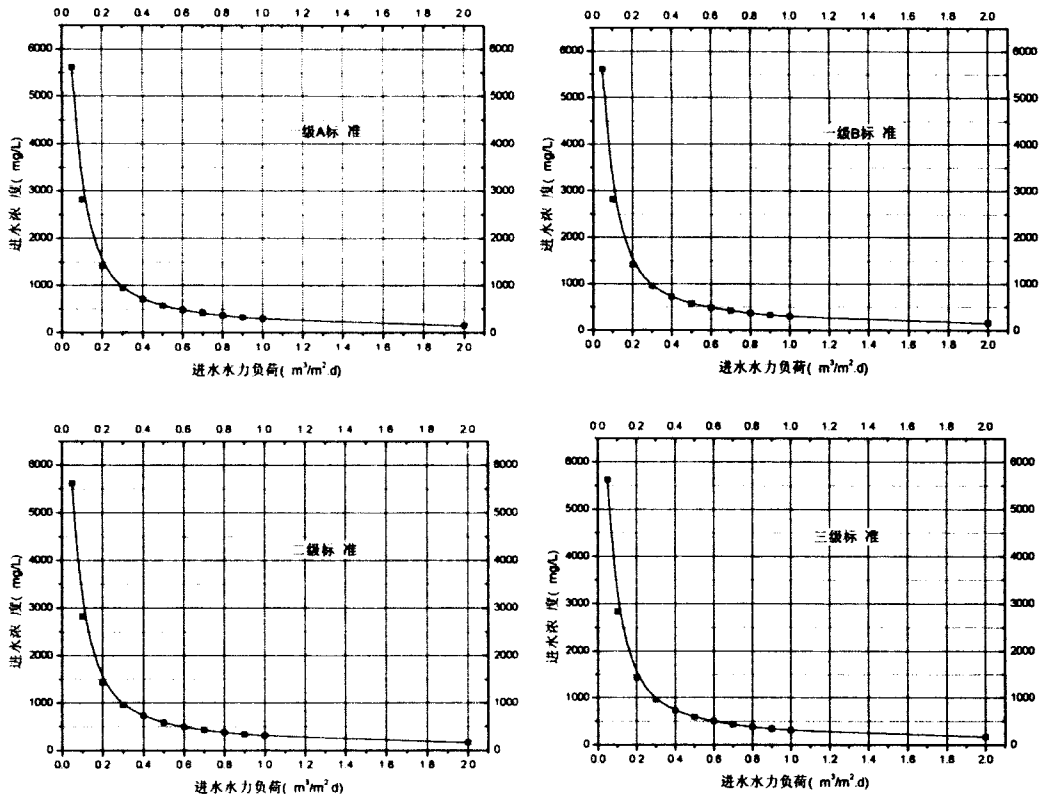


图 5.11 垂直潜流人工湿地的进水浓度和进水水力负荷规律曲线图

根据图 5.11 可直观地确定进水水力负荷和进水总有机物浓度的相关关系，但值得注意的一点就是，两者相互关系完全建立在以砂子为基质的垂直潜流人工湿地未发生堵塞的前提条件下。

5.4 垂直潜流人工湿地有机物积累规律研究

5.4.1 垂向沿程有机物积累量变化

人工湿地基质间积累的有机物主要包括两部分：可溶性有机物（采用 0.45 μ m 中速滤纸加以定量）和不可溶性有机物，其中可溶性有机物在短时间内较易被微生物所降解。在不同进水水力负荷条件下，垂向沿程不同高度基质间有机物的积累情况见表 5.12 所示。

表 5.12 垂向沿程不同高度基质间有机物积累量 (mg/mL_{基质})

基质层 (cm)	0.5m ³ /m ² .d 负荷条件下			0.3m ³ /m ² .d 负荷条件下		
	可溶性 有机物	不可溶性 有机物	总有机物	可溶性 有机物	不可溶性 有机物	总有机物
0	0.00136	0.00224	0.00360	0.00032	0.00544	0.00576
10	0.00024	0.00168	0.00192	0.00064	0.00288	0.00352
20	0.00024	0.00472	0.00496	0.00040	0.00144	0.00184
40	0.00016	0.00312	0.00328	0.00064	0.00088	0.00152
60	0.00006	0.00136	0.00192	0.00024	0.00040	0.00064
80	0	0	0	0	0.00014	0.00014
合计	0.00256	0.01312	0.01568	0.00224	0.01118	0.01342

从表 5.12 中可以看出, 在基质间积累的有机物主要是不可溶有机物。当进水水力负荷为 0.5m³/m².d 条件下, 垂向沿程的可溶性有机物积累量随着深度的加深呈明显的递减态势, 而不可溶性有机物的积累量在布水管下 20cm 处达到最大值 (为 0.00472 mg/mL_{基质}); 在水力负荷为 0.3m³/m².d 条件下, 垂向沿程的不可溶性有机物积累量随着深度的加深也呈明显降低的趋势, 在布水管出口处高度的量达到最大值 (为 0.00544 mg/mL_{基质})。比较不同水力负荷条件下的各形态有机物积累量表明, 进水水力负荷越高, 总基质层中的各形态有机物量也就越高。垂向沿程不同高度基质层内各形态有机物的平均含量见图 5.12。

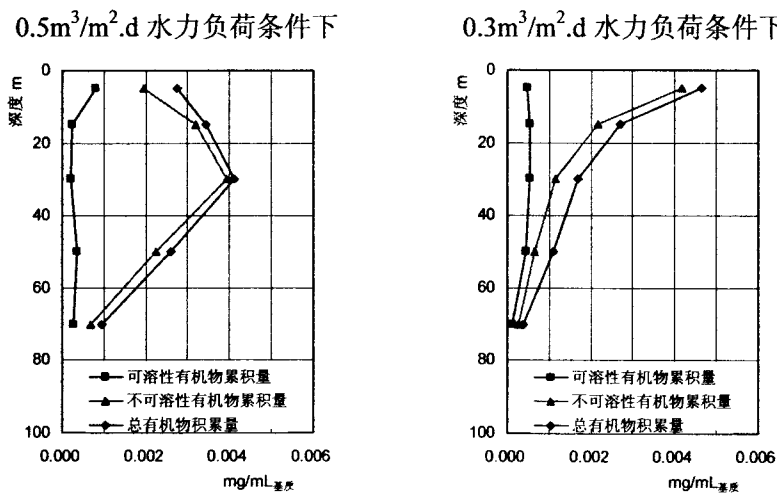


图 5.12 垂向沿程不同高度基质层内各形态有机物的平均含量

5.4.2 垂向沿程累积有机物粒径分析

在 $0.5 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 进水水力负荷条件下, 对布水管高度基质间有机物的粒径大小分析结果如表 5.13。从表中可以看出, 在该高度基质间有机物的粒径主要集中在 $5\mu\text{m}$ 以上, 上(布水管处)下(布水管下 10cm 处)两层分别占 86.2%和 80.7%; 对上下两层不可溶有机物粒径分析得出, 布水管处(上层)基质间大于 $5\mu\text{m}$ 的不可溶有机物含量较布水管下 10cm 处高, 而 $0.45\sim 2\mu\text{m}$ 、 $2\sim 5\mu\text{m}$ 两种粒径的不可溶有机物在上下两基质层中的含量基本相近。

表 5.13 布水管高度基质间不可溶有机物粒径分布

粒径		$0.45\sim 2\mu\text{m}$	$2\sim 5\mu\text{m}$	$>5\mu\text{m}$
含量 (mg/mL 基质)	布水管处	0.0000862	0.000224	0.00193
	布水管下 10cm 处	0.0000969	0.000221	0.00141

为解释基质间大于 $5\mu\text{m}$ 的不可溶有机物含量高是否是由于进水中其量高的缘故, 对进、出水中不可溶性有机物的粒径进行检测, 结果如 5.14 所示。结合表 5.13 和表 5.14, 推测基质间 $5\mu\text{m}$ 以上有机物含量高的缘故可能是不同粒径不可溶有机物积累的缘故。

表 5.14 人工湿地系统进、出水中不可溶性有机物粒径分布 (mg/L)

粒径	$0.45\sim 2\mu\text{m}$	$2\sim 5\mu\text{m}$	$>5\mu\text{m}$
进水	22	40	16
出水	2	12	14

5.5 垂直潜流人工湿地有机物迁移转化去向定量估算

在垂直潜流人工湿地中, 有机物得以去除的途径主要包括: (1)被基质截留, (2)被基质吸收, (3)被微生物分解和利用, (4)被植物吸收。各形态有机物去除途径可参见图 5.13。

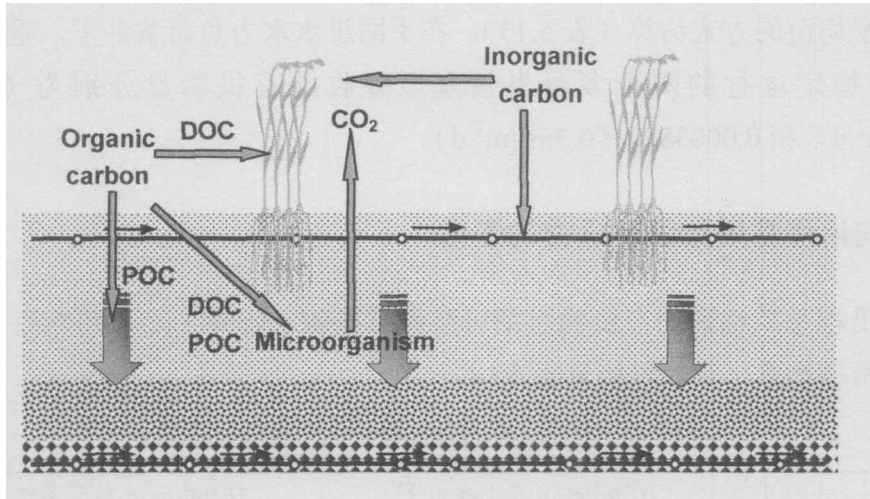


图 5.13 垂直潜流人工湿地中各形态有机物去除途径示意图

5.5.1 垂向沿程基质吸收有机物的变化

在不同水力负荷条件下，垂向沿程基质对有机物的吸收量见表 5.12 所示。

表 5.12 垂向沿程基质对有机物的吸收量 $\text{g/kg}_{\text{基质}}$

水力负荷条件	布水管以下垂向沿程距离 (cm)						
	0	10	20	40	60	80	110
$0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$	0.00	0.00	0.21	8.72	1.51	0.00	0.00
$0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$	0.64	0.10	0.00	5.93	0.49	0.00	0.00

从表 5.12 中可以看出，基质对有机物的吸收主要集中在布水管下 40cm 处，而进水水力负荷越大，单位重量基质对有机物的吸收量也就越大。

表 5.13 垂向沿程基质对有机物平均吸收总量估算表

基质层 (cm)	基质层体积 (m^3)	$0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 负荷条件下			$0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 负荷条件下		
		有机物吸附平均值 ($\text{g/kg}_{\text{基质}}$)	有机物吸附平均值 ($\text{g/m}^3_{\text{基质}}$)	有机物吸附总量 (g)	有机物吸附平均值 ($\text{g/kg}_{\text{基质}}$)	有机物吸附平均值 ($\text{g/m}^3_{\text{基质}}$)	有机物吸附总量 (g)
0-10	0.075	0	0	0	0.370	0.000142	0.000011
10-20	0.075	0.105	0.000040	0.000003	0.050	0.000019	0.000001
20-40	0.150	4.465	0.001717	0.000258	2.965	0.001140	0.000171
40-60	0.150	5.115	0.001967	0.000295	3.210	0.001235	0.000185
60-80	0.150	0.755	0.000290	0.000044	0.245	0.000094	0.000014
80-110	0.225	0	0	0	0	0	0
合计	0.825	—	—	0.0006	—	—	0.000382

采用平均值的方式估算(表 5.13), 在不同进水水力负荷条件下, 垂直潜流人工湿地稳定运行的两个多月里被基质吸收的有机物量分别为 0.0006g (0.5m³/m².d) 和 0.000382g (0.3m³/m².d)。

5.5.2 垂向沿程基质截留有机物的变化

垂向沿程基质截留的有机物包括可溶性有机物(DOC)和不可溶性有机物(POC)两种形态, 具体量值见表 5.14。

表 5.14 垂向沿程基质间有机物平均积累量估算表

基质层 (cm)	基质层 体积 (m ³)	0.5m ³ /m ² .d 负荷条件下			0.3m ³ /m ² .d 负荷条件下		
		可溶 有机物 (g)	不可溶 有机物 (g)	总有机物 (g)	可溶 有机物 (g)	不可溶 有机物 (g)	总有机物 (g)
0-10	0.075	0.060	0.147	0.207	0.036	0.312	0.348
10-20	0.075	0.018	0.240	0.258	0.039	0.162	0.201
20-40	0.150	0.030	0.588	0.618	0.078	0.174	0.252
40-60	0.150	0.054	0.336	0.390	0.066	0.096	0.162
60-80	0.150	0.042	0.102	0.144	0.018	0.041	0.059
80-110	0.225	0	0	0	0	0.016	0.016
合计	0.825	0.204	1.413	1.617	0.237	0.801	1.038

从表中可以看出, 进水水力负荷越大, 基质间积累的有机物总量也就越大。垂直潜流人工湿地稳定运行两个多月后, 基质间累计的可溶性有机物量、不可溶性有机物量和总有机物量分别为 0.204g、1.413 g、1.617g (0.5m³/m².d) 和 0.237g、0.801g、1.038g (0.3m³/m².d)。

5.5.3 垂向沿程有机物迁移转化初步定量估算

垂直潜流人工湿地中有机物的去除主要包括四个方面, 用公式表示为:

$$OS_{total} = OS_{sa} + OS_{plant} + OS_{sw} + OS_{bio} \quad (5.9)$$

式中: OS_{total} ——垂直潜流人工湿地中去除总的有机物, g;

OS_{sa} ——被基质吸收的有机物, g;

OS_{plant} ——被植物吸收利用的有机物, g;

OS_{sw} ——被基质截留的有机物, g;

OS_{bio} ——被微生物吸收和利用的有机物, g;

根据垂直潜流人工湿地运行两个多月来进水的有机负荷, 其中总有机物、颗粒性有机物、可溶性有机物量见表 5.15。采用公式 5.9 推求各去除方式对总有机物的去除量见表 5.16。

表 5.15 不同水力负荷条件下进水的总有机物负荷

水力负荷条件	可溶性有机物 (DOC, g)	不可溶性有机物 (POC, g)	总有机物 (g)
$0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$	3847.5	1867.5	5715
$0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$	2308.5	1120.5	3429

表 5.16 垂直潜流人工湿地中有机物迁移转化初步估算

水力负荷条件 有机物迁移途径	$0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$		$0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$	
	数值	百分比	数值	百分比
基质吸收有机物量	0.0006	0.00001%	0.000382	0.00001%
基质间有机物积累量	1.617	0.028%	1.038	0.030%
植物吸收利用量	5713.382	99.972%	3427.962	99.970%
微生物吸收利用量				

从表 5.16 中可以看出, 进入垂直潜流人工湿地中的有机物绝大部分都被生物(植物和微生物)吸收利用而得以去除, 基质间有机物的积累量相对基质吸收量而言量值较大, 但在相对生物去除途径看其值是微乎其微的; 不同进水水力负荷条件下, 四种有机物去除方式的去除率略有差别, 但相差不大。

不同进水负荷条件下, 不同形态有机物(POC、DOC)的去除方式及数量如表 5.17 所示。从表中可以看出, 可溶性有机物和不可溶性有机物绝大多数都被有机物所去除, 由此得出结论, 污水中的不可溶性有机物在进入人工湿地后虽然暂时得以截留, 但最终还是被微生物(有可能是植物)所利用而得以去除。

表 5.17 垂直潜流人工湿地中各形态有机物迁移转化估算

水力负荷 迁移途径	$0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$				$0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$			
	DOC		POC		DOC		POC	
	数值	%	数值	%	数值	%	数值	%
基质吸收	0.0006	0.000016	0	0.00	0.000382	0.000017	0	0.00
基质间积累	0.204	0.005302	1.413	0.08	0.237	0.045	0.801	0.07
植物吸收	3847.3	99.99	1866.09	99.92	2307.46	99.96	1119.7	99.93
微生物利用								

5.6 本章小结

5.6.1 本章主要研究结论

(1) 在垂直潜流人工湿地中, 布水管至布水管下 10cm 基质层内既是污水大气复氧最活跃, 又是有机物去除效果最好的基质层。理论推导出大气复氧是提高污水中氧量的重要途径, 进水水力负荷越小, 则大气复氧量就越大, 同时首次提出了基质间污水的大气复氧概念模型, 根据大气复氧概念模型有效的解释了垂向沿程有机物好氧分解所需氧量的来源。

(2) 在垂直潜流人工湿地的垂向沿程上, 有机物的去除主要集中在布水管至布水管下 10cm 的基质层内, 总有机物、POC 和 DOC 的去除速率都处于最大, 分别为 5.63kg/m.d、2.36kg/m.d、310.7kgDOC/kg 挥发性生物膜.d ($0.5\text{m}^3/\text{m}^2\text{.d}$) 和 6.68kg/m.d、3.38kg/m.d、172.55kgDOC/kg 挥发性生物膜.d ($0.3\text{m}^3/\text{m}^2\text{.d}$); 进水水力负荷越小, 垂直潜流人工湿地对有机物的去除率也越高, 在布水管至布水管下 10cm 的基质层内有机物的去除效果也越明显。

(3) 当以粗砂作为垂直潜流人工湿地基质时, 在进水水力负荷小于等于 $0.5\text{m}^3/\text{m}^2\text{.d}$ 条件下, 其对有机物去除的有效高度为 60cm; 挥发性生物膜也主要集中在 60cm 以上基质层内。同时根据不同污染负荷条件下总有机物在不同高度基质层的平均去除速度得出进水浓度和进水水力负荷的规律曲线。

(4) 进入垂直潜流人工湿地的有机物绝大部分都被生物吸收利用而得以去除; 虽然污水中不可溶有机物暂时会得以截留, 但最终还是被生物所利用而被分解。

5.6.2 本章创新点

(1) 首次提出了基质间污水的大气复氧概念模型, 并根据大气复氧概念模型有效的解释了垂向沿程有机物好氧分解所需氧量的来源; 同时试验得出垂直潜流人工湿地中有机物的去除主要集中在布水管至布水管下 10cm 的基质层内。

(2) 试验得出有机物去除的有效高度为 60cm (进水负荷为 $0.5\text{m}^3/\text{m}^2\text{.d}$ 、砂子为基质), 同时得出进水浓度和进水水力负荷的规律曲线。

第6章 垂直潜流人工湿地堵塞成因及机理研究

6.1 概述

垂直潜流人工湿地因其充分利用了湿地的空间,发挥了系统间的协同作用,使其处理能力也得到了大幅度提高,但随着该类型人工湿地的长期运行,含细粒径基质层的人工湿地会发生堵塞现象,从而导致湿地系统渗透系数明显减小,基质表面严重雍水,引发恶臭,恶化运行环境;雍水还阻隔氧气向基质层内扩散,进而降低污染物(有机物和氨氮等)的去除效果。

有研究表明,填料粒径、有机物负荷、SS和微生物等的分布都有可能影响垂直潜流人工湿地基质间的堵塞,造成雍水现象,但其堵塞真正的成因尚不清楚,有待进一步研究。另外,根据人工湿地堵塞过程三阶段的描述:①渗滤速率接近开始运行水平,但呈现下降趋势;②渗滤速率缓慢稳定下降;③填料表面间歇到持续积水;为有效预防垂直潜流人工湿地基质间堵塞的发生,有必要预测基质内部产生堵塞或基质表面发生雍水现象所需时间,从而确定人工湿地堵塞雍水程度及人工湿地运行多长时间后需采取反堵塞措施加以预防,这对于垂直潜流人工湿地的持续运行具有重要的实践意义。

本章主要通过分析垂直潜流人工湿地基质间堵塞物各成分与雍水面积和沿程孔隙率的相关关系,确定垂直潜流人工湿地堵塞的成因;同时在分析基质间堵塞物成分积累情况的基础上,提出基质间不可滤物质累积微观模型,进而为解决小粒径基质的人工湿地堵塞问题提供理论参考。

6.2 试验材料与方法

6.2.1 潜流人工湿地系统

(1) 雍水试验人工湿地系统

试验共采用3个平行的人工湿地反应器(编号为I、II、III),每个反应器平面尺寸为1.5m×0.5m,池高1.4m,基本结构如图6.1所示。反应器内由上至

下依次填充粗砂 (0~70cm)、瓜子片 (70~95cm) 和大砾石 (95~120cm), 距基质表面 10cm 以下布设布水系统, 集水系统距单池底部 2.5cm。反应器的基质表层都种植芦苇, 种植密度为 4 根茎/m²。

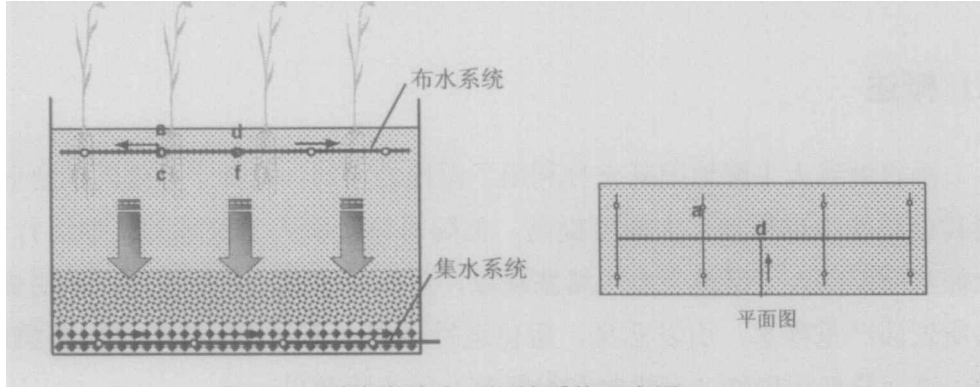


图 6.1 垂直潜流人工湿地系统示意图

(2) 孔隙率试验人工湿地系统

试验共采用 2 个平行的人工湿地反应器 (编号为 C、D), 每个反应器平面尺寸为 1.5m×0.5m, 池高 1.4m, 基本结构如图 6.2 所示。反应器内由上至下全部填充粗砂 (0~120cm), 距基质表面 10cm 以下布设布水系统, 集水系统距单池底部 2.5cm。布水管以下依次布置#1~#5 取样点, 其距布水管间距依次为 10cm、20cm、40cm、60cm、80cm (在以下数据分析过程中以布水管处高度为 0m 高度)。反应器的基质表层都种植芦苇, 种植密度为 4 根茎/m²。

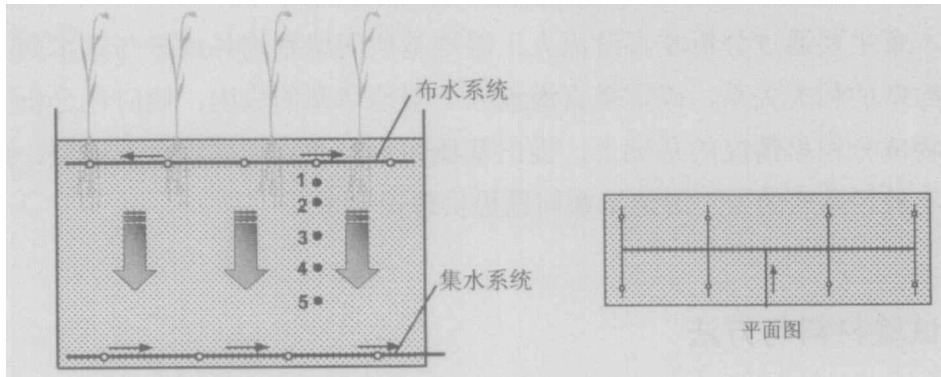


图 6.2 垂直潜流人工湿地系统示意图

6.2.2 进水水质与水力负荷

(1) 雍水试验

实验采用上海市莘庄污水处理厂初沉池出水作为垂直潜流人工湿地反应器

的进水, 进水水质见表 6.1。采用连续进水方式, 布水水力负荷为 $0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$, 进水有机负荷为 $52.5\sim 194.5\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 。

表 6.1 垂直潜流人工湿地反应器的进水水质 (mg/L, pH 值除外)

水质指标	pH 值	SS	COD	TP	$\text{NH}_4^+\text{-N}$
水质变化范围	6.9~7.9	64~192	105~389	2.89~5.67	18.6~49.5
平均值	7.3	113	285	4.12	33.4

(2) 孔隙率试验

实验采用上海市莘庄污水处理厂初沉池出水絮凝沉淀后作为垂直潜流人工湿地反应器的进水, 进水水质见表 6.2。采用连续进水方式, 反应器 C 和 D 的布水水力负荷分别为 $0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 和 $0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$, 进水有机负荷分别为 $66.5\sim 136\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 和 $39.9\sim 81.6\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 。

表 6.2 垂直潜流人工湿地反应器的进水水质 (mg/L, pH 值除外)

水质指标	pH 值	SS	COD	TP	$\text{NH}_4^+\text{-N}$
水质变化范围	6.95~7.9	64~192	133~310	1.17~2.66	13.0~39.7
平均值	7.3	113	225	1.75	25.0

6.2.3 检测方法

(1) 基质间不可滤物质含量的测定

基质间截留有机物含量检测方法: 首先从各取样点取出一定量的基质样品, 用 200mL 蒸馏水轻轻冲洗, 然后用滤膜法测定水溶液中基质截留有机物质的含量, 其计算方法为:

总固体重 (103~105℃蒸干) = 可滤有机物 + 不可滤有机物 + 可滤无机物 + 不可滤无机物

总固体灼烧后重 (600℃灼烧) = 可滤无机物 + 不可滤无机物

溶解性固体重 (0.45 μm 滤膜过滤后 103~105℃蒸干) = 可滤有机物 + 可滤无机物

溶解性固体灼烧后重 (600℃灼烧) = 可滤无机物

其中基质间物质总含量即为总固体重, 不可滤物质含量由不可滤有机物和不可滤无机物组成, 而不可滤物质的有机物含量包括可滤有机物和不可滤有机物, 试验测得的不可滤物质重量、有机物质重量分别减去空白值即为基质间不

可滤物质、有机物质成分的重量。

(2) 孔隙度 (n) 测算

取垂直潜流人工湿地反应器布水管下 0、10、20、40、60、80cm 的基质各 10mL (V), 烘干后称其重量 (m_s), 根据公式计算:

$$n = \frac{e}{1+e} = \frac{\frac{G_s \rho_w}{\rho_d} - 1}{1 + (\frac{G_s \rho_w}{\rho_d} - 1)} = 1 - \frac{\rho_d}{G_s \rho_w} \quad (6.1)$$

式中: e —— 孔隙比;

G_s —— 基质比重;

ρ_w —— 4°C 时蒸馏水的密度;

ρ_d —— 干密度, $\rho_d = m_s / V$ 。

基质比重采用比重瓶法测定。事先将比重瓶注满蒸馏水, 称瓶加水的质量, 然后把烘干基质若干克装入该空比重瓶, 再加蒸馏水至满, 称瓶加基质加水的质量, 按式 6.2 求基质比重:

$$G_s = \frac{m_s}{m_1 + m_s - m_2} \quad (6.2)$$

式中: m_1 —— 瓶加水的质量;

m_2 —— 瓶加基质加水的质量;

m_s —— 烘干基质的质量。

6.3 垂直潜流人工湿地堵塞成因分析

6.3.1 基质间物质各成分与雍水面积的相关分析

试验垂直潜流人工湿地反应器运行一段时间后各单池表面雍水面积见表 6.3。同时, 对雍水后各反应器内不同基质高度采样发现, 大量的基质间物质主要集中在距表面 20~30cm 高的基质层中。

表 6.3 人工湿地系统表面雍水状况

反应器编号	I	II	III
雍水面积 (m ²)	0.0117	0.0938	0.375

单位基质间总物质平均含量、不可滤物质含量和有机物质含量见表 6.4。

表 6.4 单位基质间物质各成分平均含量 mg/mL_{基质}

反应器编号	I	II	III
基质间物质总含量	23.12	24.74	21.26
不可滤物质含量	18.21	19.30	21.78
有机物质含量	8.74	7.98	8.34

结合表 6.3 和表 6.4 的相关性分析可以得出, 在人工湿地反应器系统中, 雍水面积与单位基质间不可滤物质的平均含量呈显著相关, 相关度达 0.996, $p < 0.055$ (样本数为 3), 而与基质间物质总含量、有机物质含量没有相关性 (相关度分别为 -0.764 和 -0.807)。可以推测, 单位体积基质间所含的不可滤物质可能是本试验条件下人工湿地雍水的主要因素。

根据拟合分析得出, 在芦苇垂直潜流人工湿地反应系统中 (砂子为基质), 堵塞物质和雍水面积的相关关系式 ($R^2=0.9927$) 如下:

$$y = 9.5677x + 18.231 \quad (6.3)$$

式中: y — 基质间不可滤物质含量;

x — 基质表面雍水面积 (m²);

从式 6.3 中可以看出, 每毫升基质间不可滤有机物和不可滤无机物之和平均超过 18.231mg 时, 即会发生雍水现象。

6.3.2 垂向沿程基质间物质各成分与基质空隙度相关性分析

在人工湿地运行一段时间后对其垂向沿程基质层的孔隙度进行检测分析, 结果见表 6.5。

表 6.5 垂向沿程不同高度基质层的孔隙度及其计算参数

水力负荷条件	垂向沿程高度	V (mL)	m_s (mg)	m_l (mg)	m_2 (mg)	G_s	n (%)
0.5 $m^3/m^2 \cdot d$	0cm	10	13.0015	40.8594	47.8618	2.1672	40.01
	10cm		17.0020		51.3367	2.6058	34.75
	20cm		19.3393		50.4676	1.9874	2.69
	40cm		16.4971		51.1837	2.6725	38.27
	60cm		14.7704		50.0723	2.6577	44.43
0.3 $m^3/m^2 \cdot d$	0cm	10	14.9615	40.8594	50.1412	2.6342	43.20
	10cm		17.6931		52.0791	2.7332	35.27
	20cm		16.1047		50.3741	2.4438	34.10
	40cm		14.9866		50.2542	2.6801	44.08
	60cm		14.9067		49.3337	2.3174	35.68

从表 6.5 中可以看出,在布水管下 10~20cm 处基质的孔隙度都有减少趋势,在进水水力负荷大的情况下,该现象更为显著(0.5 $m^3/m^2 \cdot d$ 负荷条件下,布水管下 20cm 处基质间孔隙度只有 2.69%)。

表 6.6 垂向沿程基质孔隙度和基质间累积物质量的相关性分析

基质层 (cm)	0.5 $m^3/m^2 \cdot d$ 负荷条件下				0.3 $m^3/m^2 \cdot d$ 负荷条件下			
	可溶性 有机物	不可溶 有机物	总 有机物	总不可 滤物质	可溶性 有机物	不可溶 有机物	总 有机物	总不可 滤物质
0-10	0.00136	0.00224	0.00360	0.00896	0.00032	0.00544	0.00576	0.01416
10-20	0.00024	0.00168	0.00192	0.01144	0.00064	0.00288	0.00352	0.00488
20-40	0.00024	0.00472	0.00496	0.01368	0.00040	0.00144	0.00184	0.01096
40-60	0.00016	0.00312	0.00328	0.01008	0.00064	0.00088	0.00152	0.01184
60-80	0.00006	0.00136	0.00192	0.01056	0.00024	0.00040	0.00064	0.00712

对沿程不同高度的孔隙度减少量和基质间总有机物含量、不溶性有机物含量、可溶性有机物含量、基质间不可滤物质含量(不可滤无机物+不可滤有机物)的相关性分析表明(表 6.6),0.5 $m^3/m^2 \cdot d$ 负荷条件下其相关系数分别为 0.173、0.881*、0.786 和 0.883*,在 0.3 $m^3/m^2 \cdot d$ 负荷条件下其相关系数分别为 0.184、0.363、0.381 和 0.704。不同进水水力负荷条件下各因素的相关系数表明,对于基质间孔隙度的变化主要是由基质间总不可滤物质(包括不可滤有机物和不可滤无机物)所引起,而其中不可溶有机物也是其重要的影响因素。

6.4 垂直潜流人工湿地堵塞物积累规律研究

6.4.1 基质间堵塞物含量分布

1. 基质间不可滤物质含量的分布

人工湿地系统中基质间不可滤物质含量的分布如表 6.7 所示。根据表 6.7 中数据分析,比较取样点 b 和取样点 c~f,发现布水口周围单位基质间不可滤物质含量较其它位置高,由此可见,布水口附近更易造成基质堵塞。比较取样点 b 和 c、取样点 e 和 f 发现,不可滤无机物质和不可滤有机物质的比值都是取样点 c 和 f 高,不可滤无机物质随着水流方向呈现沿程迁移的趋势。从不可滤无机物和不可滤有机物的比值来看,反应器的 13 个取样点中有 12 个取样点该比值大于 1,比值范围为 1.21~7.24,由此可见,在本试验条件下垂直潜流人工湿地运行的结果是不可滤无机物积累的程度比不可滤有机物更明显。

表 6.7 人工湿地系统中基质间不可滤物质含量分布 mg/mL_{基质}

反应器编号	取样点	不可滤有机物质	不可滤无机物质	不可滤物质	无机/有机
I	b	7.50	16.40	23.90	2.19
	c	4.00	15.44	19.44	3.86
	e	4.64	3.84	8.48	0.83
	f	8.24	12.80	21.04	1.55
II	b	8.00	19.68	27.68	2.46
	c	2.56	14.00	12.56	5.47
	e	6.96	8.40	6.96	1.21
	f	7.68	9.92	17.60	1.29
III	b	4.24	22.32	26.56	5.26
	c	2.88	10.16	13.04	3.53
	d	3.36	10.32	13.68	3.07
	e	5.12	12.24	17.36	2.39
	f	2.00	14.48	16.48	7.24

2. 基质间有机物质含量的分布

人工湿地系统中基质间有机物质含量的分布如表 6.8 所示。

表 6.8 基质间有机物平均含量分布 mg/mL 砂子

反应器编号	取样点	可滤有机物	不可滤有机物	总有机物量
I	b	4.50	7.50	12.00
	c	1.92	4.00	5.92
	e	2.40	4.64	7.04
	f	1.76	8.24	10.00
II	b	0.48	8.00	8.48
	c	0.56	2.56	3.12
	e	3.04	6.96	10.00
	f	2.64	7.68	10.32
III	b	2.00	4.24	6.24
	c	2.40	2.88	5.28
	d	5.44	3.36	8.80
	e	1.76	5.12	6.88
	f	4.16	2.00	6.16

从表 6.8 可以看出, 绝大部分取样点基质间物质中不可滤有机成分含量都大于可滤有机成分含量, 由于进水中的可滤有机成分比不可滤有机成分多 (2005 年 10 月 24 日~2006 年 2 月 4 日间进水中两者监测数据平均值分别为 136mg/L 和 74mg/L), 推测不可滤有机物可能得到有效积累, 且可滤有机物的降解速率亦快于不可滤有机物的降解速率。

6.4.2 不可滤物质积累微观概念模型的假设

对基质间累积物电镜检测发现, 基质间累积物 (有机物和无机物) 呈絮团状 (图 6.3, a), 同比例检测进水结果如图 6.3 中 b 所示。结合累积有机物粒径 (表 5.13) 和进出水中不可溶有机物粒径 (表 5.14) 分析推测, 有可能是在基质表面生物膜形成的过程中, 污水中小粒径的悬浮和胶体状态的有机物底物凝聚和吸附在微生物的表面, 进而形成大粒径絮团状的累积物, 从而造成有机物和无机物的共同积累, 由此提出不可滤物质积累的微观概念模型假设 (图 6.4)。

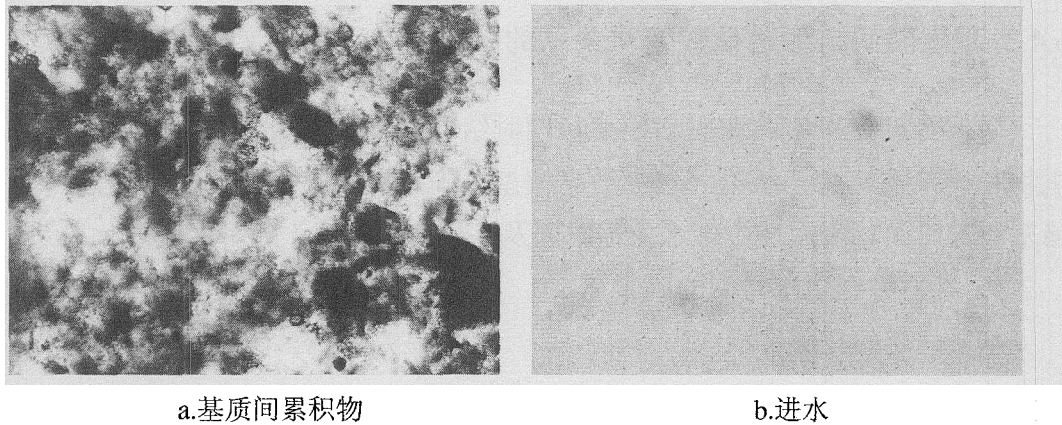


图 6.3 基质间累积物及进水颗粒物电镜检测图

根据不可滤物质积累的微观概念模型假设可以对不可滤物质积累作出如下描述：

在人工湿地进水前，人工湿地基质间存在一定的自然空隙率；在人工湿地进水初期，基质表面逐渐积聚微生物形成生物膜（挂膜过程），在生物膜稳定时其外侧形成初期底物层（主要由多糖类物质、聚尿类物质、有机化合物和无机化合物组成（Thomas R E, 1996; DE V J, 1972），由于多糖类物质和聚尿类物质能形成低密度的凝胶状结构（Rich L G, 1988），所以可以有效的结合未被分解的有机物和无机物），假设此时底物层中的物质减少速率为 v_d （包括有机物降解和无机物迁移两部分），进水中的有机物和无机物在原底物层上积累的速率为 v_a ，生物膜的增长速率为 v_b ，如果 $v_a + v_b > v_d$ ，则生物膜和底物层在连续进水条件下不断增加厚度从而充满基质间空隙，使基质间渗透性能降低，从而造成基质表面雍水的表现现象。

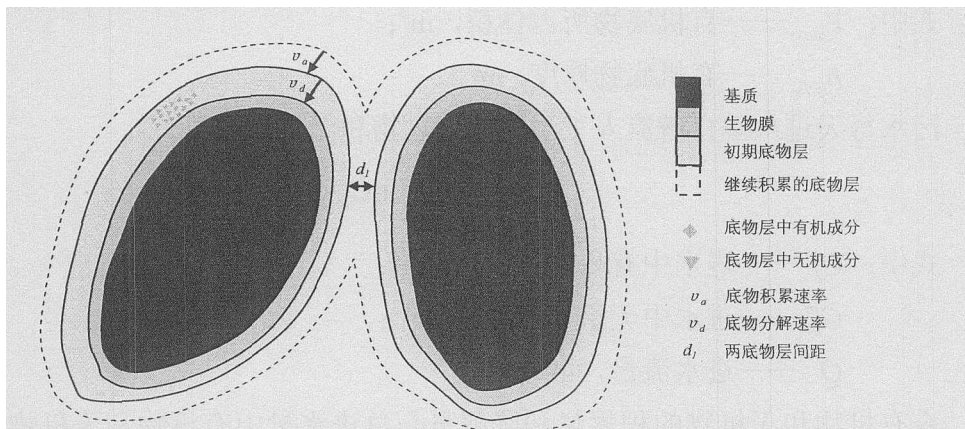


图 6.4 不可滤物质积累的微观概念模型假设

6.4.3 积累时间与渗透系数变化关系的分析

根据有机物积累微观概念模型,同时结合引起基质堵塞是不可滤物质(有机物和无机物)这一结论,建立数学模型以确定在挂膜成功后,基质层内完全堵塞所需时间、表面发生雍水所需时间及基质渗透系数 k 随时间的变化关系。

1. 基质完全堵塞时间的确定

基质间起始孔隙体积

$$V_s = \varepsilon \cdot h_c \cdot A \quad (6.4)$$

式中: V_s —— h_c 高度内基质孔隙体积, m^3 ;

ε ——基质孔隙率, %;

h_c ——堵塞高度, m;

A —— h_c 高度处污水与基质接触的平面投影面积, m^2 。

挂膜结束后生物膜所占体积

$$V_{bio} = h_{bio} \cdot S \quad (6.5)$$

式中: V_{bio} ——生物膜所占体积, m^3 ;

h_{bio} ——生物膜厚度, m;

S ——基质有效表面积, m^2 。

$S = r_s \times V$, r_s 为表面积率, m^2/m^3 ; V 为基质体积。

初始底物层体积

$$V_{mass} = h_{mass} \cdot S \quad (6.6)$$

式中: V_{mass} ——有机底物所占体积, m^3 ;

h_{mass} ——有机底物厚度, m。

污水每天进入垂直潜流人工湿地的有机物和无机物数量

$$M_s^m = (C_o^m + C_{io}^m) \times Q \quad (6.7)$$

式中: C_o^m ——进水中有机物浓度, g/m^3 ;

C_{io}^m ——进水中无机物浓度, g/m^3 ;

Q ——进水流量, m^3/d ;

令有机物和无机物的积累量和降解量与总进水量中有机物和无机物数量的比值分别为 a 和 d , 那么由有机物的积累、降解和无机物的迁移而引起的体积为

$$V_m = \frac{(a-d) \cdot M_s^{in}}{\rho_m \cdot (1-\omega)}$$

$$= \frac{(a-d) \cdot (C_o^{in} + C_{io}^{in}) \times Q}{\rho_m \cdot (1-\omega)} \quad (6.8)$$

式中： V_m ——进水有机物和无机物在积累、降解迁移后所占的体积， m^3/d ；
 ρ_m ——有机物和无机物结合体的密度， g/m^3 ；
 ω ——有机物和无机物结合体的含水率。

挂膜结束后，若 $V_s > V_{bio} + V_{mass}$ 且 $v_d < v_b + v_a$ ，则在 h_c 深度处土壤孔隙堵塞时间 t_c 可表示为：

$$t_c = \frac{V_s - V_{bio} - V_{mass}}{V_m + h_b \cdot r_s \cdot h_c \cdot A}$$

$$= \frac{\varepsilon - (h_{bio} + h_{mass}) \cdot r_s}{(a-d) \cdot (C_o^{in} + C_{io}^{in}) \times Q + h_b \cdot r_s \cdot h_c \cdot A} \cdot h_c \cdot A \quad (6.9)$$

$$\frac{\varepsilon - (h_{bio} + h_{mass}) \cdot r_s}{\rho_m \cdot (1-\omega)}$$

式中： t_c —— h_c 高度内基质孔隙堵塞时间， d ；
 h_b —— t_c 时生物膜的厚度， m 。

有研究表明 (Burchak, 1978)，严重堵塞的砂砾层深度主要取决于它的有效粒径 d_{ef} ，而 $d_{ef} = d_{10}$ ，且有

$$h_c \approx 150d_{ef} \quad (6.10)$$

将式 6.10 代入式 6.9 可得

$$t_c = \frac{\varepsilon - (h_{bio} + h_{mass}) \cdot r_s}{(a-d) \cdot (C_o^{in} + C_{io}^{in}) \times q_m + h_b \cdot r_s \cdot d_{ef}} \cdot d_{ef} \quad (6.11)$$

$$\frac{150 \cdot \rho_m \cdot (1-\omega)}$$

式中： q_m ——有效单位面积的进水负荷， m/d 。

式 6.11 中， ε 、 r_s 、 d_{ef} 由基质种类级配自身决定； ρ_m 、 ω 可以采用经验数值； h_{bio} 、 h_{mass} 和 h_b 根据生物膜特性取用经验值，分别为 $50\mu m$ 、 $1\sim 2mm$ 、 $300\mu m$ ； q_m 、 C_o^{in} 、 C_{io}^{in} 根据进水负荷和进水水质确定。

2. 基质渗透系数与时间的变化关系

根据式 6.7 和式 6.8 推求可得

$$\begin{aligned}
 V_p(t) &= V_p(0) - V_m(t) \\
 &= V_p(0) - \frac{(a-d) \cdot (C_o^m + C_{io}^m) \times Q}{\rho_m \cdot (1-\omega)} \cdot t
 \end{aligned} \quad (6.12)$$

结合式 6.4, 上式可简化为

$$\varepsilon(t) = \varepsilon(0) - \frac{(a-d) \cdot (C_o^m + C_{io}^m) \times q_m}{150 \cdot \rho_m \cdot (1-\omega) \cdot d_{ef}} \cdot t \quad (6.13)$$

式中: t ——挂膜成功后进水时间, d;

基质的渗透速率 k (m/s) 可表示为

$$k = \frac{1}{5} \cdot \frac{g}{\mu} \cdot \frac{\varepsilon^3}{(1-\varepsilon)^2} \cdot \left(\frac{d}{\alpha}\right)^2 \quad (6.14)$$

式中: g ——重力加速度, m/s^2 ;

μ ——废水粘度, m^2/s ;

d ——基质颗粒直径, mm;

α ——颗粒级配。

将式 6.14 代入式 6.13 中可得

$$\begin{aligned}
 k(t) &= \frac{1}{5} \cdot \frac{g}{\mu} \cdot \frac{\varepsilon(t)^3}{(1-\varepsilon(t))^2} \cdot \left(\frac{d}{\alpha}\right)^2 \\
 &= \frac{1}{5} \cdot \frac{g}{\mu} \cdot \frac{\left(\varepsilon(0) - \frac{(a-d) \cdot (C_o^m + C_{io}^m) \times q_m}{150 \cdot \rho_m \cdot (1-\omega) \cdot d_{ef}} \cdot t\right)^3}{\left(1 - \varepsilon(0) - \frac{(a-d) \cdot (C_o^m + C_{io}^m) \times q_m}{150 \cdot \rho_m \cdot (1-\omega) \cdot d_{ef}} \cdot t\right)^2} \cdot \left(\frac{d}{\alpha}\right)^2 \quad (6.15)
 \end{aligned}$$

当基质渗滤达到饱和时, 基质床体表面会积水并表现出雍水现象, 也就是堵塞基质层进水与下渗处于平衡临界状态, 此时 $k(t)=Q/A$, 即基质渗透速率等于水力负荷, 代入 6.15 可求出垂直潜流人工湿地发生雍水的时间 (t)。

6.5 本章小结

6.5.1 本章主要研究结论

(1) 垂直潜流人工湿地发生堵塞雍水的成因主要是基质层中不可滤物质的积累。在本试验条件下,垂直潜流人工湿地堵塞层主要距表面 20~30cm 处;经堵塞物质和雍水面积的相关拟合分析,理论上当每毫升砂子中平均约含有 18.23mg 不可滤物质时,即会发生雍水现象。

(2) 基质间空隙度的减小主要是由基质间不可滤物质所引起,而作为不可滤物质组成部分的不可溶有机物也是基质间空隙度减少的重要影响因素。

(3) 在本试验条件下,垂直潜流人工湿地布水口周围单位基质更容易发生堵塞现象;基质中不可滤无机物积累的程度比不可滤有机物更明显,且有随着水流方向沿程迁移的趋势;基质间积累的有机物主要是不可滤有机物。

(4) 首次提出了基质间不可滤物质积累的微观概念模型,并根据微观概念模型提出基质间完全堵塞所需时间、基质表面发生雍水所需时间及基质渗透系数 k 随时间变化的关系。

6.5.2 本章创新点

(1) 提出引发垂直潜流人工湿地堵塞的主要成因是基质间不可滤物质积累造成,并分析不可滤物质的成分及其各自的关系。

(2) 在分析垂直潜流人工湿地堵塞物成分的基础上,首次提出了基质间不可滤物质积累的微观概念模型,并根据微观概念模型提出基质间完全堵塞所需时间、基质表面发生雍水所需时间及基质渗透系数 k 随时间变化的关系。

第7章 垂直潜流人工湿地中氮素形态分布及转化规律研究

7.1 概述

人工湿地对各形态氮具有良好的去除效果 (Gersberg RM, 1983; Jennifer A Schaafsma, 2000), 其对氮素的去除机制主要包括基质的吸附、过滤、沉淀以及氮的挥发、植物的吸收和湿地中微生物硝化与反硝化脱氮作用的去除 (吴振斌, 2004)。

不同类型的人工湿地对氮素的去除效果亦有差异, 其中垂直潜流人工湿地具有较好的硝化效果 (A Noorvee, 2005; J Paing, 2005), 而水平潜流人工湿地反硝化效果较好 (Hammer, 1994), 因此目前国外多采用垂直潜流人工湿地+水平潜流人工湿地来保证除氮的效果 (S Kantawanichkul, 2001)。但由于人工湿地本身就具有占地面积大这一缺点, 如果再采用两级人工湿地 (垂直潜流+水平潜流) 来保证除氮的效果, 势必会进一步增加人工湿地的占地面积。因此, 为解决这一缺陷, 可根据垂直潜流人工湿地的自身特点, 通过改变其自身的部分环境, 使反硝化效果得到提高, 从而保证污水中氮素得到有效的去除。但垂直潜流人工湿地中氮素的处理机制目前尚不清楚, 因此, 分析垂直潜流人工湿地中氮素形态分布及其氮素转化规律, 对于提高其氮素的去除效果有着重要的理论和实践意义。

本章主要在检测垂直潜流人工湿地垂向沿程各形态氮素浓度的基础上, 分析垂向沿程氮素的量化平衡, 确定垂直潜流人工湿地中氮素的主要去除方式, 同时分析了垂向沿程硝化作用的需氧量、反硝化作用的理论需碳量, 从而为提高垂直潜流人工湿地除氮效果提供理论依据。另外, 本章还在分析各形态氮素在垂向沿程的平均去除速率的基础上, 为实际垂直潜流人工湿地工程设计过程中确定最大进水负荷提供理论参数。

7.2 试验材料和方法

7.2.1 潜流人工湿地系统

试验共采用 2 个平行的人工湿地反应器（编号为 C、D），每个反应器平面尺寸为 $1.5\text{m} \times 0.5\text{m}$ ，池高 1.4m ，基本结构如图 7.1 所示。反应器内由上至下全部填充粗砂（ $0 \sim 120\text{cm}$ ），距基质表面 10cm 以下布设布水系统，集水系统距单池底部 2.5cm 。布水管以下依次布置#1~#5 取样点，其距布水管间距依次为 10cm 、 20cm 、 40cm 、 60cm 、 80cm （在以下数据分析过程中以布水管处高度为 0m 高度）。反应器 C、D 的基质表层都种植芦苇，种植密度为 $4\text{根茎}/\text{m}^2$ 。

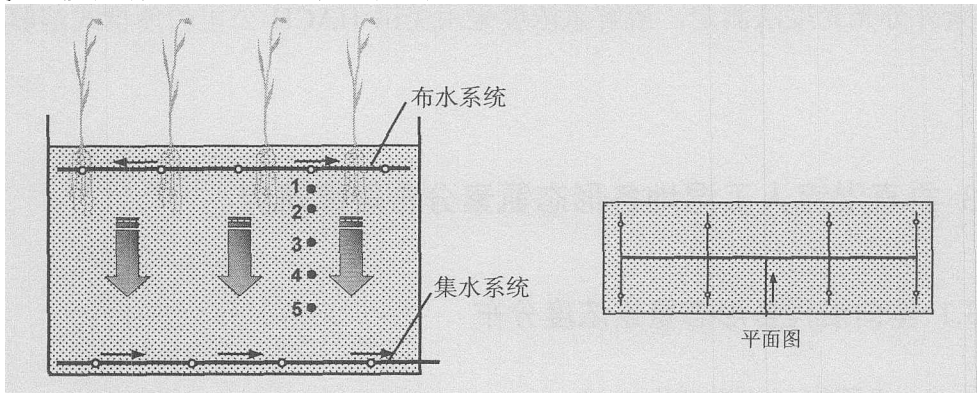


图 7.1 垂直潜流人工湿地系统示意图

7.2.2 进水水质与水力负荷

实验采用上海市莘庄污水处理厂初沉池出水絮凝沉淀后作为垂直潜流人工湿地反应器的进水，进水水质见表 7.1。采用连续进水方式，反应器 C 和 D 的布水水力负荷分别为 $0.5\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ 和 $0.3\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ ，进水氨氮、亚硝态氮、硝态氮和总氮的负荷分别见表 7.2。

表 7.1 垂直潜流人工湿地反应器的进水水质（ mg/L ， pH 值除外）

水质指标	pH 值	SS	COD	TP	NH_4^+-N
水质变化范围	6.95~7.9	64~192	133~310	1.17~2.66	13.0~39.7
平均值	7.3	113	225	1.75	25.0

表 7.2 垂直潜流人工湿地反应器各形态氮素进水负荷 ($\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$)

氮素形态		$\text{NH}_4^+\text{-N}$	$\text{NO}_2^-\text{-N}$	$\text{NO}_3^-\text{-N}$	TN
$0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 负荷下	负荷范围	6.5~19.85	0~0.03	0~0.8	10.9~15.8
	平均负荷	12.5	0.02	0.376	13.5
$0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 负荷下	负荷范围	3.9~11.91	0~0.018	0~0.48	6.51~9.48
	平均负荷	7.5	0.012	0.226	8.1

7.2.3 水质检测方法

COD 采用标准重铬酸钾法测定, 氨氮采用纳氏试剂光度法测定, 亚硝酸盐氮采用分光光度法, 硝酸盐氮采用紫外分光光度法, 总氮采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法测定, 溶解氧浓度采用美国 HACH 公司的便携式溶解氧仪测定。

7.3 垂直潜流人工湿地各形态氮素分布规律研究

7.3.1 垂向沿程各形态氮素浓度分布

1. 沿程氨氮浓度分布

在不同水力负荷条件下 ($0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 和 $0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$), 垂直潜流人工湿地垂向沿程氨氮浓度变化情况见图 7.2 和图 7.3。

从图 7.2 中可以看出, 在 $0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 进水水力负荷条件下, 氨氮的去除主要集中在布水管下 10~80cm 基质层内, 三次检测结果发现在该基质层内氨氮的去除率分别达到 90.8%、93.8%和 88.8%; 而在布水管至布水管下 10cm 处基质层及布水管下 80cm 以下基质层对氨氮的去除效果不明显。

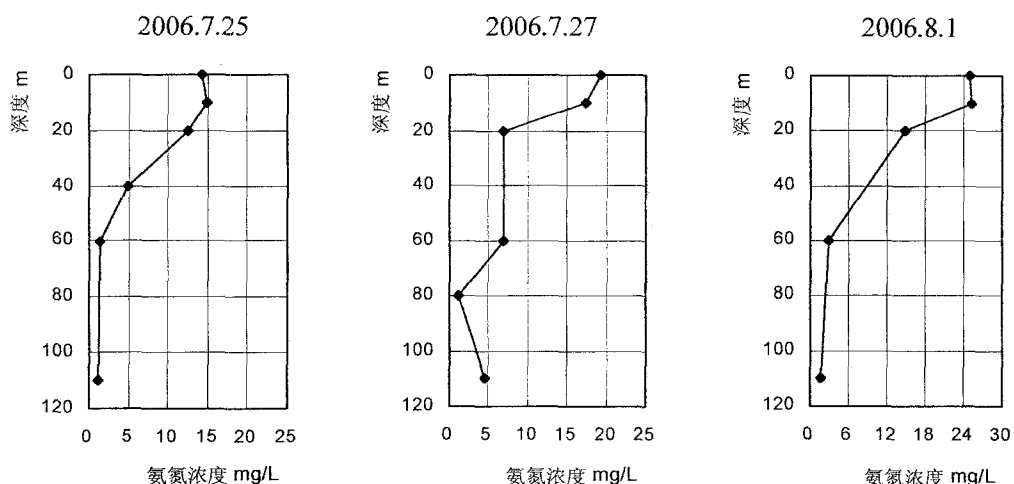


表 7.2 垂直潜流人工湿地垂向沿程氨氮浓度变化 ($0.5\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$)

从图 7.3 中可以看出, 当进水水力负荷为 $0.3\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ 时, 在布水管至布水管下层 10cm 基质层内, 氨氮得到了较大程度的去除, 三次检测发现该基质层对氨氮的去除率分别达到 73.2%、94.2%和 96.0%; 而在布水管下 20cm 处的氨氮浓度又较布水管下 10cm 处的略有升高, 可能是有机氮转化成氨氮, 之后又呈下降趋势。在该水力负荷条件下, 氨氮的去除主要集中在布水管下 10~60cm 基质层内。

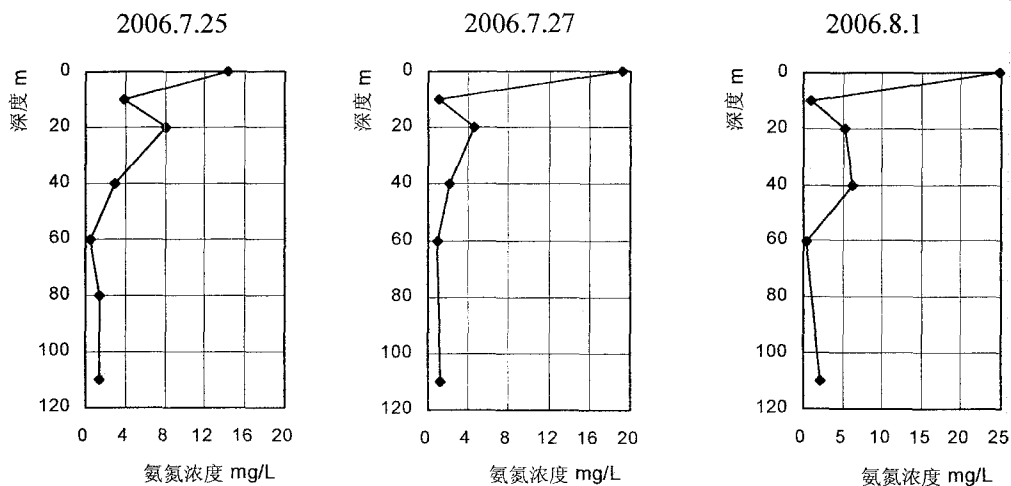


表 7.3 垂直潜流人工湿地垂向沿程氨氮浓度变化 ($0.3\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$)

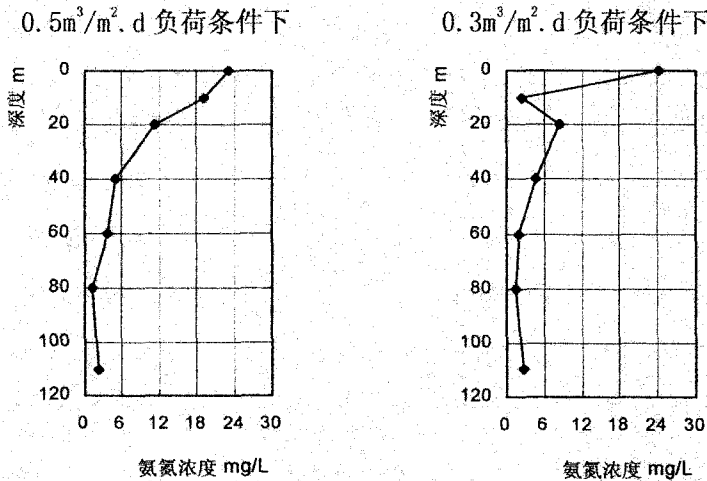


表 7.4 垂直潜流人工湿地垂向沿程氨氮平均浓度

在不同进水负荷条件下，从垂直潜流人工湿地中垂向沿程氨氮的平均浓度分析可以看出（图 7.4），随着沿程深度的加深，氨氮的去除率也随之增长。不同的是在 $0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 进水水力负荷条件下，氨氮浓度随着深度的加深而呈均匀降低趋势；而在 $0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 进水条件下，氨氮浓度呈先迅速降低而后又略有增长，最后缓慢降低的趋势。两种不同进水负荷条件下，对氨氮去除的有效基质高度分别为 80cm ($0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$) 和 60cm ($0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$)。

2. 沿程亚硝酸盐氮浓度分析

在不同水力负荷条件下 ($0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 和 $0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$)，垂直潜流人工湿地垂向沿程亚硝酸盐氮浓度变化情况见图 7.5 和图 7.6。

从图中可以看出，在 $0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 和 $0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 进水水力负荷条件下，从沿程深度看，一般在布水管下 $20\sim 40\text{cm}$ 基质层范围污水中的亚硝酸盐氮浓度达到最高。不同进水负荷条件下比较（2006.7.25 和 2006.8.1），进水水力负荷越低，亚硝酸盐氮浓度达到最大值的深度也就越浅，最大亚硝酸盐氮浓度数值也越大。

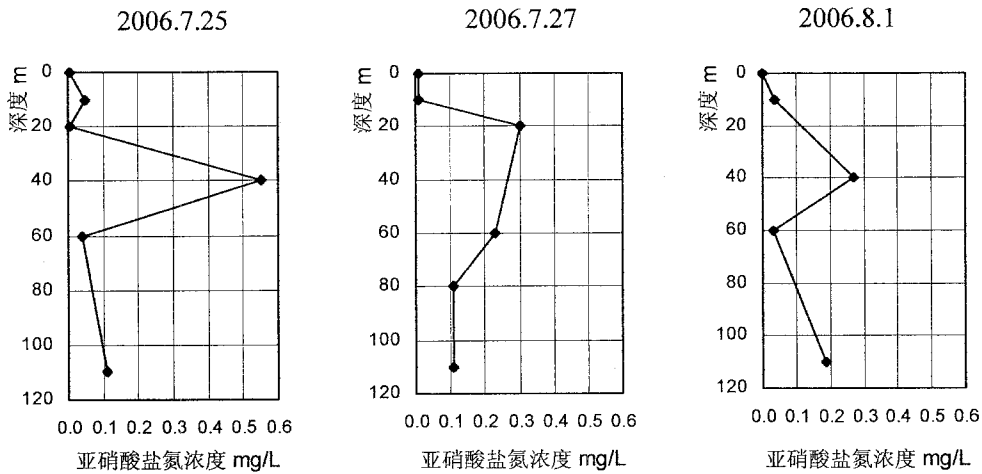


表 7.5 垂直潜流人工湿地垂向沿程亚硝酸盐氮浓度变化 (0.5m³/m²·d)

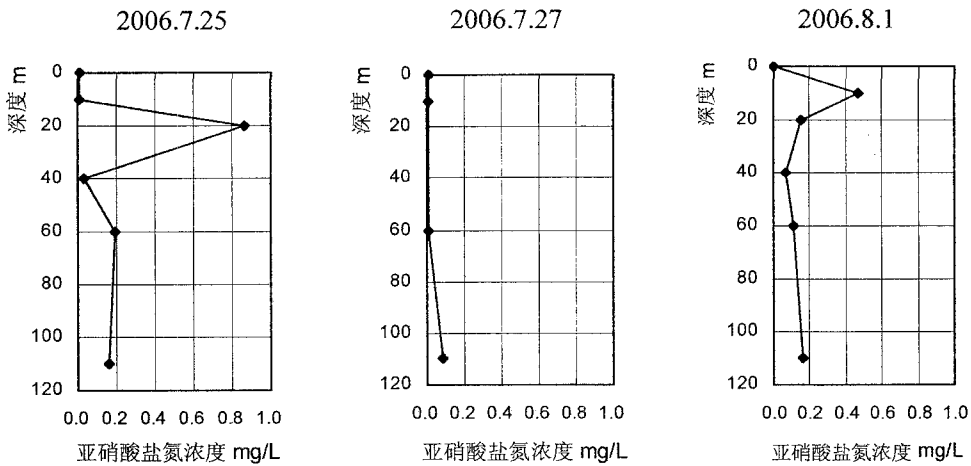


表 7.6 垂直潜流人工湿地垂向沿程亚硝酸盐氮浓度变化 (0.3m³/m²·d)

在不同进水负荷条件下，从垂直潜流人工湿地中垂向沿程亚硝酸盐氮的平均浓度分析可以看出（图 7.7），垂向沿程上亚硝酸盐氮浓度都成先增加后又降低的趋势。两种不同进水负荷条件下，亚硝酸盐氮浓度最大值分别位于布水管下为 40cm (0.5m³/m²·d) 和 20cm (0.3m³/m²·d) 处；进水负荷越低，亚硝酸盐氮最大浓度值也就越大。

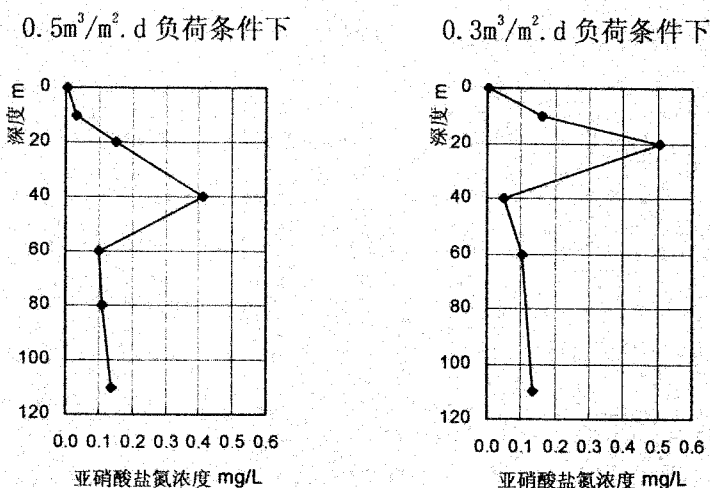


表 7.7 垂直潜流人工湿地垂向沿程亚硝酸盐氮平均浓度

3. 沿程硝酸盐氮浓度分析

在不同水力负荷条件下 ($0.5 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ 和 $0.3 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$), 垂直潜流人工湿地垂向沿程硝酸盐氮浓度变化情况见图 7.8 和图 7.9。

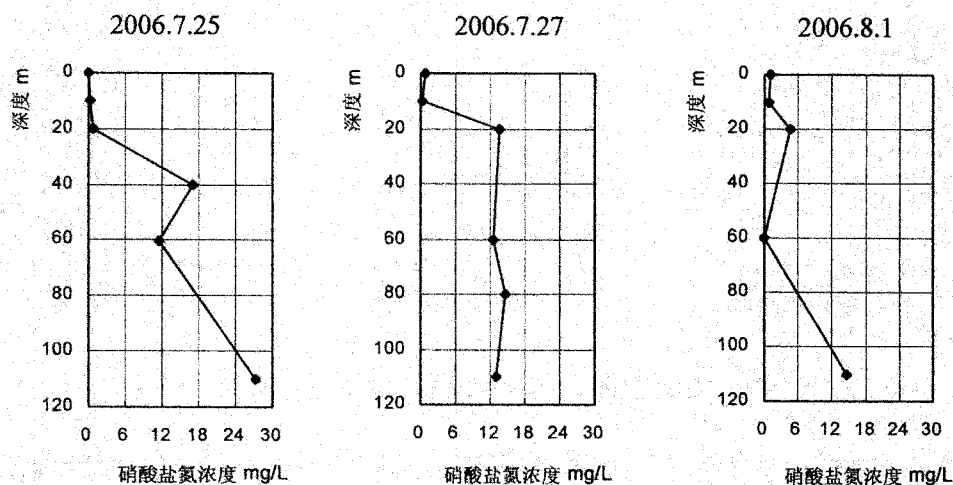


表 7.8 垂直潜流人工湿地垂向沿程硝酸盐氮浓度变化 ($0.5 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$)

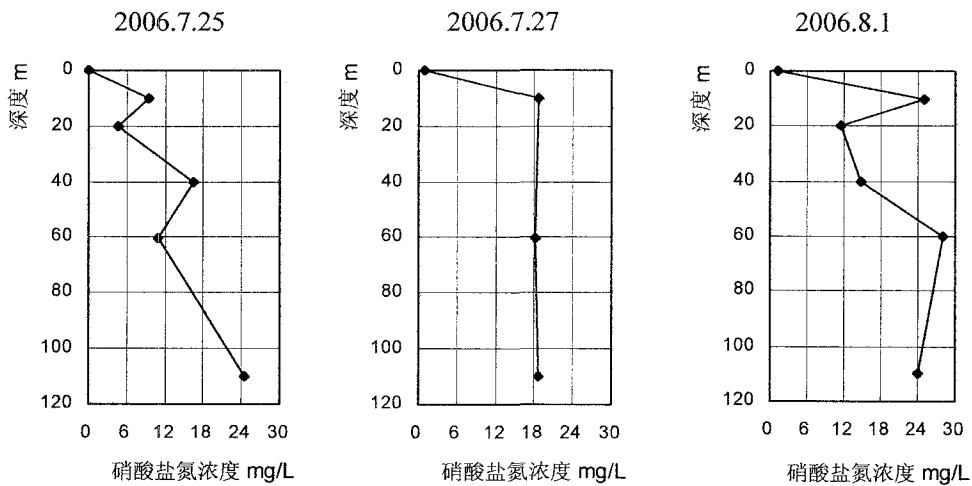


表 7.9 垂直潜流人工湿地垂向沿程硝酸盐氮浓度变化 ($0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$)

从图 7.8 和图 7.9 中可以看出, 在不同进水水力负荷条件下, 垂向沿程上硝酸盐氮浓度都呈增加趋势, 这说明沿程都有硝化作用发生; 水力负荷越低, 其硝化程度也就越高。

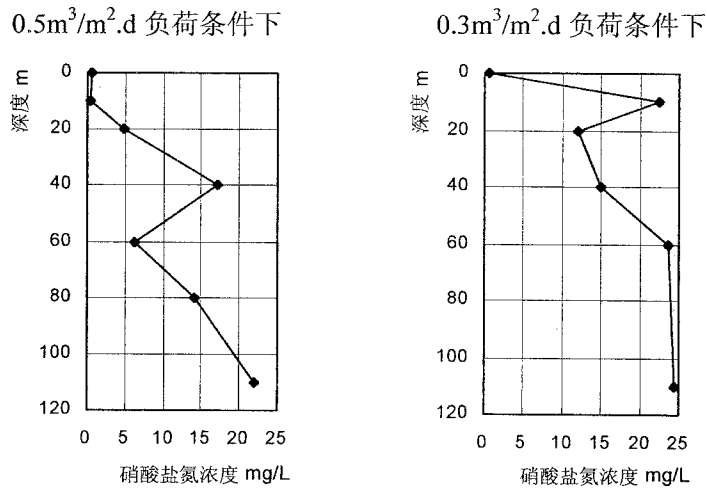


表 7.10 垂直潜流人工湿地垂向沿程硝酸盐氮平均浓度

在不同进水负荷条件下, 从垂直潜流人工湿地中垂向沿程硝酸盐氮的平均浓度分析可以看出 (图 7.10), 沿程污水中硝酸盐氮浓度都呈增加趋势, 不同的是相对高负荷进水条件而言, 在进水负荷低的条件下硝酸盐氮浓度在短距离即可达到较大值。在 $0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 进水负荷条件下, 在布水管下 10cm 处氮素硝化程度达到了较高的程度, 其硝酸盐氮浓度达到最大值的 92%, 而在 $0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 进水负荷条件下, 布水管下 10cm、20cm、40cm 处污水中硝酸盐氮的浓度分别为

最大值的 1.9%、21.9%和 77.7%，初步分析这可能与水力停留时间短有关。

4. 沿程总氮浓度分析

在不同水力负荷条件下 ($0.5\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ 和 $0.3\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$)，垂直潜流人工湿地垂向沿程总氮浓度变化情况见图 7.11 和图 7.12。从图中可以看出，在落空运行条件下，垂直潜流人工湿地对 TN 基本没有去除率，沿程方向上污水中总氮浓度略有波动，但对出水的总氮浓度没有实质的影响（尤其是 7 月 27 日和 8 月 1 日两次检测数据尤甚）。

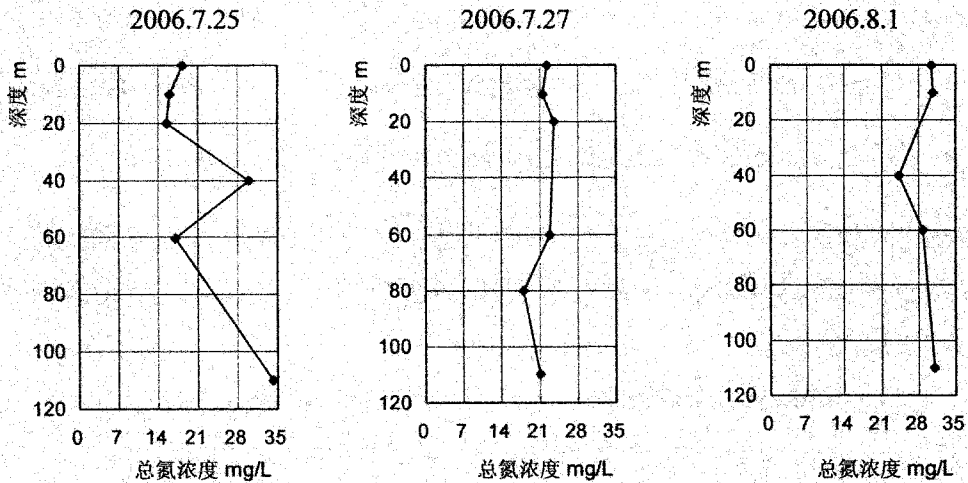


表 7.11 垂直潜流人工湿地垂向沿程总氮浓度变化 ($0.5\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$)

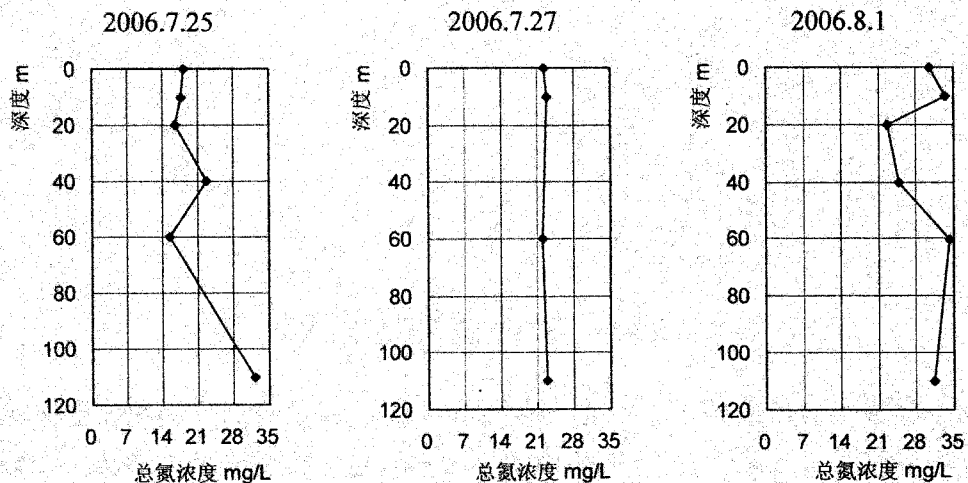


表 7.12 垂直潜流人工湿地垂向沿程总氮浓度变化 ($0.3\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$)

7.3.2 垂向沿程各氮素形态浓度分布

在不同进水水力负荷条件下，垂直潜流人工湿地垂向沿程各氮素形态浓度见图 7.13。从图中可以看出，进水中（布水管下 0cm）氮素主要以氨氮形态体现，而出水中（布水管下 120cm）氮素形态主要为硝酸盐氮，沿程各高度的氮素总体以氨氮形态减少、硝酸盐氮形态增加的态势，初步可以确定垂直潜流人工湿地在落空运行条件下氨氮的主要去除方式为硝化反应。在布水管下 60cm 处氨氮去除率都达到了较高的程度，其浓度都在 5mg/L 以下。

对不同进水负荷条件下、沿程各形态氮素量值比较可以发现，当进水负荷为 $0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 时，在布水管下 10cm 处污水中的氮素主要呈硝酸盐氮形态；而当进水负荷为 $0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 时，需在布水管下 40cm 处污水中才能有较大浓度的硝酸盐氮。由此可见，当进水水力负荷低的条件下，其沿程硝化速率要比进水水力负荷高的条件来的大。

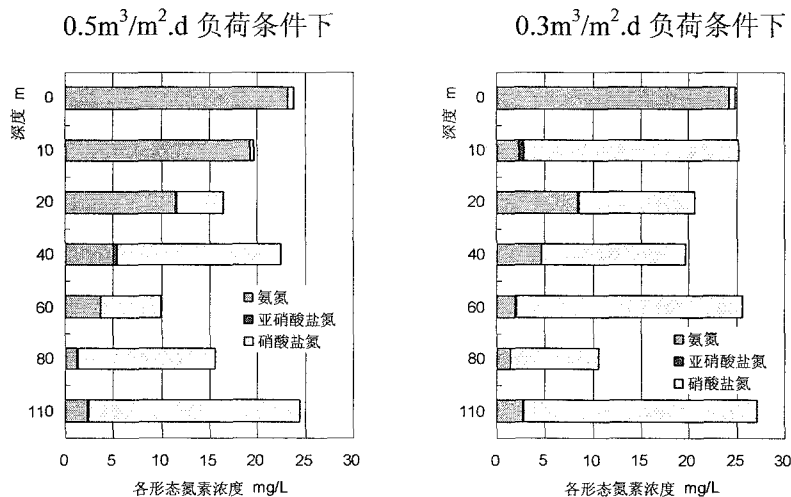


表 7.13 垂直潜流人工湿地垂向沿程各氮素形态分布

对沿程三个价态氮（氨氮、亚硝酸盐氮和硝酸盐氮）之和与总氮检测量相比较可以发现（图 7.14），垂直潜流人工湿地在落空运行条件下，出水的总氮量都较进水略高，三氮和出水和进水量值基本相近，由此可见，在该工况条件下，对总氮没有去除效果。

另外，不同的进水水力负荷条件下，在一定的高度会出现三个价态氮之和大幅度小于总氮的现象，在 $0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 进水负荷条件下，该高度为布水管下 60cm 处，其三氮和与总氮比为 0.43；而在 $0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 进水负荷条件下，该高度为布

水管下 60cm 处，其三氮和与总氮比为 0.38。

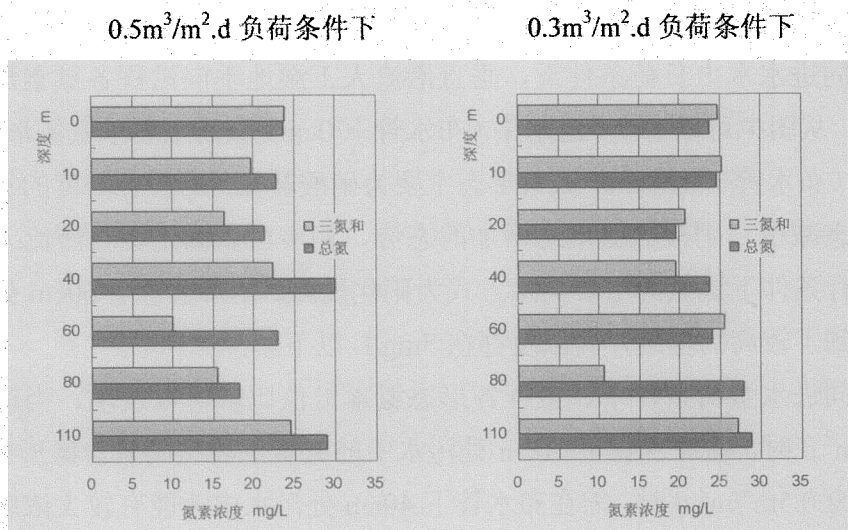


表 7.14 垂直潜流人工湿地垂向沿程总氮浓度分布

7.3.3 垂向沿程各形态氮素平衡分析

不同进水负荷条件下，垂向沿程氮素的平衡分析具体见图 7.15 和图 7.16。

根据图 7.15 所示，在 $0.5 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ 进水水力负荷条件下，垂直潜流人工湿地系统内三价态氮素之和略有增加，其增加值为进水氮素量的 2.23%，而系统内总氮的增加量却达到进水总氮量的 17.7%。根据硝化反应理论推导，其系统中增加的氮素量主要为正五价态氮（即硝酸盐氮），如果将系统以布水管下 40cm 为界分成上下两部分，那么主要呈现出上部分人工湿地系统负三价态氮减少了 1.394mg/L，而下部分系统正五价态氮却增加了 1.926mg/L。

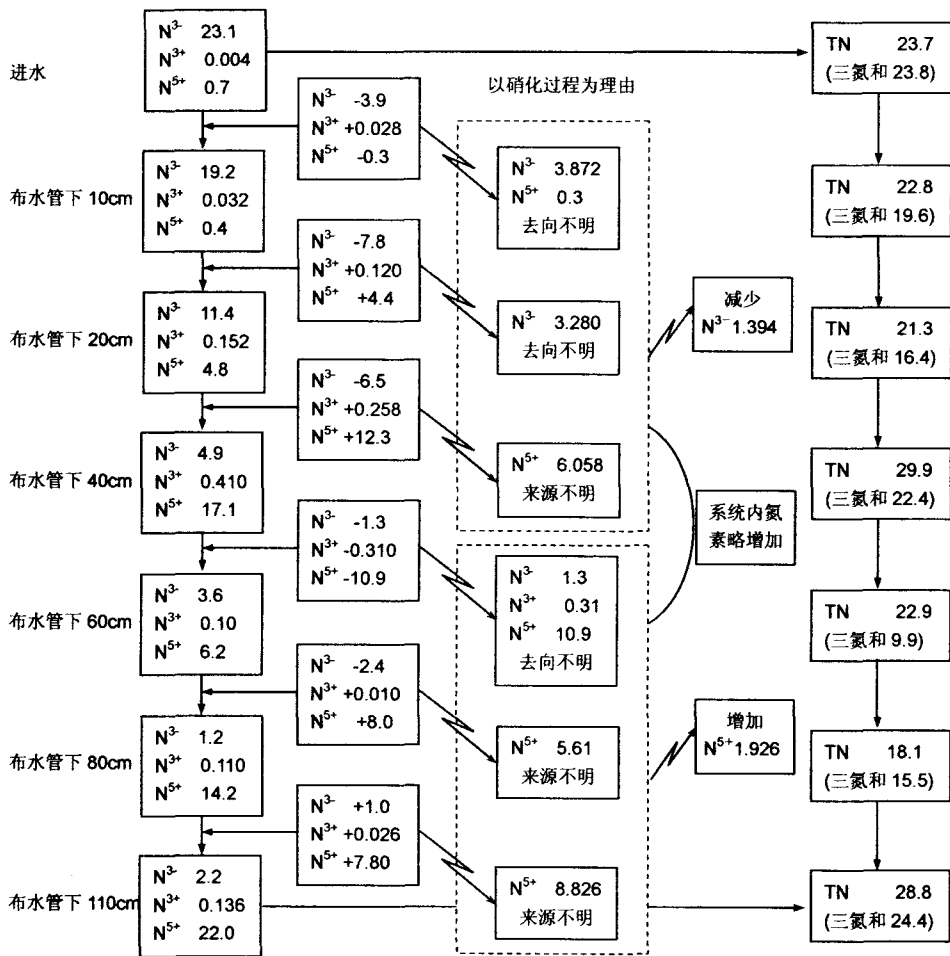


表 7.15 垂直潜流人工湿地垂向沿程氮素平衡 ($0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$, 单位: mg/L)

同样，在 $0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 进水水力负荷条件下（图 7.16），垂直潜流人工湿地系统内三价态氮素之和增加就较为明显，其增加值为进水氮素量的 9.55%，而系统内总氮的增加量却达到进水总氮量的 21.5%。根据沿程发生硝化反应理论推导在整个人工湿地系统三价态氮素的增加量中，负三价态氮、正三价态氮和正五价态氮的增加量分别为 0.7mg/L 、 0.159mg/L 和 1.5mg/L ，其中负三价态氮主要在布水管下 $80\text{cm}\sim 110\text{cm}$ 基质层中增加。

对于垂直潜流人工湿地系统中氮素的增加现象，初步分析可能有以下原因：
 (1)可能由于人工湿地系统内有机化合物的氨化作用所致；
 (2)基质吸附氨氮后的解析作用。

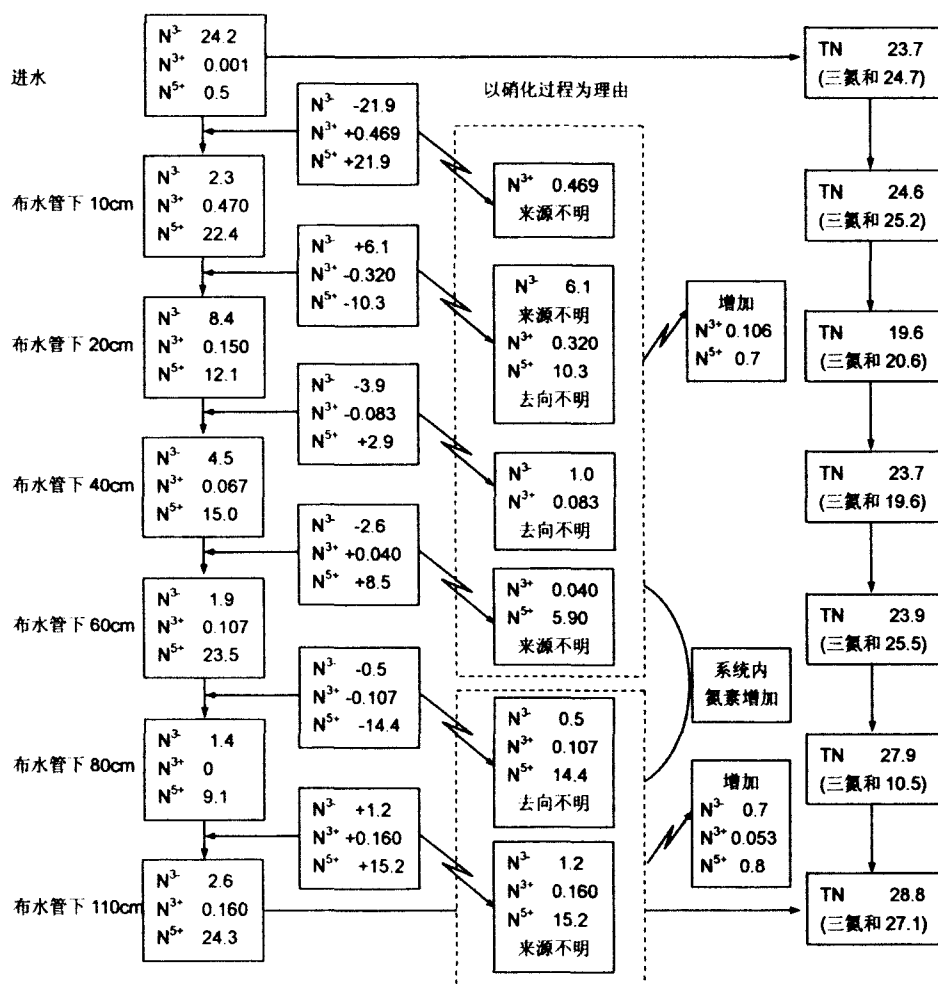


表 7.16 垂直潜流人工湿地垂向沿程氮素平衡 ($0.3m^3/m^2 \cdot d$, 单位: mg/L)

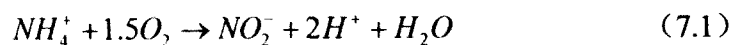
7.4 垂直潜流人工湿地各形态氮素转化规律研究

7.4.1 垂向沿程硝化作用需氧量分析

(1) 硝化过程需氧量分析

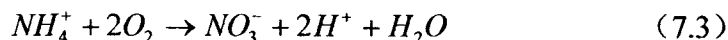
① 理论需氧量

根据垂向沿程各氮素形态浓度分布的分析结果, 氨氮去除的主要途径是经硝化过程转化成硝酸盐氮, 其两级生化反应式为:





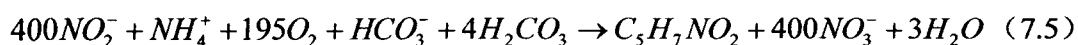
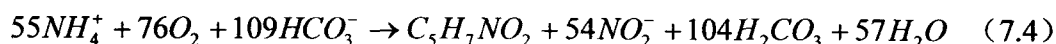
硝化反应全过程可概述为:



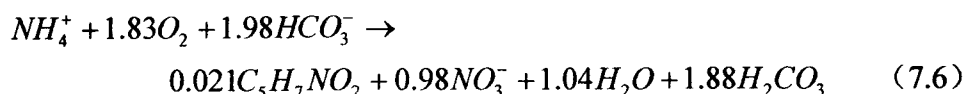
基于以上化学计量关系, 硝化反应的理论需氧量大约是 $4.6gO_2/gNH_4^+-N$ 。

② 实际需氧量

硝化反应过程中会释放能量, 这些能量被亚硝酸盐氧化菌和硝酸盐氧化菌利用合成细胞物质。硝化反应过程中的细胞合成和氧化还原可概括为:



将式 7.5 代入式 7.4 可得



从式 7.4~7.5 可以推出, 全部反应预计每克 NH_4^+-N 被氧化需耗氧气 3.22g, 氧化每克 $NO_2^- -N$ 耗氧气 1.11g, 因此每克氮氮硝化共计需氧气 4.33 克。由此, 在硝化反应中实际消耗的氧少于用反应式预计的理论需氧量 ($4.6gO_2/gNH_4^+-N$), 因为在细胞合成期间碳酸盐亦可提供部分氧。

(2) 垂向沿程硝化作用需氧量推算

采用硝化过程中实际耗氧量对垂向沿程硝化需氧量进行推算, 其结果见表 7.3。

表 7.3 垂向沿程硝化过程实际需氧量

基质层 (cm)	高度 (cm)	0.5m ³ /m ² .d 负荷条件下			0.3m ³ /m ² .d 负荷条件下		
		NO ₂ ⁻ -N (mg/L)	NO ₃ ⁻ -N (mg/L)	硝化实际需 O ₂ (kg/m ³ 基质.d)	NO ₂ ⁻ -N (mg/L)	NO ₃ ⁻ -N (mg/L)	硝化实际需 O ₂ (kg/m ³ 基质.d)
0-10	10	0.028	0	0.00016	0.469	21.9	0.35519
10-20	10	0.120	4.4	0.07151	0	0	0
20-40	20	0.258	12.3	0.09973	0	2.9	0.02335
40-60	20	0	0	0	0.040	8.5	0.06854
60-80	20	0.010	8.0	0.06443	0	0	0
80-110	30	0.026	7.8	0.04191	0.160	15.2	0.08187
总计		0.442	32.5	0.27774	0.669	48.5	0.52895

从表中可以看出,在 $0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 进水水力负荷条件下,其沿程硝化实际需要的氧量比 $0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 进水水力负荷条件下需要的氧量要多,但根据两负荷条件下出水中硝态氮的产生量比较而言,两者相差不大,若按正常的先亚硝化再硝化的氨氧化途径,其实际硝化需氧量是应该相近的。从垂向沿程的硝化产物来分析,当进水负荷为 $0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 时,在布水管至布水管下 10cm 基质层内,氨氮的硝化产物主要是硝酸盐氮,其转化率达到 92.6% ,而在布水管下 $10\sim 20\text{cm}$ 基质层内硝态氮又急剧减少近一半,以下沿程基质层中硝酸盐氮反复出现减少和增加,在硝酸盐增加的过程中,按式 7.4~7.5 计量关系式其必定消耗氧气,那么当硝酸盐氮减少时,其形态转化又是怎样呢?从垂向沿程总氮量基本没有减少可以看出,其通过反硝化转化成氮气这个途径不可能,那么还原成亚硝酸盐氮亦没有这个事实(因为同步检测的亚硝酸盐氮并没有同比例增加),那么通过硝化反硝化过程的生化反应过程(叶建锋,2006)来推测,有可能存在硝酸盐氮还原成凯氏氮(有机氮)或者中间产物羟胺(NH_2OH)、硝酰基(NOH)。但不管硝酸盐氮在垂向沿程过程中究竟是转化成何种形态的氮素,其还原产物氧化成硝酸盐氮时必定要耗氧($0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 时垂向沿程亚硝态氮和硝态氮转化量分别为 0.669 和 48.5 、而 $0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 时垂向沿程两者的转化量分别为 0.442 和 32.5),这可能就是 $0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 进水负荷条件下需氧量大的理由。

(3) 垂向沿程大气需复氧量推算

在人工湿地处理生活污水中污染物的过程中,大气复氧主要的贡献途径包括三个方面:①有机物好氧降解所需的氧量;②氨氮硝化过程所需的氧量;③污水中溶解氧量。用公式表示为:

$$O_{air} = O_{od} + O_{no} + O_{wat} \quad (7.7)$$

式中: O_{air} ——垂直潜流人工湿地中大气氧量, $\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$;

O_{od} ——有机物好氧降解所需的氧量, $\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$;

O_{no} ——氨氮硝化过程中所需的氧量, $\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$;

O_{wat} ——污水中的溶解氧量, $\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$;

不同进水负荷条件下,按式 7.7 算出垂向沿程大气复氧量的最高限值如表 7.4 和 7.5 所示。

表 7.4 垂向沿程大气复氧量最高限值 (0.5m³/m².d 负荷条件下)

基质层 (cm)	高度 (cm)	污水中含氧量 (kg/m ³ 基质·d)	硝化实际需 O ₂ (kg/m ³ 基质·d)	有机物需 O ₂ (kg/m ³ 基质·d)	大气复氧量 (kg/m ³ 基质·d)
0-10	10	0.00608	0.00016	0.74332	0.74956
10-20	10	0.00945	0.07151	0.00042	0.08138
20-40	20	0.00314	0.09973	0.07300	0.17587
40-60	20	0.00201	0	0.03855	0.04056
60-80	20	0.00115	0.06443	0.02562	0.09120
80-110	30	0.00042	0.04191	0.00285	0.04518

表 7.5 垂向沿程大气复氧量最高限值 (0.3m³/m².d 负荷条件下)

基质层 (cm)	高度 (cm)	污水中含氧量 (kg/m ³ 基质·d)	硝化实际需 O ₂ (kg/m ³ 基质·d)	有机物需 O ₂ (kg/m ³ 基质·d)	大气复氧量 (kg/m ³ 基质·d)
0-10	10	0.00365	0.35519	0.45317	0.81201
10-20	10	0.00567	0	0.10920	0.11487
20-40	20	0.00188	0.02335	0.00653	0.03176
40-60	20	0.00121	0.06854	0.05511	0.12486
60-80	20	0.00069	0.00000	0.00612	0.00681
80-110	30	0.00025	0.08187	0.00080	0.08292

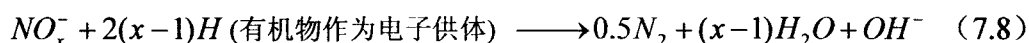
7.4.2 垂向沿程脱氮作用需有机碳量分析

在本试验条件下(落空运行),垂直潜流人工湿地系统未体现出总氮的去除效果,同时根据人工湿地系统垂向沿程良好的硝化作用,由此可以推断在系统中没有进行反硝化过程进行脱氮,也就没有利用中下层基质中有机物作为碳源的可能。因此,在 5.3.3 节中第二种可能性也就不成立。

但为考察垂向沿程中污水中碳源是否足够供反硝化作用,从而为提高总氮去除效果提供参数,有必要对沿程中反硝化作用所需的碳源量作一分析。

(1) 垂向沿程理论需有机碳量

大多数反硝化细菌是异养型兼性厌氧细菌,它能利用各种各样的有机基质作为反硝化过程中的电子供体,其包括:碳水化合物、有机酸类、醇类以及甚至象烷烃类、苯酸盐类和其它苯衍生物这些化合物。反应式可表示为:



这些有机化合物在废水处理中显得特别重要,如果废水中存在可作为电子

给体的有机物，则可大幅度降低氧的消耗。如果废水中没有足够用于反硝化的有机物，则需要另外投加有机物，如甲醇，此时需要的量可表示为（叶建锋，2006）：

$$Q_{CH_3OH} = 2.47C_{NO_2^- - N} + 1.53C_{NO_3^- - N} + 0.87DO \quad (7.9)$$

式中： Q_{CH_3OH} ——需要甲醇的量，mg/L；

$C_{NO_3^- - N}$ ——废水中硝态氮浓度，mg/L；

$C_{NO_2^- - N}$ ——废水中亚硝态氮浓度，mg/L；

DO ——废水中溶解氧的浓度，mg/L

根据式 7.9 可以推算出垂向沿程氮素若进行反硝化需要的理论甲醇量，具体见表 7.6。特别指出的是，表 7.6 中的甲醇量指的是在垂向沿程各基质层内氧化态氮素全部进行反硝化所需的甲醇量，人工湿地系统中氧化态氮素进行反硝化所需的甲醇量并不是表中垂向沿程各基质层甲醇量的简单相加。比如说，当进水负荷为 $0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 时，若在布水管下 20cm 处基质层以下开始反硝化（而不再进行硝化过程），那么反硝化过程所需的甲醇量为 30.777mg/L 。

表 7.6 垂向沿程反硝化过程理论所需甲醇量

基质层 (cm)	0.5m ³ /m ² ·d 负荷条件下				0.3m ³ /m ² ·d 负荷条件下			
	NO ₂ ⁻ -N (mg/L)	NO ₃ ⁻ -N (mg/L)	DO (mg/L)	甲醇量 (mg/L)	NO ₂ ⁻ -N (mg/L)	NO ₃ ⁻ -N (mg/L)	DO (mg/L)	甲醇量 (mg/L)
0-10	0.028	0	0.00365	0.046	0.469	21.9	0.00365	54.814
10-20	0.120	4.4	0.00567	11.057	0	0	0.00567	0.005
20-40	0.258	12.3	0.00188	30.777	0	2.9	0.00188	7.165
40-60	0	0	0.00121	0.001	0.040	8.5	0.00121	21.057
60-80	0.010	8.0	0.00069	19.776	0	0	0.00069	0.001
80-110	0.026	7.8	0.00025	19.306	0.160	15.2	0.00025	37.789

(2) 垂向沿程脱氮作用所需有机物量的初步分析

本试验采用的是垂直落空运行，在人工湿地系统内没有一个可供反硝化进行的厌氧和缺氧环境。根据提高系统内的浸润面可以为其创造良好的厌氧或缺氧环境，从而保证反硝化反应的正常进行，那么将浸润面提高到多少为宜、厌氧或缺氧环境中所剩碳源是否能满足反硝化过程的需要是提高总氮去除效果必须考虑的两个因素。此处，只初步探讨垂向沿程污水中有机物（用 BOD 表示）

能否满足反硝化过程的需要。

垂向沿程污水中有机物量和反硝化过程理论所需碳量见表 7.7。

表 7.7 垂向沿程污水中有机物量和理论反硝化需有机物量比较

基质层 (cm)	高度 (cm)	0.5m ³ /m ² .d 负荷条件下			0.3m ³ /m ² .d 负荷条件下		
		污水中 BOD 量 (mg/L)	理论需有 机物量* (mg/L)	是否满足 反硝化所 需碳源量	污水中 BOD 量 (mg/L)	理论需有 机物量* (mg/L)	是否满足 反硝化所 需碳源量
0-10	10	78	0.092	是	77	109.628	否
10-20	10	78	22.114	是	52	0.010	是
20-40	20	58	61.554	否	50	14.330	是
40-60	20	47	0.002	是	25	42.114	否
60-80	20	40	39.552	是	23	0.002	是
80-110	30	39	38.612	/	23	75.578	/

* 1mg/L 甲醇 (CH₃OH) = 2mg/L BOD

由表 7.7 中可以看出, 在 0.5m³/m².d 进水负荷条件下, 如将浸润面提高至布水管下 10cm、20cm、60cm、80cm 处时, 其反硝化所需的有机碳源在污水中是能得到保证的; 而当浸润面提至布水管下 40cm 处时, 污水中实际可供反硝化作为碳源的有机物量不能完全满足反硝化过程的需求。在 0.3m³/m².d 进水负荷条件下, 如将浸润面提高至布水管下 20cm、40cm、80cm 处时, 其反硝化所需的有机碳源在污水中是能得到保证的; 而当浸润面提至布水管下 10cm、60cm 处时, 污水中实际可供反硝化作为碳源的有机物量不能完全满足反硝化过程的需求。

值得注意的是, 以上比较分析完全是建立在其他任何条件都不变的基础条件之上的。而事实上当垂直潜流人工湿地中存在浸润面时, 其垂向沿程的硝化效果就要比落空运行条件下差的多, 这样反硝化所需的碳源也会降低很多。因此, 若在垂直潜流人工湿地系统中同时完成硝化和反硝化过程, 其污水中的碳源量基本能满足反硝化反应的需要。

7.4.3 垂向沿程各形态氮素转化速率分析

(1) 垂向沿程氨氮氧化平均速率分析

污水流经垂直潜流人工湿地系统时, 其氨氮污染物的去除主要是通过氧化作用转化成其他形态的氮素。垂向沿程氨氮平均去除率见图 7.17。

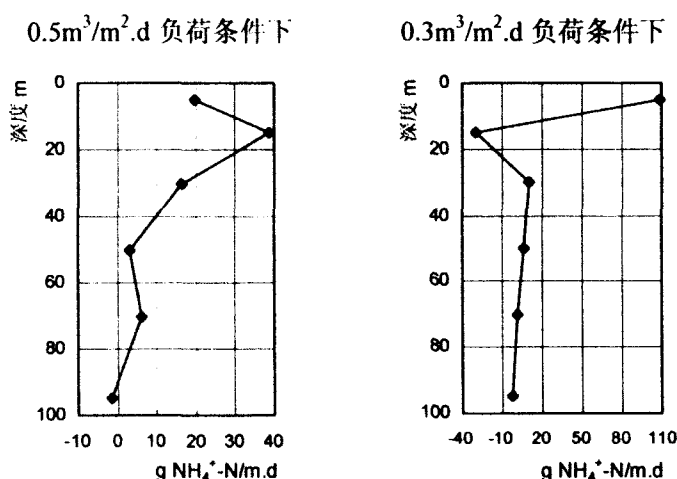


表 7.17 垂直潜流人工湿地垂向沿程氨氮去除的平均速率

从图 7.17 中可以看出，在 $0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 进水负荷条件下，在垂向沿程的布水管下 $10\sim 20\text{cm}$ 基质层中，氨氮的去除速率达到最高，为 $38.83\text{gNH}_4^+-\text{N}/\text{m}\cdot\text{d}$ ，随着基质层深度的加深，其氨氮的去除速率也呈逐渐降低趋势，速率范围为 $-1.71\sim 16.25\text{gNH}_4^+-\text{N}/\text{m}\cdot\text{d}$ （负值代表氨氮没有被去除，反而量值增加了）；而当进水负荷为 $0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 时，在垂向沿程的布水管下 $0\sim 10\text{cm}$ 基质层中氨氮的去除速率最高，其氧化速率为 $109.28\text{gNH}_4^+-\text{N}/\text{m}\cdot\text{d}$ ，随后基质层对氨氮的去除速率较为平稳且不高，其范围在 $-2.08\sim 9.69\text{gNH}_4^+-\text{N}/\text{m}\cdot\text{d}$ 。

(2) 垂向沿程亚硝酸盐氮平均速率分析

垂向沿程亚硝酸盐氮的平均变化速率见图 7.18。

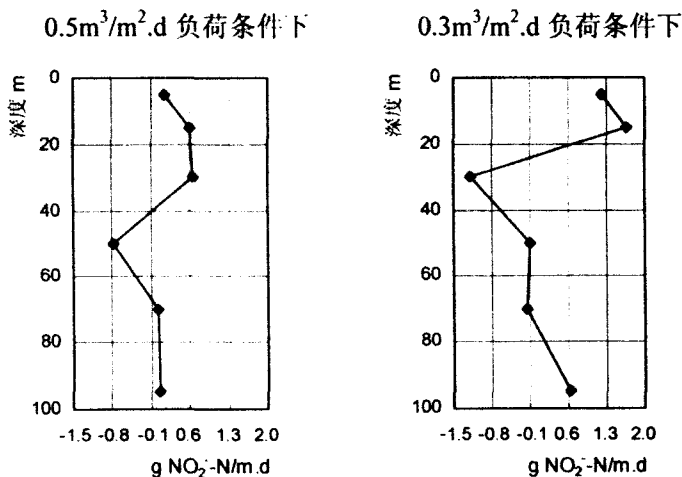


表 7.18 垂直潜流人工湿地垂向沿程亚硝酸盐氮变化的平均速率

从图中可以看出,当进水负荷为 $0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 时,在布水管以下 $0\sim 40\text{cm}$ 基质层内亚硝酸盐氮都呈现增加的趋势,而且增加速率也在加快,最大变化速率为 $0.645\text{gNO}_2^- \cdot \text{N}/\text{m}\cdot\text{d}$,但在布水管下 $40\sim 60\text{cm}$ 基质层内亚硝酸盐氮急剧减少,减少速率为 $0.775\text{gNO}_2^- \cdot \text{N}/\text{m}\cdot\text{d}$ 。

在 $0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 进水负荷条件下,在垂向沿程的布水管下 $10\sim 20\text{cm}$ 基质层中亚硝酸盐氮的生成速率达到最大,为 $1.660\text{gNO}_2^- \cdot \text{N}/\text{m}\cdot\text{d}$,而在布水管下 $20\sim 40\text{cm}$ 处亚硝酸盐氮又呈明显的减少,降低速率为 $1.188\text{gNO}_2^- \cdot \text{N}/\text{m}\cdot\text{d}$ 。

(3) 垂向沿程硝酸盐氮平均速率分析

垂向沿程硝酸盐氮的平均变化速率见图 7.19。从图中可以看出,相对亚硝酸盐氮的变化速率而言,硝酸盐氮的变化速率要大的多。

当进水负荷为 $0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 时,在布水管以下 $0\sim 40\text{cm}$ 基质层内亚硝酸盐氮都呈现增加的趋势,而且增加速率也在加快,但在布水管下 $40\sim 60\text{cm}$ 基质层内亚硝酸盐氮急剧减少,这一点与沿程亚硝酸盐氮的变化趋势是一样的。其中硝酸盐氮的增加的最大速率为 $30.694\text{gNO}_3^- \cdot \text{N}/\text{m}\cdot\text{d}$,而减少的最大速率为 $27.231\text{gNO}_3^- \cdot \text{N}/\text{m}\cdot\text{d}$ 。

在 $0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 进水负荷条件下,在垂向沿程的布水管下 $0\sim 10\text{cm}$ 基质层中硝酸盐氮的生成速率达到最大,为 $109.195\text{gNO}_3^- \cdot \text{N}/\text{m}\cdot\text{d}$,而在布水管下 $10\sim 20\text{cm}$ 、 $60\sim 80\text{cm}$ 处硝酸盐氮又呈明显的减少,降低速率分别为 $51.500\text{gNO}_3^- \cdot \text{N}/\text{m}\cdot\text{d}$ 和 $36.083\text{gNO}_3^- \cdot \text{N}/\text{m}\cdot\text{d}$ 。

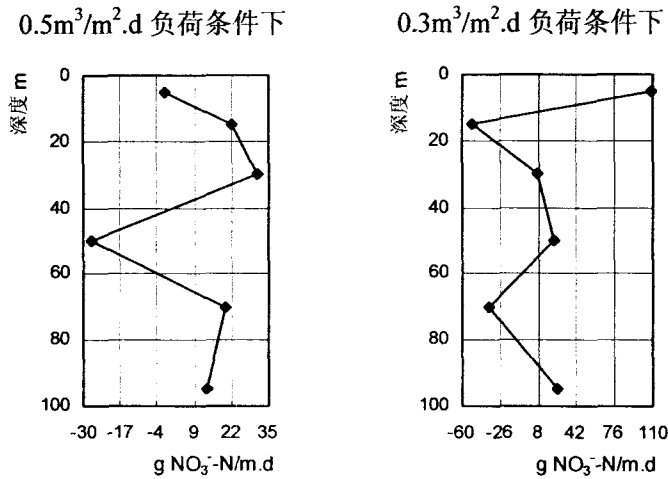


表 7.19 垂直潜流人工湿地垂向沿程硝酸盐氮变化的平均速率

7.5 本章小结

7.5.1 本章主要研究成果

(1) 垂直潜流人工湿地在落空运行条件下,进水和出水中氮素的主要形态分别是氨氮和硝酸盐氮,沿程各高度的氮素总体以氨氮形态减少、硝酸盐氮形态增加的态势,初步确定垂直潜流人工湿地在落空运行条件下硝化反应是氨氮的主要去除方式,其有效基质高度分别为80cm($0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$)和60cm($0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$)。

(2) 根据垂直潜流人工湿地垂向沿程氮素的平衡分析,系统内氮素都呈现增加现象。在 $0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 进水水力负荷条件下,三价态氮素和总氮分别增加2.23%和17.7%;在 $0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 进水水力负荷条件下,三价态氮素和总氮分别增加9.55%和21.5%。

(3) 两种不同进水水力负荷条件下,垂向沿程硝化过程所需的氧量分别为 $0.27774\text{kg}/\text{m}^3_{\text{基质}}\cdot\text{d}$ ($0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$)和 $0.52895\text{kg}/\text{m}^3_{\text{基质}}\cdot\text{d}$ ($0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$),两者之间的差异主要是在垂向沿程中氧化形态与其它形态氮素不断互相转化、而 $0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 进水负荷条件下整个沿程中氧化态氮素量要大一些的缘故。由于垂直潜流人工湿地系统中氧气主要来源于大气复氧,根据有机物降解、氨氮硝化、污水中溶解所需的氧量推算出垂向沿程大气复氧量的最高限值。

(4) 根据垂直潜流人工湿地落空运行条件下垂向沿程反硝化所需碳源的初步估算,结合浸润面提高垂向沿程效果的下降得出,若在垂直潜流人工湿地系统中同时完成硝化和反硝化过程,其污水中的碳源量基本能满足反硝化反应的需要。

(5) 推算出垂向沿程各形态氮素变化的平均速率。在 $0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 进水负荷条件下,氨氮的去除速率为 $-1.71\sim 38.83\text{gNH}_4^+-\text{N}/\text{m}\cdot\text{d}$,亚硝酸盐氮的变化速率为 $-0.78\sim 0.65\text{gNO}_2^--\text{N}/\text{m}\cdot\text{d}$,硝酸盐氮的变化速率为 $-27.23\sim 30.69\text{gNO}_3^--\text{N}/\text{m}\cdot\text{d}$;当进水水力负荷为 $0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ 时,氨氮的去除速率为 $-30.39\sim 109.28\text{gNH}_4^+-\text{N}/\text{m}\cdot\text{d}$,亚硝酸盐氮的变化速率为 $-1.19\sim 1.66\text{gNO}_2^--\text{N}/\text{m}\cdot\text{d}$,硝酸盐氮的变化速率为 $-36.08\sim 109.20\text{gNO}_3^--\text{N}/\text{m}\cdot\text{d}$ 。

7.5.2 本章创新点

根据有机物降解、氨氮硝化、污水中溶解所需的氧量推算出垂向沿程大气复氧量的最高限值；同时初步得出污水中的碳源量基本能够满足垂直潜流人工湿地中进行硝化反硝化的需要。

第8章 结论与展望

8.1 本论文的主要结论

本文主要研究了垂直潜流人工湿地中污染物去除效果改善及其污染物迁移转化规律。在分析供试基质自身理化特性的基础上,通过比较其各自在静态条件下对氮磷素的吸附性能及其对生活污水中污染物的去除能力,得出了基质种类选择的依据;通过研究不同粒径单一基质及组配基质对污水的处理效果,初步分析了不同粒径及组配基质对污染物去除效果差异的主要影响因素;研究了垂直潜流人工湿地不同高度有机物去除率及其形态变化,确定了各形态有机物在垂向沿程的平均去除速率,阐明了有机物的去向并加以初步定量估算,同时提出基质间不可滤物质累积微观模型;研究了垂直潜流人工湿地垂向沿程各形态氮素浓度分布,探讨了垂向沿程氮素的量化平衡,确定了垂直潜流人工湿地中氮素的主要去除方式,同时分析了垂向沿程硝化作用的需氧量、反硝化作用的理论需碳量,并得出各形态氮素在垂向沿程的平均去除速率。研究成果为垂直潜流人工湿地提高污染物去除效果、工程应用推广提供了基础性资料。通过试验研究与理论分析,得到以下主要结论:

(1) 在25℃条件下,磷素理论最大吸附容量高低排序为钢渣>煤灰渣>高炉渣>沸石>陶粒>瓜子片>砾石>砂子,相关性分析表明选择含铁丰富或者含钙丰富的基质可有效提高人工湿地对磷素污染物的净化效果;氨氮理论最大吸附容量高低排序为煤灰渣>沸石>钢渣>高炉渣>瓜子片>陶粒>砾石>砂子,相关性分析表明选择含铝丰富的基质可有效提高人工湿地对氨氮污染物的吸附效果。

(2) 在模拟垂直潜流人工湿地中,煤灰渣、高炉渣和钢渣作为基质的人工湿地出水pH值都呈碱性,但煤灰渣和高炉渣在运行一段时间后,其出水碱度都有较为明显的下降,而钢渣出水仍保持较强的碱度。各基质对有机物的净化效果为砂子>煤灰渣>瓜子片>砾石>钢渣>高炉渣,对氨氮的净化效果排序为砂子>煤灰渣>瓜子片>高炉渣>砾石>钢渣。

(3) 各种基质对污水中磷素都有一定的去除作用,而其中工业副产物煤灰

渣、高炉渣和钢渣因对磷素有化学吸附作用,使其对污水中磷素有较好的去除效果;钢渣处理污水后会生成羟基钙磷灰石 $[Ca_{10}(OH)_2(PO_4)_6]$ 、磷酸铝 $[AlPO_4]$ 和 Fe_2PO_5 等新物质并结合在钢渣的表面,煤灰渣和高炉渣在处理生活污水后亦新生成 $Ca_3(PO_4)_2$ 等物质。在人工湿地运行初期,基质对TP的去除率由基质自身磷素最大吸附量和基质间孔隙率共同主导影响,而在运行一段时间后,各基质对TP的去除率主要还是由各基质自身的磷素最大理论吸附量主导。

(4) 在单一粒径的基质填料柱中,基质粒径、级配决定着其孔隙度;生物膜的含量在水流方向随着深度的增加而减少,但其活性却随着深度的增加而增加;选择颗粒均匀、粒径主要在5~10mm的基质将有效的提高对污染物的去除效果。

(5) 在多粒径组配的基质填料柱中,小一中一大组配的填料柱对有机物、氨氮和总磷的去除效果最好;同时也发现,有小粒径基质的填料柱运行一段时间后都会出现雍水现象;在堵塞前,小一中一大(自上而下)粒径基质组配的填料柱对各种污染物都有较好的去除效果,待雍水发生后,该填料柱对各种污染物,尤其是氨氮的去除有明显的下降。

(6) 在以砂子为基质的垂直潜流人工湿地中,布水管至布水管下10cm基质层内既是污水大气复氧最活跃,又是有机物去除效果最好的基质层,在该层总有机物、颗粒性有机物和溶解性有机物的去除速率都处于最大。同时理论推导出大气复氧是提高污水中氧量的重要途径,同时首次提出了基质间污水的大气复氧概念模型,根据大气复氧概念模型有效的解释了垂向沿程有机物好氧分解所需氧量的来源。

(7) 当以粗砂作为垂直潜流人工湿地基质时,在进水水力负荷小于等于 $0.5m^3/m^2 \cdot d$ 条件下,其对有机物去除的有效高度为60cm。同时根据不同污染负荷条件下总有机物在不同高度基质层的平均去除速度得出进水浓度和进水水力负荷的规律曲线。并量化得出进入垂直潜流人工湿地的有机物绝大部分都被生物吸收利用而得以去除。

(8) 垂直潜流人工湿地发生堵塞雍水的成因主要是基质层中不可滤物质的积累。首次提出了基质间不可滤物质积累的微观概念模型,并根据微观概念模型提出基质间完全堵塞所需时间、基质表面发生雍水所需时间及基质渗透系数 k 随时间变化的关系。

(9) 垂直潜流人工湿地(砂子为基质)在落空运行条件下,进水和出水中氮素的主要形态分别是氨氮和硝酸盐氮,沿程各高度的氮素总体以氨氮形态减少、

硝酸盐氮形态增加的态势,初步确定垂直潜流人工湿地在落空运行条件下硝化反应是氨氮的主要去除方式,其有效基质高度分别为80cm($0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$)和60cm($0.3\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$)。

(10) 根据有机物降解、氨氮硝化、污水中溶解所需的氧量推算出垂向沿程大气复氧量的最高限值;同时初步得出若在垂直潜流人工湿地系统中同时完成硝化和反硝化过程,其污水中的碳源量基本能满足反硝化反应的需要;最后推算出垂向沿程各形态氮素变化的平均速率。

8.2 本文的创新之处

(1) 根据等温吸附试验,评价和确定了几种常见的且经济性较好的基质对氨氮吸附性能,得出选择含铝丰富的基质可有效提高对氨氮污染物的吸附效果。试验得出煤灰渣、高炉渣和钢渣对污水中磷素有较好的去除效果的原因是化学吸附作用引起,钢渣处理污水后会生成羟基钙磷灰石、磷酸铝和 Fe_2PO_5 等新物质,而煤灰渣和高炉渣则新生成 $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ 等物质;同时得出不同时期基质对磷素的去除率由其自身最大磷素吸附量和基质间孔隙率分别或共同主导。

(2) 从基质级配、水力传导率、生物膜量和基质间堵塞物量等影响因素分析得出,在单一粒径基质的人工湿地中,选用颗粒均匀、粒径主要在5~10mm的基质将有效的提高其对污染物的去除效果;而在多粒径基质组配的人工湿地中,小一中一大(自上而下)粒径基质组配的填料柱对各种污染物都有较好的去除效果。

(3) 首次提出了基质间污水的大气复氧概念模型,并根据大气复氧概念模型有效的解释了垂向沿程有机物好氧分解所需氧量的来源;同时试验得出垂直潜流人工湿地中有机物的去除主要集中在布水管至布水管下10cm的基质层内。试验得出垂直潜流人工湿地进水浓度和进水水力负荷的规律曲线。

(4) 提出引发垂直潜流人工湿地堵塞的主要成因是基质间不可滤物质积累造成,并分析不可滤物质的成分及其各自的关系。同时在分析垂直潜流人工湿地堵塞物成分的基础上,首次提出了基质间不可滤物质积累的微观概念模型。根据有机物降解、氨氮硝化、污水中溶解所需的氧量推算出垂向沿程大气复氧量的最高限值;同时初步得出污水中的碳源量基本能够满足垂直潜流人工湿地中进行硝化反硝化的需要。

8.3 存在问题及研究展望

尽管本研究对垂直潜流人工湿地基质种类、粒径如何选择、不同粒径如何组配及污染物去除机制等方面进行了研究,取得了一些有益的成果和经验,但对于如何进一步提高垂直潜流人工湿地对污染物的去除效果及其机理方面尚需深入研究:

(1) 针对不同类型的需净化水体,从基质粒径、比表面积、生物膜量等角度进一步研究基质选择的原则及规律,为实际工程中基质的选择提供直观量化参数;

(2) 从植物的种类、种植密度等角度出发,研究人工湿地中植物的具体作用,包括植物对人工湿地营养吸收去除的作用、对微生物量及种类的影响、植物对改善和维持人工湿地中基质水力传输性能的影响等;

(3) 基于大气复氧概念模型,进一步研究垂直潜流人工湿地中水流分布及大气复氧量的相关关系,从而为布水管的合理设置提供参数;

(4) 分析基质间不可滤堵塞物的成分,同时基于有机物微观概念模型,研究防止人工湿地堵塞的措施;

(5) 根据垂直潜流人工湿地中氮素转化形态分布分析,需进一步研究如何提高垂直潜流人工湿地对总氮去除效果的工艺和措施。

致谢

逾尺的札记和研究纪录凝聚成这么薄薄的一本，高兴和欣慰之余，不禁感慨系之。记得鲁迅在一篇文章里写道：“人类奋战前行的历史，正如煤的形成，当时用大量的木材，结果却只是一小块”。倘若这一小块有点意义的话，则是我读书生活的最好纪念，也令我对于即将迈入的新生活更加充满信心。

回想读书生活，已经整整二十个年头，到同济求学攻读博士学位也已三年了。进入同济大学以来，深深醉心于一流学府的大家风范。名师巨擘，各具特点；中西融合，文质相顾。处如此佳境以陶铸自我，实乃人生幸事。

本文是在导师徐祖信教授的指导下完成的。三年的博士求学生涯中，导师高深的学术造诣，一丝不苟地工作作风，平易近人的长者风范，使我终身受益。在导师的谆谆教诲中，学生不仅懂得如何去做科研，更重要的是学会了如何做人，这些都将是我最人生中宝贵的财富。值此论文完成之际，特向导师表示衷心的感谢和深深的敬意！

衷心感谢上海市环境科学研究院的李怀正教授级高工，从实验场地的布置到实验方案的制定、从检测人员的安排到实验数据的分析，李老师都倾注了无数的关怀。论文成稿之际，李老师还通读全文，并提出了诸多宝贵意见，在此再次表示衷心的感谢。

感谢上海市环境科学研究院的黄沈发高工、邢绍文、傅威、甘晓明、何校初等提供的帮助。

感谢一起在莘庄试验基地工作的谢海林，试验能顺利进行离不开他的辛勤工作，在此表示诚挚的谢意。

感谢同济大学水环境综合整治研究所的金伟、尹海龙、廖振良老师和课题组的谭静、王晟、姚淑君、刘宴辉、朱柏荣等同门给予的支持和帮助！

向曾经关心、鼓励和支持我的领导、老师、同学、朋友表示深深的谢意！

最后，衷心感谢我的父母，是他们殷殷的关爱、默默地付出、热切的期盼和坚定的支持，才使我得以顺利地完成学业。

叶建锋

2007年1月

参考文献

- [1] 徐祖信.河流污染治理规划理论与实践. 北京: 中国环境科学出版社, 2003
- [2] 叶建锋.废水生物脱氮处理新技术. 北京: 化学工业出版社, 2006
- [3] Cameron K., Madramootoo C., Crolla A. Pollutant removal from municipal sewage lagoon effluents with a free-surface wetland. *Water Research*, 2003,37:2803~2812
- [4] Coveney M.F., Lowe E.F., Batoe L.E. *et al.* Nutrient removal from eutrophic lake water by wetland filtration. *Ecological Engineering*,2002,19:141~159
- [5] Ansola G., Gonzez J. M., Cortijo R. *et al.* Experimental and full-scale pilot plant constructed wetlands for municipal wastewaters treatment. *Ecological Engineering*,2003,21:43~52
- [6] Mungur A.S., Shutes R.B.E., Revit D.M., *et al.* An assessment of metal removal by laboratory scale wetland. *Water Science Technology*.1997,35(5): 125~133
- [7] Lin Y.F., Jing S.R., Lee D.Y. *et al.* Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constructed wetlands system. *Aquaculture*, 2002,209:169~184
- [8] Tilley D.R., Badrinarayanan H. Rosati R. *et al.* Constructed wetland as recirculation filters in large-scale shrimp aquaculture. *Aquaculture Engineering*,2002,26: 81~109
- [9] Peverly J.H. Surface J.M. Wang T. Growth and trace metal absorption by phragmites australis in wetland constructed for landfill leachate treatment. *Ecological Engineering*, 1995,5:21~35
- [10] Hawke C.J., Jose P.V. Reed bed management for commercial and wildlife interest. *RSPB*,1996, 102
- [11] Jan vymazal. Transformations of nutrients in natural and constructed wetlands. Backhuys Publishers,Leiden,2001
- [12] Steiner, G.R. *et al.* Constructed Wetlands for Municipal Wastewater Treatment, paper presented at the Mississippi Water Resources Conference Jackson, Mississippi, 1988, March, 29~30
- [13] 钱松.人工湿地污水处理系统.中美人工湿地污水处理系统研讨会(深圳), 国家环保局华南环科所, 1990, 10
- [14] Solano M.L., Soriano P., Cifa M.P. Constructed Wetlands as a Sustainable Solution for Wastewater Treatment in Small Villages. *Biosystems Engineering*,2004,87 (1):109~118
- [15] Tilley D.R., Badrinarayanan H. Rosati R. *et al.* Constructed wetland as recirculation filters in large-scale shrimp aquaculture. *Aquaculture Engineering*,2002,26: 81~109
- [16] 夏汉平.人工湿地处理污水的机理与效率.生态学杂志, 2002, 21 (4) :51-59
- [17] Brix H. Constructed wetlands for municipal wastewater treatment in Europe. In: *Global Wetlands: Old World and New*, W.J. Mitsch (ed.), Elsevier Science, B.V., 1994, 325~333
- [18] Steiner G.R. and Freeman Jr. R.J. Configuration and substrate design consideration for constructed wetlands wastewater treatment. In: *Constructed Wetlands for Wastewater*

- Treatment. D.A. Hammer(ed.), Lewis Publishers, Inc. Chelsea, Michigan, 1989, 363~377
- [19] 王凯军, 贾立敏.城市污水生物处理新技术开发与应用. 北京: 化学工业出版社, 2001
- [20] Paul Cooper. A review of the design and performance of vertical flow and hybrid reed bed treatment systems. *Water Science and Technology*,1999, 40 (3),129
- [21] Haberl R, Perfler R and Mayer H. Constructed wetland in Europe. *Water Science and Technology*,1995,32(3),306~315
- [22] 崔理华, 朱夕珍, 骆世明.煤渣-草炭基质垂直流人工湿地系统对城市污水的净化效果. *应用生态学报*, 2003, 14 (4) :597-600
- [23] C.A.Arias et al. Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds, *Wat. Res.*, 2001, 35(5), 1159~1168
- [24] Hingston et al. Anion Adsorption by Goethite and Gibbsite I .The Role of the Proton in Determining Adsorption Envelopes, *J. Soil. Sci.*, 1972,23, 177
- [25] Breeuwsma A. and Lyklema. Physical and Chemical Adsorption of Inos in the Electrical Double Layer on Hematite, *J. Coll. Interface. Sci.*, 1973, 43, 437
- [26] Rajan. Adsorption of Divalent Phosphate on Hydrous Aluminum Oxide, *Nature*, 1975, 253, 434
- [27] Rajan et al. Phosphate Adsorption by Soil II .Reactions in Tropical Acid Soils, *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 1975,39, 846
- [28] Parfitt et al. The Mechanism of Phosphate Fixation by Iron Oxides. *Soil Sci. Soc. Am. Pron.*, 1975,39,837
- [29] Ryden et al. The Mechanism of Phosphate Sorption by Soil and Hydrous Ferric Oxide Gel., *J. Soil. Sci.*, 1977,28, 172
- [30] Taylor et al. A Mechanism of Phosphate Adsorption on Soil and Anion Exchange Resin Surfaces, *Soil Sci. Soc. An. J.*, 1978,42, 434
- [31] Brix H.Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants-The root-zone method alter. *Science and Technology*, 1987,19,107~118.
- [32] K.Sakadevan and H.J.Bavor. Phosphate adsorption characteristics of soils, lags and zeolite be used as substrates in constructed wetland systems.*Wat.Res.* ,1998,32(2),393~399
- [33]Zhu,P.D.Jenssen,T.Mahlum and T.Krogstad. Phosphorus sorption and chemical characteristics of lightweight aggregates-potential filter media in treatment wetlands,*Wat.Sci.Tech*, 1997,35(5),103~108.
- [34] Kadlec R.H., Aging phenomena in wastewater wetlands. In: Godfrey P.J., Kaynor E.R.. Pelczarski S., Benforado J.(Eds.), *Ecological Considerations in Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters*. Van Nostrand Reinhold, New York, 1985, 338~347
- [35] 梁继东, 周启星, 孙铁珩.人工湿地污水处理系统研究及性能改进分析.*生态学杂志*, 2003, 22 (2): 49-55
- [36] Bilsen Beler Baykal and Didem Akca Guven.Performance of clinoptilolite alone and in combination with sand filters for the removal of ammonia peaks from domestics wastewater.*Wat.Sci.Tech*.Vol.35,No.7,1997,47~54.

- [37] 徐丽花, 周琪. 不同填料人工湿地处理系统的净化能力研究. 上海环境科学, 2002, 21 (10): 603-605
- [38] Haberl R, Pertler R, Mayer H. Constructed wetlands in Europe. Wat. Sci. Tech., 1995, 32(3), 306~315
- [39] Kadlec R H., Knight R. L. Treatment Wetlands. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- [40] Bankston J.L. Degradation of trichloroethylene in wetland ecosystems containing broad-leaved cattail and eastern cottonwood. Wat. Res. ,2002,36,1539~1546
- [41] Vymazal J. The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic 10 years experience. Ecological Engineering, 2002, 633~646
- [42] 成水平, 况琪军, 夏宜琤. 香蒲、灯心草人工湿地的研究 I—净化污水的效果. 湖泊科学, 1997, 9 (4): 351-358
- [43] 成水平, 夏宜琤. 香蒲、灯心草人工湿地的研究 II—净化污水的空间. 湖泊科学, 1997, 10 (1): 62-66
- [44] 吴振斌, 陈辉蓉, 贺锋. 人工湿地系统对污水磷的净化效果. 水生生物学报, 2001, 25 (1): 28~34
- [45] 廖新伟, 骆世明. 人工湿地对猪场废水有机物处理效果的研究. 应用生态学报, 2002, 13 (1): 113~117
- [46] Greenway M., Woolley A. Constructed wetland in Queensland: performance efficiency and nutrient bioaccumulation. Ecological Engineering, 1999, 12, 39~55
- [47] Schulz C., Gelbrecht J., Rennert B. Treatment of rainbow trout farm effluents in constructed wetland with emergent plants and subsurface horizontal water flow. Aquaculture, 2003, 217(1-4), 207~221
- [48] Tanner C.C. Plants for constructed wetland system—A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. Ecological Engineering, 1996, 7, 59~83
- [49] Franklin L. Burton. Wastewater Engineering treatment, disposal and reuse. 1991, 994~995
- [50] 胡康萍等. 一种经济、有效、简便、可靠的污水处理技术—人造湿地系统, 环境工程, 1991, 9 (2): 6-10
- [51] R.B.E. Shutes, *et al.* The design of vegetative constructed wetlands for the treatment of highway runoff. The Science of the Total Environment, 1999, 235, 189~197
- [52] Hill D.T., Payne V.W.E., Rogers J.W. *et al.* Ammonia effects on the biomass production of five constructed wetland plant species. Bioresource Technology, 1997, 62, 109~113
- [53] 成水平, 夏宜琤. 香蒲、灯心草人工湿地的研究 III—净化污水的机理. 湖泊科学, 1998, 10 (2): 66-71
- [54] 杨昌凤, 黄淦全, 宋文初等. 模拟人工湿地处理污水的试验研究. 应用生态学报, 1991, 2 (4): 350-354
- [55] Rosgers K H, Breen P F, Chick A J. Nitrogen removal in experimental wetland treatment systems: evidence for the role of aquatic plants. Res JWPCF, 1991, 63, 934~941
- [56] 唐述虞, 宋正达, 史建文等. 金属矿酸性废水的湿地生态工程处理研究. 中国环境科学, 1993, 13 (5): 356-360
- [57] Cheng S, Grosse W, Karrenbrock F, *et al.* Efficiency of constructed wetlands in

- decontamination of water polluted by heavy metals. *Ecol. Eng.*, 2001, 18(3), 317~325
- [58] 王旭明, 匡晶. 水芹菜对污水净化的研究. *农业环境保护*, 1999, 18 (1): 34-35
- [59] Ben Urbonas, et al. Stormwater: best management practices and detention for water quality, drainage, and CSO management. 1993, 373~377
- [60] Peterson S.B. and Teal J.M. The role of plants in ecological engineered wastewater treatment systems. *Ecol. Engng.*, 1996, 6,137~148
- [61] James J. Sartoris, Joan S. Thullen, Larry B. Barber et al. Investigation of nitrogen transformations in a southern California constructed wastewater treatment wetland, *Ecological Engineering*, 2000, 14, 49~65
- [62] Paulr. Adler, Steven T.Summerfelt. Evaluation of a wetland system designed to meet stringent phosphorus discharge requirements, *Water Environ. Res.*, 1996,68,836~840
- [63] 颜素珠. 中国水生高等植物图说.北京: 科学出版社, 1983
- [64] 缪绅裕, 陈桂珠等. 人工湿地中的磷在模拟秋茄湿地系统中的分配与循环. *生态学报*, 1999, 19 (2): 236-241
- [65] 陈桂珠, 缪绅裕等. 人工污水中的 N 在模拟秋茄湿地系统中的分配循环及其净化效果. *环境科学学报*, 1996, 16 (1): 44-49
- [66] 林鹏, 林光辉. 九龙江口红树林研究IV—秋茄群落的氮、磷的积累和循环. *植物生态学与植物学丛刊*, 1985, 9 (1): 21-32
- [67] Fennessy M S, Cronk J K, Mitsch W J. Macrophyte productivity and community development in created freshwater wetlands under experimental hydrological conditions. *Ecol Eng* 1994,3(4), 469~484
- [68] Brix H. Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants—The root-zone method, *Wat Sci Technol*, 1987, 19, 107~118
- [69] Dunbabin J S, Pokorny J, Bowmer K H. Rhizosphere oxygenation by *Typha domingensis* Pers. in miniature artificial wetland filters used for metal removal from wastewater. *Aquat Bot*, 1988,29, 303~317
- [70] Hill D.T., Payton J.D. Effect of plant fill ratio on water temperature in constructed wetlands. *Bioresource Technology*, 2000, 71, 283~289
- [71] 李科德, 胡正嘉. 芦苇床系统净化污水的机理. *中国环境科学*, 1995, 15 (2): 140-144
- [72] Okabe S., Hiratia K., Ozawa Y. Spatial microbial distributions of nitrifiers and heterotrophs in mixed-population biofilms. *Biotechnol. Bioengng.* 1996, 50, 24~35
- [73] Ottova V., Balcarova J. and Vymazal J. Microbial characteristics of constructed wetlands. *Wat. Sci. Tech.*, 1997, 35 (5), 117~123
- [74] Donald A. Hammer, Robert L. Knight. Designing constructed wetlands for nitrogen removal. *Wat. Sci. Tech.*, 1994, 29(4), 15~27
- [75] 张鸿等. 两种人工湿地中氮、磷净化率与细菌分布关系的初步研究. *华中师范大学学报(自然科学版)*, 1999, 33 (4): 575-578
- [76] 梁威, 吴振斌. 人工湿地对污水中氮磷的去除机制研究进展. *环境科学动态*, 2000, (3): 32~37
- [77] 张甲耀等. 不同植物构成的潜流型人工湿地处理系统的净化能力及其异养细菌数量的

- 研究, 环境工程, 1998, 16(3): 17-20
- [78] Reed S. C., Brown D S. Constructed wetland design-the first generation. *Wat. Environ. Res.*, 1992, 64(6), 776~781
- [79] 尹军, 崔玉波. 人工湿地污水处理技术. 北京: 化学工业出版社, 2006
- [80] Knight R.L. et al. Constructed wetlands for livestock wastewater management, *Ecological Engineering*, 2000,15,41~55
- [81] Nguyen L. M. Organic matter composition, microbial biomass and microbial activity in gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewaters, *Ecological Engineering*, 2000,16,199~221
- [82] Mays P.A. and Edwards G.S. Comparison of heavy metal accumulation in a natural wetland and constructed wetlands receiving acid mine drainage, *Ecological Engineering*, 2001,16, 487~500
- [83] Wenerick W.R. et al. Tolerance of three wetland plant species to acid mine drainage: a greenhouse study. In: Hammer D.A.(ed) *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial, and Agricultural*. Chelsea, MI: Lewis Publishers, 1989, 801~807
- [84] Gillespie W.B. et al. Transfers and transformations of zinc in constructed wetlands: mitigation of a refinery effluent, *Ecological Engineering*, 2000,14, 279~292
- [85] Thut R.N. Feasibility of treating pulp mill effluent with a constructed wetland. In: Moshiri G.A.(ed). *Constructed wetlands for Water Quality Improvement*. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 1993, 441~447
- [86] Rivera R. et al. The application of the root zone method for the treatment and reuse of high-strength abattoir waste in Mexico, *Water Science and Technology*, 1997,35(5), 271~278
- [87] Sun G. Et al. Treatment of agricultural wastewater in a combined tidal flow-downflow reed bed system, *Water Science and Technology*, 1999, 40(3), 139~146
- [88] Staubitz W.W. et al. Potential use of constructed wetlands to treat landfill leachate. In: Hammer D.A.(ed) *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial, and Agricultural*. Chelsea. MI: Lewis Publishers, 1989, 735~742
- [89] Trautmann N.M. et al. Use of artificial wetlands for treatment of municipal solid waste landfill leachate. In: Hammer D.A.(ed) *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial, and Agricultural*. Chelsea. MI: Lewis Publishers, 1989, 245~251
- [90] Laber J. Constructed wetland system for storm water treatment, *Journal of Environment Science and Health*, 2000, A35, 1279~1288
- [91] Thurston K.A. Lead and petroleum hydrocarbon changes in an urban wetland receiving stormwater runoff, *Ecological Engineering*, 1999,12, 387~399
- [92] Bachand P.A. and Home A.J. Denitrification in constructed free-water surface wetland, *Ecological Engineering*, 2000,14, 9~32
- [93] Angelo E.M. and Reddy K.R. Diagenesis of organic matter in a wetland receiving hyper-eutrophic lake water, *Journal Environmental Quality*, 1994,23, 928~943
- [94] Kadlec H.R. and Knight R.L. *Treatment Wetlands*. Boca Raton, FL: Lewis Publishers, 1996
- [95] Denny P. Implementation of constructed wetlands in developing countries. *Water Science and*

- Technology, 1997, 35(5), 27~34
- [96] Kivaisi A.K. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecological Engineering*, 2001, 16, 545~560
- [97] Gopal B. Natural and constructed wetlands for wastewater treatment: potentials and problems, *Wat. Sci. Tech.*, 1999, 40(3), 27~35
- [98] Mitchell D.S. , Chick A.J. and Raisin G.W. The use of wetlands for water pollution control in Australia: an ecological perspective. In: *Proc. of 4th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. 1994,9, Guangzhou, China
- [99] Thomas P.R., Glover P. and Kalaroopa T. An evaluation of pollution removal from secondary treated sewage effluent using a constructed wetland system. In: *Proc. of 4th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. 1994,9, Guangzhou, China
- [100] Brix H. Do macrophytes play a role in constructed wetlands? *Wat.Sci.Tech.*, 1997, 35(5), 11~17
- [101] Reddy K.R., O'Connor G.A. and Gale P.M. Phosphorus sorption capacities of wetland soils and stream sediments impacted by dairy effluent. *J. Environ. Qual.* 1998, 27, 438~447
- [102] Jay S W, Suzanne E B, Curtis P J. Sediment storage of phosphorus in a northern prairie wetlands receiving municipal and agro-industrial wastewater. *Ecological Engineering*, 2000, 14(1), 127~138
- [103] Tanner C.C., Sukias J.P.S., Upsdell M. P. Relationships between loading rates and pollutant removal during maturation of gravel-bed constructed wetlands. *J. Environ. Qual.* 1998, 27, 448~458
- [104] 顾惕人, 朱埜瑶, 李外郎等. 表面化学. 北京: 科学出版社. 1994
- [105] 章燕豪. 吸附作用. 上海: 上海科学技术文献出版社. 1988
- [106] Hans Brix. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands. *Water Science and Technology*, 1997, 35(5): 11-17
- [107] 籍国东, 倪晋仁. 人工湿地废水生态处理系统的作用基质. *环境污染治理技术和设备*. 2004, 5 (6): 71-75
- [108] 孙铁珩. 污染生态学. 北京: 科学出版社, 2001, 323
- [109] Elroy A, et al. *Rhizosphere*, Springer-verlag beidelberg. New York, Tokyo. 1986
- [110] Roberts EA. The epidermal cells of roots. *Bot Gazette*, 1916, 2(2): 488~489
- [111] West PM. Ertion of biotin and thiamin by roots of higher plants. *Nature*, 1939, 144: 1050
- [112] Armstrong W. Root aeration in wetland condition. In: Hook D D, Crawford R M, eds. *Plant life in anaerobic environments*, Ann Arbor: Ann Arbor Science, MI, 1978, 269~297
- [113] Dunbabin J S, Pokorny J, Bowmer K H. Rhizosphere oxygenation by *Typha domingensis* Pers. in miniature artificial wetland filters used for metal removal from wastewater. *Aquat Bot*, 1988, 29, 303~317
- [114] Mitsch W.J. Gosselink J.G. *Wetland*. Third ed. Wiley. New York. NY 920pp. 2000
- [115] Sorrell B.K., Armstrong W. On the difficulties of measuring oxygen release by root systems of wetland plants. *J. Ecol.* 1994, 82: 177~183
- [116] Stotmeister U., Wion 0 ner A., Kusch P. et al. Effects of plants and microorganisms in

- constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 2003,22:93~117
- [117] Brix H. Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants—The root-zone method, *Wat Sci Technol*,1987,19,107~118
- [118] Kickuth R. Degradation and incorporation of nutrients from rural wastewater by plant rhizosphere under limnic conditions. In: *Utilisation of manure by land spreading. Comm of the Europe Communities(EUR 5672e)*, London, 1977, 335~343
- [119] Conley L.M., Dick R.I., Lion L.W. An assessment of the root-zone method of wastewater treatment. *Res, JWPCF*, 1991, 63: 239~247
- [120] 夏宜铮.综合生物氧化城污水净化的生初学基础研究. 国家环境保护局编. 水污染防治及城市污水资源化技术.北京: 科学出版社, 1993
- [121] K. R. Reddy. Fate of nitrogen and phosphorus in a wastewater retention reservoir containing aquatic macrophytes, *J. Environ. Qual.*, 1983,12(1),137~141
- [122] 袁东海, 景丽洁, 高士祥等.几种人工湿地基质净化净化磷素污染性能的分析. *环境科学学*, 2005, Vol.26 (1) :51-55
- [123] 薛玉, 张旭, 李旭东等.复合沸石吸氮系统控制暴雨径流污染. *清华大学学报(自然科学版)*, 2003, 46 (6): 854-857
- [124] 徐丽花, 周琪.不同填料人工湿地处理系统的净化能力研究.*上海环境科学*, 2002, 21 (10): 603-605
- [125] Johansson L, Gustafsson J P. Phosphate removal using blast furnace slags and ppoka-mechanisms. *Water Research*, 1999,34(1):259~265
- [126] 邓雁希, 许虹, 黄玲.蛭石去除废水中磷酸盐的研究.*中国非金属矿工业导刊*, 2003, 37 (6): 42-44
- [127] 尹连庆, 张建平, 董树军等.粉煤灰基质人工湿地系统净化污水的研究.*华北电力大学学报*, 1999, 26 (4): 76-79
- [128] 崔理华, 朱夕珍, 骆世明等.煤渣-草炭基质垂直流人工湿地系统对城市污水的净化效果.*应用生态学报*, 2003, 14 (4): 597-600
- [129] 阎存仙, 周红..粉煤灰处理含磷废水的研究.*上海环境科学*, 2000, 19 (1): 33-36
- [130] Sakadevan K, *et al.* Phosphate adsorption characteristic of soils, slags and zeolite to be used as substrates in constructed wetland systems. *Water Research*,1998,32(2):393~399
- [131] Zhu T, Jenssen P D, Maehlum T, *et al.* Phosphorus sorption and chemical characteristic of light weight aggregates potential filter media in treatment wetland. *Water Science and Technology*,1997,35(5):103~108
- [132] Gray C A, Schwab A P. Phosphorus-fixing ability of high pH, high calcium coal-combustion waste materials. *Water Air Soil Pollution*,1993,69:309~320
- [133] Kivaisi K A. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing country; a review. *Ecological Engineering*, 2001,16:545~560
- [134] M. Del Bubbaa, C.A. Ariasb, H. Brixc. Phosphorus adsorption maximum of sands for use as media in subsurface .ow constructed reed beds as measured bythe Langmuir isotherm. *Water research*. 2003,37:3390~3400

- [135] 雷明, 李凌云.人工湿地土壤堵塞现象及机理探讨.工业水处理, 2004, 24 (10): 9-12
- [136] Craft C B, Richardson C J. Peat accretion and N, P and organic C accumulation in nutrient enriched and unenriched everglades peatlands[J]. *Ecological Applications*. 1993(3):446~458.
- [137] 朱彤等.人工湿地污水处理系统应用研究. 环境科学研究, 1991, 14 (5): 17-22
- [138] 丁廷华.污水芦苇湿地处理系统示范工程的研究. 环境科学, 1992, 13 (2): 8-13
- [139] Tanner C C, Sukias J P S and Upsdell M P. Organic matter accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetland treating farm dairy wastewaters. *Wat.Res.*,1998,32(10): 3046~3054
- [140] Rich L G. A critical look at rock filters. *Journal of Environment Engineering, ASAE*114,1988,219~223
- [141] Reddy K. R., etal. Oxygen transport through aquatic macrophytes: The role in wastewater treatment. *J. Environ. Qual.*, 1990,19:261~267
- [142] Thomas R E, Schwartz W A, Bendixen T W. Soil chemical changes and infiltration rate reduction under sewage spreading. *Soil Sci.*, 1996,30(11):641~646
- [143] De V J. Soil filtration of wastewater effluent and mechanism of pore clogging. *Water Pollute Control*,1972,44(2):565~573
- [144] Rich L G. A critical look at rock filters. *En. Eng.*, 1998,114(6):219~223
- [145] Malyshev L I. Seepage and antiseepage measures in foundation of hydraulic structures. *Geomechanics Abstracts*, 1997,5(9):331
- [146] Gersberg RM, Elkins BV and Goldman CR. Nitrogen Removal in artificial wetland. *Water Res*, 1983,17:1009~1014
- [147] Jennifer A Schaafsma, Andrew H Baldwin, Christopher A Streb. An evaluation of a constructed wetland to treat wastewater from a dairy farm in Maryland. USA, *Ecological Engineering*, 2000, 14:199~206
- [148] 吴振斌, 徐光来, 周培疆等.复合垂直流人工湿地污水氮的去除效果研究.农业环境科学学报, 2004, 23 (4): 757-760
- [149] A Noorvee, E Poldvere and U Mander. The effect of a vertical flow filter bed on a hybrid constructed wetland system. *Water science and technology*, 2005:137~144
- [150] J Paing and J Voisin. Vertical flow constructed wetlands for municipal wastewater and septage treatment in French rural area. *Water science and technology*, 2005:145~155
- [151] Donald A Hammer and Robert L Knight. Designing constructed wetlands for nitrogen removal. *Water science and technology*, 1994:15~27
- [152] S Kantawanichkul, P Neamkam and R.B.E Shutes. Nitrogen Removal in a combined system: Vertical vegetated bed over horizontal flow sand bed. *Water science and technology*, 2001:137~142

个人简历 在读期间发表的学术论文与研究成果

个人简历:

叶建锋, 男, 1976年12月生。

1994年9月至1998年7月 河海大学环境工程专业学习 获学士学位;

1998年7月至2001年9月 浙江省水利水电勘测设计院 环保分院工作;

2001年9月至2004年3月 河海大学环境工程专业学习 获工学硕士学位;

2004年3月入同济大学环境科学与工程学院攻读博士学位。

已出版专著:

[1] 叶建锋. 废水生物脱氮处理新技术. 北京: 化学工业出版社, 2006

已发表论文:

- [1] 叶建锋, 徐祖信, 操家顺. 亚硝酸型半硝化影响因素的试验研究. 水处理技术, 2005, Vol. 31 (10) :5-7
- [2] 徐祖信, 叶建锋. 前置库技术在水库水源地面源污染控制中的应用. 长江流域资源与环境, 2005, Vol. 14 (6) :792-795
- [3] 叶建锋, 徐祖信. 新型生物脱氮处理工艺—OLAND工艺. 中国给水排水, 2006, Vol. 22 (4) :6-8
- [4] 叶建锋, 徐祖信, 李怀正等. 模拟钢渣垂直潜流人工湿地的除磷素性能分析. 中国给水排水, 2006, Vol. 22 (9) :62-64
- [5] 叶建锋, 薄国柱. 低碳源条件下厌氧氨氧化影响因素的试验研究. 水处理技术, 2006, Vol. 32 (9) :30-33
- [6] 叶建锋, 何校初, 陈峰. 亚硝酸型硝化—厌氧氨氧化工艺的运行性能研究. 工业水处理, 2006, Vol. 26 (7) :19-22

待发表论文:

- [1] 徐祖信, 谢海林, 叶建锋等. 模拟煤灰渣垂直潜流人工湿地的除磷素性能分析. 环境污染与防治 (已录用)