

复合潜流人工湿地与生物接触氧化组合工艺 处理生活污水的试验研究



重庆大学博士学位论文

学生姓名：梁建军

导师姓名：何 强 教授

专 业：市政工程

学科门类：工 学

重庆大学城市建设与环境工程学院

二〇一〇年四月

Study on wastewater treatment with complex subsurface flow constructed wetland and biological contact oxidation



A Thesis Submitted to Chongqing University
In Partial Fulfillment of the Requirement for the
Degree of Doctor of Engineering

By
Liang Jianjun

Supervised by Prof. He Qiang

Major: Municipal Engineering

Faculty of Urban Construction and Environmental Engineering
Chongqing University, Chongqing, China

April 2010

中文摘要

针对传统潜流人工湿地污水处理工艺负荷率较低, 处理效果受温度影响较大的问题, 对传统潜流人工湿地结构进行了改进, 并与生物接触氧化工艺相组合, 用于常温较高浓度污水和低温低浓度污水的处理。试验优化了改进型潜流人工湿地的水力参数, 分析了水平及垂直潜流湿地污染物去除规律及特点, 对水平潜流湿地不同深度基质内污染物分布规律和自然复氧槽复氧效果进行研究, 在此基础上构建了复合潜流湿地; 对复合潜流湿地在常温和低温不同水力条件下的污染物去除效果进行研究, 结合试验结果探讨了复合潜流湿地的反应动力学和水力学特征, 计算了反应动力学参数; 根据生物接触氧化和复合潜流湿地的特点, 提出了生物接触氧化和复合潜流湿地不同组合次序的污水处理适用条件, 并进行了生产性试验研究。

复合潜流湿地试验表明, 适宜水力停留时间不宜超过 96h, 否则会出现污染物去除率下降, 导致占地面积过大; 与水平或潜流湿地相比, 复合潜流湿地可有效提高湿地水力负荷率, 常温季节可提高约 35%, 低温季节可提高约 25%; 提高容积负荷率可有效提高污染物去除速率, 当 COD、TP、TN 及 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的容积负荷率分别在 $(5\sim70) \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ 、 $(0.05\sim0.65) \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ 、 $(0.5\sim7.5) \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ 及 $(0.25\sim4.5) \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ 范围内时, 去除速率与容积负荷率表现出较为明显的线性关系; 出水回流对提高污染物去除率效果明显, 对 SS 和 TP 影响相对较小, SS 和 TP 在 $R=0.5$ 去除率达到最高值, 对 COD, $\text{NH}_3\text{-N}$ 及 TN 去除率影响相对较大, 在 $R=1$ 时达到最高去除率, 若回流比继续增大, 则去除率开始下降; 复合湿地污染物去除特征及离散模型 Pez 值的计算表明, 水流流态接近推流态, 返混作用与传统湿地相比较弱。

以复合潜流湿地为基础的生物接触氧化前置和后置的组合工艺试验表明, 前置工艺适用于进水污染物浓度较高, 后置工艺适用于进水污染物浓度不高, 但水温较低的情况。两种工艺可分别解决氮浓度较高和低温时湿地效率低下的问题, 使出水水质达到 GB18918-2002 一级 B 排放标准。回流比和气水比是影响组合工艺污染物去除率的重要水力条件, 其中回流比对生物接触氧化后置工艺的影响更为显著, 推荐回流比 $R=1.0$; 气水比对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除效果影响较显著, 但气水比较大时能耗较高, 推荐气水比为 4:1; 生物接触氧化前置工艺 COD 去除率较高, 不能充分利用湿地功能, 造成能耗较高; 后置工艺则可以充分发挥湿地功能, 仅在低温季节对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TN 强化去除, 降低能耗。

生产性试验结果表明：在平均水温 8.6°C ，进水 COD： $(128\sim 203)\text{ mg L}^{-1}$ ， $\text{NH}_3\text{-N}$ ： $(4.83\sim 23.88)\text{ mg L}^{-1}$ ，TP： $(1.08\sim 7.29)\text{ mg L}^{-1}$ ，SS： $(89\sim 106)\text{ mg L}^{-1}$ 条件下，生物接触氧化后置组合工艺在水力停留时间为 72h，水力负荷 150 cm d^{-1} ，启动生物接触氧化回流比 100%，启动化学除磷，聚合氯化铝投加量 10 mg L^{-1} ，出水水质指标均可达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》（GB18918-2002）一级 A 标准。

关键词：复合潜流人工湿地 生物接触氧化 组合工艺 污水处理

ABSTRACT

As for traditional subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment load is low, and the treatment effect influenced by the temperature, biological contact oxidation process and improvement of subsurface flow wetland combined process were adopted to treat with high concentration waste water in normal temperature and low concentration waste water in low temperature. Optimized to improve the constructed wetland hydraulic parameters, reported the characteristics and law of horizontal and vertical subsurface flow constructed wetlands to remove pollutants. In addition, researched the horizontal subsurface flow constructed wetland substrate at different depths within the distribution of pollutants and the reoxygenation effect of natural reoxygenation tank. Based on the construction of complex subsurface flow constructed wetlands, composite subsurface flow constructed wetlands with different water at room temperature and low temperature removal of pollutants were researched. Combined with the experiment results, reaction kinetics and hydraulic characteristics of complex subsurface flow wetland were discussed, and the kinetic parameters were calculated. According to the characteristics of biological oxidation and complex subsurface flow wetland, the wastewater treatment conditions for biological oxidation and complex sequence of different combinations of subsurface flow constructed wetlands was proposed and verified in the process of pilot test.

Test of complex subsurface flow wetland showed that the optimal hydraulic retention time should not more than 96h, or the removal of pollutants will fall; complex subsurface flow constructed wetlands can effectively improve hydraulic loading rate of the wetlands. Normal temperature season could be increased 35%; low temperature season could be increased by 25%; increasing the volumetric loading rate can improve pollutant removal rate, when the COD, TP, TN and $\text{NH}_3\text{-N}$ volumetric loading rate are at the range of $(5 \sim 70) \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, $(0.05 \sim 0.65) \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, $(0.5 \sim 7.5) \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ and $(0.25 \sim 4.5) \text{ g} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ respectively, the removal rate and the VLR show obvious took on linear relationship; Reflux has a obvious effect to improve pollutant removal efficiency of pollutants, but has a small impact of SS and TP. When $R = 0.5$, the removal efficiency of SS and TP could get the peak, the removal rate of COD, $\text{NH}_3\text{-N}$ and TN were relatively higher, which could get the peak when $R = 1.0$ If the corresponding reflux ratio continues to increase, then the removal rate started to decline;

complex pollutant removal characteristics of the complex wetland showed that subsurface flow constructed wetland flow pattern close to plug-flow state.

The test of bio-contact oxidation pre and post group technology which based on complex subsurface flow wetland showed, the pre-process can be used in the condition of high concentration of pollutants in the influent and effluent TN and $\text{NH}_3\text{-N}$ couldn't meet the criteria. The post-process is suitable for the condition of pollutant concentration is not high, but low temperature, the effluent TN and $\text{NH}_3\text{-N}$ could not meet the criteria. The two processes can solve the low efficiency problem when the nitrogen concentration was higher and wetlands at low temperature. In normal temperature and low temperature season, effluent data can meet the "Municipal Wastewater Treatment Plant Pollutant Emission Standards" (GB18918-2002) the 1st B emission standards; reflux ratio and the gas water ratio are the important hydraulic conditions which affect the post-process of bio-contact oxidation, the reflux ratio on the impact of the removal of pollutants was even more significant, recommended reflux ratio is $R = 1.0$; the gas water ratio on the removal of $\text{NH}_3\text{-N}$ has a significant effect, but with high energy consumption, recommended gas water ratio was 4:1; biological contact oxidation on the front have a higher COD removal rate, but cannot achieve full use of wetland function, resulting in high energy consumption; while biological contact oxidation post-process can achieve full use of the wetland function, only in low season on the $\text{NH}_3\text{-N}$ and TN removal were enhanced, low energy consumption.

Productive experiments indicated that on the condition that the average temperature is 8.6°C , flooding water COD : (128-203) mg L^{-1} , $\text{NH}_3\text{-N}$: (4.83~23.88) mg L^{-1} , TP: (1.08~7.29) mg L^{-1} , SS: (89~106) mg L^{-1} , retention time of biological contact oxidation combined process in hydraulic is 72h, hydraulic load is $150\text{cm}\cdot\text{d}^{-1}$, reflux ratio of activating biological contact oxidation is 100%, activating chemical dephosphorization ,dosage of PAC is $10\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, effluent quality indexes can achieve the urban sewage treatment plants standards for pollutants discharge (GB18918-2002), 1st A standard.

Keywords: complex subsurface constructed wetlands; biological contact oxidation; group technology; sewage treatment

目 录

中文摘要	I
ABSTRACT	III
目 录	V
1 绪 论	1
1.1 中国水环境现状	1
1.1.1 河流水质及变化	1
1.1.2 湖泊水质及变化	2
1.1.3 污染物来源构成分析	4
1.2 人工湿地及生物接触氧化技术	4
1.2.1 人工湿地	4
1.2.2 生物接触氧化	11
1.3 课题提出	15
1.4 研究内容、目的及意义	17
1.4.1 研究内容	17
1.4.2 目的及意义	18
1.5 论文创新点	18
2 试验条件及方法	21
2.1 试验条件	21
2.1.1 进水水质	21
2.1.2 试验流程	21
2.1.3 试验内容	22
2.1.4 影响因素及水平确定	23
2.2 试验仪器及分析方法	23
2.2.1 物理指标	23
2.2.2 常规指标	23
2.2.3 生物特性指标	24
3 复合潜流人工湿地试验研究	25
3.1 湿地优化及设计	25
3.1.1 优化改进思路	25
3.1.2 结构及改进简介	25
3.1.3 湿地基质选择	26

3.1.4 湿地植物选择	27
3.2 试验启动.....	29
3.2.1 启动条件及方法	29
3.2.2 两种湿地出水水质指标分析	29
3.2.3 生物膜指标分析	33
3.2.4 植物指标分析	34
3.2.5 启动试验小结	35
3.3 湿地水力影响因素试验与优选.....	35
3.3.1 水力停留时间对去除率的影响	35
3.3.2 水力负荷率对去除率的影响	39
3.3.3 水平侧流湿地污染物沿基质深度分布规律	43
3.3.4 水平侧流湿地自然复氧槽复氧规律研究	44
3.3.5 小结	45
3.4 复合潜流人工湿地构建及试验研究.....	46
3.4.1 复合潜流人工湿地构建	46
3.4.2 水力停留时间对去除率的影响	47
3.4.3 水力负荷率对去除率的影响	49
3.4.4 回流比对去除率的影响	51
3.4.5 容积负荷对去除速率的影响	52
3.4.6 污染物沿程变化规律及讨论	54
3.4.7 小结	61
3.5 本章结论.....	62
4 复合潜流湿地反应动力学及水力学模型探讨	63
4.1 反应动力学模型.....	63
4.1.1 衰减模型	63
4.1.2 生态动力学模型	63
4.1.3 一级动力学模型	64
4.1.4 米-门公式模型	65
4.2 一级动力学模型拟合及检验.....	66
4.2.1 典型污染物动力学模型拟合	66
4.2.2 一级动力学模拟结果的检验与分析	69
4.3 复合潜流湿地水力学特征及优化探讨.....	70
4.3.1 复合潜流湿地流态特征分析	70
4.3.2 复合潜流湿地水力条件的设计与控制	71

5	复合潜流湿地与生物接触氧化组合工艺试验研究	75
5.1	试验设计	75
5.1.1	生物接触氧化+复合潜流湿地工艺	75
5.1.2	复合潜流湿地+生物接触氧化工艺	76
5.2	组合工艺的启动试验	76
5.2.1	生物接触氧化池启动	76
5.2.2	组合工艺的过渡性试验	78
5.3	生物接触氧化+复合潜流湿地工艺试验	79
5.3.1	不同温度及气水比条件下 COD 去除效能分析	80
5.3.2	不同温度及气水比条件下 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除效能分析	82
5.3.3	不同温度及气水比条件下 TN 去除效能分析	85
5.3.4	不同气水比条件下 TP 去除规律	87
5.3.5	不同气水比条件下 SS 去除规律	89
5.3.6	小结	90
5.4	复合潜流湿地+生物接触氧化工艺试验	91
5.4.1	低温条件下气水比、回流比对 COD 去除效能影响	91
5.4.2	低温条件下气水比、回流比对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除效能影响	92
5.4.3	低温条件下气水比、回流比对 TN 去除效能影响	94
5.4.4	低温条件下气水比、回流比对 TP 去除效能影响	96
5.4.5	小结	97
5.5	本章结论	98
6	组合工艺生产性试验研究	99
6.1	试验条件	99
6.1.1	地理及气候条件	99
6.1.2	植物分布与选择	99
6.1.3	水质条件	100
6.2	工艺优化和构建	100
6.2.1	试验工艺流程	100
6.2.2	主要工艺参数	101
6.2.3	最优工况	103
6.3	全程处理效能分析	104
6.3.1	COD 的去除效果	104
6.3.2	$\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除效果	105
6.3.3	TP 的去除效果	105

6.3.4 各单元的去除效能贡献率	106
6.3.5 湿地处理效能部分外界影响因素讨论	108
6.4 本章结论.....	110
7 结论和建议	111
7.1 结论.....	111
7.2 建议.....	112
致 谢	113
参考文献	115
附 录	121
A. 作者在攻读博士学位期间发表的论文目录:	121
B.作者在攻读博士学位期间科研工作情况.....	121

图 目 录

图 1.1 全国主要河流全年水质类别比例（2008）	1
图 1.2 中国主要河流水资源质量变化趋势（2000~2008）	2
图 1.3 中国主要湖泊水资源质量超标情况（2000~2008）	3
图 1.4 水体典型污染源来源构成（2007 年度）	4
图 1.5 人工湿地组成概念图	5
图 1.6 表面流人工湿地	7
图 1.7 水平潜流人工湿地	7
图 1.8 垂直潜流人工湿地	8
图 1.9 生物基础氧化池结构示意图	12
图 2.1 试验工艺流程示意图	22
图 2.2 试验工艺流程实物图	22
图 3.1 湿地结构示意图	26
图 3.2 填料实物图	26
图 3.3 风车草	28
图 3.5 两种湿地启动试验 COD 去除效果	30
图 3.6 启动试验 SS 去除效果	31
图 3.7 启动试验 TN 去除效果	32
图 3.8 启动试验 TP 去除效果	32
图 3.9 启动期植物根系及生物膜	33
图 3.10 生物相图	34
图 3.11 启动期湿地系统实物照片	35
图 3.12 水力停留时间对处理效果影响（常温）	36
图 3.13 水力停留时间对处理效果影响（低温）	37
图 3.14 温度对不同湿地污染物去除率影响	38
图 3.15 特定 HRT 条件下两种湿地处理效果比较	39
图 3.16 HLR 对处理效果影响（常温）	40
图 3.17 HLR 对处理效果影响（低温）	41
图 3.18 温度对不同湿地污染物去除影响	42
图 3.19 最佳 HLR 条件下湿地处理效果比较	43
图 3.20 污染物浓度随基质深度变化规律	43
图 3.21 污水溶解氧随自然复氧区长度变化规律	45

图 3.22 水力停留时间对处理效果影响	48
图 3.23 水力负荷率对污染物去除的影响	50
图 3.24 回流比对污染物去除影响	51
图 3.25 不同季节容积负荷率与污染物去除速率关系	53
图 3.26 复合潜流湿地中的 COD 浓度沿程变化	55
图 3.27 复合潜流湿地中的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度沿程变化	56
图 3.28 复合潜流湿地中的 TN 浓度沿程变化	58
图 3.29 复合潜流湿地中的 TP 浓度沿程变化	59
图 3.30 复合潜流湿地中的 SS 浓度沿程变化	61
图 4.1 COD 去除 $\ln(\text{Ci}/\text{Co})$ 与 HRT 回归关系	67
图 4.2 TN 去除 $\ln(\text{Ci}/\text{Co})$ 与 HRT 回归关系	68
图 4.3 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除 $\ln(\text{Ci}/\text{Co})$ 与 HRT 回归关系	68
图 4.4 一级模型模拟值与实际出水 COD 值对比	69
图 4.5 一级模型模拟值与实际出水 TN 值对比	69
图 5.1 生物接触氧化前置工艺示意图	76
图 5.2 生物接触氧化后置工艺示意图	76
图 5.3 启动期接触氧化池 COD 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除效果	77
图 5.4 启动期组合工艺污染物去除效果	79
图 5.5 不同气水比条件下组合工艺 COD 去除效果图	80
图 5.6 不同气水比及温度条件下 COD 均值沿程变化	82
图 5.7 不同气水比条件下组合工艺 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除效果	83
图 5.8 不同气水比条件下 $\text{NH}_3\text{-N}$ 均值沿程变化	84
图 5.9 不同气水比条件下组合工艺 TN 去除效果图	85
图 5.10 不同气水比条件下 TN 均值沿程变化	87
图 5.11 不同气水比条件下组合工艺 TP 去除效果图	87
图 5.12 不同气水比条件下 TP 均值沿程变化	88
图 5.13 不同气水比条件下组合工艺 SS 去除效果图	89
图 5.14 不同气水比条件下 SS 均值沿程变化	90
图 5.15 不同水力条件下 COD 的去除效果	91
图 5.16 不同水力条件下 COD 均值沿程变化	92
图 5.17 不同水力条件下 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除效果	93
图 5.18 不同水力条件下 $\text{NH}_3\text{-N}$ 均值沿程变化	94
图 5.19 不同水力条件下 TN 的去除效果图	94
图 5.20 不同水力条件下 TN 均值沿程变化	96

图 5.21 不同水力条件下 TP 的去除效果图.....	96
图 5.22 不同水力条件下 TP 均值沿程变化.....	97
图 6.1 组合工艺系统图	101
图 6.2 竖向折流湿地剖面图	102
图 6.3 侧向潜流湿地平面图	103
图 6.4 秋冬季节有机物全程处理效果分析图	104
图 6.5 秋冬季节 $\text{NH}_3\text{-N}$ 全程处理效果分析图	105
图 6.6 秋冬季节总磷全程处理效果分析图	106
图 6.7 COD 各单元处理率.....	106
图 6.8 $\text{NH}_3\text{-N}$ 各单元处理率.....	107
图 6.9 TP 各单元处理率.....	107
图 6.10 低温与常温下各单元 COD 平均去除率对比.....	108
图 6.11 低温与常温下各单元氨氮平均去除率对比.....	109
图 6.12 低温与常温下各单元 TP 平均去除率对比.....	109

表 目 录

表 1.1 中国主要河流水资源质量评结果（2000~2008）	1
表 1.2 中国主要湖泊水资源质量评结果（2000~2008）	3
表 1.3 典型水体污染源排放数据（2007 年度）	4
表 1.4 人工湿地的应用及相应的挑战	11
表 1.5 接触氧化与人工湿地工艺兼容性评价	17
表 2.1 设计进水水质	21
表 2.2 物理指标测定仪器与方法	23
表 2.3 主要试验仪器及分析方法	23
表 3.1 人工湿地填料装填情况表	27
表 4.1 水平潜流湿地衰减方程	63
表 4.2 COD 去除一级动力学计算表	66
表 4.3 TN 去除一级动力学计算表	67
表 4.4 NH ₃ -N 去除一级动力学计算表	68
表 4.5 离散模型对复合潜流湿地出水 COD 模拟	71
表 6.1 实际进水水质	100
表 6.2 设计进出水水质	100
表 6.3 稳定塘的主要设计参数	102
表 6.4 折流湿地的主要设计参数	102
表 6.5 侧向潜流湿地的主要设计参数	103
表 6.6 试验设计及优化结果	104
表 6.7 秋冬季节主要污染物单元去除率	106

1 绪 论

1.1 中国水环境现状

中国水污染防治工作开始于上世纪 70 年代末，大致经历了工业水污染防治、城市水环境综合整治、流域水污染治理三阶段^[1]，水环境恶化状况得到了一定程度的遏制和改善，排水事业的建设也取得了长足进步。截止到 2008 年底，建成城镇污水处理厂 1018 座，铺设排水管道 $31.5 \times 10^4 \text{km}$ ，污水处理能力达到 $8016 \times 10^4 \text{m}^3/\text{d}$ ，年处理污水量 $256 \times 10^8 \text{m}^3$ ，污水处理率 70.2%；与 1949 年相比，排水管道长度增加 51 倍，污水处理能力增加约 2025 倍^[2]。但国家水利部对 2000~2008 年全国主要江河湖泊水源的水质统计数据表明，整体水环境状况仍不容乐观^[3]。

1.1.1 河流水质及变化

水利部 2008 年度对中国 10 个水资源一级区主要河流或河段水质状况按全年、汛期、非汛期的监测结果如下：

全年总评价河长 147727.5km，其中 I~III 类占总评价的 61.2%，IV~V 类水占 18.2%，劣 V 类占 20.6%；汛期总评价河长 146824.0km，其中 I~III 类占总评价的 60.1%，IV~V 类占 21.6%，劣 V 类占 18.3%，如图 1.1；非汛期总评价河长 146650.4km，其中 I~III 类占总

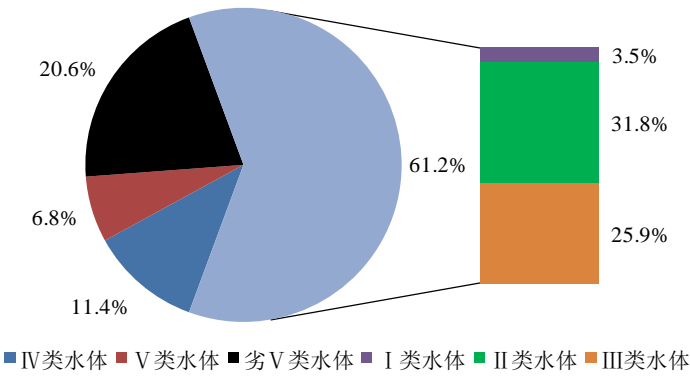


图 1.1 全国主要河流全年水质类别比例（2008）

Fig. 1.1 Key rivers quality catalogue proportion

评价的 61.6%，IV~V 类占 16.3%，劣 V 类占 22.1%。全年、汛期、非汛期 I~III 类水体河长比例变化不大。2000~2008 年主要水体全年水质评价结果见图 1.2。

表 1.1 中国主要河流水资源质量评结果（2000~2008）

Tab. 1.1 Water quality evaluation of key rivers (2000~2008)

年度	评价河长 (km)	分类河长占评价河长比例（%）						
		I 类	II 类	III 类	IV 类	V 类	劣 V 类	I~III 类
2000	114042.9	4.9	24	29.8	16.1	8.1	17.1	58.7
2001	121101.2	5.0	27.6	28.8	14.2	7.8	16.6	61.4
2002	122601.5	5.6	33.1	26	12.2	5.6	17.5	64.7
2003	134593	5.7	30.7	26.2	10.9	5.8	20.7	62.6

年度	评价河长 (km)	分类河长占评价河长比例 (%)						
		I 类	II 类	III 类	IV 类	V 类	劣 V 类	I ~III 类
2004	133594.5	6.3	27.2	25.9	12.8	6.0	21.8	59.4
2005	140496.6	5.1	28.7	27.1	11.8	6.0	21.3	60.9
2006	138736.9	3.5	27.3	27.5	13.4	6.5	21.8	58.3
2007	143604.4	4.1	28.2	27.2	13.5	5.3	21.7	59.5
2008	147727.5	3.5	31.8	25.9	11.4	6.8	20.6	61.2

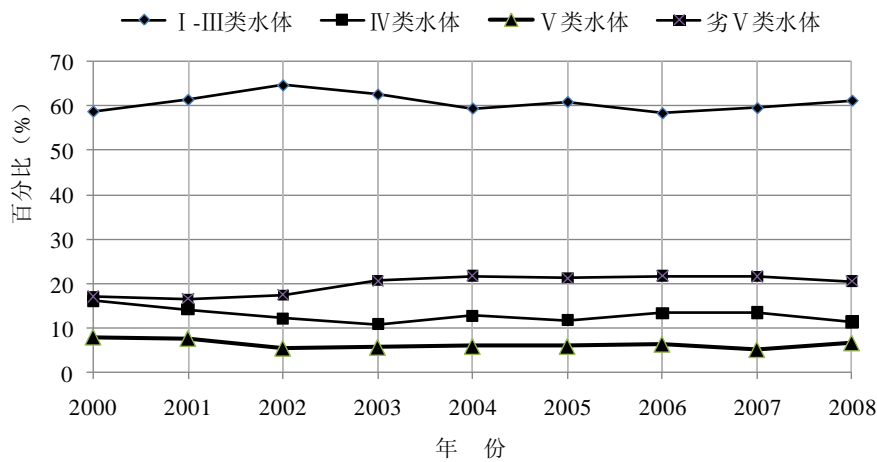


图 1.2 中国主要河流水资源质量变化趋势 (2000~2008)

Fig. 1.2 Trend curve of key rivers water quality

从图 1.2、表 1.1 可以看出, 2000 年至今, 在国家投入上千亿巨资进行水污染治理前提下, 水环境质量基本没有改善, (I ~III) 水体比例一直在 60%徘徊。主要超标项目是高锰酸盐指数(COD_{Mn})、化学需氧量(COD_{Cr})、氨氮($\text{NH}_3\text{-N}$)、五日生化需氧量(BOD_5)和挥发酚。

1.1.2 湖泊水质及变化

2008 年对中国 44 个重点湖泊 18356.2km^2 水面进行的水资源质量状况评价如下: 以评价个数划分, 全年总体水质为 (I ~III) 类的湖泊有 20 个, 占评价湖泊总数的 45.5%, (IV~V) 类湖泊 13 个, 占评价总数的 29.5%; 劣 V 类湖泊 11 个, 占评价总数的 25.0%; 以评价水面面积划分: 全年水质为 (I ~III) 类的湖泊水面有 8119.6km^2 , 占评价面积的 44.2%, (IV~V) 类水面 5954.8km^2 , 占评价面积的 32.5%, 劣 V 类水面 4281.8km^2 , 占 23.3%; 以营养化状况评价, 贫营养湖泊有 1 个, 中营养湖泊有 22 个, 轻度富营养湖泊有 10 个, 中度富营养湖泊有 11 个。2000 年~2008 年对重点湖泊全年水质评价结果见表 1.2。

表 1.2 中国主要湖泊水资源质量评结果 (2000~2008)

Tab. 1.2 Water quality evaluation of key lakes (2000~2008)

年度	个数	以水体类别划分 ^①			以营养级别划分 ^②			
		I-III类	IV~劣V类	超标倍数 ^③	贫营养	中营养	富营养	超标倍数 ^③
2000	24	9	15	1.67	1	4	19	3.80
2001	24	10	14	1.40	1	12	11	0.85
2002	24	6	18	3.00	1	4	19	3.80
2003	52	21	30	1.43	0	26	26	1.00
2004	50	18	32	1.78	0	17	32	1.88
2005	48	17	31	1.82	1	14	32	2.13
2006	43	20	23	1.15	1	17	25	1.39
2007	44	15	29	1.93	1	15	27	1.69
2008	44	20	24	1.20	1	22	21	0.91

注①：地表水质评价采用《地面水环境质量标准》(GB3838)，氨氮采用《地表水资源质量标准》(SL63)。

注②：湖泊水库营养状态评价标准见附表 1。

注③：水体类别超标比例指{(IV~劣V类)/(I-III类)-1}水体个数之值；营养级别超标比例指{富营养/(贫营养+中营养)-1}水体个数之值。

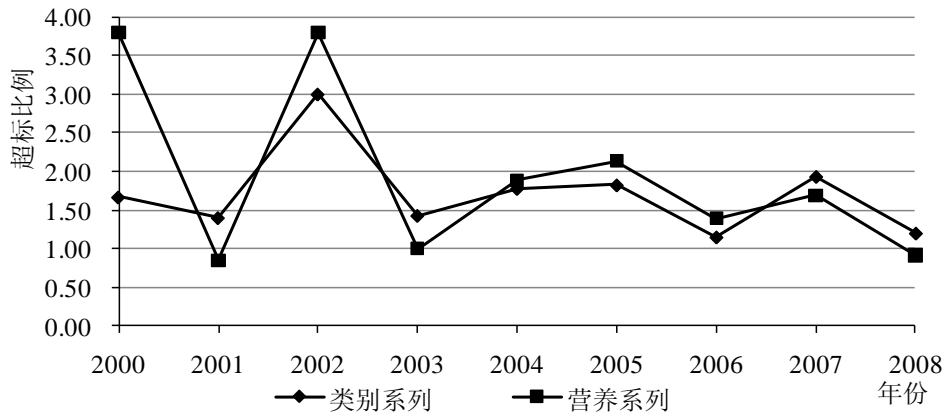


图 1.3 中国主要湖泊水资源质量超标情况 (2000~2008)

Fig. 1.3 Over standard survey of key lakes water quality

通过表 1.2 和图 1.3 可知，(2000~2008) 年中国主要湖泊水体质量在数量上整体呈现好转趋势，但水质不达标湖泊数量仍高居不下，达标湖泊水体类别以 III 类为主，不达标水体类别以劣 V 类为主，主要超标项目是总磷 (TP)、总氮 (TN)，COD_{Mn}，COD_{Cr} 和 NH₃-N。

1.1.3 污染物来源构成分析

2007 年中国进行第一次全国污染源普查^[4]，根据普查公报数据整理的工业、农业及生活水污染源排放量见表 1.3。

表 1.3 典型水体污染源排放数据（2007 年度）

单位：10⁴ 吨

Tab. 1.3 Discharge data of typical water pollutants (2007)

unit: 10⁴ t

种类 来源	CODcr	氨氮	总氮	总磷	石油类	挥发酚	重金属
工业	564.36	20.76	-	-	5.54	0.7	0.09
农业	1324.09	-	270.46	28.47	-	-	-
生活	1108.05	148.93	202.43	13.8	72.62	-	-
合计	2996.5	169.69	472.89	42.27	78.16	0.7	0.09

数据来源：2007 年度第一次全国水污染普查公报，2010 年 2 月 6 日，中华人民共和国环境保护部，中华人民共和国国家统计局，中华人民共和国农业部。

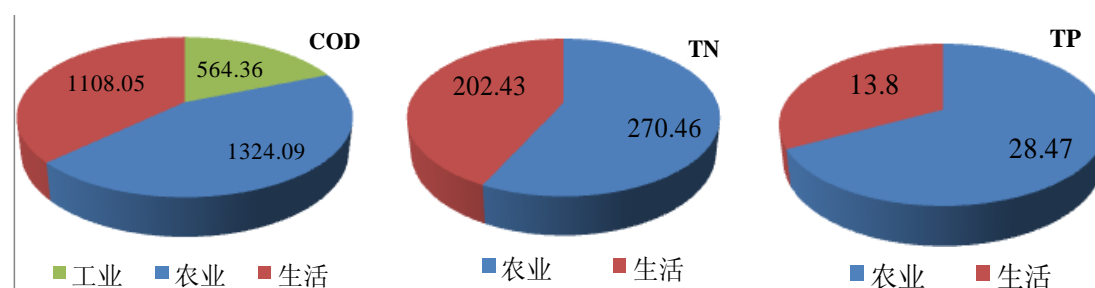


图 1.4 水体典型污染源来源构成（2007 年度）

单位：10⁴ 吨

Fig. 1.4 Source structure of typical water pollutants (2007)

unit: 10⁴ t

由图 1.4 和表 1.3 可见，工业废水污染基本已被遏制，城镇生活污水收集及处理设施建设正积极展开，而农业生产由于尚未摆脱粗的生产经营模式，造成的面源污染逐渐上升为当前江河湖泊污染物的主要来源。

1.2 人工湿地及生物接触氧化技术

1.2.1 人工湿地

湿地具有处于饱和水状态下的基质及水生植物，丰富的微生物，因而湿地具有较强的污水净化能力，是自然界自净能力很强的生态系统。通过系统中的物理、化学和生物的重重协同作用^{[5][6]}，以过滤、吸附、共沉、离子交换、植物吸收和微生物分解来实现对污水的高效净化，实现对 N、P 及 CODcr 等污染物的去除。

① 概念

从工程学角度，人工湿地指为处理污水而认为设计和建造的、工程化的湿地系统。这种湿地系统是在一定长、宽比及地面坡度的洼地中，由土壤和基质填料（如砾石等）混合组成填料床，污水在床体的填料缝隙或床体的表面流动，并在穿的表面栽种具有处理性能好、成活率高、抗水性强、美观及具有经济价值的水生植物，培育多种微生物，形成类似自然湿地的具有污水净化功能的生态系统，故人工湿地也可称为构筑滤池^{[7][8][9]}。后文所述人工湿地均为此概念意义上的湿地。

② 组成

人工湿地(constructed wetland, 简称 CW)是利用基质（或称填料、生物载体）、植物及微生物三者之间的物质与能量循环来进行污水处理的生态系统。各部分之间通过物理、物理化学和生物的协同作用达到污染物去除目的。



图 1.5 人工湿地组成概念图

Fig. 1.5 Concept formation of CW

1) 基质 主要包括土壤、砂、砾石、各种炉渣等。近年来，随着人工湿地污水处理技术的发展，人们开始研究并挑选具有更优良性能的材料作为湿地的基质。基质一方面作为湿地的填料骨架和微生物的附着表面，同时其吸附、离子交换等功能也在污染物的去除中发挥着重要作用。不同的基质材料对不同污染物的吸附性能和微生物的选择性能不同。目前，国内外正在研究和应用的基质包括塑料、沸石等^{[10][11][12]}，特别是沸石，其率硅酸盐骨架结构的孔道和孔穴具有较大的阳离子交换容量和比表面积，在应用中表现出良好的离子交换性能和吸附性能。此外，石灰石、石英砂、页岩、煤渣、钢渣、粉煤灰、陶粒、蛭石等，也均在实际应用中表现出良好的工作性能^{[13][14]}。

2) 植物

湿地植物是人工湿地的重要组成部分，对污染物的转化和降解具有重要的作用。在人工湿地系统中，植物通过直接吸收、利用污水中的可吸收营养物质，吸附和富集重金属及一些有毒有害物质；通过发达的根系输氧至根区，有利于微生物的好氧呼吸，同时其庞大的根系为细菌提供了多样的生活环境；根系生长能增强和维持基质的水力传导率；此外，植物还可以固定基质中的水分，抑制污染区的扩张，防止污染物扩散；同时具有一定的观赏价值，改善景观环境，部分植物通过收割回用，发挥适当的经济作用。

不同的湿地植物，其生长速度、对污染物的吸收转化能力、泌氧能力、耐寒能力等存在显著差异，也使基质中生长的微生物种群和数量有所不同，选择适用的湿地植物对提高和稳定人工湿地的除污功能具有重要作用^{[15][16]}。

3) 微生物

微生物是人工湿地实现除污功能的核心，共同协作，构成了互利共生的有机系统，共同完成污水净化的任务。人工湿地系统内生物相极为丰富，主要包括细菌、真菌、藻类、原生动物和后生动物。其中微生物主要包括细菌、放线菌和真菌等^{[17][18][19][20][21]}。

细菌可分为好氧菌、厌氧菌、兼性厌氧菌、硝化菌、反硝化菌、硫细菌和磷细菌等种类，是湿地微生物中数量最多的菌落。每克基质中细菌数量达到 10^8 数量级，占微生物总数量的（70~90）%，干重达到基质有机质重量的 1%。细菌可把复杂的含氮有机物转化为可供植物和微生物利用的无机氮化物。植物对细菌生长具有一定影响，根据沈耀良^[22]的研究，常见的芦苇人工湿地中优势菌属主要为假单胞杆菌属、产碱杆菌属及黄杆菌属，是有机物降解的主体菌属。

真菌具有强大的酶系统，是降解有机物的另一重要菌属，可催化纤维素、木质素和果胶的分解，并能分解蛋白质中的氮元素以氨的形式释放；放线菌在每克基质中的数量级为 10^4 ，可有效降解有机物，比真菌更强烈的分解氨基酸等蛋白质，并能形成抗生物质维持湿地生物群落的动态平衡；原生动物摄食部分微生物和碎屑，起到调节微生物群落的动态平衡和清洁水体的作用。

③ 分类

国内外学者对人工湿地系统的分类繁多，不同类型的人工湿地对特征污染物的去除效果不同。目前主流分类依据为植物形式和水流方式两种。

植物形式的划分方法，按照植物茎株与水面高程的相对关系进行分类。可分为浮水植物系统、沉水植物系统及挺水植物系统。沉水植物系统处于试验阶段，主要用于初级处理和二级处理后的精处理，浮水植物主要用于 N、P 去除和提高传统稳定塘的效率。目前所指人工湿地一般为挺水植物系统。

根据水流方式，挺水植物系统按布水方式不同或水流方式差异，可分为表面流人工湿地（surface flow constructed wetland, SFCW）和潜流人工湿地(subsurface flow constructed wetland, SSFCW)，潜流人工湿地又可分为水平潜流人工湿地(horizontal subsurface flow constructed wetland, HSSFCW)、垂直潜流人工湿地(vertical subsurface flow constructed wetland, VSSFCW)和潮汐潜流人工湿地^{[23][24]}。此种分类方式为工程学所采用，后面详述。

④ 常见湿地介绍

1) 表面流人工湿地

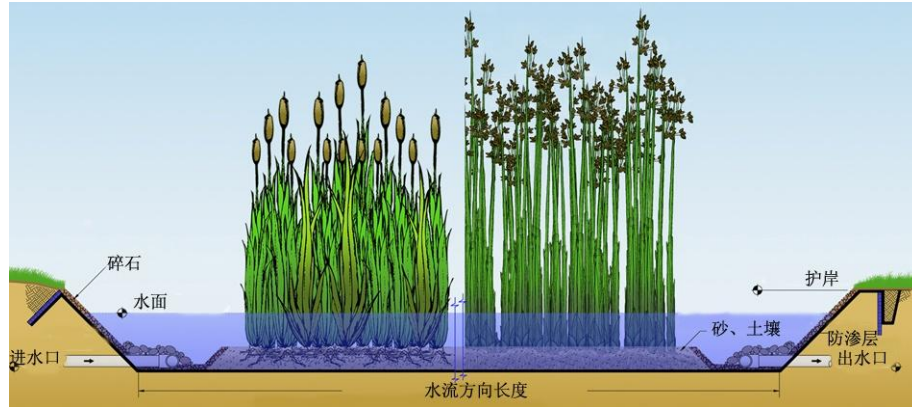


Fig. 1.6 Surface flow constructed wetland

表面流人工湿地典型结构如图 1.6 所示, 又称自由表面流人工湿地系统 (free water surface constructed wetland), 在北美地区采用较多。湿地通常由一个或几个池体组成, 池体间设隔墙, 底部及墙体采取防渗措施以防止污水扩散。池中一般填有土壤、砂或者其它合适的基质供水生植物根系的发育和固定。此类湿地流动水位较浅, 多在(0.1~0.6)m, 污水在湿地单元中缓慢水平流动, 污水中的绝大部分有机物的去除是由生长在植物水下茎杆上的生物膜来完成, 与自然湿地最为接近。优点是建造简单, 投资较低。缺点是负荷较低, 占地面积大; 温度较高时易孳生蚊蝇, 卫生条件较差, 温度较低时会发生表面结冰导致系统的处理效果大幅下降; 不能充分利用填料及丰富的植物根系, 因而在实际工程中应用较少。

2) 潜流人工湿地

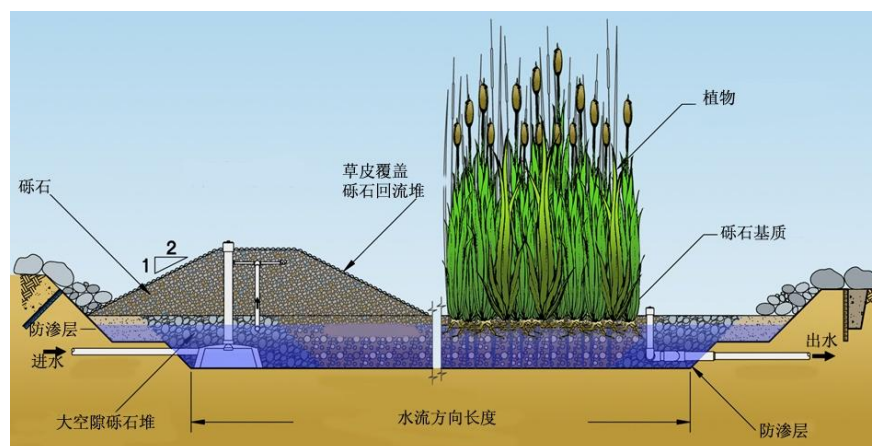


Fig. 1.7 Horizontal subsurface flow constructed wetland

水平潜流人工湿地及垂直潜流人工湿地的典型结构如图 1.7、图 1.8 所示。潜

流湿地的主体结构类似表面流人工湿地，但污水在基质中流动时，水面低于基质表面，呈潜流状态，因而一方面充分利用了基质表面生长的生物膜、丰富的植物根系及基质的截留作用，提高了处理效果和处理能力，另一方面由于水流一直在基质表面以下流动，避免了表面流湿地中的蚊蝇及臭味问题，并一定程度上降低温度变化的影响。潜流型人工湿地的污染物降解接触点多，微生物丰富，耐冲击；负荷较大，占地面积小，污水处理效率高。缺点是建造费用高，有机负荷较高时，容易发生堵塞，因此维护和管理费用也较高。

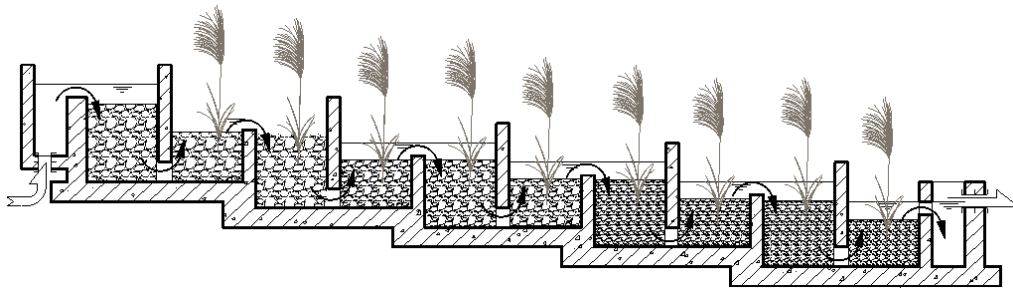


图 1.8 垂直潜流人工湿地

Fig. 1.8 Vertical subsurface flow constructed wetland

水平潜流人工湿地污水从以水平方式在基质空隙中流动，污染物在微生物、基质和植物的共同作用下，通过一系列的物理、物化和生物作用得以去除。与表面流湿地相比，水平潜流湿地水力负荷高，对 BOD、COD、SS、重金属等污染物的去除效果较好，且无恶臭和蚊蝇孳生，是目前采用最广泛的一种湿地形式。但控制相对复杂，N、P 去除效果不如垂直流人工湿地。

垂直流湿地分为下向流和上向流两种，下向流垂直流湿地以其操作相对简单更为常用，污水从湿地表面流入，从上到下流经湿地基质层，由底部流出。上向流水流方向反之。由于氧气可通过大气扩散和植物传输进入湿地系统，其内部充氧更为充分，有利于好氧微生物的生长和硝化反应的进行，氮、磷去除效果较好。

⑤研究发展现状

1) 国外研究及发展概况

最早的人工湿地污水处理技术可追溯到 1903 年，英国约克郡 Earby 州建立的世界范围内第一个用于污水处理的人工湿地^[25]，在世界各地广受重视和应用则始于 20 世纪 60 年代^[26]。1953 年，德国 Kaith Seidel 研究发现，芦苇能去除污水中的大量有机物、无机物及细菌。进一步试验发现，芦苇及部分高大植物能从污水中去除重金属和碳水化合物，其后生产应用于工业废水及生活污水处理^[27]，并开发出多级“Max-Planck institute-process”系统^{[28][29][30]}。60 年代中期，Seidel 与 Kichuth 合作并由 Kichuth 于 1972 年开发出根区法（the root zone method），进一步推动了

湿地污水处理的研究。根区法由栽有芦苇的池子组成，土壤中添加 Ca、Fe、Al 等金属元素，用以改善土壤结构和提高磷的去除性能。水以潜流形式水平流经密布芦苇根的基质区，有机物被降解，N 被硝化/反硝化去除，P 与 Ca、Fe、Al 等共沉于土壤中，该理论的出现迅速掀起了人工湿地研究和应用的热潮。但随后的实践发现，土壤的渗透能力并非如 Kichuth 预测的随时间而增大，且芦苇传氧至根部的能力也达不到 Kichuth 提出的水平^[31]。根据 Seidel 的思路，荷兰于 1967 年开发了“Lelystad Process”大规模星形人工湿地处理系统，随后这种湿地在荷兰大量建成。

美国人工湿地处理技术在欧洲早期工作的带动下，于 60 年末由国家空间技术实验室研究 (NASA) 开发了“厌氧微生物和芦苇处理污水的复合系统”，并于 1976 年出版《充分利用水生植物》的专著。NASA 砾石床系统在去除 BOD、SS、N 及大肠菌方面非常有效。1990 年，美国国家环保局 (EPA) 将湿地的应用作为该年的一项主要任务，北美的其他国家也在同一时期开展了一系列研究。

20 世纪 (80~90) 年代，美国相继召开了人工湿地研讨会，国际上也曾就人工湿地污水处理技术召开过四次研讨会，总结各国的人工湿地污水处理经验，提出了相关处理理论和参考设计规范，标志着人工湿地作为独具特色的新型污水处理技术正式进入污水处理领域。

目前，人工湿地在欧美得到了广泛应用。据不完全统计，截止 2006 年，欧洲建成人工湿地一万多座，北美建成两万多座，美国 EPA 建立的北美人工湿地数据库可以查询到详细的设计、建设和运行参数^[32]，对于人工湿地的发展具有较好的参考意义。亚洲、欧洲、拉丁美洲也有越来越多的人工湿地建成和投入运行^{[33][34]}。

2) 国内研究及发展概况

我国人工湿地的研究起步较晚，直至“七五”期间才开始人工湿地较大规模的研究^[35]，人工湿地研究逐步从试验室理论研究走向大规模生产应用。首例采用人工湿地处理污水的研究工作始于 1987 年，由天津市环境保护研究所建成的占地 6hm² 的处理规模为 1400m³/d 的芦苇湿地工程^{[36][37]}；1990 年 7 月，国家环保局华南环境科学研究所与深圳东深供水局在在深圳白泥坑建造了处理规模为 3100m³/d 人工湿地示范工程^[38]，采用潜流湿地与稳定塘结合的形式；2003 年在山东胶南市建成一座规模 6.0 万 m³/d 城市污水人工湿地处理系统，占地 1000 亩，工艺为：格栅→沉砂池→调节池→人工湿地→排海。此工程利用海边盐碱地，投资 3000 余万元。

自 20 世纪 90 年代起在深圳、成都、天津等地先后建立起较大规模人工湿地系统后，对人工湿地进行污水处理的规律及机制进行了较系统研究^{[39][40][41][42][43][44]}。

蒋玲燕、周琪^[45] (2003) 研究了 COD 在三种不同人工潜流湿地的降解规律，通过沿程 COD 的变化，建立了微生物多样性与有机物去除率的关系；雒维国、王世和^[46] (2005) 全面分析了湿地构型、水力条件、植物、基质及运行方式对脱氮

效果的影响；张晟、吴振斌^[47]（2007）通过八套复合垂直流湿地在（40~102） cm d^{-1} 水力负荷下的除磷试验，研究了基质、进水方式对磷去除效率影响和除磷机理；赵桂瑜、周琪^[48]（2007）对人工湿地除磷基质进行了筛选，从吸附热力学、平均吸附能、饱和基质磷形态分析等角度探讨了基质的吸附除磷机理，并分别采用 Langmuir 和 Freundlich 方程进行了描述和回归；李现坡、余兆祥^[49]（2008）描述了人工湿地对重金属去除的动力学研究，认为金属 Zn 和 Cu 可以用一级动力学方程描述，植物对重金属去除具有重要影响；李今、吴振斌^[50]（2005）对湿地中基质的生物膜对污染物去除的影响进行分析研究，认为基质生物膜是结合了微生物、有机物和无机物的综合结构，可以作为衡量人工湿地发育程度的直接和关键指标；张翔凌、吴振斌^[51]对沸石、页岩、蛭石、砾石、陶瓷、无烟煤、钢渣及生物陶粒八种基质构建的垂直流湿地的处理效果和不同基质堵塞特型的研究；钟秋爽、王世和^[52]（2006）针对湿地供氧问题研究了通过曝气、回流、多点进水机串联四种强化供氧方式对污染物去除效果的影响，发现回流强化供氧对湿地净化效果改善明显，在回流比为 1.0 时，各种污染物去除率提高最大；陆琦、郭宗楼^[53]（2005）通过引入 Monod 反应动力学方程、Ergun 水流流动模型、离散型水流流动模型对人工湿地进行描述，提出了各种类型人工湿地设计计算的水力学优化方法；闻岳、周琪^[54]（2007）研究了水平潜流湿地净化受污染水体的效果及影响因素，并对其微生物多样性进行了分析，提出了碳氮循环机理模型；叶建锋、徐祖信^[55]（2007）研究了垂直流湿地在不同温度条件下对污染物的去除效果，并研究了基质特型、基质生物膜分布规律，以及基质间不可滤物质积累的微观概念模型对湿地堵塞的模拟等；付融冰、顾国维、杨海真^[56]（2007）通过对人工湿地-沸石离子交换生物再生一体化工艺和复合式人工湿地对高负荷和低温时对 N、P 污染的去除规律的研究，分析了氧化还原电位（ORP）和溶解氧（DO）、植物组织、微生物等因素对湿地去除污染物的影响。此后，人工湿地研究逐渐走向强化和复合工艺的研究，陆续出现了膜生物反应器-人工湿地、活性污泥-人工湿地、生物转盘-人工湿地、生物絮凝-人工湿地等工艺^{[57][58][59][60]}，人工湿地的净化机制数学模型研究也取得了一定的进展和成果^{[61][62][63][64][65]}。

⑥存在问题

经过 50 余年的发展，人工湿地已经在全世界范围内得到了广泛应用和认可，然而作为新的污水处理技术人面临许多挑战和困难。根据不同的研究成果总结的人工湿地应用所面临的主要挑战如表 1.6。

表 1.4 人工湿地的应用及相应的挑战

Tab. 1.4 Challenge and applications of CW

应用范围	面临挑战
处理经过沉淀的城市污水	N、P 去除，堵塞问题
污水深度处理、出水修饰	长期安全性及管理
水体修复	扩大湿地植物的物种多样性
面源污染控制	合适的进水方式和处理点选择
重金属及有毒物质处理	确定哪些金属或有毒物质能被降解和转化，研究机理，建立模型
污泥处理	剩余污泥含有大量重金属和有毒物质，长期安全处置
地下水回灌	了解对地下水文学的影响
湿地植物的利用	确定并开发湿地植物的用途及相应的市场
低温地区的推广	人工湿地占地面积较大，保温问题如何解决

(引自 Bavor and Schuz, 1993)

人工湿地虽然是一种适合我国国情，具有广阔应用前景的水处理技术，但在推广使用进程却相当缓慢，主要由以下障碍导致：

1) 水力负荷有限，导致湿地占地面积较大，与常规污水处理工艺相比较，人工湿地面积至少要大一倍，使其在用地紧张地区难以推广^[66]。

2) 合适湿地处理工艺的选择。人工湿地首先在国外兴起和广泛应用，由于其净化效率受气候、土壤、污水特性和植物种类等因素的影响，需要结合不同的外部环境、不同类型人工湿地的特点及排水目标合理选择^{[67][68][69]}。

3) 随着运行时间的延长，部分营养物质会逐渐积累，湿地中的微生物会相应繁殖，维护不当时容易产生淤积、阻塞现象，使水力传导性、湿地处理效果和运行寿命降低；随着污水处理过程的不断运行，基质的吸附能力会趋于饱和，也会影响湿地的处理效果，因此，有关维护、恢复和管理问题需要进一步加强研究^[70]。

上述问题产生的主要原因是在人工湿地的应用中，主要依赖于经验，且过分放任自然条件，忽视人工强化措施，因为影响可以实现的高负荷和处理效果。因此，应对适合不同地区条件的水生植物种类的最佳组合和立体交叉，对工艺的预处理、后处理、分布及集水的流程化，不同工艺之间的组合使用等；此外，未能对人工湿地中相关的生物学、水力学、化学过程等具有全面、细致的了解和掌握，“黑箱”现象依然存在，限制了人工湿地技术的推广和应有潜力的挖掘^{[71][72][73][74][75][76][77]}。

1.2.2 生物接触氧化

① 概念

生物接触氧化法（Biological contact oxidation，简称 BCO）属于好氧生物膜法的一种，是在生物滤池基础上，从接触曝气法改良、演变而来，因此又称为“淹没式滤池法”、“接触曝气法”和“淹没式生物膜法”等。

② 组成

接触氧化池目前虽已广泛运用于生产，但没有形成比较定型的构造型式。接触氧化池的主要组成部分有池体、填料和布水布气装置，如图 1.9。

1) 池体

池体的作用除了进行净化污水外，还要考虑填料，布水、布气等设施的安装。池体平面布置应满足布水、布气均匀，填料安装、维护管理方便；底壁须有支承填料的框架和进水进气管的支座；高度在考虑填料、布水布气层、稳定水层以及超高的同时，还必须考虑到充氧设备的供气压力或提升高度。一般总池高在（3.5~6.0）m 左右。

2) 填料

填料是生物膜赖以栖息的场所和生物膜载体，同时也有截留悬浮物的作用。因此，载体填料是接触氧化池的关键，直接影响生物接触氧化法的效能^{[78][79][80][81]}。载体填料的要求是：易于生物膜附着，比表面积大，空隙率大，水流阻力小，强度大，化学和生物稳定性好，截留悬浮物质能力强，不溶出有害物质，不引起二次污染，与水的比重相差不大，避免氧化池负荷过重，能使填料间形成均一的流速，价廉易得，运输和施工方便。目前，国内主要采用合成树脂类作填料，如硬聚氯乙烯塑料、聚丙烯塑料、环氧玻璃钢、环氧树脂蜂窝等硬性填料；还开发出多种新颖的软性填料、半软性填料、弹性生物环填料以及漂浮填料等多种形式的填料。这些填料在生物接触氧化系统的建设费用中约占（55~60）%。所以载体填料直接关系到接触氧化法的经济效果。

3) 布水布气装置

接触氧化池均匀布水布气很重要，它对于发挥填料作用，提高氧化池工作效率有很大关系^{[82][83]}。供气的作用有：控制池内溶解氧在（4~5） $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右；充分搅拌形成紊流，有利于均匀布水，在合理范围内紊流愈强烈，被处理水与生物膜的接触效率愈高，传质效率良好，从而处理效果也愈佳；防止填料堵塞，促进生物膜更新。目前生产上常采用的布气方式有喷射器（水射器）供氧、穿孔管布气、曝气头布气等。布水方式分顺流和逆流两种，国内通常采用的是顺流工艺。顺流

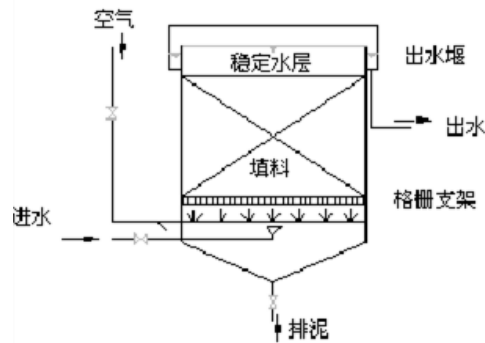


图 1.9 生物基础氧化池结构示意图

Fig. 1.9 Schematic structure of BCO tank

工艺中填料不易堵塞，生物膜更新情况较好，较易控制；逆流工艺气液接触条件好，增加了气水与生物膜的接触面积，故去除效果好，但由于进水部分的水力冲刷作用较小，填料上的生物膜不易脱落更新。

③分类

生物接触氧化法的按处理流程通常分两类，即一段法（一次生物接触氧化）和二段法（即两次接触生物氧化），两种系统各有特点，其经济性和适用性范围简介如下。

1) 一段法

亦称一氧一沉法。原水先经调节池，再进入生物接触氧化池，然后流入二次沉淀池进行泥水分离。处理后的上层水排放或作进一步处理，污泥从二次沉淀池定期排走。这种流程虽然在氧化池中有时会引起短路，但全池填料上的生物膜厚度几乎相等，BOD 负荷大体相同，具有完全混合型的特点，营养物(F)与活性微生物的重量(M)之比较低，微生物的生长处于下降阶段。此时微生物的增殖不再受自身生理机能的限制，而是受污水中营养物质浓度限制。

2) 二段法

二段接触氧化法可以增加反应时间，提高处理效率，同时可以更好的适应原水水质变化，使出水水质稳定。原水经调节池流入生物接触氧化池第一段，然后流入中间沉淀区发生泥水分离，上层水流入接触氧化池第二段，最后流入二次沉淀区，再次泥水分离，出水排放，污泥定期排出。

二段法流程中需控制第一段微生物具有较高的 F/M 值，当 $F/M > 2.1$ 时，营养物远大于微生物生长需要，其生长不受营养物影响，只受自身生理机能限制，生长率处于上升阶段，因而繁殖很快，活力很强，吸附氧化有机物的能力较高，处理效率较高。为了保持微生物能处于较高 F/M 值，BOD 负荷要随之提高，处理水有机物浓度也相对较高，因此第二段须根据需要控制适当的 F/M 值，一般控制在 0.5 左右，此时微生物处于生长率下降阶段后的内源性呼吸期。二段法微生物增殖情况与推流式活性污泥法或 AB 法相似。

两种流程可根据实际需要调整：可不设中间沉淀池，将接触氧化池分格，按推流型运行；氧化池分格后每格微生物与负荷条件更相适应，利用微生物专性培养驯化提高处理效率。一段法流程简单易行，操作方便，投资较省，但对 BOD 的降解能力不如二段法；二段法流程处理效果好，可以缩短反应时间，但增加了处理装置和维护工作，投资也比一段法高。一般来说，当有机负荷较低，水力负荷较大时，采用一段法；当有机负荷较高时采用二段法。

④ 发展现状

19 世纪末 Waring, Ditter 等人就开始了生物接触氧化污水处理试验研究，1912

年 Closs 获得了德国专利。随后德国的 Bach 和美国的 Buswell 最先把生物接触氧化法运用于工程实践中, 分别建立了 Emscher 和 Albana 污水处理厂^[84]。20 世纪 20 年代, “接触曝气法” 已在美国和德国成为正规的废水处理方法, 但由于当时的技术条件, 填料的选择是一个技术难题, 造成效果不理想, 有机污染物去除率低, 因而 “接触曝气法” 在当时未能进一步推广和应用。

直到 20 世纪 70 年代, 发达国家由于水源污染的加剧, 采用管式生物接触氧化进行受污染水源的好氧处理在日本取得了突破性成功, 目前管式蜂窝接触氧化法逐渐应用于日本的水源水预处理和污废水的二级、三级处理, 随后接触氧化法列入日本小型废水处理首先推荐采用的处理工艺, 并颁布了构造准则, 将接触氧化法规范化和系列化。此期间日本接触氧化法的另一个重要发展是将曝气方式由填料侧面集中曝气逐步发展到填料下均匀曝气, 提高了氧的利用率, 促进了生物膜表面固液之间的传质效率, 提高了生物膜更新速度, 有效减少堵塞现象。

我国在 70 年代也对生物接触氧化技术进行了应用研究, 并取得了一定的研究成果。随后, 生物接触氧化法在国内外都得到广泛的应用研究, 并代表了当时废水处理的一个重要发展方向——高效低耗和管理简便。

自上世纪 70 年代开始的随后 20 余年的实践发展, 各国对接触氧化技术的研究和应用又达到了一个新水平。使生物接触氧化技术的应用领域更加宽广, 除了用于生活污水处理外, 还广泛的应用于工业废水处理, 如石油化工、造纸、制药、皮革、肉类加工、食品加工等废水的处理。开发了一系列填料, 如软性填料、半软性填料、组合式填料、球形填料等; 围绕着提高氧的转移率、节省动力、防止堵塞和降低造价等方面开发研制了新的曝气充氧设备。另外, 接触氧化池的型式有所改进, 随着处理水量的增大和处理程度的提高, 接触氧化池型式由单格完全混合式演变为多格式完全混合式与推流式相结合的形式。这种形式的接触氧化池将整个长方形大池分成数格, 每格既是相对独立的单池, 又是通过进水廊道相连通的组合池, 在每格中水的流态基本上是完全混合式而对整个氧化池来说又属于推流式, 应用于水处理量较大和废水有机污染物浓度较高的场合; 同时借鉴活性污泥 A-B 法的思路进行分段处理, 在第一段高负荷下实现微生物对有机物的高效去除, 第二段低负荷保证出水水质, 以提高整体的处理效率。20 世纪 80 年代中期以来, 随着环境保护对废水处理程度要求的不断提高和厌氧技术的发展, 接触氧化技术中结合了厌氧处理, 如膜法厌氧水解—生物接触氧化法串联工艺, 已成为国内高浓度难降解有机废水处理的最佳工艺。

随着世界各国对富营养化现象的关注, 对 N、P 去除的日益重视, 对采用接触氧化技术去除 N、P 的应用研究取得了较大的成果。研究表明, 接触氧化法与活性污泥法的直接联合对 N、P 的去除有着较好的效果。生物接触氧化技术目前已发展

成为一种技术成熟、效果良好的污水处理技术。

⑤工艺特点

1) 填料的比表面积大, 池内的充氧条件良好, 单位容积的生物固体量较高, 具有较高的容积负荷;

2) 由于生物固体量多, 水流又属完全混合型, 因此生物接触氧化池对水质水量的骤变有较强的适应能力;

3) 生物接触氧化池有机容积负荷较高时, 其 F/M 保持在较低水平, 污泥产量较少。

4) 水力停留时间短。因此在处理水量相同的条件下, 所需装置的设备较小, 因而占地面积小。

5) 可以间歇运转。当停电或发生其它突然事故后, 生物膜对间歇运转有较强的适应力。长时间的停止运行, 细菌为适应环境的不利条件, 和原生动物都可进入休眠状态, 显示了对不利生长的环境有较强的适应力; 一旦环境条件好转, 微生物又重新开始生长、代谢。

6) 维护管理方便, 不需要回流污泥。由于微生物是附着在填料上形成生物膜, 生物膜的剥落与增长可以自动保持平衡, 所以无需回流污泥, 运转十分方便。

⑥存在问题

1) 生物膜的厚度随负荷的增高而增大, 负荷过高则生物膜过厚, 引起填料堵塞。故负荷不易过高, 同时要有防堵塞的冲洗措施^{[85][86][87]}。

2) 大量产生后生动物(如轮虫类)。后生动物容易造成生物膜瞬时大块脱落, 则易影响出水水质。

3) 填料及支架等往往导致建设费用增加。

1.3 课题提出

水污染和水资源短缺时当今中国经济发展的瓶颈。经济的快速发展, 城镇化进程的推进, 大量未经处理的污水排入水体, 引起水环境的极度恶化和水生生态系统严重破坏, 人民的身体健康亦受到严重威胁。2009 年 4 月, 凤凰周刊专题报告“中国百处致癌危地-内地癌症村地图曝重度生态危机”引起普通民众对环境污染的热切关注, 记者邓飞根据公开报道资料整理的内地近 100 个癌症村分布图凸显了中国当前水污染的严峻形势。

水环境问题主要表现三方面, 一是整体状况较差, 江河水体达标率较低, 湖泊水体富营养化严重, 主要污染源 COD_{Cr} , N , P 排放量不减; 二是污染物来源构成发生转变, 目前以农业为主, 生活次之, 工业最小; 三是水污染恶果逐步呈现, 重大环境污染事故频发, 社会、经济、环境影响较大。针对现阶段水环境存在的

问题，欲改变其现状，不仅需要在宏观层面继续加大污水治理资金投入，改变目前粗放的农业生产方式，提高城市污水达标排放率，推进工业清洁生产机制；同时需要制定合适的水污染治理规划，优化和改进污水处理工艺，控制优先水体污染物 N、P、COD_{Cr}，才能由点及面的逐步提高水环境质量。具体而言，一方面要在深入理解脱氮除磷机理基础上，对现有的工艺进行优化和改良，达到稳定高效进行污水脱氮除磷的目的；另一方面要在稳固工业废水达标排放率的基础上，提高城镇生活污水达标排放率，启动分散的农村及农业废水治理。

解决水污染和水资源短缺时一项耗资巨大而又十分复杂的系统工程，需要多方面、多目标、多学科配合，综合分析才能制定出最佳方案。就中国现阶段的经济水平而言，经济指标往往是污水处理方案选择的首要考虑因素，尤其是中国广袤的农村和农业而言，只有投资运行费用低、管理简单的经济适用技术，才便于大面积推广应用，起到污染防治的效果。

以活性污泥为代表的传统污水处理技术经过上百年的发展，工艺水平较高，技术日臻成熟，对水污染的控制起到了极为积极的作用。但目前的活性污泥工艺依然存在基建投资大，运行费用高，且主要以去除有机物为目的，对 N、P 等营养物质的去除率较低（30~50）%，残存的大部分 N、P 将随出水排放到受纳水体，汇同以 N、P 为主要营养物的农业废水，使 N、P 营养物对水体污染和富营养化的危害依然存在，《城镇污水处理厂污染物排放标准》（GB18918-2002）对 N、P 排放要求和实施计划相当严格。三级处理虽然可以解决上述问题，但因投资和运行高而难以大面积推广。事实说明，单纯依靠传统的生物处理方法，在中国当前的情况下难以从根本上解决污染问题，只能延缓水污染发展势头。

人工湿地作为污水处理领域近来发展的一项生态污水处理技术，具有修建及运行费用低，运行方式灵活，操作简单，管理方便等优势，其中潜流人工湿地以其污染物去除效率相对较高、卫生条件好等特点在世界范围内得到广泛应用；但人工湿地也存在污染物负荷低、占地面积大、堵塞问题、低温制约等缺点，限制了其应用推广。

生物接触氧化是 19 世纪末发展起来的一种介于活性污泥法与生物滤池之间的生物膜法工艺。接触氧化池内设有填料，部分微生物以生物膜的形式固着生长于填料表面，部分则是絮状悬浮生长于水中。滤料及其上的生物膜均淹没于水中。于其他生物膜法相比，生物接触氧化具有较高容积负荷、处理时间短、节约占地面积、不存在污泥膨胀、运行管理简便、对冲击负荷有较强适应能力、可以间歇运行等优点。

通过对生物接触氧化和人工湿地工艺的兼容性评价（见表 1.5），以复合潜流人工湿地为基础，结合接触氧化工艺的特点，提出了人工湿地与生物接触氧化组

合工艺。

组合工艺可以充分利用两种工艺优点：生物接触氧化抗冲击负荷强，操作简单；人工湿地运行成本低，具有生态效应，可美化环境；生物接触氧化容积负荷率高，占地小，可抵消人工时湿地用地大的消极影响。同时又可以弥补两种技术各自的不足：人工湿地可以弥补生物接触氧化中磷去除功效；前置生物接触氧化可有效防止人工湿地堵塞；后置生物接触氧化可以用于低温地区污水处理。

表 1.5 接触氧化与人工湿地工艺兼容性评价

Tab. 1.5 Compatibility evaluations between BCO and CW course

评价项目	接触氧化	人工湿地	兼容评价
水量	大小均可	小	相容
水质	高低浓度均可	低浓度进水	互补
水温	低温适应性较好	低温适应性较差	互补
运行方式	连续、间歇均可	连续、间歇均可	相容

由于人工湿地除磷不具有可持续性，若采用接触氧化除磷运行费用较高，因此提出化学除磷工艺，构建预处理-化学除磷-人工湿地-接触氧化组合工艺，并进行生产性试验研究。

1.4 研究内容、目的及意义

1.4.1 研究内容

基于复合潜流湿地与生物接触氧化的组合工艺研究内容主要包括 4 部分，分别如下：

①针对现有水平潜流湿地容积利用率较低和溶解氧不足问题，采用增加导流墙和自然复氧区的措施进行改进，并对改进效果进行试验验证；在改进型水平潜流湿地的基础上，结合垂直流湿地，提出并构建复合潜流人工湿地工艺，试验研究水力因素、温度因素等对复合潜流湿地污染物去除效能的效果，得到影响变化规律和相关参数；结合试验研究成果，对湿地污染物去除的动力学和流态进行了初步分析。

②对复合潜流湿地进行水力学和反应动力学的模型评价和分析，并结合复合潜流湿地试验数据，进行有机物和总氮、氨氮的一级反应动力学反应常数计算；对湿地常见流态及水力学特征进行分析，讨论湿地复合潜流湿地流态模型特征。

③提出生物接触氧化与复合潜流人工湿地的组合工艺，并分别对生物接触氧化池前置和后置两种组合模式用于处理高、低浓度污水的运行参数及影响因素进

行分析研究。

1) 对高浓度城镇污水,采用生物接触氧化池-复合潜流湿地的组合工艺,分析不同温度、水力条件及气水比对污染物去除的影响;同时分析了不同污染物的在组合工艺中的沿程变化规律,结合其在单独工艺中的去除机理,对其在组合工艺中去除规律进行讨论分析。

2) 针对污染物浓度较低但温度较低情况下湿地去除率下降,出水难以达标问题,采用复合潜流湿地-生物接触氧化的组合工艺;对影响组合工艺污染物去除效率的气水比、回流比等因素进行试验研究,得到优化的水力参数,并分析组合工艺处理低温低浓度污水的条件。

④以复合潜流潜流湿地-生物接触氧化组合工艺为依托,进行组合工艺的生产性试验,同时对组合工艺进行改进,满足较高标准的污水脱氮除磷要求。通过试验,对工况进行优化,并对污染物全程去除效率进行分析,为湿地的改进和运行提供依据。

1.4.2 目的及意义

通过对复合潜流湿地及其与生物接触氧化组合工艺的试验研究,得到影响其污染物去除效率的水力因素、温度及湿地结构等的作用规律,获取相关数据和结果,掌握湿地污水处理工艺污染物去除机理及动力学特征、水流形态特征,为更好的改进和建造湿地提供一定的理论基础和实证参数,通过中试及生产性试验得到组合工艺处理污水的最佳工况条件与最优的经济运行参数,充分发挥人工湿地的处理效能,降低系统能耗。

由于人工湿地工程费用较低,通过复合潜流湿地及其与生物接触氧化的优化组合,可以在投资及运行费用较低的前提下,实现污水的再生回用及污染物低水平排放,缓解水资源短缺和水污染的问题。

1.5 论文创新点

①从水力学和自然复氧角度对水平潜流湿地进行改进,通过增加导流墙形成 S 形水流,提高了湿地的容积利用率。对湿地各段通过自然复氧区相连接,以提高湿地的溶解氧含量,整个湿地形成缺氧/好氧工艺,提高污染物去除率,节省占地面积。

②从生化反应历程、污染物协同反应效率及工艺安全角度进行垂直潜流湿地和改进的水平潜流湿地的组合,为复合潜流湿地构建提供理论依据。并对复合潜流湿地的污染物去除动力学参数进行了率定,从污染物分布和降解特征对复合潜流式湿地水流特征进行验证和数值计算。

③以复合潜流湿地为基础,提出了生物接触氧化后置的组合工艺,用于低温

地区的污水处理，对去除受温度抑制严重的氨氮、总氮污染物的去除取得了较好效果，达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》（GB18918- 2002）一级 A 标准，拓宽了湿地的应用范围；而且运行方式灵活，运行费用较低。

2 试验条件及方法

2.1 试验条件

2.1.1 进水水质

试验用水为重庆大学 B 区学生宿舍生活污水，水质受学生活动规律影响，变化范围较大，部分季节污染物浓度较高，但人工湿地不适于污染物浓度较高污水，所以在试验期间对高浓度进水采用自来水稀释，设计进水水质见表 2.1。

表 2.1 设计进水水质

Tab.2.1 Water quality of influent

指 标	原水数值范围	稀释后数值范围
SS (mg L^{-1})	321~385	145~254
COD _{Cr} (mg L^{-1})	651~815	235~415
COD _{Cr} (mg L^{-1})	339~404	148~212
TP (mg L^{-1})	7.8~8.96	3.44~5.23
DO (mg L^{-1})	1.6~2.7	1.9~3.1
NH ₃ ~N (mg L^{-1})	87.5~95.4	52.5~60.2
TN (mg L^{-1})	158.3~183.2	65~90
pH	7.34~8.21	6.89~7.44
水温 $^{\circ}\text{C}$	12.86~24.0	12.86~24.0

2.1.2 试验流程

试验分为三个阶段进行。第一阶段进行竖向折流流湿地和水平侧向潜流湿地最优水力参数试验，进行两种潜流湿地优化配置，提出复合潜流湿地工艺，进行复合潜流湿地的试验研究；第二阶段在复合潜流湿地的基础上进行生物接触氧化组合工艺的试验研究；第三阶段为并进行生产性试验研究。试验第一阶段流程示意图 2.1 和图 2.2。

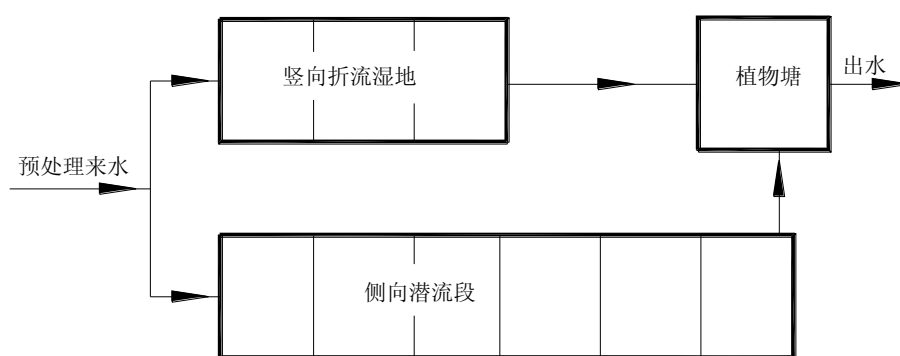


图 2.1 试验工艺流程示意图

Fig. 2.1 Flow chart of pilot test



图 2.2 试验工艺流程实物图

Fig. 2.2 Pilot test of CW picture.

2.1.3 试验内容

人工湿地进水污染物浓度过高很容易引起湿地床的堵塞，一般适合处理低浓度污水或者雨水^{[88][89]}；此外，传统的湿地床内部溶解氧浓度低是导致污染物去除率较低的另一重要因素。试验针对传统湿地存在的问题进行改进和试验研究，主要考察了运行中的外界因素、水力学参数及溶解氧含量等问题，此外，通过预处理工艺避免或减轻高浓度污水导致的湿地基质堵塞问题。

第一阶段进行竖向折流流湿地和水平侧向潜流湿地的最优水力参数试验，考察水平潜流湿地和竖向折流湿地的对污染去除的效果和差异，并得到优化的水力设计参数，进行两种潜流湿地优化配置，提出复合潜流湿地工艺，进行复合潜流湿地的试验研究，考察复合潜流人工湿地的污染物去除效果，并进行动力学和机理分析。

第二阶段在复合潜流湿地的基础上进行生物接触氧化组合工艺的试验研究，利用生物接触氧化容积负荷率高、受温度影响小，延长湿地的使用寿命，解决湿

地在低温地区应用时脱氮效果不佳的问题。

第三阶段对试验研究成果进行生产性试验，得到生产应用的运行参数，分析推荐参数对污染物去除效能的影响。

2.1.4 影响因素及水平确定

①影响因素选择 影响潜流人工湿地运行效果的因素很多，如 pH、温度、DO、HRT、有机负荷、植物种类、基质种类等。本文主要针水力条件：HRT、水力负荷、回流比、容积负荷、温度等及基质不同深度对污染物去除的影响规律进行研究。植物种类选择本地常见野生植物，基质种类选用酶促生物滤料。

②因素水平确定 因素水平确定的合理与否对试验结果的正确性具有决定性的影响，因此需谨慎选择。本试验研究因素水平的确定在充分调查已有研究成果基础上，结合理论分析和小试、中试成果，对因素水平进行逐步放大或缩小，进而确定最优水平。

2.2 试验仪器及分析方法

2.2.1 物理指标

本试验所测定的物理指标及方法如表 2.2 所示。

表 2.2 物理指标测定仪器与方法

Tab. 2.2 Analytical apparatus of physical items

分析项目	测定仪器
水温	温度计
流量	流量计

2.2.2 常规指标

常规指标的分析测试主要参考《水和废水监测分析方法（第四版）》一书中规定的标准方法，具体的分析项目、方法和所用仪器设备见表 2.3。

表 2.3 主要试验仪器及分析方法

Tab. 2.3 Main analytical apparatus and methods

分析项目	测定方法	仪器、设备和型号
COD	重铬酸钾比色法	HACH COD Reactor HACH DR/2010
	在线测定	HACH SC100TM Controller
SS	过滤称重法	DT-100 电光分析天平 CS101-2D 干燥箱
氨氮	纳氏试剂分光光度法	721 可见分光光度计

总氮	过硫酸钾氧化分光光度法	HACH DR4000UV 分光光度计
总磷	过硫酸钾氧化-钼酸盐分光光度法	721 可见分光光度计
MLSS	重量分析	岛津 U210 电子天平
pH	仪器直读法	pH 计
溶解氧	仪器直读法	YSI model 52 溶解氧仪

2.2.3 生物特性指标

1) 生物量

生物量分为生物膜总重与活性生物膜重的测定两步进行。生物膜的剥离采用机械摩擦剥离的方法，剥离后形成生物膜悬浮液。将生物膜悬浮液过滤后，置于 103~105℃ 的烘箱内烘至恒重，过滤前后滤纸的重量之差即为生物膜总重。随后将滤纸置于 600℃ 的马弗炉内灼烧约 2h，冷却后称重，测得减少的重量值为生物膜中可挥发性部分，即为活性生物膜。

2) 生物相

使用 MOTIC 生物显微镜进行镜检，并拍摄显微镜照片记录生物膜特征形态。显微镜做大放大倍速 1000 倍，可观察到原生动物、后生动物及形态较大细菌。

3 复合潜流人工湿地试验研究

常用的潜流湿地包括水平潜流和垂直潜流两种，水平潜流湿地对有机物去除效果较好，而垂直流湿地对 N、P 去除率较高，据此提出复合潜流人工湿地概念，拟通过对两种湿地的面积合理组合和结构适当改进，减少占地面积，提高容积利用率和对 COD_{Cr}、TN、NH₃-N 及 TP 等去除率，同时减小堵塞的可能性，并对其反应机理和动力学进行定性分析，具体包括以下几个方面试验研究。

①提出水平潜流湿地改进思路及手段，选择湿地基质、植物，启动湿地反应器，对改进湿地进行污染物去除试验。

②优化水平侧流和竖向折流反应器水力参数，并对水平侧流湿地内部污染分布规律和自然复氧的手段和效果进行分析研究。

③构建复合潜流人工湿地，对影响人工湿地处理效能的因素（水力停留时间、水力负荷、容积负荷、回流比）及其作用规律进行研究，分析污染在湿地沿程降解规律，初步讨论反应动力学和流态。

3.1 湿地优化及设计

3.1.1 优化改进思路

针对人工湿地基质容积利用率较低的问题，采用减少过水断面面积提高配水均匀性和容积利用率，进而减少占地面积。在水平潜流湿地内设置导流墙，使水流往复运动，增加湿地与基质的接触几率，充分发挥基质对污染物的吸附，并促进生物膜的增长；对垂直流湿地采用多格串联，上下交替进水，在湿地内形成连续的好氧、缺氧环境，促进垂直流湿地对 N、P 的进一步去除。针对湿地内部缺氧问题，采用复氧槽自然复氧方式提高湿地溶解氧浓度，促进污染物去除。

3.1.2 结构及改进简介

湿地结构见图 3.1。水平侧流湿地（简称 CW1）分 3 级，设置导流墙消除死水区 and 短流，增加流动距离，提高容积利用率和水力停留时间，各级之间由自然复氧槽连接，形成厌氧、缺氧和好氧区，流程近似于 A/O 型生物工艺，拟起到较好的污染物去除效果；竖向折流湿地（简称 CW2）分 3 级，每级由上向流和下向流 2 格串联，共 6 格；水流以上下折流方式通过湿地，在上向流的距离池底 0.2m 及下向流 0.4m 处分别设置取样管。填料采用 Φ （12~30）mm 厌氧酶促陶粒基质，由前至后粒径逐级减小。

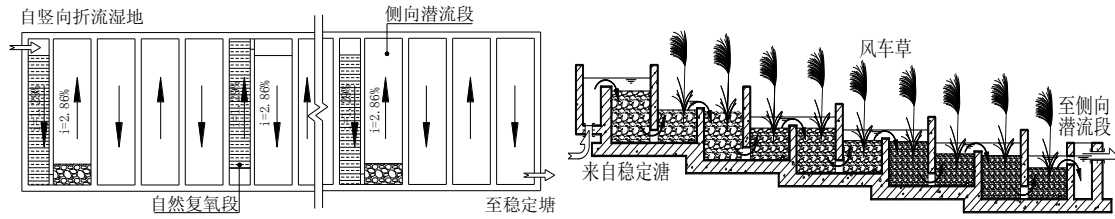


图 3.1 湿地结构示意图

Fig. 3.1 Schematic diagram of CW

3.1.3 湿地基质选择

基质是水生植物的载体，为微生物的生长提供稳定依附表面。基质可通过物理的、化学及生物作用化除去污水中的 COD、N、P 等营养物质。湿地基质选择的主要原则是^{[90][91]}:

- ① 质轻，松散容量小，有足够的强度；
- ② 比表面积大，空隙率高，属多孔惰性载体；
- ③ 不含有害人体健康和妨碍工业生产的有害物质，化学稳定性好；
- ④ 水头损失小，具有良好的表面带电特性；
- ⑤ 水力负荷高，工作周期长，就地取材，价格合理。

目前常用的基质有沸石、页岩、蛭石、砾石、陶瓷、无烟煤、钢渣及生物陶粒等，根据张翔凌、吴振斌的研究，陶粒滤料具有较为优异的综合性能，重庆大学以陶粒滤料为基础开发酶促生物填料对 COD、N、P 具有较好的去除作用。在人工湿地床中装填不同的基质并进行合理的级配有力发挥不同基质的优点，并可在避免堵塞的基础上增加基质的含污率，延长运行周期。

考虑简便、有效的选择原则及进水水质等特点，选用酶促生物填料作为湿地基质，其中垂直流人工湿地床选用厌氧酶促填料，侧流式湿地床采用好氧酶促填料，填料实物如图 3.2 所示。



图 3.2 填料实物图

Fig. 3.2 The picture of media

表 3.1 人工湿地填料装填情况表

Tab. 3.1 Media in the constructed wetlands

填充位置	填料种类	装填体积(m ³)	粒径(mm)	平均空隙率
垂直流湿地床	第一级	0.35	18~20	0.52
	第二级 表层 1/3 好氧	0.35	15~18	
	第三级 酶促填料	0.35	12~15	
侧流式湿地床	第一级 其余 2/3 厌氧	1.50	10~12	0.46
	第二级 酶促填料	1.10	8~10	0.35
	第三级	2.00	5~8	0.32

3.1.4 湿地植物选择

人工湿地中的植物可以直接吸收利用污水中的可以利用的营养物质、吸附和富集重金属和一些有毒有害物质，为根区好氧微生物提供氧气，增强和维持介质的水力传输，在人工湿地污水处理系统中起到举足轻重的作用，因此对人工湿地中植物选择尤为重要。人工湿地中植物的选择原则如下^{[92][93][94][95][96][97]}：

①净化能力强 水生植物对水中 BOD₅、TN、TP 主要是靠附着生长在根区表面及附近的微生物去除的，因此应选择根系比较发达的水生植物。

②具有抗逆性

1) 抗冻、抗热能力 由于污水处理系统是全年连续运行的，要求水生植物即使在恶劣的环境下也能基本正常生长，而那些对自然调节适应性较差或不能食用的植物都将直接影响净化效果。

2) 抗病虫害能力强 污水生态处理系统中的植物易滋生病虫害，抗病虫害能力直接关系到植物自身的生长与生存，也直接影响其在处理系统的净化效果。

3) 对环境的适应性强 由于人工湿地中植物根系要长期浸泡在水中和接触浓度较高且变化较大的污染物，因此所选用的水生植物除了耐污能力要强外，对当地的气候条件、土壤条件和周围动植物环境都要有很好的适应能力。一般应选用当地或本地区天然湿地中存在的植物。

③易管理

管理简单、方便是人工湿地生态污水处理工程的主要特点之一。若能筛选出净化能力强，抗逆性相仿、而生长量较小大植物，将会减少管理尤其是对植物后处理上的麻烦。

④综合利用价值高

若所处理的污水不含有毒、有害成分、其综合利用可有以下几个方面考虑：作饲料，一般选择粗蛋白的含量>20%（干重）的水生植物；作肥料，应考虑植物

体含肥料有效成分较高，易分解；生产沼气，应考虑发酵、产气植物的碳氮比，一般选用植物体的碳氮比为 25~30。

⑤美化景观

目前在国外最常用的植物种类是芦苇、香蒲和灯心草。此外，凤眼莲、黑三棱、水葱等植物也比较常用。在国内湿地植物种类的应用主要借鉴了国外的经验，最常用的植物种类与国外基本一致。除了上面提到的植物种类以外，国内采用的植物还有香根草、茭白、苔草、大米草、小叶浮萍、菹草、池杉等。人工湿地中植物的栽种方式各有不同，应当选用不同种类的植物混栽，可以缓解病虫害及季节的影响，稳定湿地去除效率。根据人工湿地床深度不同，应选择不同根系发达程度的植物，根系过浅不能有效输氧和提供足够微生物附着面积，制约湿地处理效率；根系过深则造成水力阻力过大，造成壅水、短流等情况。综合以上因素考虑，结合三峡库区的气候环境条件，试验选择美人蕉和风车草作为试验植物。

风车草又称莎草科(*Cyperus alternifolius*), 为多年生草本, 有短而粗的根状茎, 秆丛生, 高(30~150)cm; 圆柱形秆从地下茎抽出, 苞片(20~40)枚, 生于秆的顶端, 叶片辐射状排列, 形似风车; 广泛培植可作赏叶植物, 亦可生于沼泽地或长期积水处。

水生美人蕉 (*Canna glauca* L), 原产于美洲, 生性强壮, 适应性强, 喜光, 怕强风, 适宜于潮湿及浅水处生长, 肥沃的土壤或沙质土壤都可以生长良好; 水生美人蕉高约 1~1.5m, 顶生总状花序有 10 朵左右; 花色有红、黄、粉色等多种颜色, 花期 7~10 月份; 用分根法繁殖, 其茎叶茂盛, 花色丰富, 艳丽, 花期长, 生长适宜温度为 15~28℃, 低于 10℃不利于生长。



图 3.3 风车草

Fig. 3.3 *Cyperus alter nifelies*



图 3.4 美人蕉

Fig. 3.4 *Canna glauca* L

表 3.2 湿地床植物种植情况表
Tab. 3.2 the plants in the constructed wetlands

植物种植位置		植物种类	种植深度(m)	种植密度 (株 / m ²)
竖向流 湿 地	第一级	风车草	0.3	20
	第二级	风车草	0.3	20
	第三级	风车草	0.3	20
水平流 湿 地	第一级	美人蕉	0.25	40
	第二级	美人蕉	0.25	25
	第三级	美人蕉	0.20	25

3.2 试验启动

人工湿地启动是指其由最初的进水直至达到所要求的运行负荷时的过程，其实质是湿地内的微生物、微型动物以及植物等逐步适应新的环境，伴随着参与水质净化的微生物的种群特征的变化，以及植物的生长、根系的发展而建立起新的生态系统的过程。人工湿地污水处理系统启动成功的标志植物生长稳定、出水水质去除率稳定以生物相完整。

3.2.1 启动条件及方法

湿地处理系统启动是促进植物生长及基质内微环境生态系统的建立。植物成株周期通常大于微生物的生长周期，完整的生态系统的建立耗时较长。因此启动阶段整个系统处于相对不稳定状态，其中填料上植物的生长、微生物的数量、种类以及生物膜的生长都处于逐步发展的阶段，植物的根茎不断生长，其根系不断发育并向填料纵深方向发展，并在均匀栽种、合理密植的情况下形成较为均匀的网络状。植物根系的发达程度是湿地床净化效果的重要影响因素，在湿地系统启动阶段可通过控制水位的高低来促进填料内植物根系的纵向生长。

常规潜流湿地在处理污水厂二级出水时，在水力停留时间为 (2~5) d 可达到较为理想的污染物去除效果^[98]。本试验对象为经过预处理污水，根据已有成果建议，设定水力停留时间为 72h，流量控制为 2m³ d⁻¹，水力负荷为 150cm d⁻¹。湿地基质挂膜采用连续进水和水位控制的方式进行。分别以出水水质、湿地基质内生物相和湿地植物生长状况作为湿地启动成功与否的标志。

3.2.2 两种湿地出水水质指标分析

启动期间水平潜流湿地(CW1)及垂直潜流湿地(CW2)进出水的 COD、SS、TN 及 TP 变化情况见图 3.5~图 3.8。

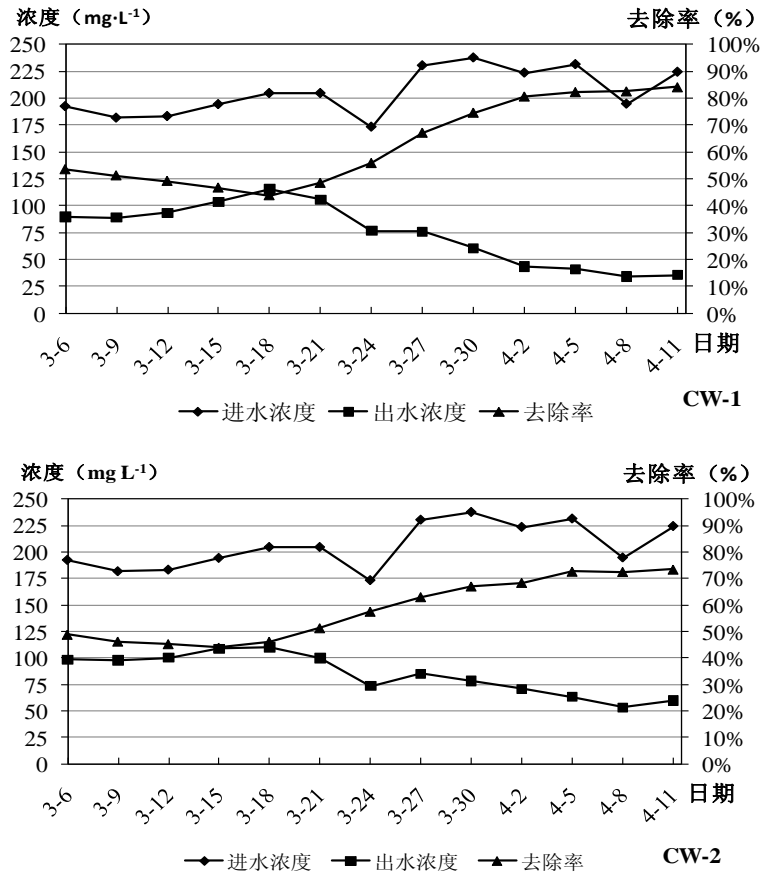


图 3.5 两种湿地启动试验 COD 去除效果

Fig. 3.5 Results of COD removal in start-up of two kinds of wetland

由图 3.5 可知, 在进水 COD 浓度波动不大的情况下, 试验启动初期, CW1 及 CW2 湿地 COD 出水浓度与进水浓度变化一致, 而去除率逐渐降低, 分别在试验第 12 日及第 9 日达到最低; 随后, COD 出水浓度逐渐降低, 受进水浓度波动影响较小, 去除率逐渐上升, 后期基本稳定在 (70~80) %; CW2 湿地对 COD 去除能力与 CW1 湿地相比, 约低 10 个百分点。

分析原因认为是启动初期湿地床内填料和植物根系上的生物量很少以及移植的植物还未成活, COD 主要靠基质及植物根系的物理吸附和截留作用去除, 此时微生物仍处于幼龄生长阶段, 粘附及分解性能比较差, 而物理截留及吸附导致基质空隙率变小, 增强水力冲刷作用, 被截留的部分有机物及微生物重新脱落, 使出水有机物浓度升高; 随着启动时间的进一步延长, 湿地床内生物膜开始大量繁殖, 植物成活, 均需要消耗有机物, COD 去除率迅速上升, 同时在植物根区及基质中形成活性微生物环境, 呈现为 COD 的稳定去除。

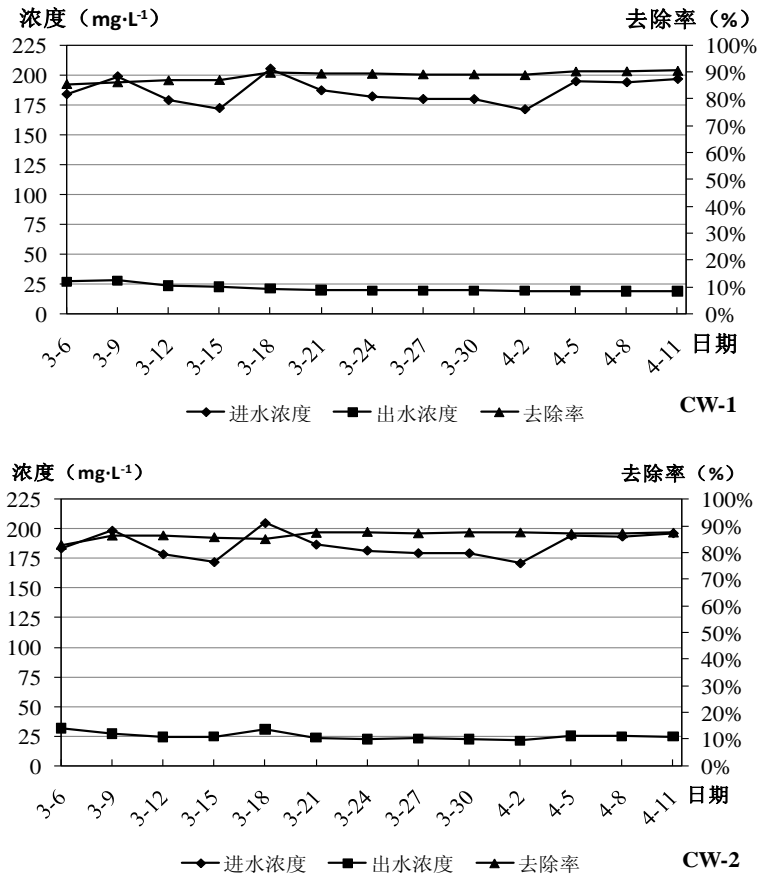
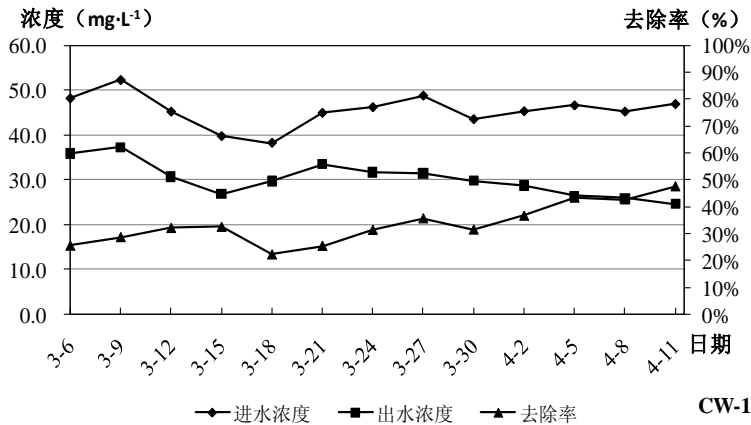


图 3.6 启动试验 SS 去除效果

Fig. 3.6 Results of SS removal in start-up test

由图 3.6 可知, SS 的去除在试验启动期间基本不受进水浓度变化影响, 出水浓度及去除率相对稳定, 出水浓度稳定在 25mg L^{-1} 以下, 去除率接近在 90%。这是由于 SS 主要靠基质及植物根系的物理吸附和截留作用去除, 受微生物影响较小, 随着植物根系的发育, 基质空隙内短流效应越来越弱, SS 去除率略有上升。



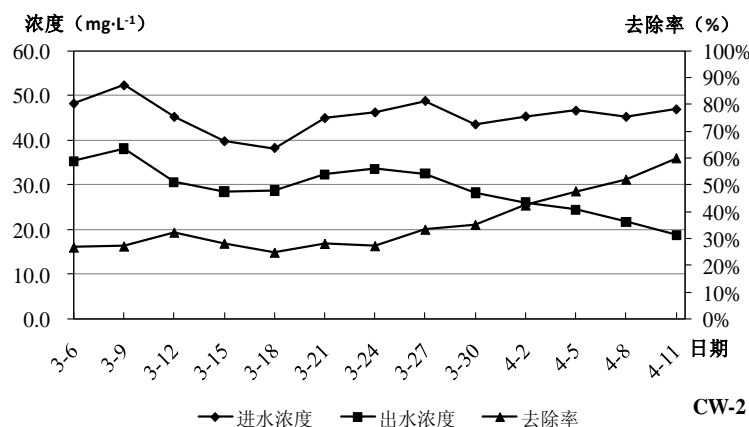


图 3.7 启动试验 TN 去除效果

Fig. 3.7 Results of TN removal in start-up test

比较图 3.7 和图 3.5 可知, CW1 及 CW2 湿地对 TN 去除与对 COD 去除变化趋势及规律基本一致, 后期基本稳定在 60% 左右, 但 CW2 湿地比 CW1 湿地对 TN 去除率约高出 10 个百分点。导致 TN 去除呈现先低后高原因与 COD 基本一致, 不再赘述。

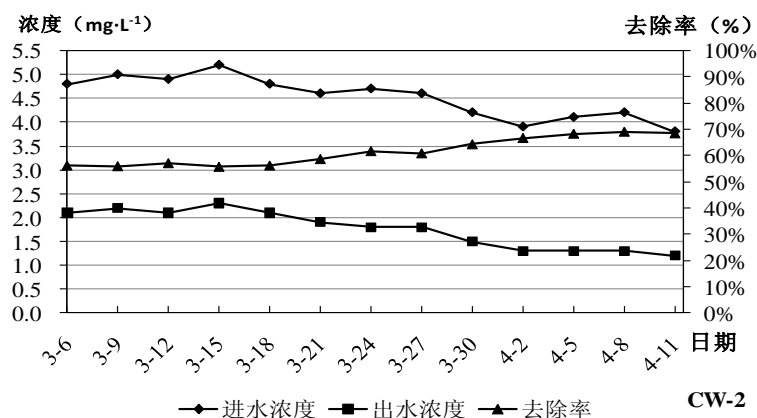
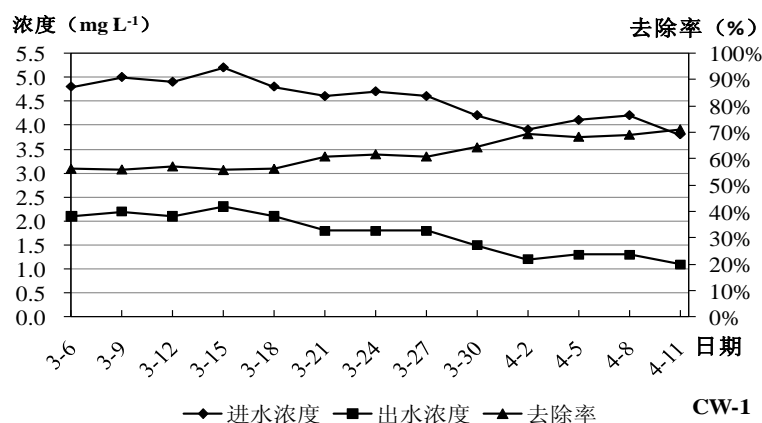


图 3.8 启动试验 TP 去除效果

Fig. 3.8 Results of TP removal in start-up test

由图 3.8 可知, TP 去除受进水 TP 浓度逐渐降低影响, 出水浓度亦逐渐降低, 稳定在启动试验末期约 1.0mg L^{-1} , 但去除率在试验启动期间呈上升趋势, 稳定在 70% 左右, 说明湿地对 TP 的去除具有稳定性。磷的去除主要以基质吸附为主, 植物吸收及微生物的转化为辅, 因此 TP 的去除受微生物活性较低及植物发育影响较小, 但随着植物根系的发育, 根区及基质生物膜的形成, TP 去除有所上升, 但在启动试验表现不明显。

3.2.3 生物膜指标分析

Characklis^[99]认为生物膜的形成是物理、化学和生物过程综合作用的结果, 有机物向生物膜附着生长的载体表面扩散迁移, 部分被吸附形成载体表面, 同时水中的微生物细胞亦被传送到载体表面, 一部分被吸附形成不可解吸的细胞, 此类细胞摄取并分解水中的营养物质进行生长繁殖, 产生的部分排弃物形成胞外多聚物, 将生物膜结合, 形成生物膜在载体上的累积。

启动初期, 整个湿地床的填料表面泛白, 并由上向下逐步延伸, 分析可能是乳白色酸化菌所致。湿地床上部液面存在大气复氧, 污水中存在少量的兼性菌进入厌氧环境后, 在适应的过程中形成酸化菌由上向下繁殖的现象。

启动期间水温 ($15\sim 20$) $^{\circ}\text{C}$, 生物膜形成较为迅速, 但湿地各段生长情况却有一定差别。启动两周后, 湿地床各级中的生物膜颜色较深, 但是不够致密, 生物膜厚薄不均, 且表面多绒状物和絮状物。在各植物根区由于植物根系供氧, 为微生物提供了好氧环境, 形成的生物膜结构密实, 呈褐色絮状, 植物根系内部填料上生物膜的颜色逐渐变深, 最终呈黑色絮体。



图 3.9 启动期植物根系及生物膜

Fig. 3.9 The development of plant root and adhesive bio-film

启动后期, 分别对湿地填料上的生物膜和出水进行了生物相观测, 生物膜上以大量的细菌为主, 主要以菌胶团的形式存在; 另外, 还发现了各种藻类和草履

虫、等枝虫以及线虫等原生动物。由此可见，湿地床内生物相十分丰富，已经建立了较完整的食物链系统。对填料上和植物根系的生物膜进行镜检，镜检结果如下图 3.10 所示。

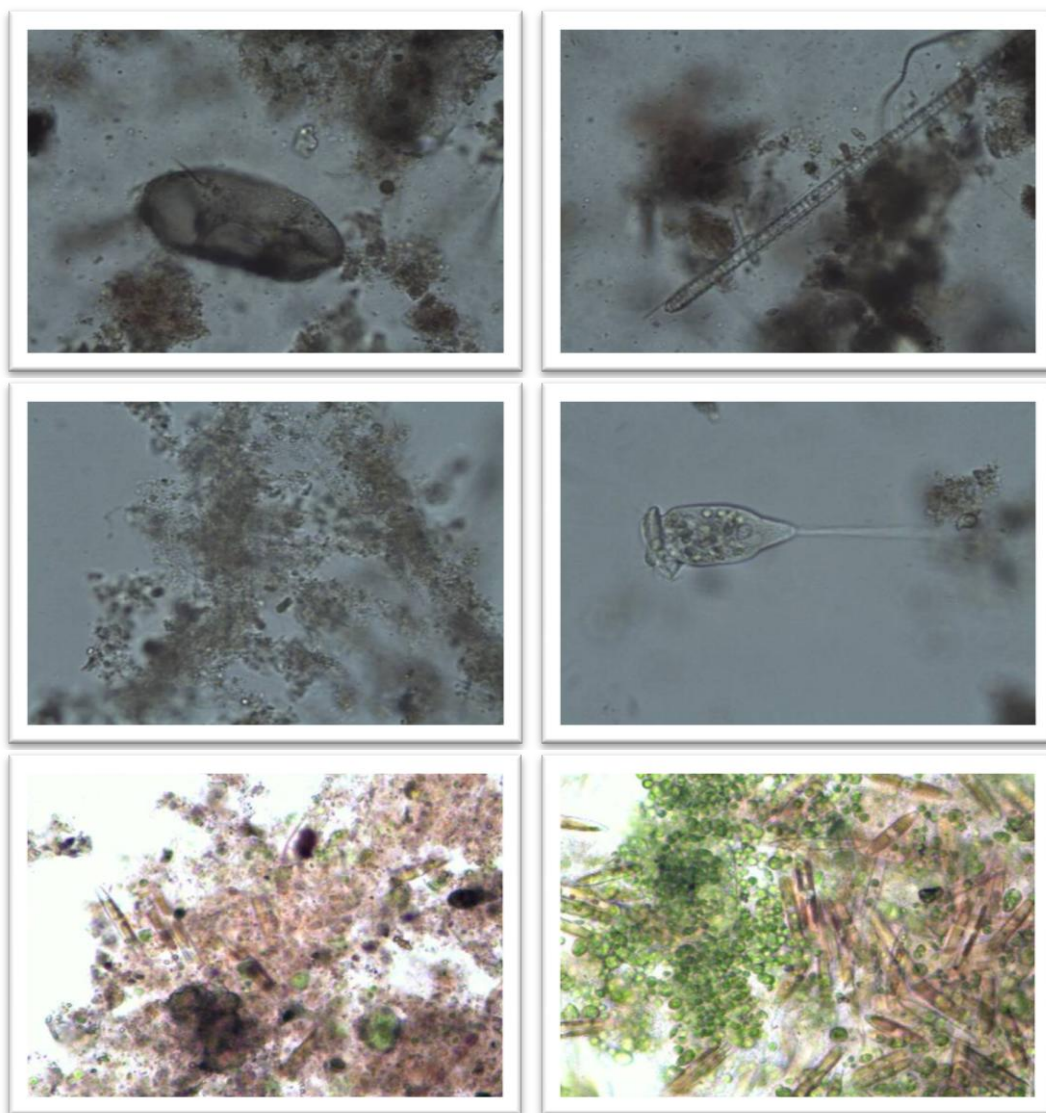


图 3.10 生物相图

Fig. 3.10 The pictures of bio-facies

3.2.4 植物指标分析

人工湿地内植物栽种的时间为春季，气温适宜，因此移栽的植物适应性较好，约两周后，风车草、水生美人蕉和菖蒲开始适应环境，发出新芽，如图 3.11。启动阶段风车草的分蘖数不断增加，由启动初期分蘖数平均值为 10 个增加到启动完成分蘖数平均值为 16 个。



图 3.11 启动期湿地系统实物照片

Fig. 3.11 The photograph of constructed wetlands during start-up test

3.2.5 启动试验小结

由表征湿地特征的水质指标、微生物指标及植物指标来看，湿地出水水质稳定，植物根系及基质生物膜已经形成，植物分蘖明显增加，湿地床中出现了等枝虫等原生动物，标志出水水质稳定，湿地启动完成。

3.3 湿地水力影响因素试验与优选

以 CW1 和 CW2 湿地对象，进行了常温（平均水温 $\geq 15^{\circ}\text{C}$ ）和低温（平均水温 $< 15^{\circ}\text{C}$ ）条件下水力停留时间（hydraulic retain time, HRT）、水力负荷率（hydraulic load rate, HLR）对污染物去除效果的试验研究，同时对 CW1 湿地不同基质深度污染物分布规律及自然复氧槽复氧效果进行试验研究。

3.3.1 水力停留时间对去除率的影响

湿地系统的处理效果与 HRT 密切相关。停留时间短生化反应不充分，处理效果不好；停留时间过长，则会导致污水滞留和厌氧区的增加，同样影响处理效果，同时影响环境卫生。因此分别对常温和低温条件下，不同水力停留时间对 CW1 和 CW2 湿地的 COD、SS、TP、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 及 TN 去除效果的影响进行了试验研究和分析。

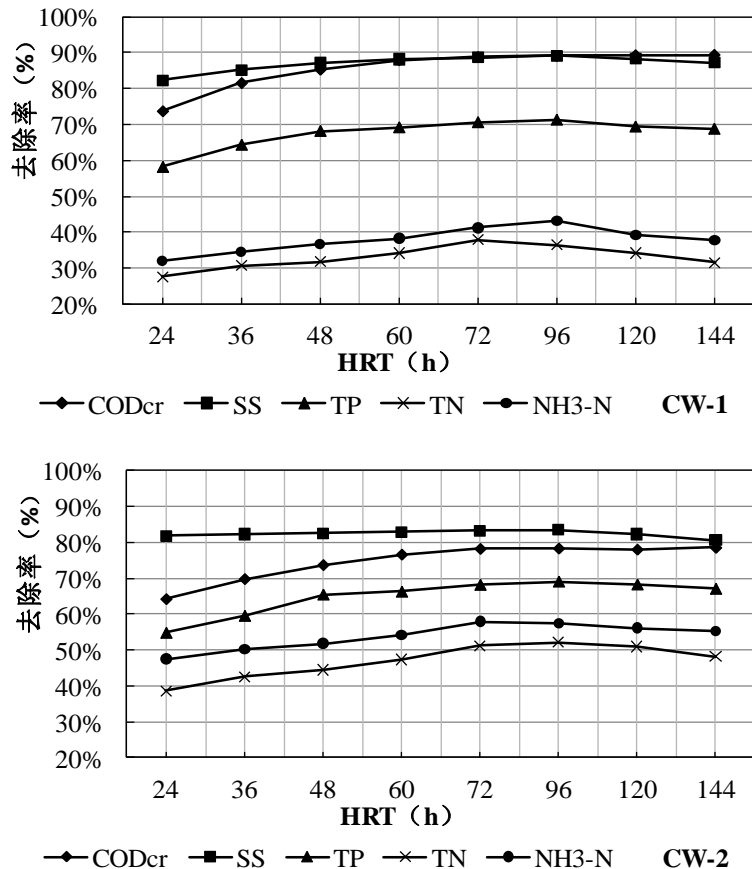


图 3.12 水力停留时间对处理效果影响 (常温)

Fig. 3.12 Effect of HRT on treatment result (normal temperature)

由图 3.12 可见, 在常温条件下, CW1 和 CW2 湿地中污染物随着水力停留时间的延长, 去除率逐渐升高, 在 $HRT=72h$ 达到较高的稳定去除率, $HRT=96h$ 达到峰值, 此后仅 COD 去除率缓慢上升, SS、 NH_3-N 、TN 及 TP 污染物去除率均出现不同程度下降, CW1 及 CW2 湿地表现出相同的规律, 因此常温条件下最佳 HRT 宜为 (72~96) h。

对 SS 而言, 在水力停留时间较短时, 对应的空隙流速较大, 在水流剪切力和冲刷力作用下, 部分截留的 SS 会随污水带出系统; 随着水力停留时间的增加, 截留的 SS 逐渐被微生物水解而去除, 使部分被堵塞的空隙重新打开, 恢复对 SS 的拦截和过滤能力, 表现为 SS 去除率上升。当停留时间过长时, 系统会进入厌氧状态, 部分微生物进入内源呼吸, 活性下降, 去除率降低。

对 COD 而言, 在给定水力停留时间内, 去除率逐渐上升, 在 $HRT=72h$ 去除率达到 88.8%, $HRT=144h$, 去除率为 89.4%; 同样说明停留时间过长时, 系统会进入厌氧状态, 微生物活性降低导致 COD 去除率降低, 因此污染物去除率呈现出极为缓慢的增长。

对 NH_3-N 而言, 水力停留时间超过 96h 后, 去除率呈现较为明显的下降趋势,

说明停留时间过长导致的厌氧状态严重抑制了硝化作用, TN 去除与 $\text{NH}_3\text{-N}$ 规律基本一致。

TP 在 $\text{HRT}=72\text{h}$ 已达到最佳去除率, 随着 HRT 增加, 去除率开始下降, 说明基质的吸附和络合是磷素去除的主要途径。当 HRT 过大, 系统进入厌氧状态, 嗜磷菌开始厌氧释磷, 而停留时间延长期间植物吸收数量有限, 导致磷去除率下降。

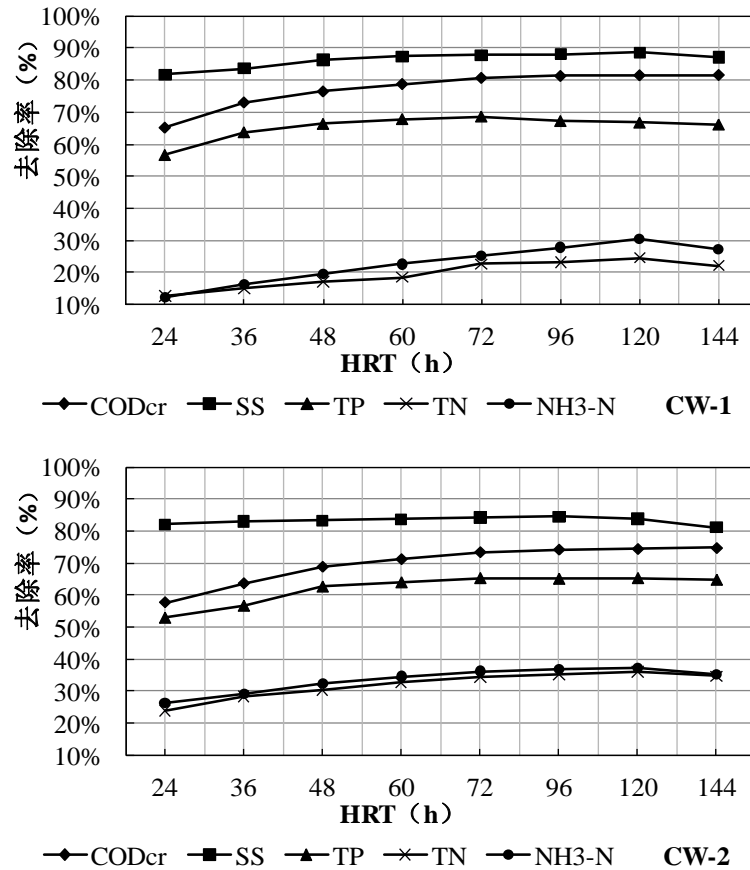


图 3.13 水力停留时间对处理效果影响 (低温)

Fig. 3.13 Effect of HRT on treatment result (low temperature)

由图 3.13 可知, 低温条件下各污染物的去除规律与常温条件下相一致, 但各污染物最高去除率 HRT 比常温条件下延迟 24h, 为 $\text{HRT}=120\text{h}$, 说明各污染物反应速度均受到低温制约, 同时去除效果有不同程度下降 (图 3.14)。

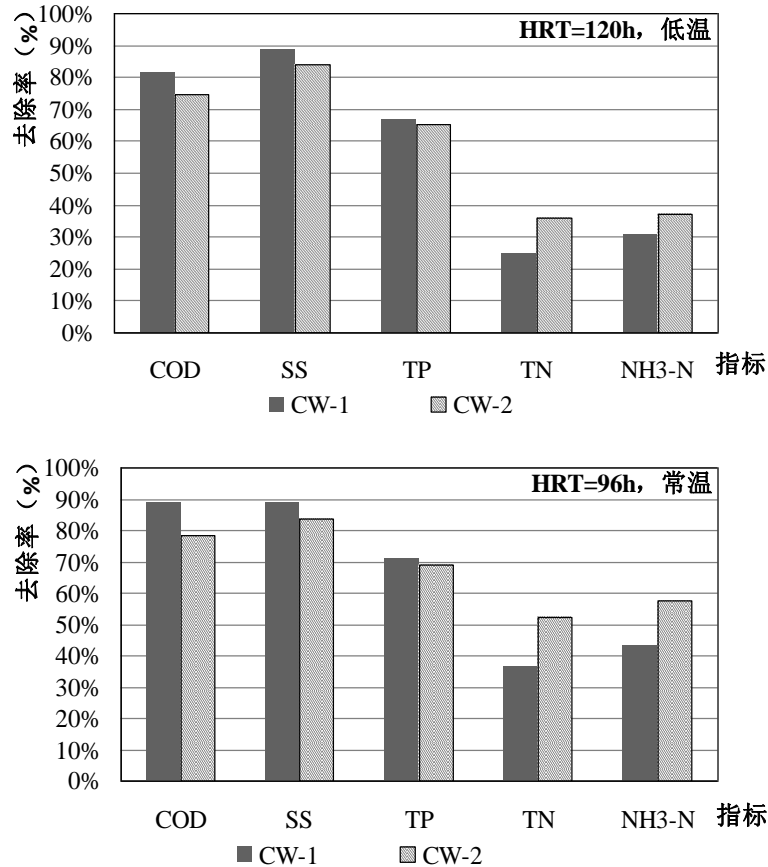
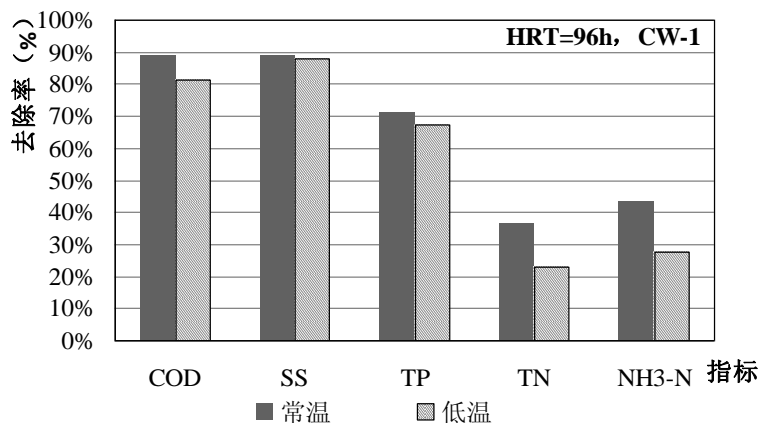


图 3.14 温度对不同湿地污染物去除率影响

Fig. 3.14 Effect of temperature on CW to main pollutants

由图 3.14 可知，CW1 和 CW2 湿地污染物去除效果均会受到温度影响。低温会导致湿地微生物活性降低，基质吸附容量下降和植物生长减缓或停止，因此无论是以物理作用、化学作用还是生物作用作为去除途径的污染物均会受到不同程度影响，其中对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TN 去除率影响最大，COD 次之，SS 和 TP 的影响最小；在 $\text{HRT}=72\text{h}$ 时， $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TN 约下降（15~20）个百分点，COD 去除率下降约 5 个百分点，SS、TP 下降约（1~3）个百分点。



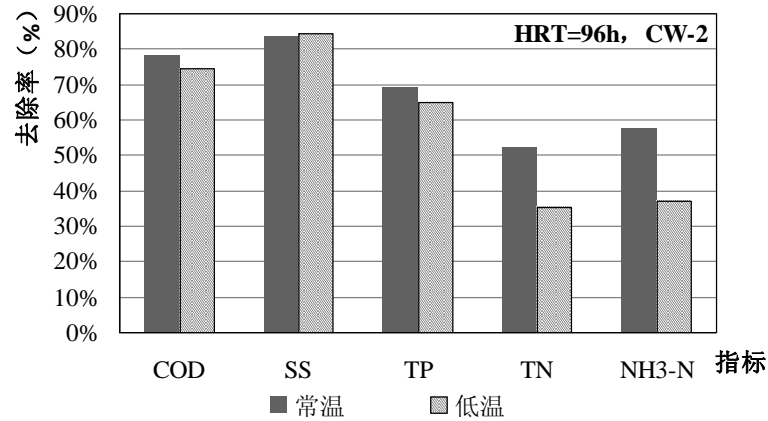


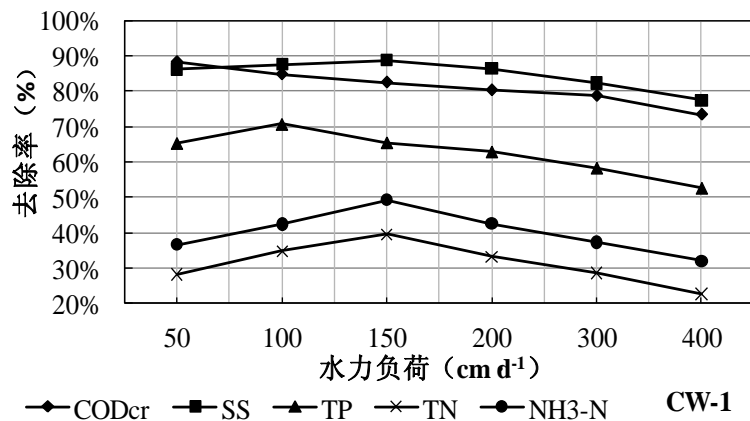
图 3.15 特定 HRT 条件下两种湿地处理效果比较

Fig. 3.15 Treatment efficiency comparison of CW1 and CW2 in given HRT

常温和低温最优 HRT 条件下两种湿地对污染物处理效果的对比分析如图 3.15 所示。CW1 湿地对 TP、COD 和 SS 去除具有优势，而 CW2 对 TN 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除效果较好。

3.3.2 水力负荷率对去除率的影响

水力负荷率影响湿地处理效果的又一重要因素。目前常采用的水力负荷率为湿地表面负荷（流量/表面积），在湿地深度不同时会造成容积负荷不一致。本次试验采用流量/过流断面作为水力负荷率的计量，更能反映水力负荷率的真实含义^[100]，同时便于对两种人工湿地 HLR 统一。以此分别对常温、低温条件下两种湿地在 $\text{HLR} = (50 \sim 400) \text{ cm d}^{-1}$ 范围内的污染物去除效果进行试验研究和分析。



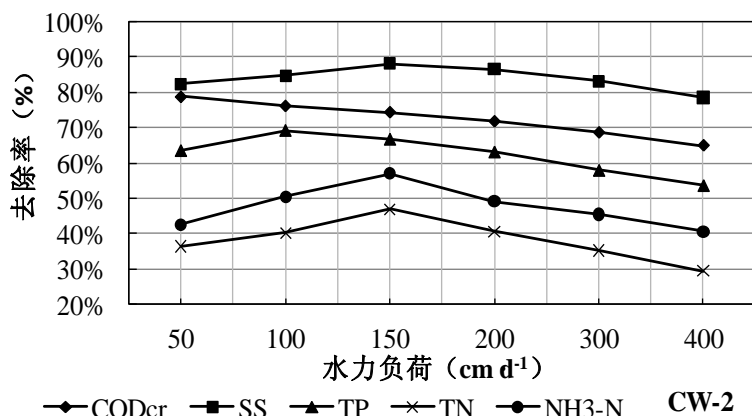


图 3.16 HLR 对处理效果影响 (常温)

Fig. 3.16 Effect of hydraulic load on treatment result (normal temperature)

由图 3.16 可见, 在常温条件下, CW1 和 CW2 湿地中 COD 去除率随着水力负荷的增加逐步下降, 而 SS、NH₃-N、TN 及 TP 随着水力负荷增加, 去除率先升高后下降, 其中 SS、NH₃-N、TN 在 HLR=150 cm d⁻¹ 达到峰值, TP 在 100 cm d⁻¹ 达到峰值。CW1 和 CW2 湿地中污染物去除率变化规律相同, 下面以 CW1 为例分析。

对 SS 而言, 随着水力负荷增大去除率逐渐升高, 在 HLR=150 cm d⁻¹ 达到峰值约 90%, 然后与水力负荷成负相关关系。因为水力负荷较小时, 水流惯性不足以把小颗粒悬浮物带到基质表面和空隙中进行拦截和过滤, 因此在较低负荷范围内, 去除率随着水力负荷增加而升高; 但若水力负荷过大, 较强的水流剪切力和冲刷力会把已截留的悬浮物带走, 引起 SS 去除率的下降。

对 COD 而言, 由于随污水进入湿地系统的大部分有机物首先被基质和根系表面的生物膜吸附, 然后逐步被微生物降解, 因此 COD 去除率随着水力负荷的升高而降低, 在较高水力负荷时, 污水带入有机物量的速度超过生物膜降解速度, 去除率呈现下降趋势。

对 NH₃-N 和 TN 而言, 若水力负荷过低, 会导致系统进入厌氧状态而抑制硝化作用, 导致 NH₃-N 和 TN 去除率下降, 因此在较低水力负荷条件下, 去除率与水力负荷呈正比, 在水力负荷超过临界水平时, 水力停留时间短于硝化菌的世代时间, 抑制了硝化菌的生长繁殖, 导致 NH₃-N 和 TN 去除率下降。

TP 去除变化规律与氨氮类似, 湿地系统中的磷主要靠基质吸附、微生物及植物吸收, 以基质吸附为主。水力负荷过低, 导致系统进入厌氧状态后也出现磷的释放导致去除率下降, 水力负荷过大造成对基质强烈的冲刷, 导致物理吸附的磷素被污水带出系统, 造成去除率下降。

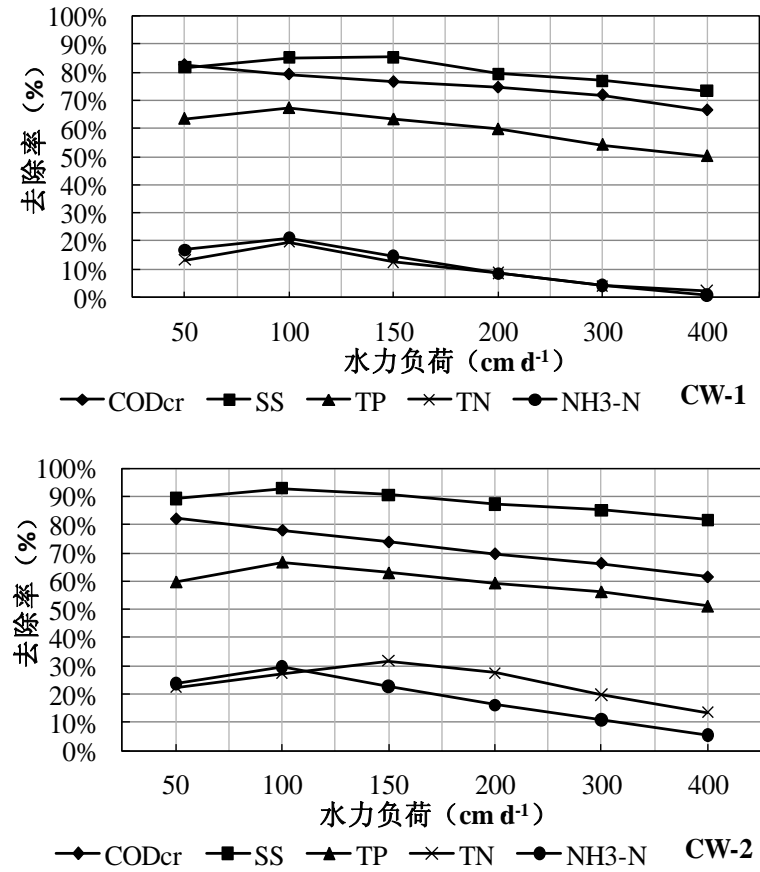
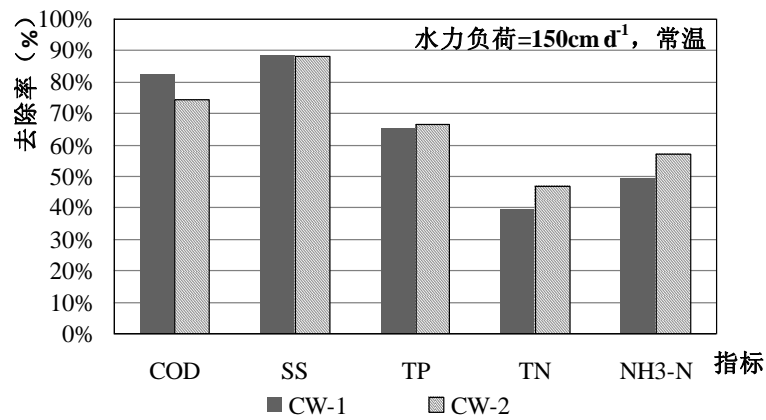


图 3.17 HLR 对处理效果影响 (低温)

Fig. 3.17 Effect of hydraulic load on treatment result (low temperature)

比较图 3.16 和图 3.17 可知,低温条件下污染物去除率变化规律与常温相似,除 SS 和 TP 外,其它污染物的去除率受温度制约出现较明显的下降,尤其是 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TN, 在 $\text{HLR}=400\text{cm d}^{-1}$ 去除率几乎为零。



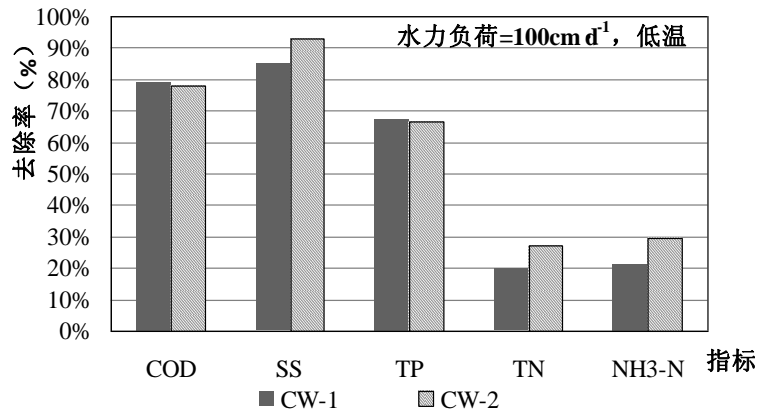


图 3.18 温度对不同湿地污染物去除影响

Fig. 3.18 Effect of temperature on CW to main pollutants

由图 3.18 可知, 温度对两种湿地污染物去除影响规律一致, 低温会导致污染物去除率下降, 对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TN 影响最大, COD 次之, SS 和 TP 的影响最小; 其中 CW1 湿地在低温水力负荷 100cm d^{-1} 较常温水力负荷为 150cm d^{-1} 时, $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 TN 约下降 15~20 个百分点, COD 去除率下降约 5 个百分点, SS 、 TP 下降约 2~3 个百分点; CW2 湿地在相同条件下对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 TN , COD 、 SS 去除率影响程度与 CW1 湿地基本相同, 但 TP 去除效果基本不变。

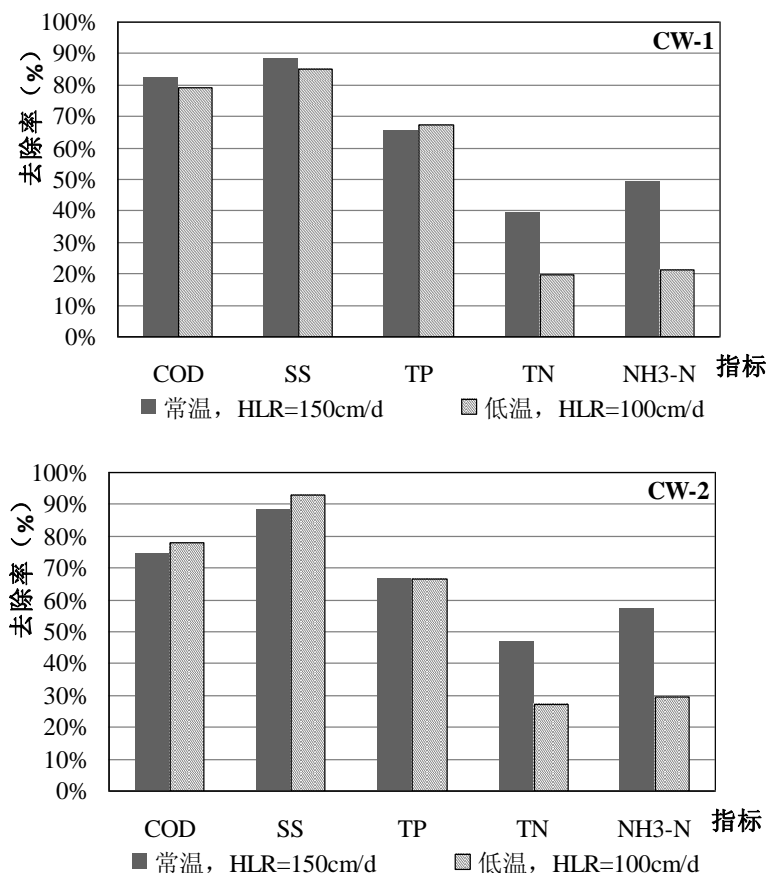


图 3.19 最佳 HLR 条件下湿地处理效果比较

Fig. 3.19 Treatment efficiency comparison of CW1 and CW2 in given HLR

最佳水力负荷下常温和低温条件下两种湿地对污染物处理效果的对比分析如图 3.19 所示。比较结果进一步说明：CW1 湿地对 TP、COD 和 SS 去除具有优势，而 CW2 对 TN 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除效果较好。

在人工湿地生物膜体系中存在有机物和氨氮对氧的竞争，传统的水平潜流人工湿地由于供氧不足，异养菌对氧的争夺能力强于硝化细菌，异养菌大量繁殖和生长，因此有机物去除率较高，同时湿地内根系不能达到的部分长期处于缺氧状态，无法进行硝化作用，因此导致氮素的去除率较低。而垂直流湿地采用表面布水，底部集水，具有好氧/缺氧环境特征，因此对氮素的去除效果较好。改进的 CW1 增加了自然复氧段，解决了传统水平潜流的供氧不足，CW2 湿地采用下向流-上向流多级串联，解决了传统垂直流湿地的有机物氧化不彻底的缺点；湿地的 A/A/O 微环境和整体类似 A/O 工艺的特征，提高了 CW1 和 CW2 的对各种污染物的去除效率，但由于湿地结构特征的影响，对不同污染物去除效果仍表现出一定差异。

3.3.3 水平侧流湿地污染物沿基质深度分布规律

湿地对污染物的去除主要是靠基质、植物和微生物的共同作用的结果，基质不同深度的微生物和植物根系存在较大差别，因而对污染物的去除效率也不同。在同一过水断面，CW2 湿地基质深度相等，而 CW1 湿地基质深度从 0 变化到 H。

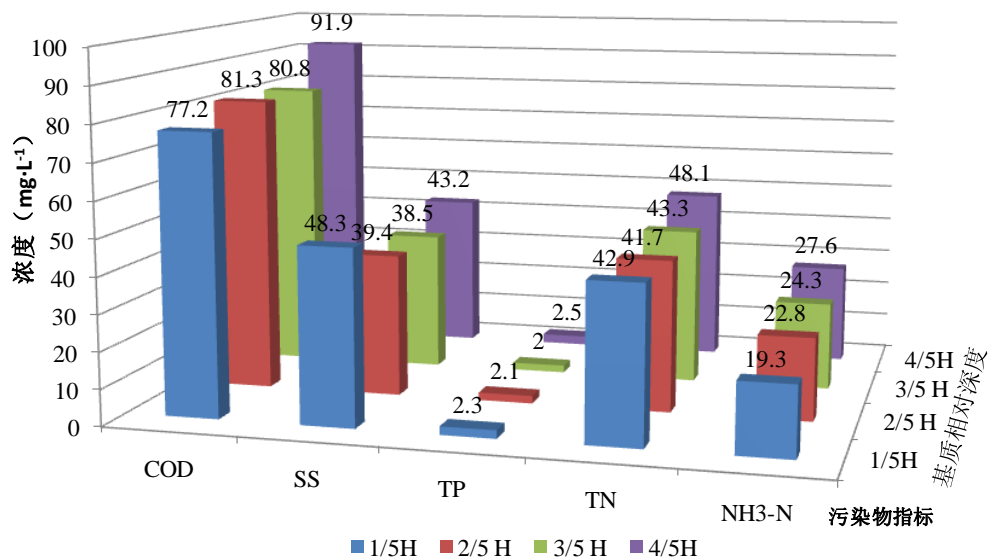


图 3.20 污染物浓度随基质深度变化规律

Fig. 3.20 Pollutants concentration variation with substrates depth

图 3.20 为常温条件下, HRT=72h, 进水 COD、SS、TP、TN 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 平均浓度分别为 $205.3\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $196.7\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $3.8\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $82.1\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $34.2\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, CW1 湿地 (1/5~4/5) H 基质深度内污染物分布情况。

由图 3.20 可知, 不同的污染物在基质深度表现为两种分布规律: 以微生物降解为主要去除途径的 COD、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TN 随着基质深度增加, 浓度总体呈升高趋势, 中间部分浓度相差不大, 但与底层浓度差异较大; 以物理截留和吸附为主要去除途径的 SS 和 TP 在基质表层和底层浓度较高, 中间层浓度较低, 因而可以在配水均匀的前提下, 适当增加填料层深度, 提高单位容积负荷率。

湿地 DO 来源有三种途径: 基质表层自然复氧、中间层植物根系泌氧、污水携氧; 受水力条件、池壁粗糙度和植物根系结构及分布的影响, 湿地底层污水流动较为缓慢, 水力停留时间较长。

COD、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TN 的去除主要以微生物的好氧降解为主, 因此表层和中间层较高的溶解氧含量和较高浓度的微生物对其去除率较高, 而底层由于基本处于厌氧状态, 而 COD 的厌氧降解速度较慢, $\text{NH}_3\text{-N}$ 和有机氮不能转换为硝态氮, 因此表现为浓度随基质深度增加而增加。

SS 和 TP 主要依靠物理截留和吸附去除, 受污水 DO 含量影响相对较小, 而是多种因素共同作用的结果。湿地中间层由于植物根系和水力冲刷的共同作用, 形成了级配相对合理的空隙, 而表层湿地水流流速较大甚至短流, 因而对 SS 和 TP 的去除率较低; 底层植物根系不能达到, 同时受池壁粗糙度和流线的控制, 会形成死水区, 造成不可降解物质的积累或厌氧发酵, 因此, 底层 SS 和 TP 的浓度也相对较高, 而中间层具有丰富的植物根系和微生物, 可以进行 SS 的截留、降解以及 TP 的吸收和吸附, 因而浓度较低。

3.3.4 水平侧流湿地自然复氧槽复氧规律研究

溶解氧 (DO) 含量不足是制约湿地处理效果提高重要因素, 传统湿地复氧途径主要是大气自然复氧、植物根系泌氧和污水携带的氧气, 但不能满足污染物降解对需氧量。改进的 CW1 湿地通过设置自然复氧槽提高污水溶解氧, 达到较好效果。分别对常温和低温复氧效率进行了试验研究。

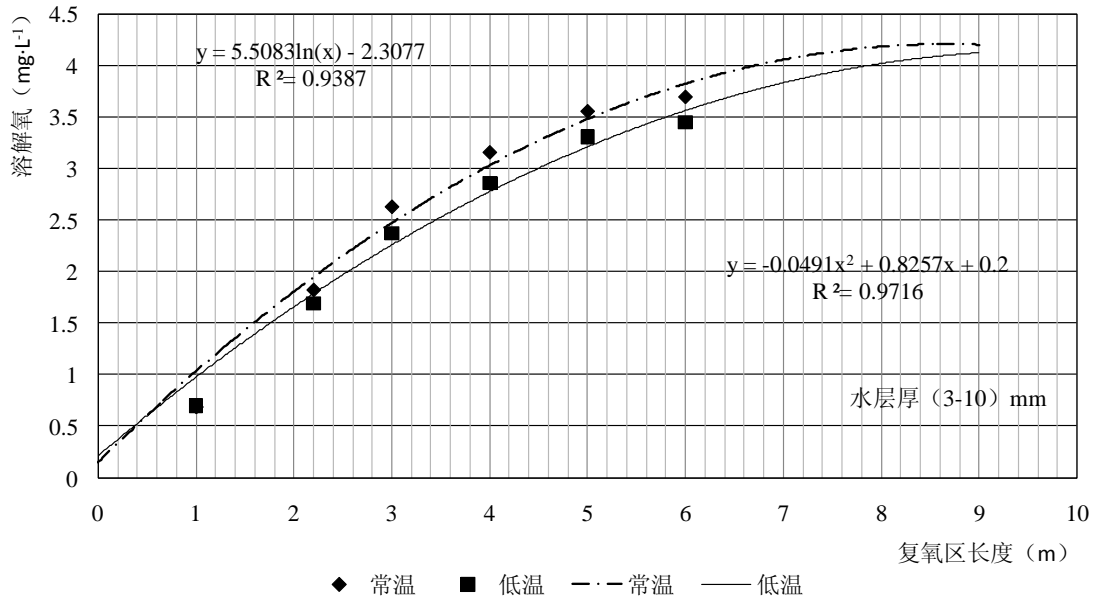


图 3.21 污水溶解氧随自然复氧区长度变化规律

Fig. 3.21 DO variation of wastewater with natural oxygen re-dissolving region extent

由图 3.21 可知,复氧槽中的污水 DO 随着槽长增加逐渐升高。在试验中发现,湿地出水进入复氧槽时,溶解量含量一般在 0.2mg L^{-1} 以下,通过复氧槽复氧,紊动水层厚度 (3~10) mm 时,常温季节在槽长 4.0m,低温季节在槽长 4.5m,复氧槽出水 DO 含量可达到 3.0mg L^{-1} ,基本满足污染物降解 DO 浓度要求。

影响大气自然复氧的因素主要包括温度、空气中氧的分压和分子扩散。温度较低时,复氧速率会受到抑制。根据 Bennett^[101]等人的研究,温度对大气复氧速率的表达式如下:

$$K_T = K_{20}\theta_r^{T-20} \quad (3.1)$$

式中, K_T 为大气温度为 T ($^{\circ}\text{C}$) 时的大气复氧速率系数; θ_r 为温度修正系数,其值介于 1.015~1.047 之间,通常取 1.024; K_{20} 为大气温度为 20°C 时的大气复氧速率系数。导致复氧速率随温度变化的原因分子扩散的影响^[102]。

氧气在水中的溶解度较低,溶解规律符合 Henry 定律,在给定温度下,水体的复氧速度和空气中氧气分压呈正比,在高原地区采用复氧槽需要通过试验或计算确定复氧槽长度。

由于水中的溶解氧浓度随温度的降低而升高,在低温季节虽然温度导致的复氧速率降低,但水中氧分压差变大,因此产生抵消效应。由图 3.21 还可以看出,常温和低温复氧相比,前段常温斜率稍大,但后段低温斜率上升,若对复氧区长度继续延长,曲线将会出现交叉,低温复氧浓度最终会超过常温。

3.3.5 小结

水力参数优化试验研究发现,通过合理调整水力条件, CW1 和 CW2 湿地在

常温、低温季节对污染物均达到较好的去除效果。通过对数据进行分析，可以得出以下一些结论：

①在相同 HRT 和 HLR 时，CW1 湿地对 COD 去除率高于 CW2 湿地约 10 个百分点，对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TN 去除率低于 CW2 湿地（5~8）个百分点，两者对 TP、SS 去除效果基本一致。

②温度对两种湿地 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TN 去除抑制明显，低温比常温时去除率下降（15~20）个百分点，对 CO、TP 和 SS 去除影响较小，低温比常温时去除率下降小于 10 个百分点。

③CW1 湿地采用水平侧流自然复氧，提高了污水中 DO 氧含量，反应区基本处于兼氧状态；CW2 湿地采用下向流-上向流多级串联，解决了传统垂直流湿地的有机物去除率较低的缺陷。湿地的 A/A/O 微环境和整体类似 A/O 工艺的特征，提高了对各类污染物去除效果。

④通过对两种湿地的水力条件对污染物去除效果的对比研究，对 CW1 湿地基质不同深度污染物分布规律的研究，发现湿地中间层为污染物高效去除区，因此可在保证配水均匀前提下适当增加基质厚度，提高基质单位容积负荷率，减少占地面积。

⑤自然复氧槽中复氧效果明显，在紊动水层厚度（3~10）mm 时，常温季节在槽长 4.0m，低温季节在槽长 4.5m，复氧槽出水 DO 含量可达到 3.0mg L^{-1} ，基本满足污染物降解 DO 浓度要求。

3.4 复合潜流人工湿地构建及试验研究

由 CW1 和 CW2 湿地的初步试验研究成果可知，CW1 湿地对有机物具有较高的去除率，而 CW2 湿地对氮素具有较高的去除率，因此考虑进行 CW1 和 CW2 湿地的组合，充分发挥各自的优势，达到减少占地，提高污染物去除率的目的。

3.4.1 复合潜流人工湿地构建

构建复合潜流湿地的首要问题是 CW1 和 CW2 湿地组合次序和面积比，对提高工艺运行效率具有重要影响。

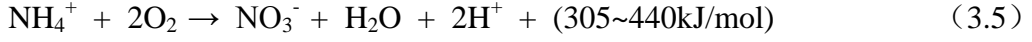
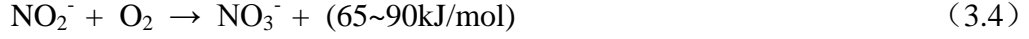
① 组合次序

废水中的可溶性有机物可通过湿地植物根系生物膜的吸附、吸收和生物降解过程而被分解去除，生物降解通过好氧代谢和厌氧代谢进行，从而降低污水的 BOD 和 COD。厌氧代谢过程较慢，只能用于去除少部分的 BOD 和 COD，好氧代谢过程可简化描述为：

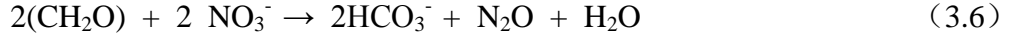


研究表明，在湿地中氮去除的挥发、氨化、硝化/反硝化、植物摄取和基质吸

附机理中，微生物的硝化/反硝化占主导地位，也是氮素最终去除的主要途径。硝化过程可简化描述为：



反硝化过程可简化描述为：



由式 (3-2) ~式 (3-7) 可知，有机物和氮素的最终去除都需要氧的参与，且氮素的最终去除需要有机物作为电子供体。因此，湿地进水中的溶解氧 (DO) 和 C/N 指标是影响污染物降解的重要因素。根据水力参数优化试验的结果可知，CW1 湿地对 COD 的去除率较高，而 CW2 对氮素的去除率较高。据此，复合潜流人工湿地组合次序应为 CW2 在前，CW1 在后。

整体而言，湿地反应器 DO 含量不足，并沿程逐渐降低，同时异养菌对氧的竞争能力要高于硝化菌。复合潜流湿地把 CW2 置于起端可以发挥其对氮素去除率较高，对 COD 去除率较低的特点，优先考虑氨氮氧化，避免 COD 过度分解导致后段反硝化过程 C/N 比过低而影响氮素的进一步去除。进入 CW1 湿地的污水，COD 及氮素的浓度相对较低，异养菌的繁殖受到一定程度抑制，可以保持合适的 C/N 比，达到对 COD 和氮素的双重高效去除。

②面积比

由于 CW1 和 CW2 湿地对 COD 和氮素的去除效率的不一致，合理进行两种湿地面积的搭配可以在保证较高去除率的基础上减少湿地的占地面积。若以 A_2 表示 CW2 湿地面积，以 A_1 表示 CW1 湿地面积，令 $A_2/A_1=\beta$ ，由于 CW1 和 CW2 对 COD 和氮素的去除率相差不大，则在 $0\leq\beta\leq\infty$ 的范围内，组合去除率变化区间较小，即 β 对污染物的去除率影响较小，因此从综合去除 COD 和氮素的角度而言，面积比影响较小。此时，由于复合潜流湿地对 CW2 段和 CW1 进行组合主要用于 COD 和氮素的高效去除，从系统安全角度讲，1:1 可以达到最优互相备用的效果，在实际建设中可根据地形地势适当调整。

综合考虑以上两方面，负荷潜流人工湿地采用前段 CW2 湿地，后段 CW1 湿地，面积比 1:1，分别对水力停留时间、水力负荷、容积负荷、回流比对处理效果的影响进行了试验研究。

3.4.2 水力停留时间对去除率的影响

水力参数优化试验结果表明：常温时湿地在 $\text{HRT}=72\text{h}$ 污染物去除率基本达到稳定， $\text{HRT}=96\text{h}$ 达到峰值（除 COD 外）；低温时 $\text{HRT}=96\text{h}$ 污染物去除率基本达到

稳定, HRT=120h 达到峰值 (除 COD 外)。为检验对两种湿地优化组合后 (即复合潜流湿地) 的处理效果, 分别对常温和低温 HRT=(24~120) h 的污染物去除率进行了监测。

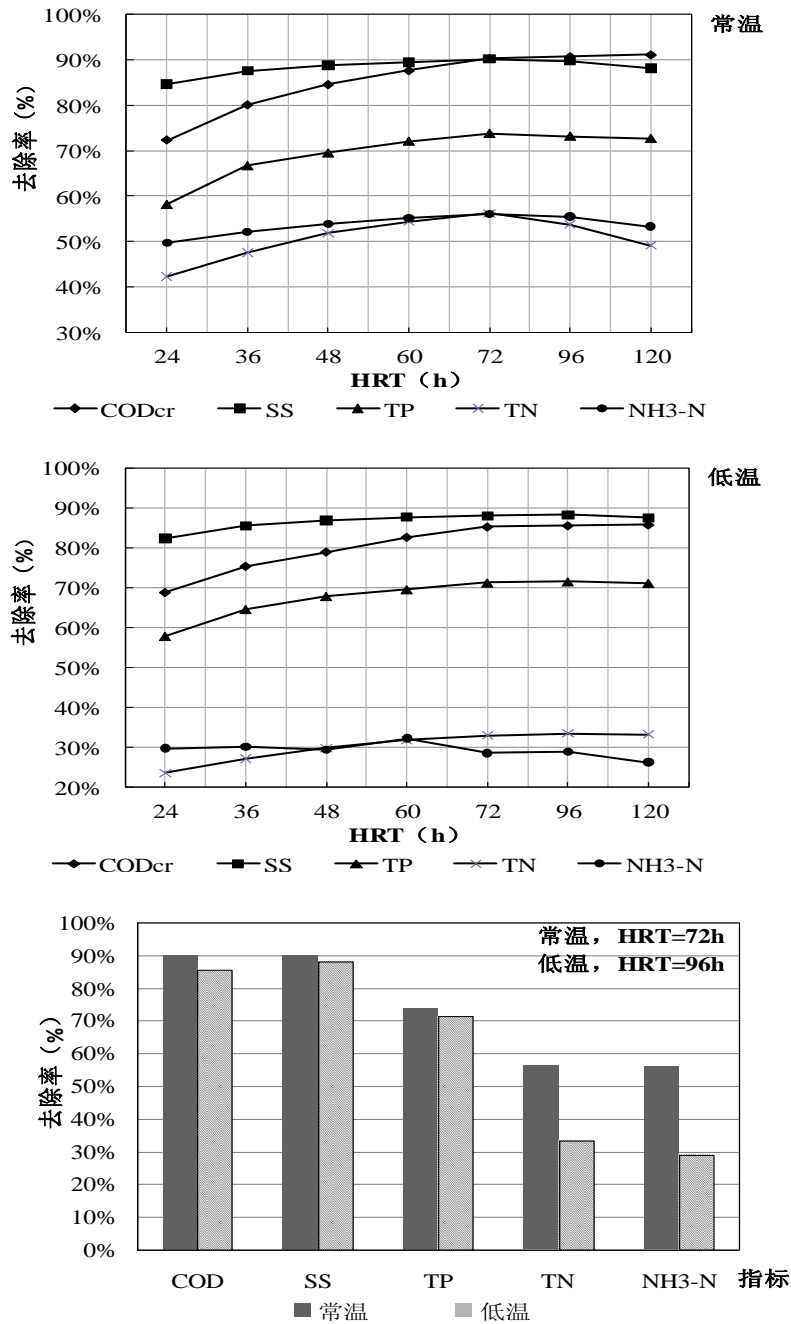


图 3.22 水力停留时间对处理效果影响

Fig. 3.22 Effect of HRT on treatment result

由图 3.22 可见, 在常温和低温条件下, 复合潜流湿地在 120h 的水力停留时间内污染物去除率 (除氮素外) 没有出现明显下降趋势。污染物去除率达到峰值

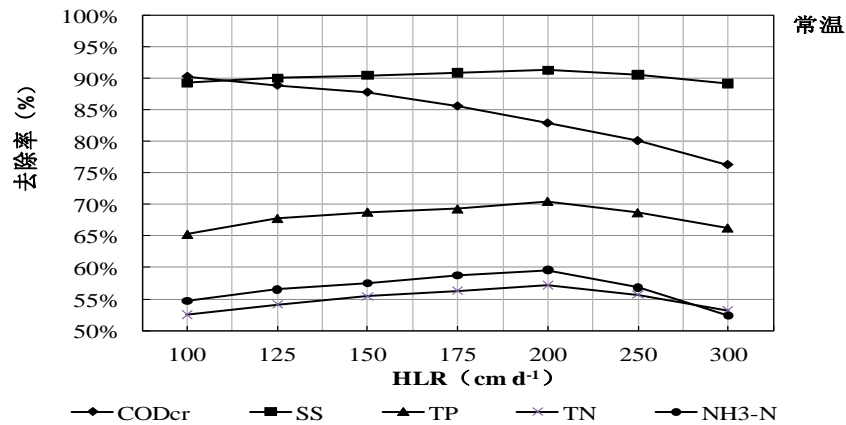
的常温 HRT=72h, 低温 HRT=96h, 均比单独湿地水力停留时间缩短, 可有效节省占地面积。NH₃-N 低温季节去除率在 48h 出现轻微震荡, 分析是湿地 DO 浓度不足情况下, 有机氮分解速率超过 NH₃-N 氧化速率所致。

常温进水 COD、SS、TP、TN 和 NH₃-N 浓度分别为 198.5mg L⁻¹, 202.6mg L⁻¹, 3.9mg L⁻¹, 42.4mg L⁻¹ 和 23.7mg L⁻¹ 时, HRT=72 时去除率分别达到 90.4%, 90.2%, 73.8%, 56.2% 和 56.1%, 出水浓度为 19.1mg L⁻¹, 19.0mg L⁻¹, 1.0mg L⁻¹, 18.6mg L⁻¹ 和 10.4mg L⁻¹; 低温进水 COD、SS、TP、TN 和 NH₃-N 浓度分别为 215.3 mg L⁻¹, 208.2 mg L⁻¹, 4.1 mg L⁻¹, 46.7 mg L⁻¹ 和 22.7 mg L⁻¹ 时, HRT=96h 时去除率分别达到 85.5%, 88.2%, 71.5%, 33.4% 和 28.8%, 出水浓度为 31.2 mg L⁻¹, 24.6 mg L⁻¹, 1.2 mg L⁻¹, 31.2mg L⁻¹ 和 16.2 mg L⁻¹。

对比复合潜流湿地与单独湿地在常温与低温条件下的污染物去除率发现, 复合潜流湿地在最佳水力停留时间条件下 COD、SS、TN 和 NH₃-N 的去除率有所升高, 但 TP 略有下降。

3.4.3 水力负荷率对去除率的影响

水力参数优化试验结果可知, CW1 与 CW2 湿地常温最佳 HLR 为 150cm d⁻¹, 低温最佳 HLR 为 100cm d⁻¹, 在 HLR>300cm d⁻¹ 污染物去除率出现明显下降。为检验复合潜流湿地的 HLR 范围, 在水力参数优化试验结果的基础上进行了水力负荷率 (100~300) cm d⁻¹ 的试验研究。



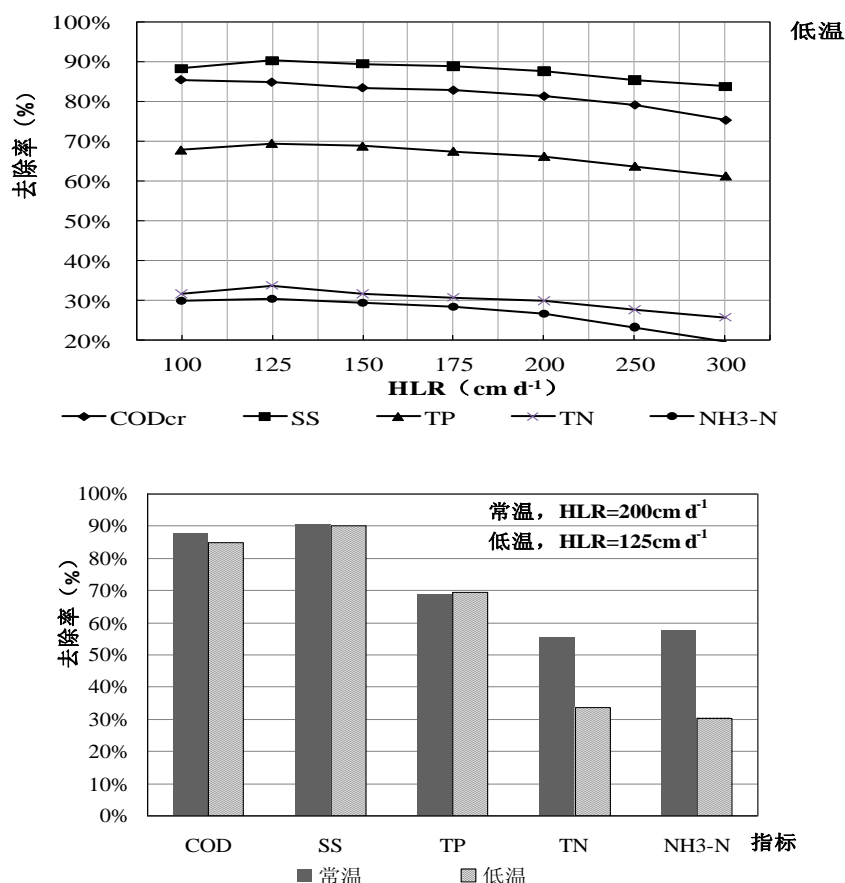


图 3.23 水力负荷率对污染物去除的影响

Fig. 3.23 Effect of HLR on pollutants removal

由图 3.23 可见, 与水力参数优化试验相比, 复合潜流湿地可有效提高水力负荷率, 常温季节最高 HLR 由 150 cm d⁻¹ 提高到 200 cm d⁻¹, 提高 33.3%, 低温季节由 100 cm d⁻¹ 提高到 125 cm d⁻¹, 提高 25%; COD 与 SS 最大去除率提高约 (1~5) 个百分点, TN 提高约 10 个百分点, NH₃-N 提高约 (5~7) 个百分点。

常温进水 COD、SS、TP、TN 和 NH₃-N 浓度分别为 202.3 mg L⁻¹, 184.7 mg L⁻¹, 3.6 mg L⁻¹, 48.5 mg L⁻¹ 和 21.4 mg L⁻¹ 时, 水力负荷为 200 cm d⁻¹ 时去除率分别达到 87.8%, 91.9%, 72.5%, 57.4% 和 59.6%, 出水浓度为 24.7 mg L⁻¹, 16.1 mg L⁻¹, 1.1 mg L⁻¹, 20.8 mg L⁻¹ 和 8.6 mg L⁻¹。

低温进水 COD、SS、TP、TN 和 NH₃-N 浓度分别为 221.2 mg L⁻¹, 197.2 mg L⁻¹, 4.0 mg L⁻¹, 43.5 mg L⁻¹ 和 23.3 mg L⁻¹ 时, 水力负荷为 125 cm d⁻¹ 时去除率分别达到 84.8%, 90.2%, 69.4%, 33.7% 和 30.4%, 出水浓度为 35.8 mg L⁻¹, 19.3 mg L⁻¹, 1.2 mg L⁻¹, 28.8 mg L⁻¹ 和 16.2 mg L⁻¹。

SS 和 TP 的去除率受温度影响较小, 在最佳 HLR 条件下常温低温基本一致, 但 COD、TN 和 NH₃-N 去除率依然受温度影响较大, 尤其是 TN 和 NH₃-N, 低温与常温相比仍然下降 (20~30) %, 复合潜流湿地对温度耐受性依然较差。

3.4.4 回流比对去除率的影响

研究表明,污水回流可以显著提高湿地对有机物、氨氮及总氮的去除率^{[103][104]}。水力条件是影响湿地处理效果重要因素,污水回流会导致 HRT、HLR、VLR 等水力条件产生不同改变,对湿地处理效果会产生较大的影响。

图 3.24 是常温和低温条件下回流比 (R) 分别为 0.5, 1.0, 1.5, 2.0 时复合潜流湿地对污染物的处理效果。

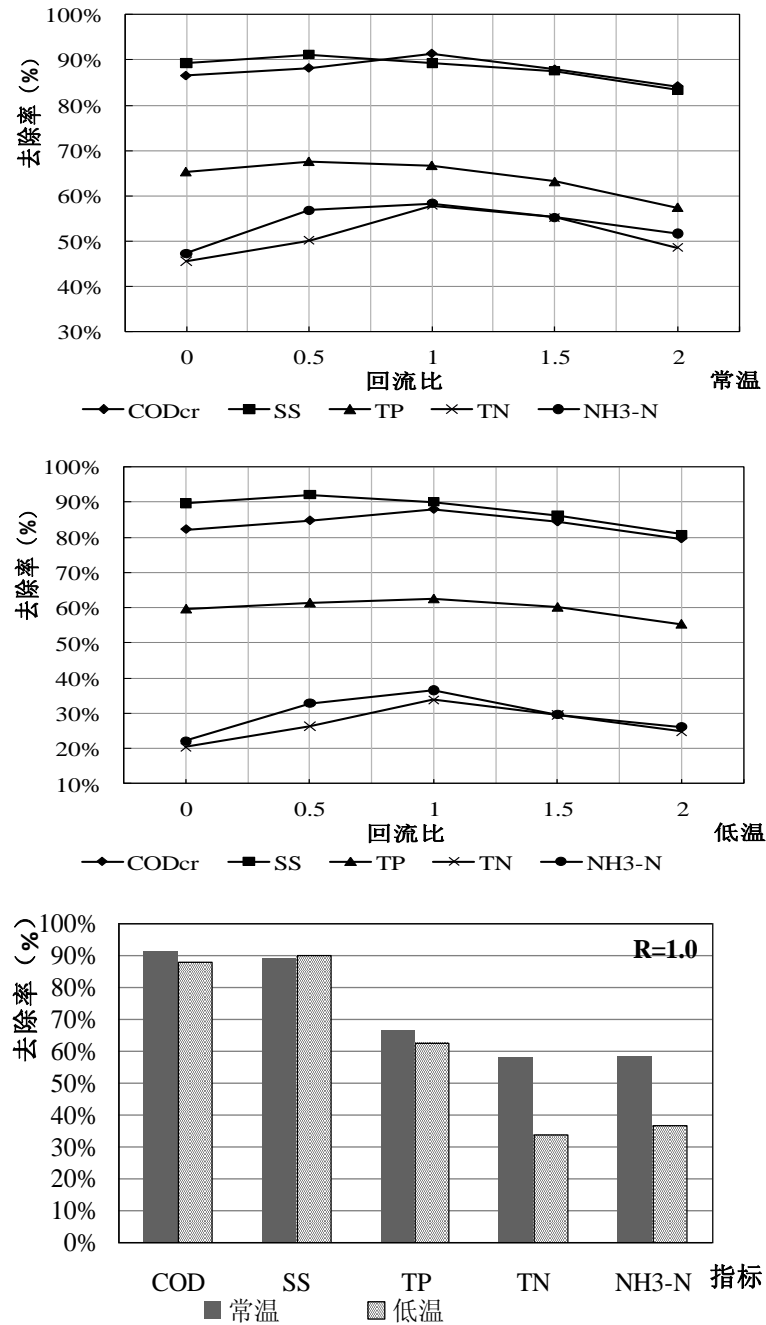


图 3.24 回流比对污染物去除影响

Fig. 3.24 Effect of reflux ration on pollutants removal

图 3.24 可见, 在常温和低温季节, 回流比对提高 SS 和 TP 去除率影响较小, SS 和 TP 在 $R=0.5$ 去除率达到最高值, 对 COD, $\text{NH}_3\text{-N}$ 及 TN 去除率影响较大, 在 $R=1$ 时达到最高去除率, 若回流比继续增大, 则去除率开始下降。

由于进行污水回流会增大水力负荷, 缩短水力停留时间, 但可以提高容积负荷率和污染物与基质及生物膜的接触时间; 过大的水力负荷和较短的停留时间都会导致去除率的下降, 容积负荷率的提高可以促进反应速率的加快, 污染物与基质及生物膜较长的接触时间可以提高去除率, 但 SS 和 TP 的去除主要依靠物理作用, 上述作用对其去除率的提高幅度较小。

COD 去除率在 $R=1$ 时达到最高, 常温时由 86.5% 提高到 91.4%, 低温时由 82.2% 提高到 87.9%。对于有机物降解, 在与微生物接触时间足够的基础上, 增加溶解氧含量是提高降解速率的重要手段, 出水回流有助于氧气的扩展和溶解, 提高了污水中 DO 含量, 因此可以有效提高 COD 去除率。但是回流比过大导致的 HLR 增加会抑制去除效率的进一步提高, 同时, 有微生物反应动力学和容积负荷率曲线可知, 在容积负荷超过最大物料比后, 污染物的降解从一级反应进入零级反应, 保持恒定, 若进一步增大容积负荷, 会导致出水污染物浓度的提高, 去除率降低。

出水回流对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 与 TN 的去除率具有较为明显的促进作用。回流比 $R=1$ 时, 常温时 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率由 47.2% 提高到 58.3%, TN 去除率由 45.5% 提高到 57.8%; 低温时 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率由 22.1% 提高到 36.5%, TN 去除率由 20.4% 提高到 33.8%。常规生活污水硝态氮含量很低(总氮的 1%~5%), 但出水回流后硝态氮浓度明显升高, 一方面是出水中携带的未完成反硝化的剩余部分, 另一方面说明回流具有明显的复氧作用, 氨氮硝化水平得到提高。此外, 出水回流增加了氨氮与湿地微生物的接触时间, 有利于自养硝化菌的反应。随着回流比提高, 水中 DO 浓度逐渐升高, 硝化反应速率增加。由于出水回流影响到 HLR 和 HRT 等因素, 在回流比达到合适水平后, 若进一步增大, HLR 及 HRT 等因素将会降低 $\text{NH}_3\text{-N}$ 与 TN 去除率。同时, 湿地最终脱氮需要反硝化, 回流比过大, 会造成碳源不足及破坏厌氧环境, 导致去除率下降。

3.4.5 容积负荷对去除速率的影响

容积负荷率 (volume load rate, VLR) 是影响微生物增长和底物降解的重要因素, 通过适当提高容积负荷率可以加快微生物的增长速率和底物的降解速率, 是缩小湿地面积的重要途径。提高负荷率可以缩小湿地面积, 加快反应速率, 但过高会降低污染物去除率; 负荷较低则会降低有机物的降解速率, 导致处理能力降低, 增大湿地面积, 因此合适的污染容积负荷率对污染物去除效果和湿地占地面积均有一定的影响。图 3.25 为通过试验分析拟合的常温和低温季节主要污染物的容积负荷率与去除速率之间的关系。

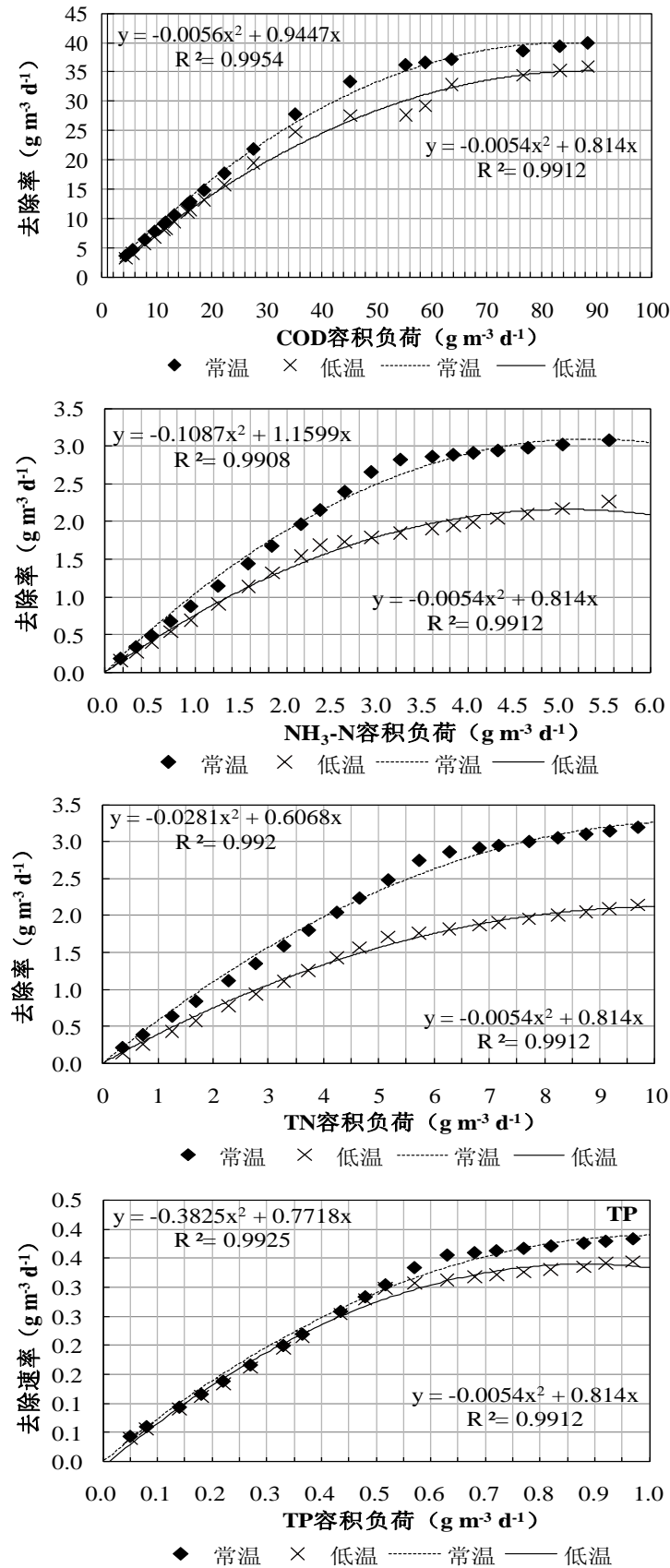


图 3.25 不同季节容积负荷率与污染物去除速率关系

Fig. 3.25 Relation between volume load rate and pollutants removal ratio

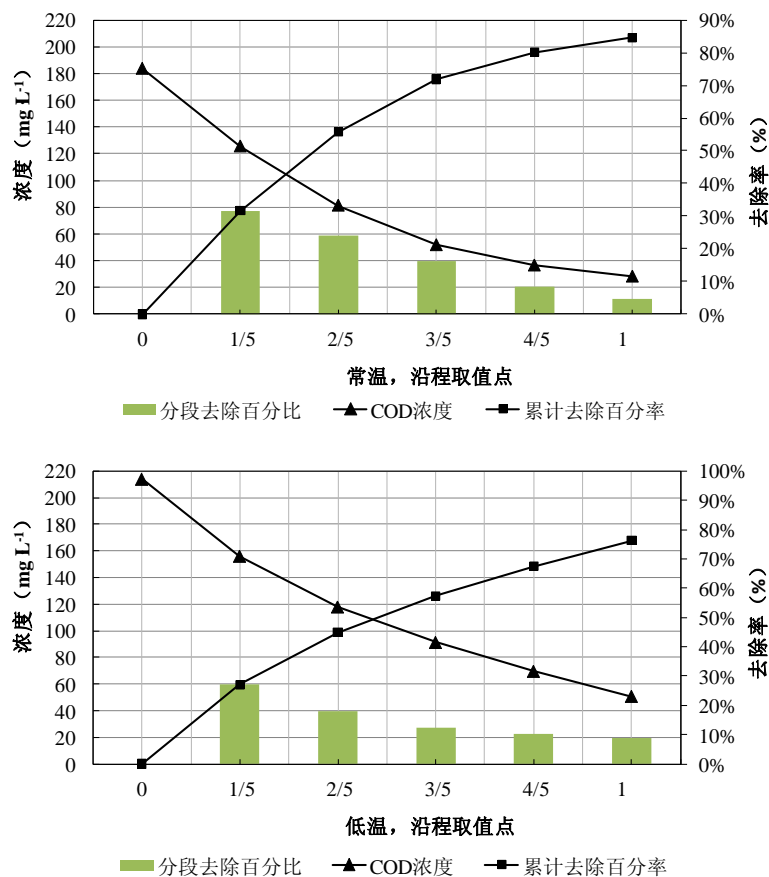
由图 3.25 可知,在常温和低温季节,随着湿地进水污染物负荷率的增加,去除速率也随之增加,COD、TP、TN 及 $\text{NH}_3\text{-N}$ 分别在负荷率为 $(5\sim70)\text{ g m}^{-3}\text{ d}^{-1}$ 、 $(0.05\sim0.65)\text{ g m}^{-3}\text{ d}^{-1}$ 、 $(0.5\sim7.5)\text{ g m}^{-3}\text{ d}^{-1}$ 及 $(0.25\sim4.5)\text{ g m}^{-3}\text{ d}^{-1}$ 表现出较为明显的线性关系,超过最大负荷值,线性关系逐渐减弱,去除速率趋于恒定值,进入零级反应,回归方程及拟合系数见图 3.25。

随 VLR 升高,各污染物去除速率季节差异逐渐增大,其中以 $\text{NH}_3\text{-N}$ 最为明显,TN 次之,然后是 COD,TP 受温度影响最小,与污染物去除机理的理论分析一致。

3.4.6 污染物沿程变化规律及讨论

为揭示常温和低温条件下复合潜流湿地的中污染物沿程去除规律,本试验沿湿地床体进口、1/5、2/5、3/5、4/5 和出口处取样,检测在常温和低温条件下复合潜流湿地水力停留时间 72h 污染物沿程变化规律。

① COD 沿程去除规律



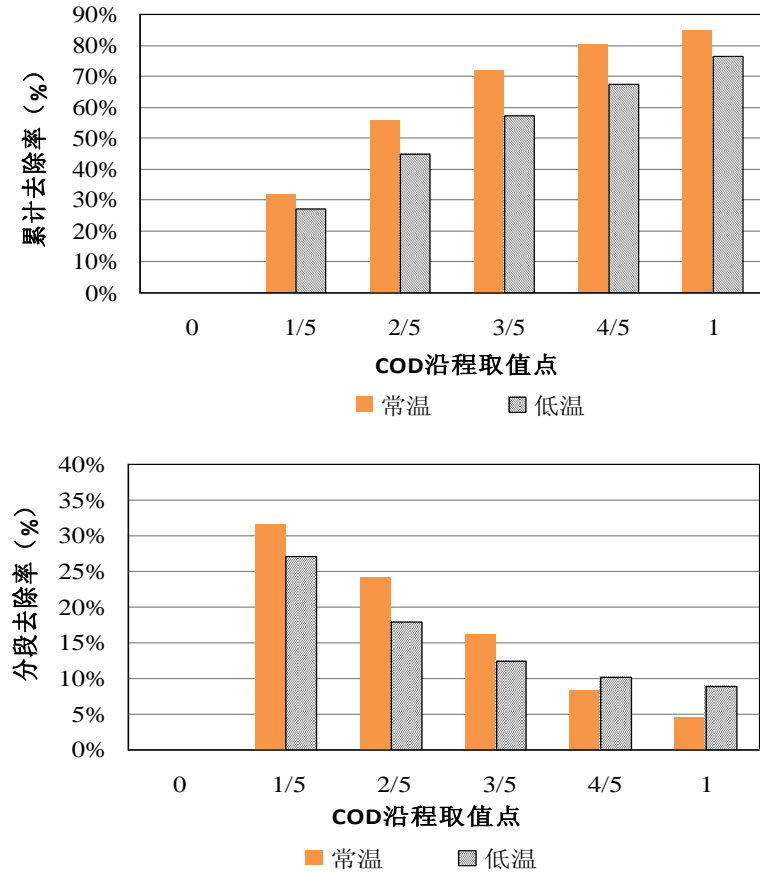


图 3.26 复合潜流湿地中的 COD 浓度沿程变化

Fig. 3.26 Concentration changes of COD along the flow in the complex wetland

复合潜流湿地 COD 去除率及浓度沿程变化的统计分析情况如图 3.26 所示, 由图可知, 常温和低温季节 COD 沿程降解速率均表现出逐步下降趋势, 但是冬季的下降趋势较为平缓。低温季节在湿地后两段去除率比常温季节反而升高, 说明由于低温抑制了降解速率, 导致污染物分布更为均匀, 提高了后段有机物浓度, 相应提高了其容积负荷率, 造成后两段去除速率和去除率的双重提高。常温季节全程 COD 去除量为 84.6%, 前 3/5 段去除 71.9%, 占全程去除量的 85.0%, 低温季节全程 COD 去除量为 76.3%, 前 3/5 段去除 57.3%, 占全程去除量的 75.0%。说明复合潜流湿地中水流接近推流态, COD 的降解服从一级降解动力学, 并对 COD 负荷的冲击变化具有一定的耐受性。

② $\text{NH}_3\text{-N}$ 沿程去除规律

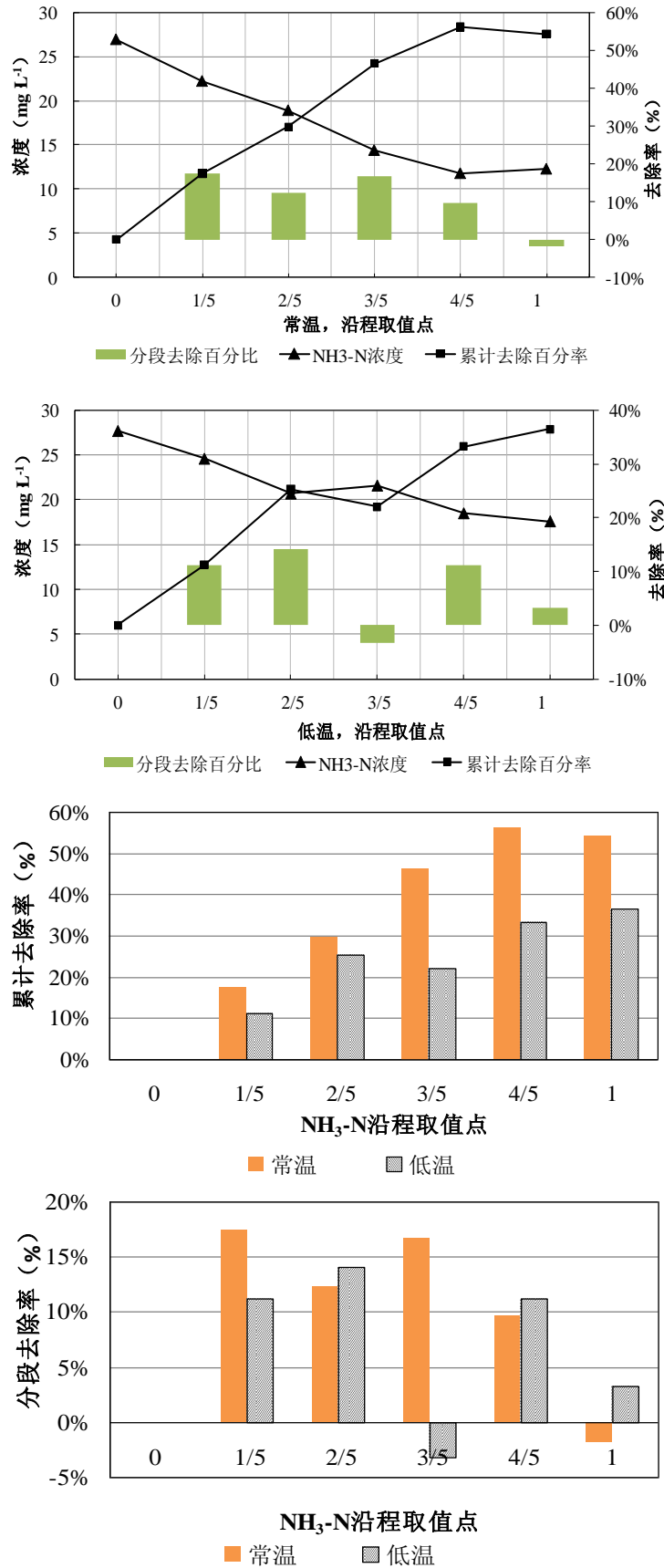
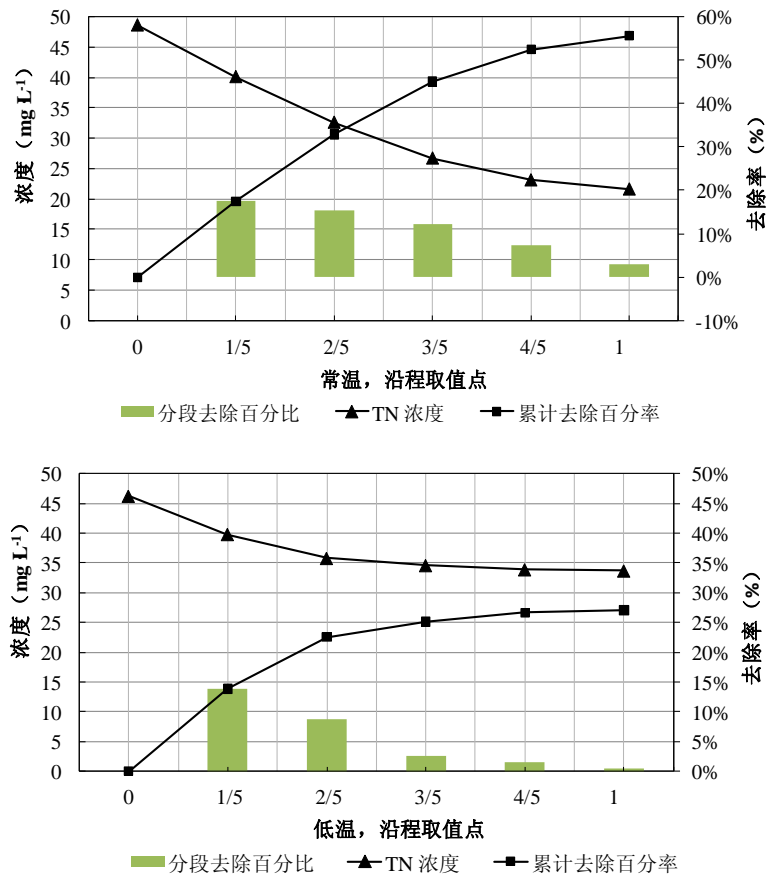


图 3.27 复合潜流湿地中的 NH₃-N 浓度沿程变化

Fig. 3.27 Concentration changes of NH₃-N along the flow in the complex wetland

复合潜流湿地 $\text{NH}_3\text{-N}$ 沿程去除率及浓度变化的统计分析情况如图 3.27 所示, 由图可知, 在常温季节 $\text{NH}_3\text{-N}$ 沿程降解速率在湿地前段线性下降, 在湿地后段变化较小, 湿地尾部出现了 $\text{NH}_3\text{-N}$ 释放, 降低去除率, 对低温季节的前段去除规律与常温季节一致, 但在湿地后段中段局部区域出现了 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的释放, 导致去除率暂时性下降; 总体而言, 低温季节 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率比常温季节降低约 20 个百分点, 温度抑制明显。常温季节全程 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除量为 54.3%, 前 3/5 段去除 46.5%, 占全程去除量的 85.6%, 低温季节全程 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除量为 36.5%, 前 3/5 段去除 22.0%, 占全程去除量的 60.0%。说明复合潜流湿地中有机氮的氨化在低温和常温都存在, 但低温时植物吸收作用减弱, 在湿地中段即出现氨氮的释放。

③ TN 沿程去除规律



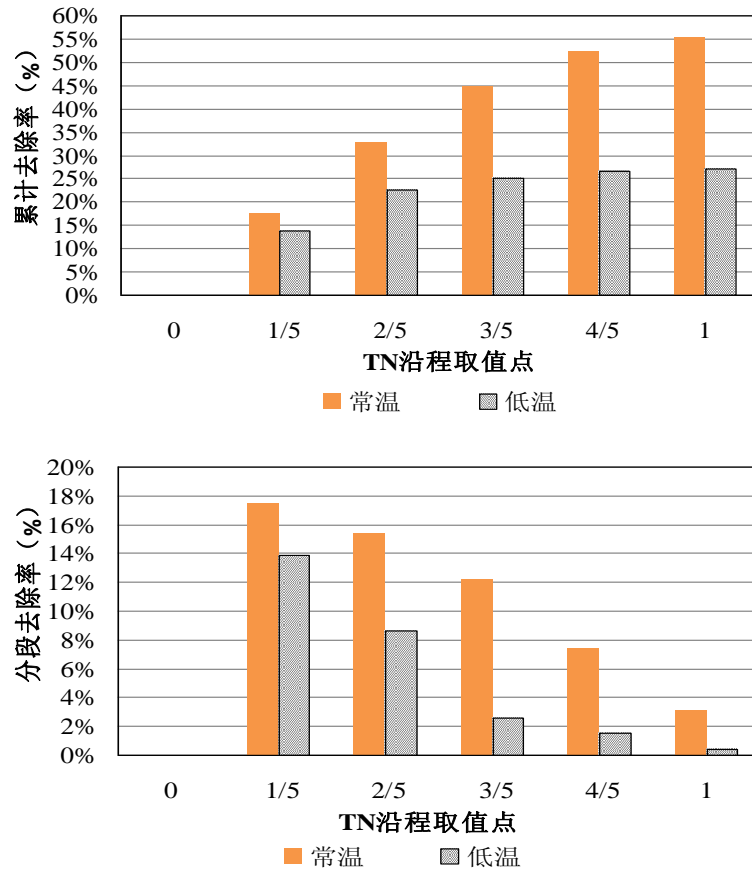


图 3.28 复合潜流湿地中的 TN 浓度沿程变化

Fig. 3.28 Concentration changes of TN along the flow in the complex wetland

复合潜流湿地 TN 沿程去除率及浓度沿程变化的统计分析情况如图 3.28, 同 COD 去除规律相似, TN 降解速率常温和低温季节均表现出逐步下降趋势, 冬季的下降趋势较为平缓, 氨氮释放对 TN 去除率基本没有影响。湿地对 TN 的去除率较低, 尤其是低温季节, 比常温时降低 (20~30) 个百分点, 常温季节全程 TN 去除量为 43.2%, 前 3/5 段去除 36.8%, 占全程去除量的 85.1%, 低温季节全程 TN 去除率仅为 27.1%, 前 3/5 段去除 25.1%, 占全程去除量的 92.6%。气温较低时生物降解和植物吸收速率会降低, 但前 3/5 段占 TN 去除量的 92.6%, 说明生物作用不是低温季节氮去除的主要途径, 基质吸附和截留起到了较大作用, 揭示出低温季节颗粒型有机氮占 TN 比例较高。

④ TP 沿程去除规律

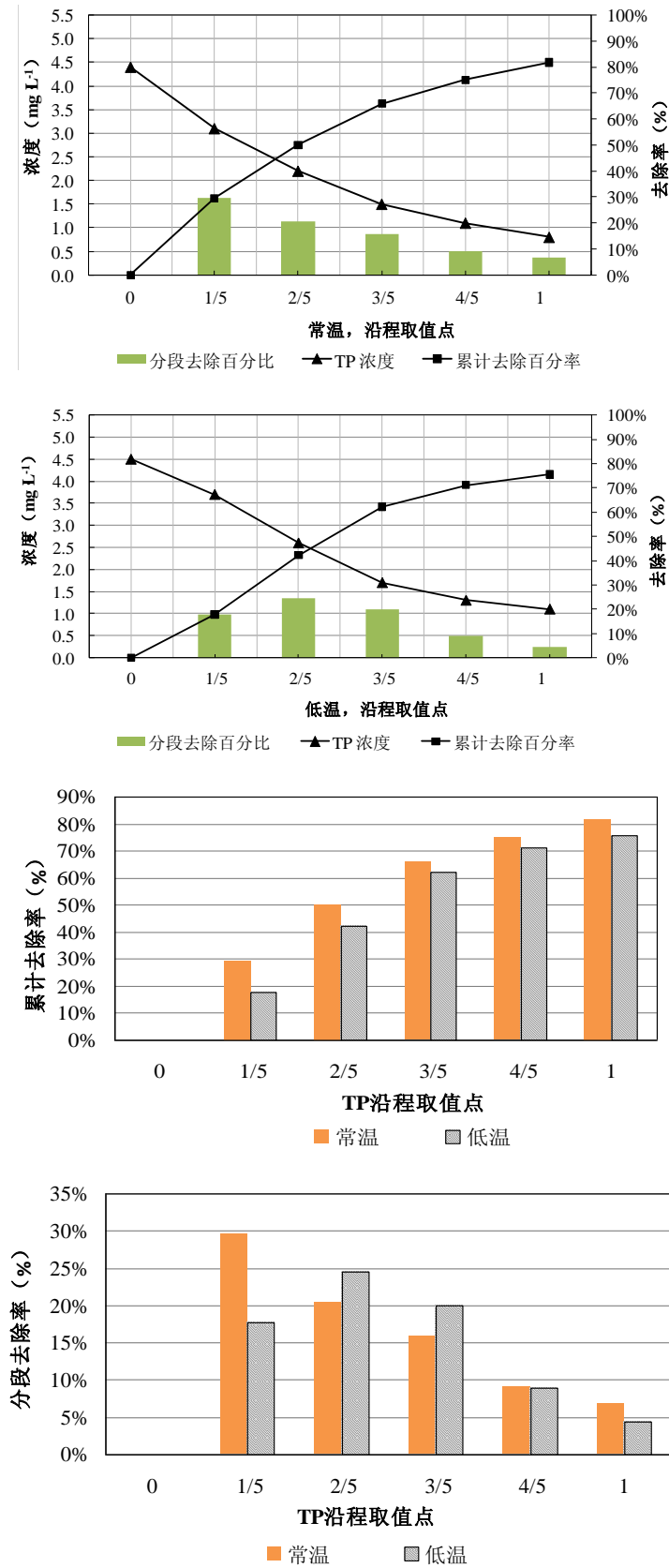
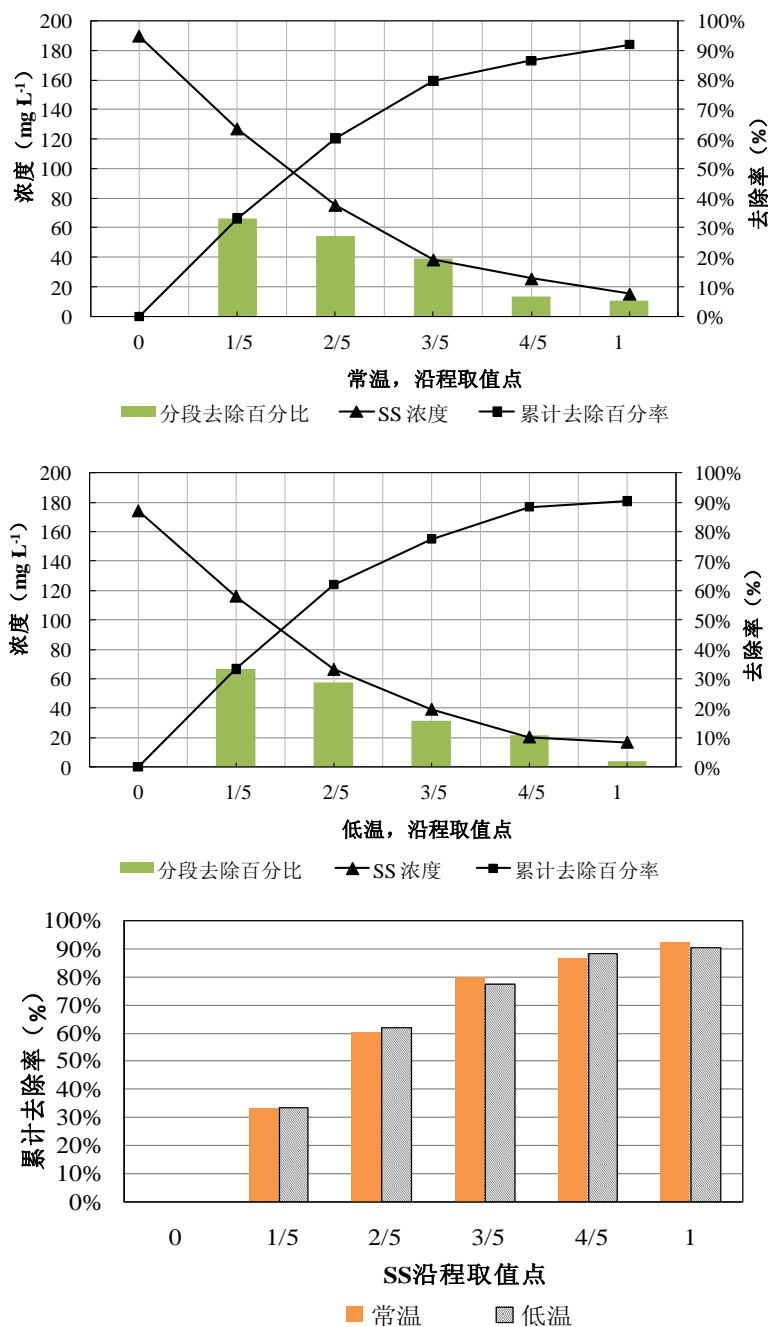


图 3.29 复合潜流湿地中的 TP 浓度沿程变化

Fig. 3.29 Concentration changes of TP along the flow in the complex wetland

复合潜流湿地 TP 沿程去除率及浓度沿程变化的统计分析情况如图 3.29, 与有机物和氮的去除不同, 虽然降解速率常温和低温季节均表现出逐步下降趋势, 但低温季节湿地 (2/5~3/5) 处去除率超过常温季节, 由于常温季节测试数据早于低温季节, 分析认为是第一段湿地的基质吸附容量基本接近饱和, TP 去除量出现后后段的迁移所致, 进一步表明基质吸附是 TP 去除的主要途径。常温、低温季节 TP 总去除率相差不大, 常温季节全程 TP 去除量为 81.8%, 前 3/5 段去除 65.9%, 占全程去除量的 80.6%, 低温季节全程 TP 去除量为 75.6%, 前 3/5 段去除 62.2%, 占全程去除量的 82.3%。



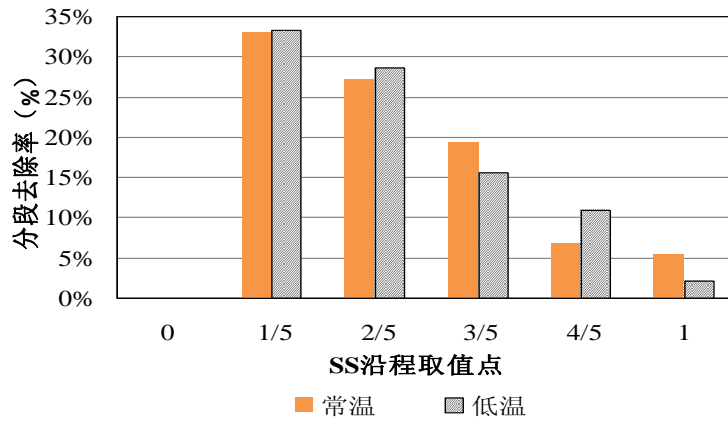


图 3.30 复合潜流湿地中的 SS 浓度沿程变化

Fig. 3.30 Concentration changes of SS along the flow in the complex wetland

复合潜流湿地 SS 沿程去除率及浓度沿程变化的统计分析情况如图 3.30, 与 TP 表现出相同的去除规律。常温季节全程 SS 去除量为 91.9%, 前 3/5 段去除 79.7%, 占全程去除量的 86.7%, 低温季节全程 SS 去除量为 90.4%, 前 3/5 段去除 77.5%, 占全程去除量的 85.7%。

3.4.7 小结

①随着水力停留时间增加, 各污染物的去除率出现先升高后降低的趋势, 所以采用复合潜流湿地处理污水的 HRT 确定要适当, 建议按低温季节最佳 HRT 确定, 不宜超过 96h, 避免处理效率的下降和占地面积的增大。

②复合潜流湿地可有效提高 HLR, 与水力参数优化试验相比, 常温季节最高 HLR 由 150 cm d^{-1} 提高到 200 cm d^{-1} , 低温季节由 100 cm d^{-1} 提高到 125 cm d^{-1} ; 最大去除率 COD 与 SS 约提高 (1~5) 个百分点, TN 提高约 10 个百分点, $\text{NH}_3\text{-N}$ 提高约 (5~7) 个百分点。

③提高 VLR 可有效提高污染物去除速率, 当 COD、TP、TN 及 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的 VLR 分别在 $(5\sim70) \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ 、 $(0.05\sim0.65) \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ 、 $(0.5\sim7.5) \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ 及 $(0.25\sim4.5) \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ 范围内时, 去除速率与 VLR 表现出较为明显的线性关系, 超过最大 VLR, 去除速率趋于恒定值。

④出水回流对污染物提高污染物去除率效果明显, 对 SS 和 TP 影响相对较小, SS 和 TP 在 $R=0.5$ 去除率达到最高值, 对 COD, $\text{NH}_3\text{-N}$ 及 TN 去除率影响相对较大, 在 $R=1$ 时达到最高去除率, 若相应回流比继续增大, 则去除率开始下降。

⑤污染物的去除主要集中在湿地的前段, 随着湿地运行时间的延长, 靠物理作用去除的污染物质呈现向湿地后段迁移的特征, 表明复合潜流湿地水流流态接近推流态。

3.5 本章结论

通过上述的试验研究分析,可得出如下结论

①对 CW1 湿地基质不同深度污染物分布规律的研究发现,湿地中间层为污染物高效去除区,可在保证配水均匀前提下适当增加基质厚度,提高基质单位容积负荷率,减少占地面积。

②自然复氧槽中复氧效果明显,在紊动水层厚度(3~10) mm 时,常温季节槽长 4.0m,低温季节槽长 4.5m,复氧槽出水 DO 含量可达到 $3.0\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,基本满足污染物降解 DO 浓度要求,是提高湿地 DO 含量的简便有效措施。

③复合潜流湿地各污染物的去除率随 HRT 增加出现先升高后降低的规律,建议湿地水力停留时间按低温季节最佳 HRT 确定,不宜超过 96h,以避免处理效率的下降和占地面积的增大。

④复合潜流湿地可有效提高 HLR,常温季节最高 HLR 由 $150\text{cm}\cdot\text{d}^{-1}$ 提高到 $200\text{cm}\cdot\text{d}^{-1}$,低温季节由 $100\text{cm}\cdot\text{d}^{-1}$ 提高到 $125\text{cm}\cdot\text{d}^{-1}$,若以传统湿地平均基质深度 0.7m 计,可以比传统湿地 HLR 高出约(30~40)%。

⑤复合潜流湿地 VLR 与污染物去除速率相关关系较为显著,当 COD、TP、TN 及 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的 VLR 分别在 $(5\sim70)\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ 、 $(0.05\sim0.65)\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ 、 $(0.5\sim7.5)\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ 及 $(0.25\sim4.5)\text{g}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ 范围内时,去除速率与 VLR 表现出较为明显的线性关系,超过最大 VLR,去除速率趋于恒定值。

⑥出水回流对提高复合潜流湿地污染物去除效果明显,SS 和 TP 在 $R=0.5$ 去除率可提高 15%,COD, $\text{NH}_3\text{-N}$ 及 TN 在 $R=1$ 时可提高 30%,但若回流比继续增大,则去除效果开始下降。

⑦污染物的去除主要集中在湿地的前段,随着湿地运行时间的延长,靠物理作用去除的污染物质呈现向湿地后段迁移的特征,表明复合潜流湿地水流特征接近推流态。

⑧复合潜流湿地对污染具有较好的去除效果,常温季节出水水质基本达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB18918-2002)一级 B 排放要求,但在低温季节由于温度对硝化菌和反硝化菌生长的强烈抑制,TN 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率不能达标,其它污染物可以达到(GB18918-2002)一级 B 排放标准。

4 复合潜流湿地反应动力学及水力学模型探讨

人工湿地污水处理技术作为对自然生态的强化模拟，在条件适合的情况下可以起到良好的处理效果，但目前湿地中污染物去除机理的认识并不深入，主要的污染物去除模型仍然借鉴经典污水处理模型或通用性较强的黑箱模型。目前，国内外对建立人工湿地污染物去除数学模型的研究相当活跃，典型的污染物去除模型包括衰减模型、一级动力学模型、零级动力学模型、Monod 模型和生态学模型。

4.1 反应动力学模型

4.1.1 衰减模型

衰减模型讲湿地对污染物去除的过程是为“黑箱”，根据大量运行数据而建立的一种输出输入统计响应关系，并不能真正反映湿地系统去污过程。绝大多数的衰减模型仅用进水和出水质量浓度加以描述。衰减模型简单易用，但是参数单一，造成对外界条件的响应不灵敏，无法准确描述流态、温度等因素的影响，在输入条件发生较大改变时，会导致实际出水水质与预测数值之间误差超出可接受范围。北美人工湿地数据库中列出了土壤为介质的水平潜流人工湿地衰减方程，见表 4.1。

表 4.1 水平潜流湿地衰减方程

Tab. 4.1 Attenuation equations of horizontal subsurface flow constructed wetland

污染物	衰减方程	C_i (mg L^{-1})	C_o (mg L^{-1})	$q/(\text{cm d}^{-1})$	R^2
TSS	$C_o=0.09 C_i+4.7$	0~330	0~60		0.67
BOD ₅	$C_o=0.11 C_i+1.87$	1~330	1~50	0.8~22	0.74
TP	$C_o=0.65 C_i+0.71$	0.5~19	0.1~14	0.8~22	0.75
TN	$C_o=0.52 C_i+3.1$	4~142	5~69	0.8~22	0.63

4.1.2 生态动力学模型

受活性污泥数学模型成功研究的启发，研究者近年来致力于人工湿地类似模型的开发，Wynn 和 Liehr 首次提出水平潜流湿地的箱式机理模型，在此基础上发展了生态动力学模型。模型有 6 个彼此关联的子模块组成，分别为：碳循环、氮循环、水平衡、氧平衡和自养菌及异养菌代谢。模型未考虑磷和悬浮固体的去除，是由于这两种污染物主要靠物理作用去除。模型的输入参数包括温度、时间、降雨量、流速及进水 BOD、氨氮、硝酸盐氮、有机氮、溶解氧质量浓度，输出参

数包括流速及出水 BOD、氨氮、硝酸盐氮、有机氮、溶解氧质量浓度。模型包含 15 组动力学方程，42 个与物理、化学及生物相关的参数。箱式机理模型的发展有助于深入了解湿地内部的各反应过程和组成之间的作用关系，为人工湿地模型的发展提供了重要构架。但箱式模型目前不能应用于指导人工时湿地设计，而仅用于湿地系统物质循环的研究，主要原因为：①参数过多，其中很多参数的确定依靠假设和经验，因此无法准确描述模型的边界；②模型假设所有颗粒快速去除，与实际的生化反应情况不符，尤其是在温度较低季节，偏离更为严重；③忽略了部分重要的微生物过程和物理过程对污染物的去除效应，如生物膜的传质过程及湿地基质对氮的吸附作用等。

4.1.3 一级动力学模型

一级动力学模型是湿地设计最常采用的动力学模型，其参数的求解及计算过程都比较简单，虽然有许多局限性，目前仍把它作为描述湿地中污染物去除的最合适的方程，广泛应用于污染物去除的预测。根据方程涉及因素的数量，一级动力学模型可分为单参数、双参数和三参数。

单参数一级动力学模型表达式为

$$C_o = C_i \cdot \exp(-k_v t) \quad (4.1)$$

$$\text{或 } C_o = C_i \cdot \exp(-k_A/q) \quad (4.2)$$

式中： C_i —进水浓度， $[ML^{-3}]$ ；

C_o —出水浓度， $[ML^{-3}]$ ；

k_v —体积去除速率常数， $[T^{-1}]$ ；

k_A —面积去除速率常数， $[LT^{-1}]$ ；

t —水力停留时间， $[T]$ ；

q —水力负荷， $[LT^{-1}]$

一级动力学方程主要考虑处理负荷与处理效率之间的关系，模型的推导以基质的降解服从一级反应动力学为基础。经常设模型中的一些参数如速率常数等为常量与水力负荷或进水浓度无关，以及湿地中的水流形态为稳定推流等。可以采用体积速率常数 k_v 来确定湿地所需的体积，采用面积速率常数 k_A 来确定湿地所需的面积， k_v 多用于潜流型湿地， k_A 则用于表面流湿地。

单参数模型中只包含一个参数 k_v 或 k_A 。而在 Eckenfelder 模型中，如果污染物中存在不可生物降解部分，则需在方程中加入不可生物降解物质浓度项。在湿地中，即使没有不可降解的污染物，大气或地下水的贡献、化学作用以及生物地理化学循环也会产生背景浓度，于是 Kadlec 和 Knight 建议引入背景浓度，低于背景浓度的污染物则不能被降解，在一级反应动力学方程中加入背景浓度项 C^* ，构成双参数一级动力学模型，常用表达式为：

$$(C_o - C^*) / (C_i - C^*) = \exp(-k_v t) \quad (4.3)$$

$$(C_o - C^*) / (C_i - C^*) = \exp(-k_A / q) \quad (4.4)$$

不论单参数还是双参数模型，在运行和设计条件改变时，都不能保持参数稳定性，于是研究者提出了三参数模型。

三参数模型可以考虑水力负荷、扩散等对 k 值变化的影响，但由于个影响因素本身不稳定性，造成三类一级动力学模型参数并不是某个固定的值，而是在一定范围内变化。

按照一级动力学，污染物的去除速率 $r [M T^{-1}]$ 为：

$$r = Q \cdot C_i (1 - \exp(-k_v t)) \quad (4.5)$$

$$r = Q \cdot C_i (1 - \exp(-k_A / q)) \quad (4.6)$$

由上式可知，去除速率随流量和进水浓度乘积（即进水污染物负荷）的增大而增大，这样在理论上不存在去除速率的界限。只要进水污染物负荷增加，去除速率可以无限增大，湿地具有无限的去除能力，这显然与实际情况不符。

4.1.4 米-门公式模型

在传统的污水处理设施和附着型生物处理系统中，可以观察到随着进水浓度的增加，反应动力学会从零级变为一级，人工湿地中的生物过程亦不例外，污染物降解基本服从米-门方程：

$$dC/dt = -k_{0,v}[C/(K+C)] \quad (4.7)$$

$$dC / dz = -k_{0,v} a \varepsilon / Q \cdot [C/(K+C)] = [-k_{0,A} / (q \cdot z)] \cdot [C/(K+C)] \quad (4.8)$$

式中： $k_{0,v}$ —零级体积速率常数， $[ML^{-3}T^{-1}]$ ；

$k_{0,A}$ —零级面积速率常数， $[ML^{-2}T^{-1}]$

K —半饱和常数， $[ML^{-3}]$ ；

Z —湿地床的长度， $[L]$ ；

ε —湿地床的孔隙率， $[L^3L^{-3}]$ ；

a —湿地的横截面面积， $[L^2]$ ；

Q —流量， $[L^3T^{-1}]$ 。

对于同一湿地，其 $k_{0,v}$ 和床体积 V 一定，其所能承受的微生物的最大数量也一定，所以其最大去除速率固定，即 $k_{0,v} V$ 。与一级动力学模型相比，Monod 动力学模型更符合微生物处理的实际情况，更适用于微生物起主导作用的污染物降解过程。

目前采用较多仍为一级动力学模型、零级动力学模型和米门-公式模型。其中一级动力学模型因其简单实用，被认为是目前描述湿地系统去污过程最合适的模型，在澳大利亚、美国和欧洲广泛使用，多用于污染物进水浓度较低的情形；当污染物进水浓度逐渐增高时，湿地系统会渐趋饱和而体现零级反应的特征，可由

为零级动力学模型描述；两者之间的过渡状态可由 Monod 模型表征，该模型假设湿地中的生物过程符合 Monod 动力学，应用该模型可避免应用一级模型时尺寸太小和应用零级模型时尺寸太大的问题，但模型参数的确定较为困难。

4.2 一级动力学模型拟合及检验

4.2.1 典型污染物动力学模型拟合

根据试验结果对动力学模型进行拟合，根据拟合结果进行模拟结果的对比。

模型假设如下：①湿地处于稳态（进出水流量和浓度不随时间变化）②污染物降解服从一级反应动力学；③水流呈理想推流态。

根据污染物沿程降解规律可知，复合潜流湿地的流态基本服从推流态，因此出水污染物的浓度可以表示如下：

$$C_0 = C_i \cdot e^{-k_t \cdot \text{HRT}} \quad (4.10)$$

式中： k_t —与 HRT 对应的，经过温度修正的污染物体积去除速率常数， d^{-1}
其它与前面公式含义相同。

对上式进行变化可得：

$$\ln(C_i/C_0) = k_t \cdot \text{HRT} \quad (4.11)$$

根据式 4.11 分别对常温和低温季节条件下复合潜流湿地的一级动力学模型进行拟合。

① COD 去除的一级动力学模型

表 4.2 COD 去除一级动力学计算表

Tab. 4.2 First order kinetics calculation of COD removal

HRT (d)	常温		低温	
	Co/Ci	ln(Co/Ci)	Co/Ci	ln(Co/Ci)
1	0.277	-1.2837	0.313	-1.1616
2	0.154	-1.8708	0.211	-1.5559
3	0.096	-2.3434	0.148	-1.9105
4	0.092	-2.3860	0.145	-1.9310
5	0.088	-2.4304	0.143	-1.9449

由监测数据所得结果见表 4.2，根据计算数据建立 $\ln(C_0/C_i)$ 与 HRT 关系，如图 4.1。

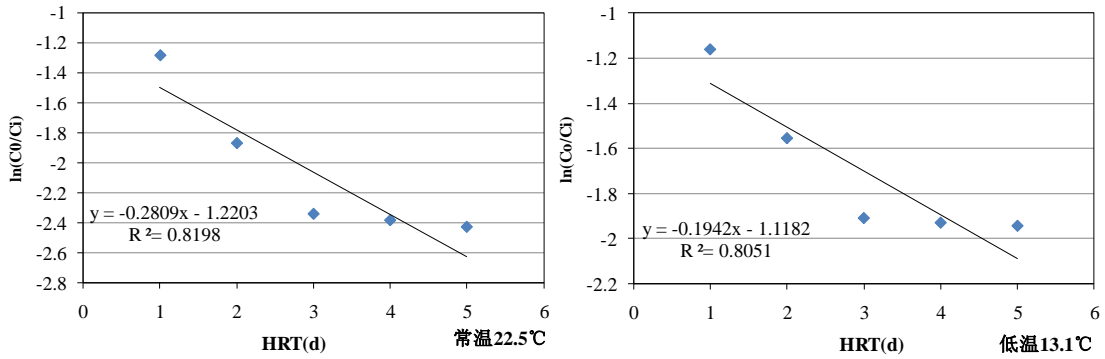


图 4.1 COD 去除 $\ln(C_i/C_o)$ 与 HRT 回归关系

Fig. 4.1 Recurrence between $\ln(C_i/C_o)$ and HRT in COD removal

由图 4.1 可知，常温季节复合潜流湿地系统对 COD 去除的一级动力学模型的拟合方程为： $\ln(C_o/C_i)=-0.2809\text{HRT}-1.2203$ ， $R^2=0.8198$ ；低温季节拟合方程为： $\ln(C_o/C_i)=-0.1942\text{HRT}-1.1182$ ， $R^2=0.8051$ 。由拟合方程可以看出，一级动力学模型可以较好的模拟复合潜流湿地对 COD 的去除规律，常温季节的拟合度更好。

② TN 去除的一级动力学模型

表 4.3 TN 去除一级动力学计算表

Tab. 4.3 First order kinetics calculation of TN removal

HRT (d)	常温		低温	
	Co/Ci	$\ln(C_o/C_i)$	Co/Ci	$\ln(C_o/C_i)$
1	0.577	-0.5499	0.765	-0.2679
2	0.482	-0.7298	0.702	-0.3538
3	0.438	-0.8255	0.671	-0.3990
4	0.463	-0.7700	0.666	-0.4065

由监测数据所得结果见表 4.3，根据计算数据建立 $\ln(C_o/C_i)$ 与 HRT 关系如图 4.2 图 4.1。由图 4.2 可知，常温季节复合潜流湿地系统对 TN 去除的一级动力学模型的拟合方程为： $\ln(C_o/C_i)=-0.0756\text{HRT}-0.5298$ ， $R^2=0.67$ ；低温季节拟合方程为： $\ln(C_o/C_i)=-0.0461\text{HRT}-0.2416$ ， $R^2=0.8734$ 。由拟合方程可以看出，一级动力学模型在 $\text{HRT}=4\text{d}$ 范围内，低温季节的拟合度更好，缩短水力停留时间，常温季节的拟合度会更好。

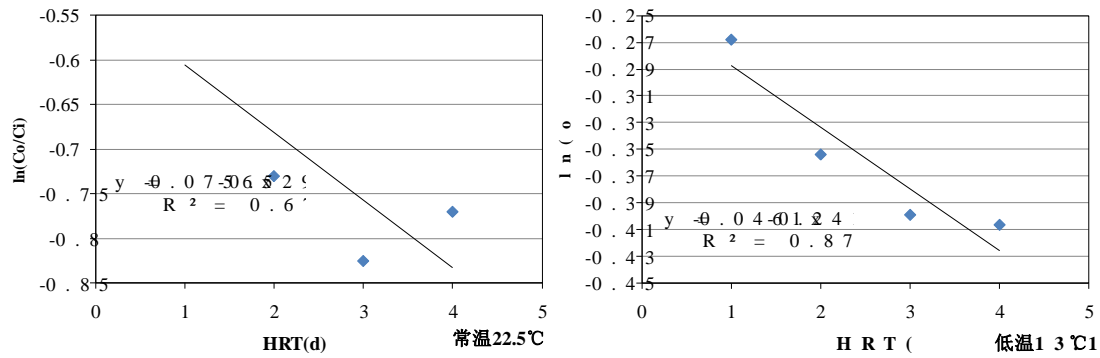


图 4.2 TN 去除 $\ln(C_i/C_o)$ 与 HRT 回归关系

Fig. 4.2 Recurrence between $\ln(C_i/C_o)$ and HRT in TN removal

③TN 去除的一级动力学模型

表 4.4 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除一级动力学计算表

Tab. 4.4 First order kinetics calculation of $\text{NH}_3\text{-N}$ removal

HRT (d)	常温		低温	
	Co/Ci	$\ln(\text{Co/Ci})$	Co/Ci	$\ln(\text{Co/Ci})$
1	0.503	-0.68717	0.703	-0.3524
2	0.461	-0.77436	0.707	-0.3467
3	0.439	-0.82326	0.715	-0.3355
4	0.445	-0.80968	0.712	-0.3397

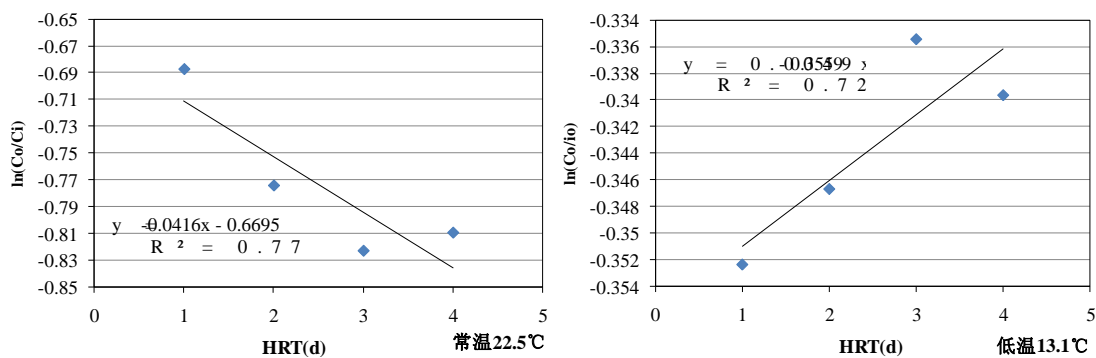


图 4.3 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除 $\ln(C_i/C_o)$ 与 HRT 回归关系

Fig. 4.3 Recurrence between $\ln(C_i/C_o)$ and HRT in $\text{NH}_3\text{-N}$ removal

$\text{NH}_3\text{-N}$ 的 $\ln(C_o/C_i)$ 与 HRT 关系如图 4.3。由图 4.3 可知，常温季节复合潜流湿地系统对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除的一级动力学模型的拟合方程为： $\ln(C_i/C_o) = -0.0416\text{HRT} - 0.6695$ ， $R^2 = 0.7715$ ；低温季节拟合方程为：

$\ln(C_i/C_o)=0.0049HRT-0.3559$, $R^2=0.7241$ 。由拟合方程可以看出, 低温季节的 NH_3-N 去除率较低, 有机氮的氨化随着停留时间的增加有上升趋势。

4.2.2 一级动力学模拟结果的检验与分析

在常温条件下, $HRT=72h$ 时, 采用一级动力学模型模拟值与实际出水值进行对比, COD 及 TN 结果情况见图 4.4 与图 4.5。

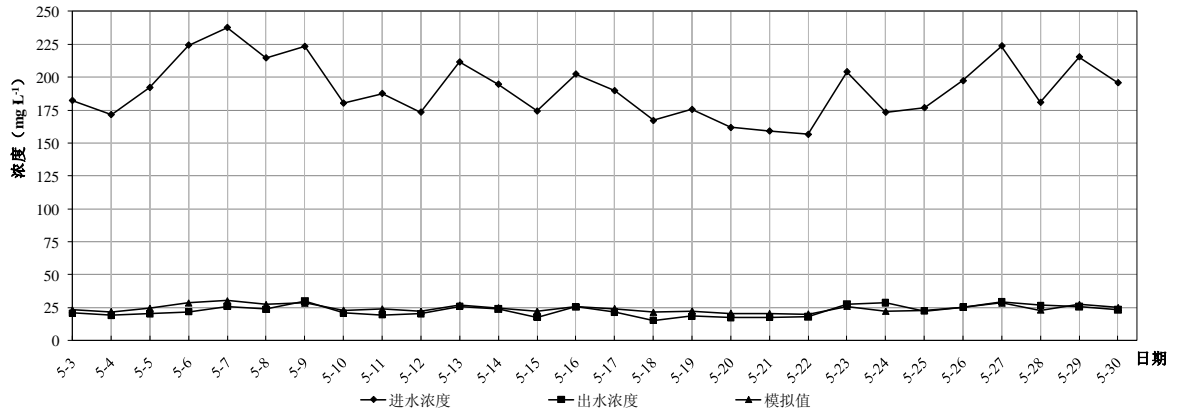


图 4.4 一级模型模拟值与实际出水 COD 值对比

Fig. 4.4 First order model simulation value and actual effluent COD value contrast

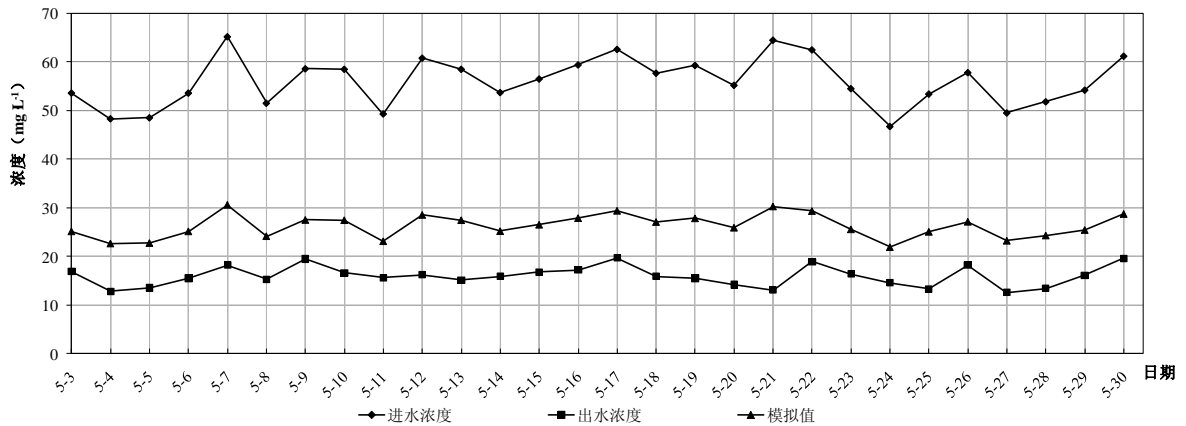


图 4.5 一级模型模拟值与实际出水 TN 值对比

Fig. 4.5 First order model simulation value and actual effluent TN value contrast

由图可见, COD 的模拟结果与实际出水较为吻合, 而 TN 存在较大差异。COD 去除率模拟值与实际值最大误差 38.8%, 最小 0.6%, 极差为 39.4%; TN 最大误差值达到 131%, 普遍在 45% 以上, 极差为 86%。分析认为是 TN 背景浓度较高, 同时在常温季节植物的吸收、 NH_3-N 挥发等各种因素导致模拟值与实际值相差较大, 由低温季节的拟合度较好也得到验证。

4.3 复合潜流湿地水力学特征及优化探讨

湿地水力学条件是湿地类型和湿地过程建立和稳定的重要条件。污水在湿地中的流动直接影响着污染物的迁移、转化和降解。人工湿地中水流在充满填料的床体中流动,同时由于负荷较低,与渗流有相似之处,但在较大颗粒的空隙中流动时雷诺数往往超过层流范围,所以其流动特征不能完全用渗流系统中的成熟理论来描述。目前国内外对湿地水力学方面的研究较少,水力学参数多属经验型成果,但由于水力学条件直接关系着污水的净化效果,对水力学参数缺乏了解,造成湿地的设计参数相差较大,净化效率也差异很大。

通过对污染物在湿地的浓度分布及 HRT、HLR 等参数的研究,加深对潜流湿地水力学特征的了解,为湿地建造提供优化的基础和依据。

4.3.1 复合潜流湿地流态特征分析

复合潜流湿地包括竖向折流段和水平侧流段。吴振斌根据化学反应器理论和原理,通过对竖向折流湿地停留时间分布的观测,认为竖向折流湿地水流形态符合离散流模型。即是返混和轴向扩散叠加的效果,包括分子扩散、涡流扩散和流速分布所产生的扩散。模型假定同一反应器轴向扩散系数不随时间和位置发生改变,仅是反应器结构、操作条件和流体性质的函数。在离散模型推导中,引入 Peclet 准数 (P_{ez}) 反应返混程度。当 $P_{ez} \rightarrow 0$ 时,扩散传递效率占主导,对流传递效率影响较小,为理想完全混合流 (CSTR),当 $P_{ez} \rightarrow \infty$ 时,扩散传递效率可忽略,对流传递效率占主导,即为理想推流式反应器 (PF)。 P_{ez} 可通过时间停留分布函数获得,表达式为:

$$\sigma_{\theta}^2 = \frac{2}{P_{ez}} - \frac{2}{P_{ez}^2} (1 - e^{-P_{ez}}) \quad (4.12)$$

确定了模型参数 P_{ez} 后,即可求得离散模型中反应器进口和出口的浓度比 C_0/C_i , 表达式为:

$$\frac{C_0}{C_i} = \frac{4a \exp\left(\frac{P_{ez}}{2}\right)}{(1+a)^2 \exp\left(\frac{aP_{ez}}{2}\right) - (1-a)^2 \exp\left(-\frac{aP_{ez}}{2}\right)} \quad (4.13)$$

式中: $a = (1 + 4k\tau / P_{ez})^{1/2}$

k ——一级不可逆反应速率常数;

C_i, C_0 ——反应器进口和出口浓度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$);

τ ——平均停留时间 (d)

通过试验验证发现预测值与实际出水浓度较为相近,说明离散模型可以较好的模拟竖向折流湿地的实际流态,试验结果中 P_{ez} 值小于 100,说明系统存在一定的返混情况。Kadlec 和 Knight 对潜流湿地的研究中得到 P_{ez} 为 (3~14),吴振斌计算的竖向折流湿地的为 (11~19)。

采用离散模型对复合潜流湿地进行计算,得到竖向折流段 P_{ez} 为(9~15)之间,水平侧流湿地为(25~40)之间,见表 4.5。由于 P_{ez} 越大,轴向扩散程度愈小,系统水流愈接近理想推流态,愈有利于系统的净化效果。可见复合潜流湿地的水平段由于导流墙的设置,大幅减少了返混现象,流态较传统湿地大有改善,这是复合潜流湿地污染区去除效果得以提高的原因之一。

表 4.5 离散模型对复合潜流湿地出水 COD 模拟

Tab.4.5 The predicted COD of effluent based on dispersed model

水力负荷	τ	P_{ez}	a	预测 C_o/C_i ,	实测 C_o/C_i ,
100	3	20	1.16	0.18	0.13
150	2	45	1.05	0.30	0.24

4.3.2 复合潜流湿地水力条件的设计与控制

人工湿地设计中水力条件的控制十分重要,关系到植物功能的发挥和基质容积的利用率问题。水力条件的设计和控制基本准则是在床体基质中形成良好的物理条件和生化条件,达到充分利用基质容积、提高系统除污率的目的。

①浸润线问题

对于无压渗流,重力水的自由表面成为浸润线,在渗流空间较大时可视为平面渗流,浸润面的剖面为浸润线。对于潜流湿地而言,床面坡度和浸润线坡度的关系决定了基质体积的有效利用和植物根系发育和,从而影响物化条件和去除效率。下面分现行渗流和非线性渗流两种情况进行讨论。

1) 线性渗流

在基质铺设满足线性渗透条件时,可用达西定律描述:

$$Q = -AK_s \frac{dh}{dx} \quad (4.14)$$

式中, Q —流量;

A —过水断面;

K_s —渗透系数;

h —水头;

x —流程;

在湿地设计中,根据参数的不同情况,推算不同的浸润线形式,建造与之相应的基质表面以形成良好的浸润条件。

(1) 不透水底层, Q 及 K_s 为常数,底板坡度 $J=0$,床宽为常数 W ,则有式 4.14 可以推导出:

$$Q = -hWK_s \frac{dh}{dx} \quad (4.15)$$

积分可得：

$$h^2 = (-2Q/WK_s) X + C \quad (4.16)$$

假设进水口水位为 h_i ，出水口为 h_0 ，则有：

$$h^2 = h_0^2 + (2Q/WK_s) (L - X) \quad (4.17)$$

对于不同的进水口水位 h_i ，应满足以下限制条件：

$$h_0^2 \leq h_i^2 - 2Q/WK_s \quad (4.18)$$

若使基质表面获得最大的利用，式 4.18 两端应相等，此时基质面坡度为：

$$S = [h_i - \sqrt{h_i^2 - (2QL/WK_s)}] / L \quad (4.19)$$

若根据水面坡度设计基质面坡度，则在进口一端基质厚度过大，植物根系难以到达，底层处于厌氧状态，对污染物的降解不利。由式 4.17 可知， K_s 越小，水面坡度越大，较小的粒径对应较小的 K_s ，因此粒径大小与处理效果和基质面坡度相关。

(2) 不透水底层， Q 及 K_s 为常数，底板坡度 $J \neq 0$ ，床宽为常数 W ，则有式 4.14 可以推导出：

$$Q = -(h + Jx) WK_s \cdot dh/dx \quad (4.20)$$

根据边界条件 $x=L$ ， $h=h_0$ 可得：

$$X = -\frac{h}{J} + \frac{Q}{JWK_s} + (L + \frac{h_0}{J} - \frac{Q}{JWK_s}) \exp\left[-\frac{JWK_s(h-h_0)}{Q}\right] \quad (4.21)$$

在 $J > 0$ 时，由式 4.21 可推导出降水曲线和壅水曲线，而壅水曲线在水平潜流湿地设计需要避免，否者会形成表面流。理想状态为造成均匀渗流，从而使底坡，基质表面线和水面线形成平行线，最有效的利用基质体积和形成良好的植物根系浸润条件，此时方程 4.20 变为

$$Q = h_m WK_s \cdot J \quad (4.22)$$

在湿地设计中， Q 为已知数，正常 h_m 根据植物根系深度选择。

(3) 人工湿地需要因地制宜的布置和建造，因此宽度会随长度呈线性变化，假设变化系数为 β ，此时 $W = W_0 + \beta x$ ，由式 4.14 可得：

$$Q = -h (W_0 + \beta x) K_s \cdot dh/dx \quad (4.23)$$

根据边界条件 $x=L$ ， $h=h_0$ 可得：

$$h^2 = h_0^2 + \{2Q/K_s \beta \ln[(\beta L + W_0) / (W_0 + \beta x)]\} \quad (4.24)$$

当 $\beta > 0$ 时，宽度逐渐展开，水面线趋于平缓，水力条件比较有利；当 $\beta < 0$ 时，宽度逐渐缩小，水面线趋于变大，出现壅水现象；在实际工程设计中，要对湿地形状合理布置。

(4) 湿地运行初期，渗透系数在空间上均匀，随着时间的推移，由于生物膜和植物根系的发育，进口附近的沉积物逐渐积累和拥堵，或导致渗透系数的不均

性, 此时 $K_s = K_0 e^{ax}$, 代入式 4.14 可得:

$$Q = -hW K_0 e^{ax} \cdot dh/dx \quad (4.25)$$

根据边界条件 $x=L$, $h=h_0$ 可得:

$$h^2 = h_0^2 + (2Q/aWK_0)(e^{-ax} - e^{-aL}) \quad (4.26)$$

当 $a > 0$ 时, 水面线进口段下降严重, 当 $a < 0$ 时, 水面线出口段下降严重; 对削弱湿地有效容积。人工湿地实际运行时, 一般会导致 $a > 0$, 为了抵消这种作用, 要合理进行湿地基质的级配选择, 在长度和深度方向合理搭配。

(5) 若湿地床的池壁防渗效果较差, 会有水量的渗入或者渗出, 假设进入或流出湿地的水量沿程线性变化, 此时有 $Q = Q_0 (1 + \gamma x)$, 代入式 4.14 可得:

$$Q_0 (1 + \gamma x) = -hW K_0 e^{ax} \cdot dh/dx \quad (4.27)$$

根据边界条件 $x=L$, $h=h_0$ 可得:

$$h^2 = h_0^2 + 2Q_0[L - x + \gamma/2(L^2 - x^2)]/WK_s \quad (4.28)$$

当 $\gamma > 0$ 时, 沿程水量增大, 水面线陡峭, 流速加大, HRT 缩短; 当 $\gamma < 0$ 时, 沿程水量减小, 水面线变缓, 流速减小, HRT 增加。为防止实际情况偏离设计, 在湿地建造时要做好池体防渗, 同时在设计中考虑降水量和蒸发量的影响。

情况 (1) ~ (5) 的可以归一化为

$$Q(x) = -A(h, x) K_s(h, x) dh/dx \quad (4.29)$$

由于上述公式的推导基础为达西渗流公式, 因此要求湿地中水流形态要基本符合达西定律的使用条件, 即基质孔隙率不能过大, 否则流态进入紊流, 达西公式不适合, 即非线性渗流问题。

2) 非线性渗流

当雷诺数 (Re) 超过 10 时, 渗流为非线性, 不能使用达西公式来描述, 而要用 Ergun 公式来描述:

$$-\rho g \left(\frac{dh}{dx} \right) = 150 \{ [\mu(1-n)^2] D^2 n^3 \} \mu + 1.75 \left[\frac{\rho(1-n)}{Dn^3} \right] \mu^2 \quad (4.30)$$

$$\text{令: } K_s = \frac{1}{150} \rho g D^2 n^3 / \mu (1-n)^2$$

$$K_t = \frac{1}{1.75} g D n^3 / (1-n)$$

则式 4.30 可以变化为:

$$-\frac{dh}{dx} = \frac{Q}{K_s W h} + \frac{1}{K_t} Q^2 / W^2 h^2 \quad (4.31)$$

对上式可根据边界条件 $x=L$, $h=h_0$ 进行求解。结果表明, 由非线性渗流决定的水面线坡度要大于相同条件下的线性渗流。

②潜流湿地最优水力设计

根据一级动力学反应方程:

$$C_i/C_o = e^{-kt}$$

对于潜流湿地，停留时间：

$$t = \varepsilon LWH/Q$$

式中， ε — 基质孔隙率；

其它参数含义同前。

若以 η 表示去除效率，则有

$$\eta = 1 - C_i/C_o = 1 - \exp(-k\varepsilon LWH/Q) \quad (4.32)$$

将 $Q = WHK_sJ$ 带入式 4.32，则有

$$\eta = 1 - \exp(-k\varepsilon L/K_sJ) \quad (4.33)$$

对上式进行变化，则有

$$\ln(1 - \eta) = -k\varepsilon L / (K_sJ) \quad (4.34)$$

由于 K_s 与 ε 成正比，而 J 与 ε 成反比，由式 4.34 可知， ε 在一定范围增加，可能会起到提高去除率，减少占地面积，或者增加处理水量。

在潜流湿地设计中，一旦介质选定，其渗透系数 K_s 可选用经验数据或者达西渗透装置试验室测定，去除率 η 是设计期望值，也可视为定值，不同湿地的去除速率常数 k 具有经验范围。因此式 4.34 可简化为：

$$k' = \varepsilon L/J \quad (4.35)$$

$$\text{其中 } k' = \frac{\ln \frac{1}{1-\eta}}{k} K_s$$

已知 $J = \Delta h/L$ ，带入式 4.35，则有：

$$k' = \varepsilon L^2/\Delta h \quad (4.36)$$

因此，湿地设计时，在选定基质和污染物去除率期望值的情况下，可根据式 4.36，结合场地情况和边界条件进行试算，以取得最优水力条件。

但是，公式中各变量都可以在一定范围内变化，具有较大的可变域，为方便应用，针对不同湿地进行最优水力设计条件的计算图或计算表的绘制是研究方向之一。

5 复合潜流湿地与生物接触氧化组合工艺试验研究

改进的复合潜流人工湿地对污染物具有较好的去除效果，常温季节出水水质基本达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》（GB18918-2002）一级 B 标准排放要求。但由于低温对硝化菌和反硝化菌生长的强烈抑制^{[105][106][107]}，COD、TP 和 SS 等污染物可以达到（GB18918-2002）一级 B 排放标准，但 TN 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 出水浓度却不能达标；同时由试验结果可以看出，复合潜流湿地在常温和低温季节的对 TN 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除率一般在 65% 以下，若进水 TN 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度过高，即使常温条件下其出水水质也存在超标可能性。因此考虑采用复合潜流湿地与生物接触氧化联合处理污水，利用生物接触氧化受温度影响小，容积负荷率高等优点，在水温较低或者进水污染物浓度较高时，启动生物接触氧化池，加强氮的去除效率，保证出水达标。

5.1 试验设计

复合潜流湿地对氮的去除不能达标主要有两方面原因：（1）进水氮浓度较高（ $\text{TN}>60\text{mg L}^{-1}$ ， $\text{NH}_3\text{-N}>40\text{mg L}^{-1}$ ）导致。由试验结果可知，复合潜流湿地对氮去除率一般在 65% 以下，而（GB18918-2002）一级 B 标准 TN 及 $\text{NH}_3\text{-N}$ 排放指标为 20mg L^{-1} 及 $8(15)\text{mg L}^{-1}$ 。（2）平均水温较低导致氮的去除率大幅降低。据 Werker 研究，温度 10°C 左右，硝化速率受到抑制，温度 $<6^\circ\text{C}$ 时，硝化速率迅速降到零。复合潜流湿地试验结果表明，低温条件下 TN 及 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率比常温要下降（20~30）%，即低温条件下氮去除率一般在 35% 以下，即使进水浓度较低，出水也难以达标。因此提出采用生物接触氧化池的前置和生物接触氧化后置工艺。

5.1.1 生物接触氧化+复合潜流湿地工艺

适用条件：进水 TN 及 $\text{NH}_3\text{-N}$ 污染物浓度较高， $\text{TN}>60\text{mg L}^{-1}$ ， $\text{NH}_3\text{-N}>40\text{mg L}^{-1}$ 。

技术原理：利用生物接触氧化进行氨氮硝化，同时降解部分溶解性 COD，降低复合潜流湿地氮负荷率，保证出水达标。资料研究表明，由于溶解性 COD 降解时对氧的竞争能力强，在 COD 浓度较高时对氨氮硝化产生抑制作用。通过生物接触氧化前置工艺，不但可以加强氨氮硝化，而且可以降低溶解性 COD 浓度，降低对后续硝化作用的抑制。

工艺流程：污水在生物接触氧化池进行硝化和 COD 的降解，然后进入复合潜流湿地通过硝化/反硝化完成氮的去除，同时对 COD 进行降解和截留。由于 COD 在接触氧化池和湿地中的去除，反硝化过程可能存在碳源不足问题，此时需采取多点进水或者出水回流增加碳源，见图 5.1。该工艺可视进水浓度变化间歇或连续

运行生物接触氧化部分。

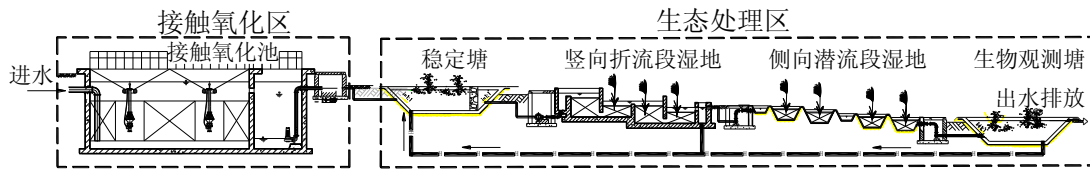


图 5.1 生物接触氧化前置工艺示意图

Fig. 5.1 Flow chart of pre-nitrification

5.1.2 复合潜流湿地+生物接触氧化工艺

适用条件：进水污染物浓度较低， $TN \leq 60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ， $\text{NH}_3\text{-N} \leq 40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ，但水温较低，平均 10°C 以下。

技术原理：未达标的湿地出水回流至生物接触氧化池，在生物接触氧化池进行氧化，将氧化出水回流至湿地前端或中部，不但可以提高氨氮转化率，同时提高了 DO 含量，因此不但可以提高氮的去除率，还可以改善其它污染物去除效果。

工艺流程：污水首先在湿地去除部分污染物，出水进入生物接触氧化池进行氧化，然后回流至复合潜流湿地前端或中部，通过湿地的进一步处理，达到污水的达标排放，见图 5.2。该工艺的生物接触氧化部分仅在水温较低季节启动，可以根据出水水质状况确定回流比大小。

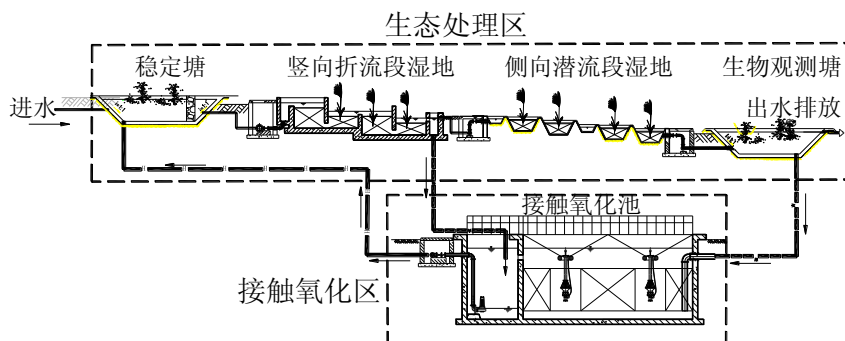


图 5.2 生物接触氧化后置工艺示意图

Fig. 5.2 Flow chart of post-nitrification

5.2 组合工艺的启动试验

5.2.1 生物接触氧化池启动

①启动方法

反应器启动有两种：自然挂膜和接种挂膜。自然挂膜所形成的生物膜抗冲击负荷的能力强且有利于异养菌在填料上的附着生长；接种挂膜因引入较高浓度的接种污泥，有利于硝化菌的接种生长和快速提高反应器的负荷，本试验采用接种挂膜方式启动，提高启动速度。

启动过程：首先向池中投入取自污水处理厂的污泥；采用间歇进水，闷曝 8h 后，停止曝气，控制接触池内 DO 约 $(2\sim3) \text{ mg L}^{-1}$ ，然后沉淀 1h，排出上清液，每天 2 次，共进行 3 天；然后采用连续进出水连续曝气，逐渐增大流量，直到 $\text{HLR}=0.125\text{m}^3/\text{m}^2 \text{ h}$ ，溶解氧 DO 控制在 $(2\sim3) \text{ mg L}^{-1}$ ，每天测定进出水 COD 浓度，每 3 天取 1 次填料上生物膜作镜检。

②试验结果及分析

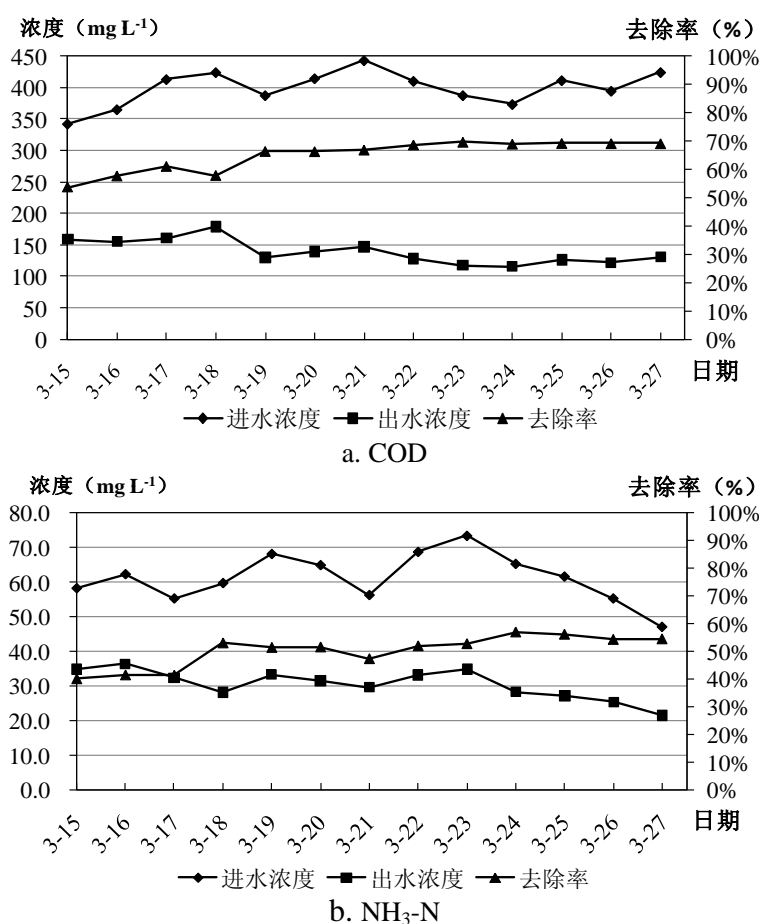


图 5.3 启动期生物接触氧化池 COD 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除效果

Fig. 5.3 COD& $\text{NH}_3\text{-N}$ removal performance during start-up of BCO tank

启动过程持续 2 周，在此期间测定了进出水 COD 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的变化情况，具体如图 5.3 所示。从图 5.3 可知，当进水 COD 值在 $(287\sim456) \text{ mg L}^{-1}$ 范围内变化时，出水 COD 启动前期在 $(150\sim200) \text{ mg L}^{-1}$ 变化，随进水 COD 波动；后期在 $(100\sim150) \text{ mg L}^{-1}$ 变化，逐步降低，同时去除率逐渐稳定上升，启动结束时维持

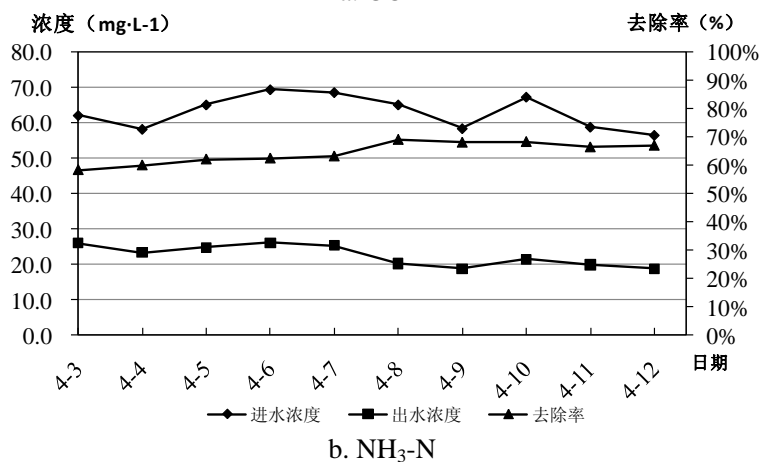
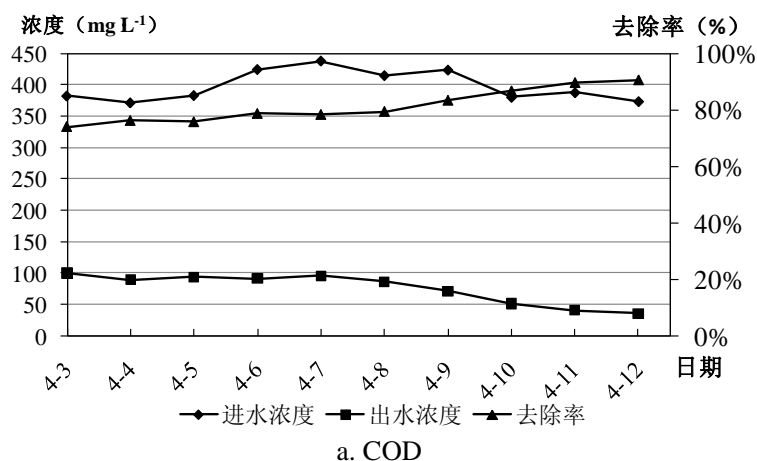
在约 70%；进水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 值在 $(46.9\sim73.5) \text{ mg L}^{-1}$ 范围内变化时，出水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 启动前期进水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 波动；后期逐步降低，去除率逐渐稳定上升，启动结束时去除率维持在 50% 左右。查阅相关资料对比分析可知，生物接触氧化池启动成功。

③生物膜的生长情况

经过 (9~11) d 运行后，可以明显观察到生物接触池内填料表面及反应器内壁附着了一层浅褐色的生物膜，此后每三天取生物接触氧化池填料上生物膜镜检。取出少量生物膜在光电显微镜下观察，可以观察到有草履虫、钟虫、累枝虫等原生动物，微生物浓度及活性很高，这说明生物膜已经比较成熟，挂膜成功。

5.2.2 组合工艺的过渡性试验

在生物接触氧化池启动成功后，与人工湿地串联起来，先进行生物接触氧化前置试验研究。原水首先进入接触氧化池，其出水作为湿地系统的进水，进行过渡性试验，持续时间为 10 天。生物接触氧化池设计水力负荷率控制在 $0.125 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ h}$ ，气水比为 15:1，以 COD、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、SS 和 TP 作为检测指标。图 5.4 反映的是组合工艺在启动期污染物去除情况。



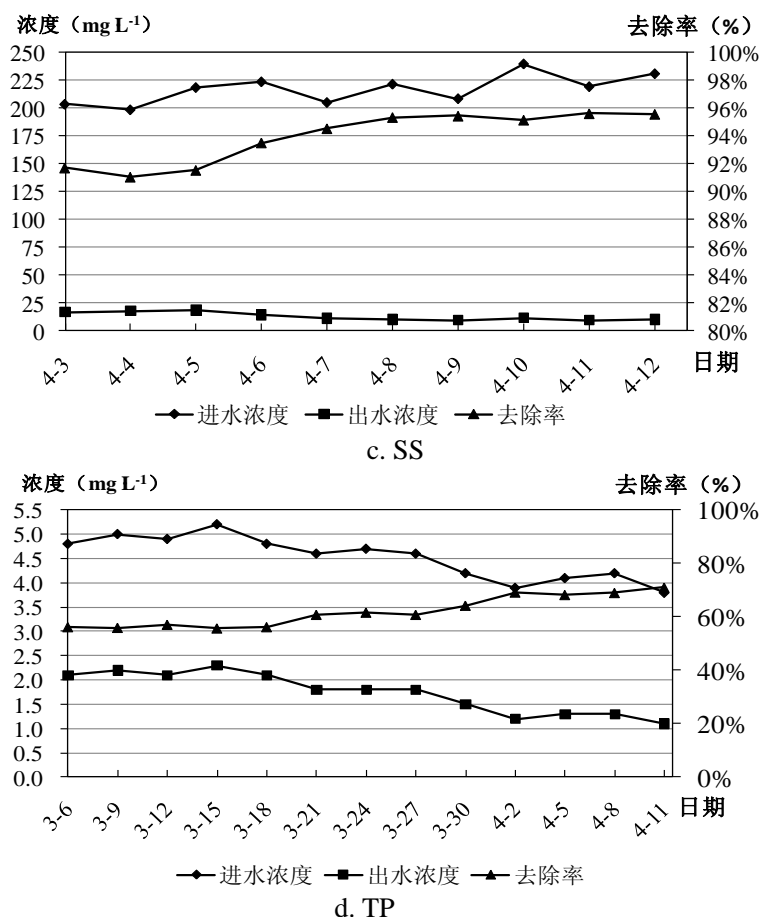


图 5.4 启动期组合工艺污染物去除效果

Fig. 5.4 pollutants removal performance during start-up of the combination process

由图 5.4 可知, 在进水 COD 值在 (368~437) mg L^{-1} 范围内波动的情况下, 组合工艺的出水 COD 值渐趋稳定, 最终保持在 50mg L^{-1} 以下, COD 去除率逐渐提高, 后期较稳定, 保持在接近 90% 的水平。在进水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 值在 (56.5~69.4) mg L^{-1} 内波动的情况下, 组合工艺的去 除效果较好, 在进水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度不稳定情况下, 去除率逐渐增加, 最终保持在 60% 以上。说明生物接触氧化池和人工湿地串联形成的组合工艺在进行 10 天过渡试验后, 对高浓度污染物去除基本稳定, 可以进行正常工况试验。

5.3 生物接触氧化+复合潜流湿地工艺试验

进水主要污染物 COD、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TN 和 TP 平均浓度分别为 373.0mg L^{-1} 、 59.1mg L^{-1} 、 68.3mg L^{-1} 和 5.4mg L^{-1} ; 试验期间低温季节平均水温 ($12.6\sim14.9$) $^{\circ}\text{C}$, 常温季节平均水温 ($15.4\sim23.1$) $^{\circ}\text{C}$ 。影响生物接触氧化处理效果的水力因素主要有污水与填料的接触时间、填料的容积负荷率、气水比三方面, 其中以气水比对污染

物去除影响最为复杂,控制生物接触氧化池进水负荷率为 $0.125\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$,进行常温和低温季节气水比分别为 18:1、15:1、12:1 和 9:1 四个工况的试验研究。常温季节监测 COD、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TN、TP 和 SS 指标;由于 TP 和 SS 受温度影响较小,低温季节仅监测 COD、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TN 的去除效果。

5.3.1 不同温度及气水比条件下 COD 去除效能分析

采用生物接触氧化前置工艺处理高污染物浓度生活污水,常温和低温季节不同气水比条件下的 COD 处理效果见图 5.5。

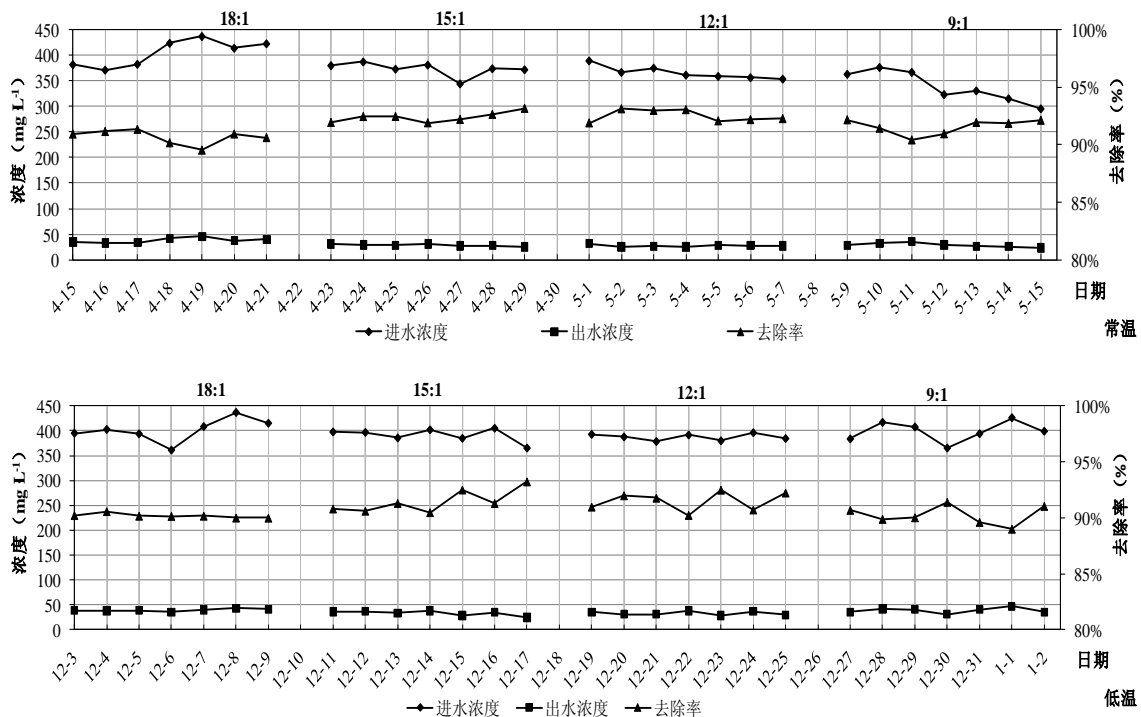
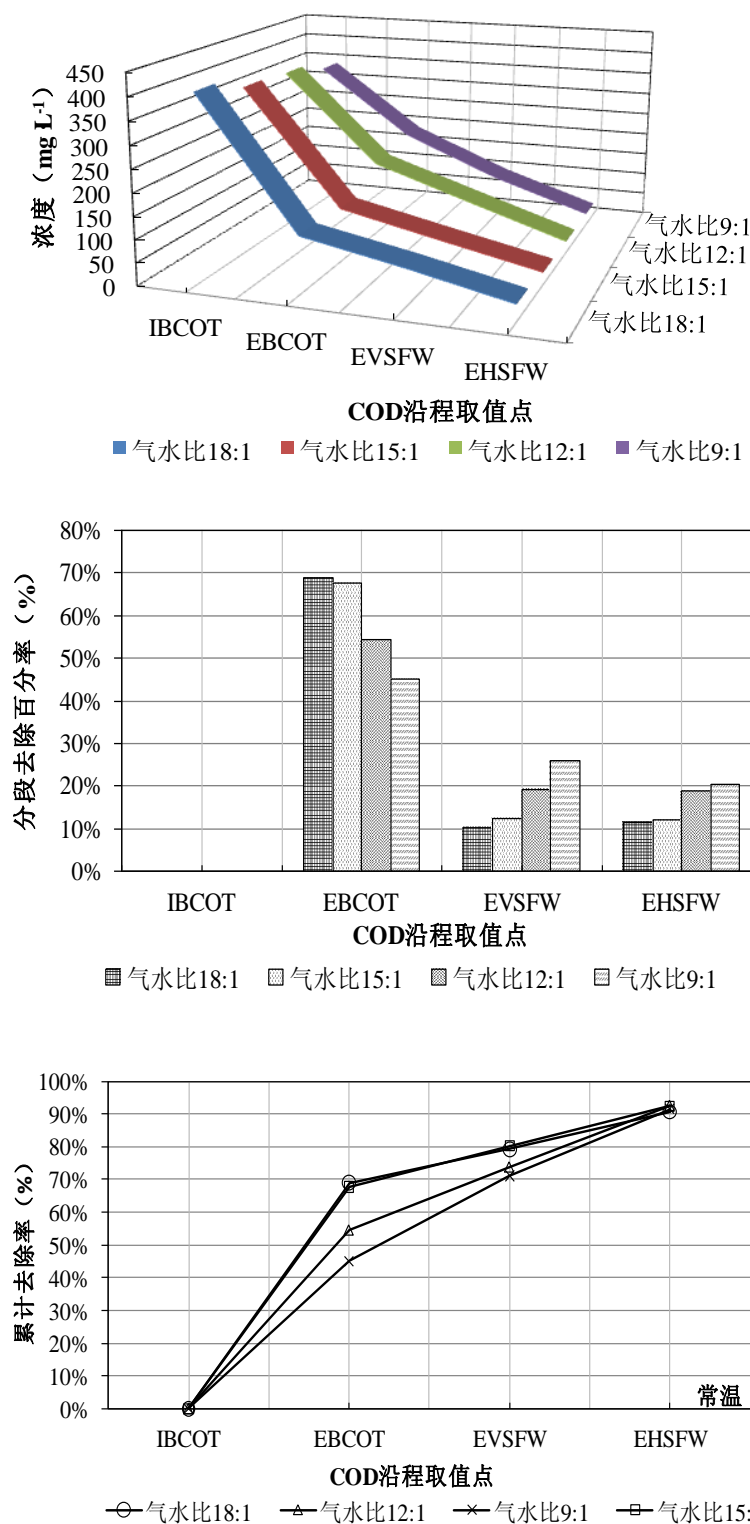


图 5.5 不同气水比条件下组合工艺 COD 去除效果图

Fig. 5.5 COD removal performance under different aeration ratio

由图 5.5 可知,当进水 COD 浓度在 $(295.6\sim 437.4)\text{mg L}^{-1}$ 的范围内变化时(均值为 373mg L^{-1}),出水 COD 浓度在不超过 50mg L^{-1} ,均值为 35mg L^{-1} ,达到 GB18918-2002 一级 A 标准;常温和低温季节 COD 平均去除率均在 90%左右,常温季节比低温季节高出约(2~5)个百分点,水温对 COD 去除效果的影响不明显;气水比变化对 COD 去除率影响亦不显著,在气水比相对较低时,随着气水比的升高,COD 的去除率略有升高,当气水比由 9:1 增大至 15:1,COD 平均去除率由 90% 上升至 92%。试验发现,当气水比过大时会导致 COD 去除率下降,因为气水比过大时会形成强烈的紊动水流,对接触氧化池内的生物膜具有较强的剪切和冲击力,造成生物膜的脱落,导致进入湿地的 COD 浓度较高,从而造成去除率的下降。因

此, 采用生物接触氧化前置工艺去除 COD 不宜采用过大气水比, 稳定出水水质, 降低运行能耗。不同气水比条件下 COD 在组合工艺不同基质区域浓度和沿程去除率变化情况见图 5.6。



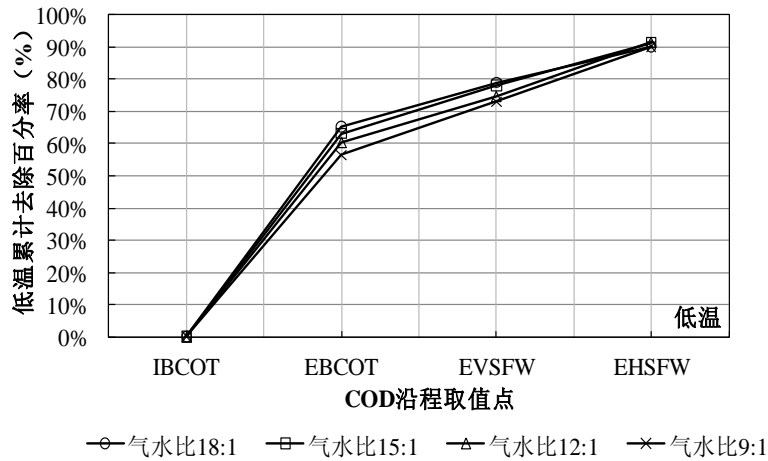


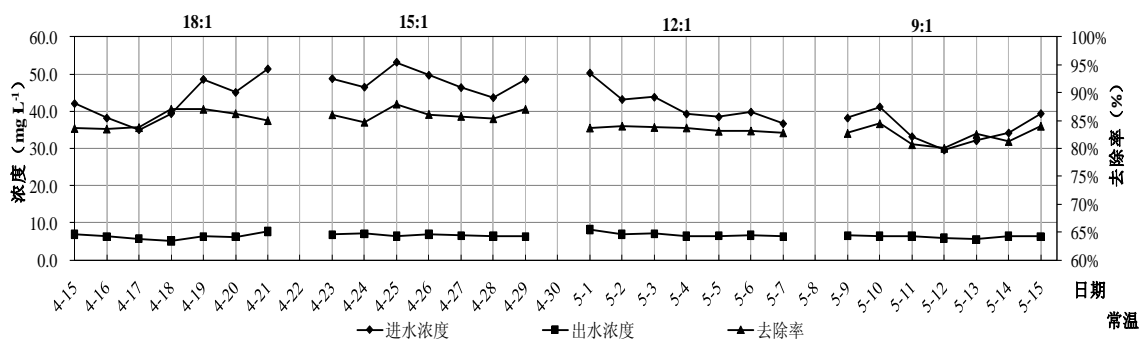
图 5.6 不同气水比及温度条件下 COD 均值沿程变化

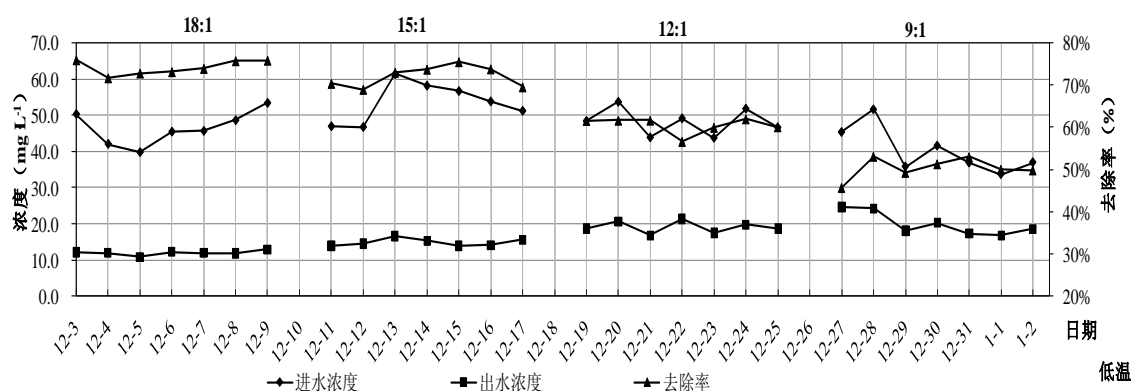
Fig. 5.6 The average of TN change under different aeration ratio and temperature

图中取样点 IBCOTE 指生物接触氧化池的进水口, EBOCT 指生物接触氧化池的出水口也是垂直流湿地床的进水口处, EVSFW 是垂直流湿地床的出水口处也是侧流式湿地床的进水口处, EHSFW 是侧流式湿地床的出水口处。

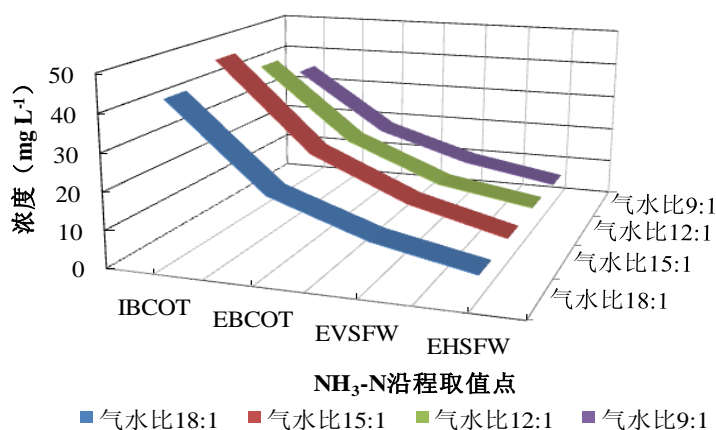
从图 5.6 可知, 沿程 COD 浓度逐渐降低, 接触氧化池内对 COD 去除贡献率最大, 侧流式水平湿地床与垂直流湿地床去除贡献率相差不大, 表明在低浓度进水 COD 情况下, 复合湿地床各段优势表现不明显。不同气水比条件下 COD 浓度及沿程变化规律基本一致, 说明气水比对 COD 去除不是限制因素; 常温 and 低温去除率数据表明, 温度对 COD 去除影响较小。

5.3.2 不同温度及气水比条件下 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除效能分析



图 5.7 不同气水比条件下组合工艺 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除效果Fig. 5.7 $\text{NH}_3\text{-N}$ removal performances under different aeration ratio

由图 5.7 可知, 进水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度在 $(40.9\sim 72.3) \text{ mg L}^{-1}$ 范围内波动, 均值为 59.1 mg L^{-1} , 较常规生活污水浓度要高, 出水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度常温季节小于 8 mg L^{-1} , 平均去除率在 80% 以上; 低温季节出水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 在 $(10\sim 20) \text{ mg L}^{-1}$ 之间, 随着气水比的增加, 出水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度大幅降低, 当气水比由 9:1 增大至 18:1 时, $\text{NH}_3\text{-N}$ 平均去除率由 50% 上升至 70%, 出水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度由 20 mg L^{-1} 降至 10 mg L^{-1} 基本满足 GB18198-2002 一级 B 标准水质要求, 温度及气水比对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除影响显著。比较发现, 和单独采用复合潜流湿地相比, 组合工艺低温季节 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率大幅上升, 说明 DO 含量湿地去除 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的重要制约因素, 接触氧化池曝气时 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的吹脱挥发对组合工艺 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除具有一定贡献。



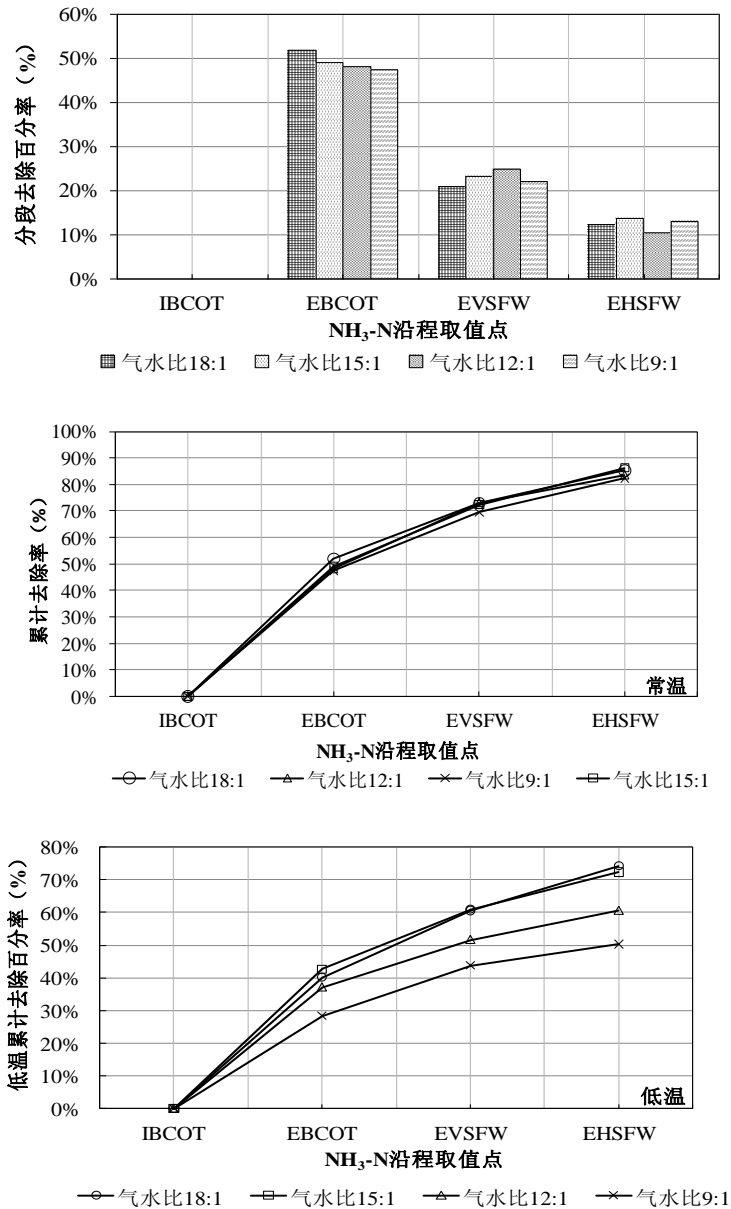
图 5.8 不同气水比条件下 $\text{NH}_3\text{-N}$ 均值沿程变化Fig. 5.8 The average of $\text{NH}_3\text{-N}$ change under different aeration ratio

图 5.8 反映的是不同温度和气水比条件下组合工艺 $\text{NH}_3\text{-N}$ 均值沿程变化的情况。由图 5.9 可知, $\text{NH}_3\text{-N}$ 在生物接触氧化池内的去除率较高, 平均超过 50%, 是组合工艺对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的处理效果较好的关键; 图 5.8 同样表明温度和气水比对组合工艺对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除影响明显, 较高的气水比可增强污水溶氧, 促进湿地对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 处理效果的提高。

在试验中发现以下情况会导致 $\text{NH}_3\text{-N}$ 处理效果下降: (1) 短流现象 生物接触氧化池的组合式填料会引起短流的形成, 使得较高浓度的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 水对湿地系统形成负荷冲击; (2) 停留时间短 由于进水 COD 较高, 异养菌在与自养硝化细菌的

竞争中占有优势，若停留时间较短，虽然 DO 充足，接触氧化池内硝化细菌难以形成优势菌种，抑制硝化作用，同时会导致生物接触氧化池出水 COD 较高影响湿地系统硝化效果。

5.3.3 不同温度及气水比条件下 TN 去除效能分析

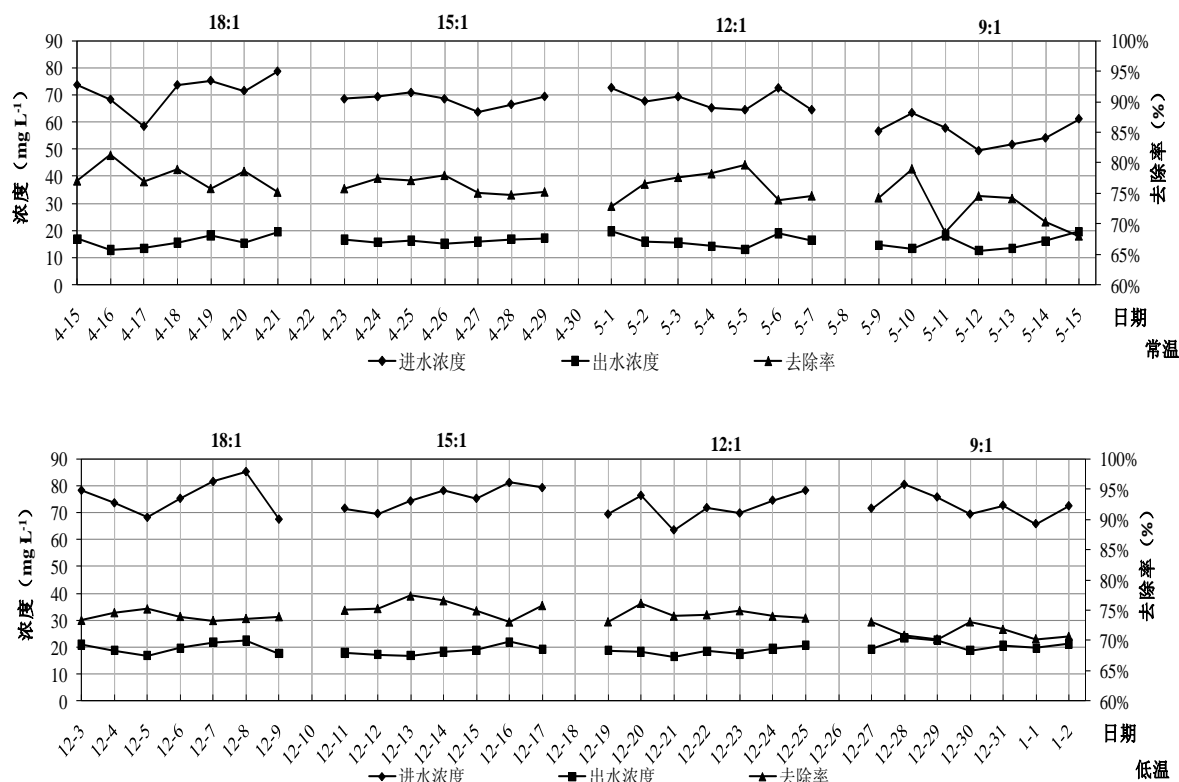
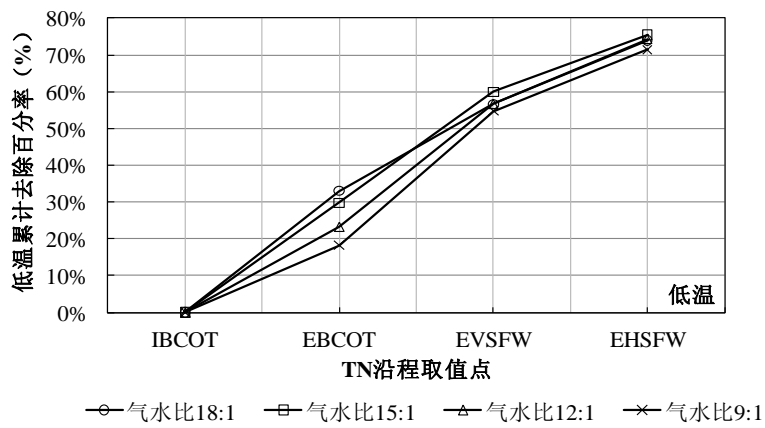
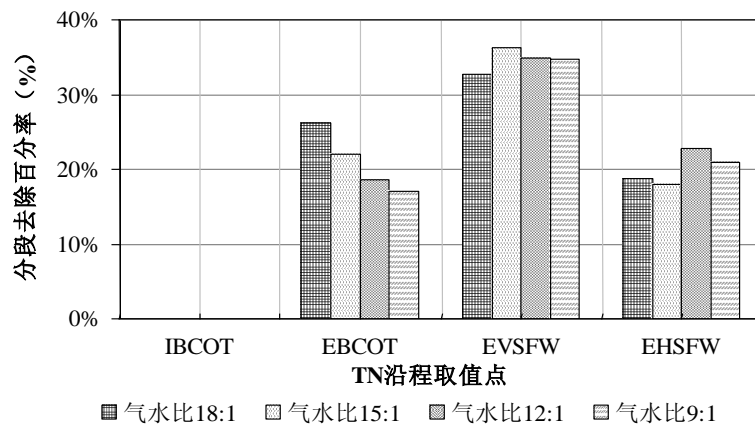
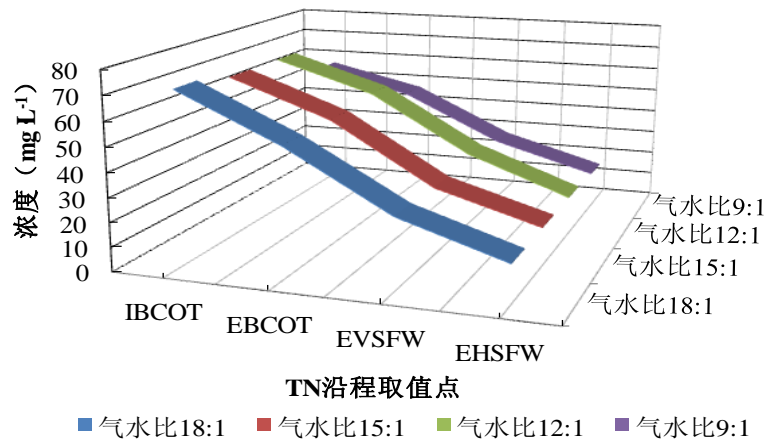


图 5.9 不同气水比条件下组合工艺 TN 去除效果图

Fig. 5.9 TN removal performances under different aeration ratio

由图 5.9 可知，进水 TN 浓度在 $(50.3\sim81.6)$ mg L^{-1} 范围内波动，均值为 68.3mg L^{-1} ，出水 TN 浓度常温季节小于 20mg L^{-1} ，平均去除率在 70% 以上；低温季节出水 TN 在 $(18\sim25)$ mg L^{-1} 之间，随着气水比的增加，出水 TN 浓度基本可稳定在 20mg L^{-1} 以下，满足 GB18918-2002 一级 B 标准水质要求。

气水比在对 TN 去除效果影响不大，气水比由 9:1 增大至 18:1 时，常温季节 TN 平均去除率由 75% 上升至 80%，低温季节由 70% 上升至 75%。分析组合工艺及复合潜流湿地在常低温季节的对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TN 去除的规律可发现，接触氧化对 TN 去除效能提高的贡献仅在于 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的挥发、生物膜的同化作用，而生物膜对氮素的硝化/反硝化去除作用有限。



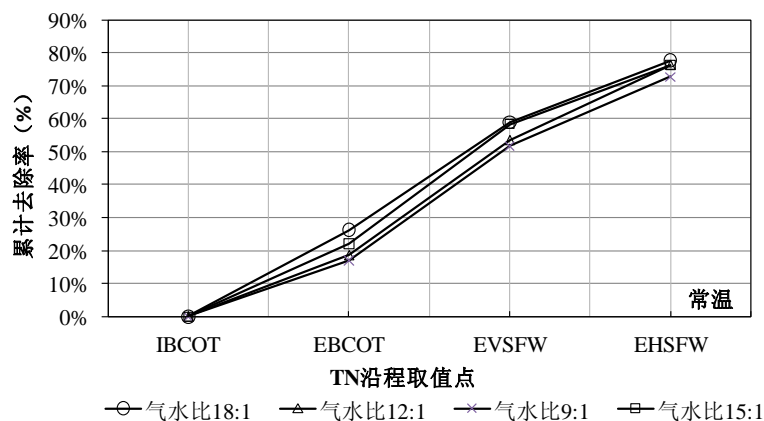


图 5.10 不同气水比条件下 TN 均值沿程变化

Fig. 5.10 The average of TN change under different aeration ratio

由图 5.10 可知, 接触氧化段对 TN 去除能力贡献率较低, 尤其是在气水比较小时。由于进水 COD 浓度较高, 在气水比较大时, 异养菌在竞争中占据绝对优势, 硝化/反硝化作用十分微弱, 但是 TN 的去除率随着气水比增大有所上升, 进一步表明组合工艺接触氧化段对 TN 的去除主要为有机氮的氨化吹脱及微生物的同化作用。

5.3.4 不同气水比条件下 TP 去除规律

由复合潜流湿地试验研究结论可知, 温度对 TP 去除效率的影响较小。因此, 仅对常温时不同气水比条件下的去除规律进行试验研究。

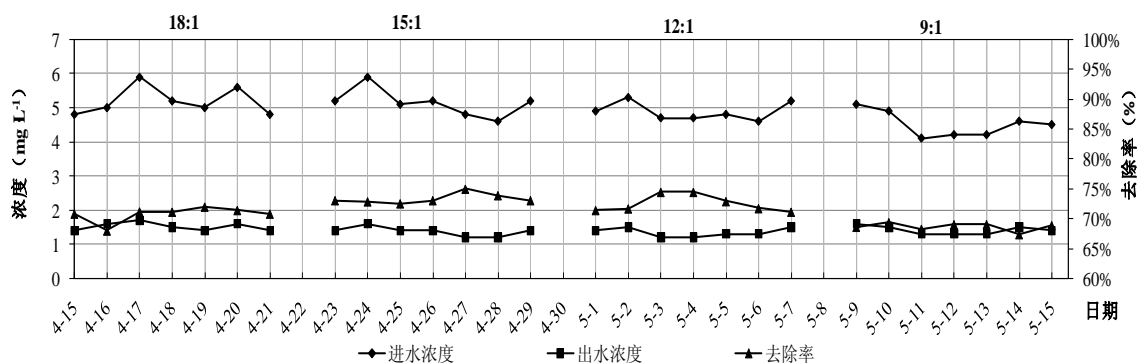


图 5.11 不同气水比条件下组合工艺 TP 去除效果图

Fig. 5.11 TP removal performances under different aeration ratio

从图 5.11 中可知, 进水 TP 浓度在(4.1~6.0) mg L^{-1} 范围内波动, 均值为 5.2mg L^{-1} , 组合工艺出水 TP 浓度在(1.0~2.0) mg L^{-1} 范围内变化, 均值为 1.45mg L^{-1} , 组合工艺 TP 平均去除率为 73.5%; 图中显示在进水 TP 浓度变化不大时组合工艺 TP 的去除率与气水比没有大的关联, 气水比为 18:1、15:1 和 12:1 时的去除率基本相等, 主

要原因是在磷在生物接触氧化池内的去除率很低，对总的去除率影响较小。TP 的去除主要靠湿地物理作用去除，图 5.12 是不同气水比条件下 TP 均值沿程变化及分析情况。

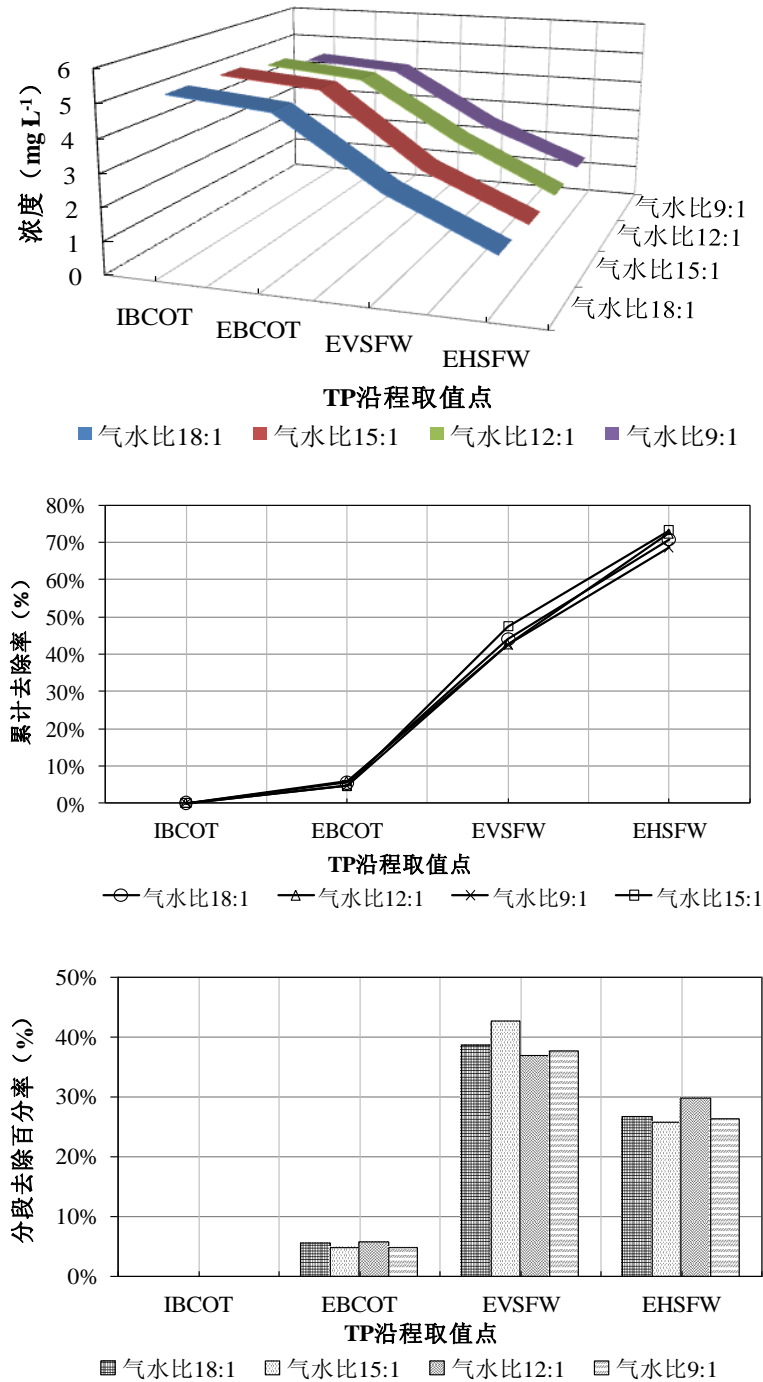


图 5.12 不同气水比条件下 TP 均值沿程变化

Fig. 5.12 The average of TP change under different aeration ratio

由于生物接触氧化池内溶解氧浓度较高，聚磷菌释磷环境不佳，而较短的停

留时间导致生物除磷效果有限，均值在 5% 左右；磷的去除还是主要依靠湿地系统去除，湿地系统 TP 去除率大约为 70%，但在磷浓度较高时，仍不能达标。

5.3.5 不同气水比条件下 SS 去除规律

组合工艺连续运行时，低温条件下不同气水比条件下 SS 的变化情况如图 5.13 所示。

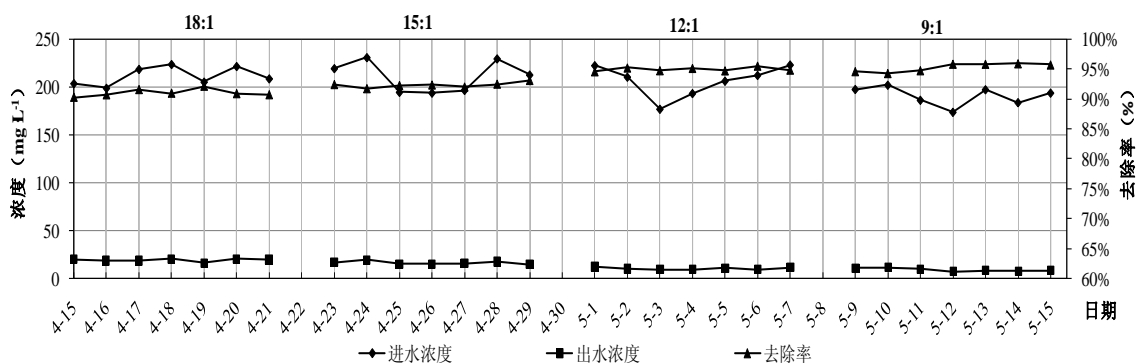
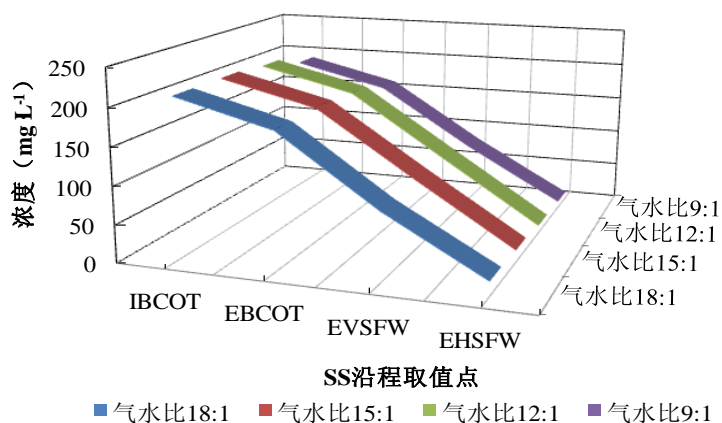


图 5.13 不同气水比条件下组合工艺 SS 去除效果图

Fig. 5.13 SS removal performance under different aeration ratio

由图 5.13 可知，组合工艺在各气水比条件下 SS 去除率较稳定，能够达到 90% 以上，气水比对 SS 去除率存在与 COD 类似的影响，当气水比过大时，由生物膜脱落导致的 SS 值升高；由图 5.14 可知，生物接触氧化池内由于有生物膜的脱落其 SS 的浓度仍较高，湿地系统对 SS 的去除贡献度最大，大部分 SS 被湿地系统中的填料所截留，组合工艺具有良好的 SS 处理效果，其出水能够达到 GB18918-2002 一级 A 标准要求。



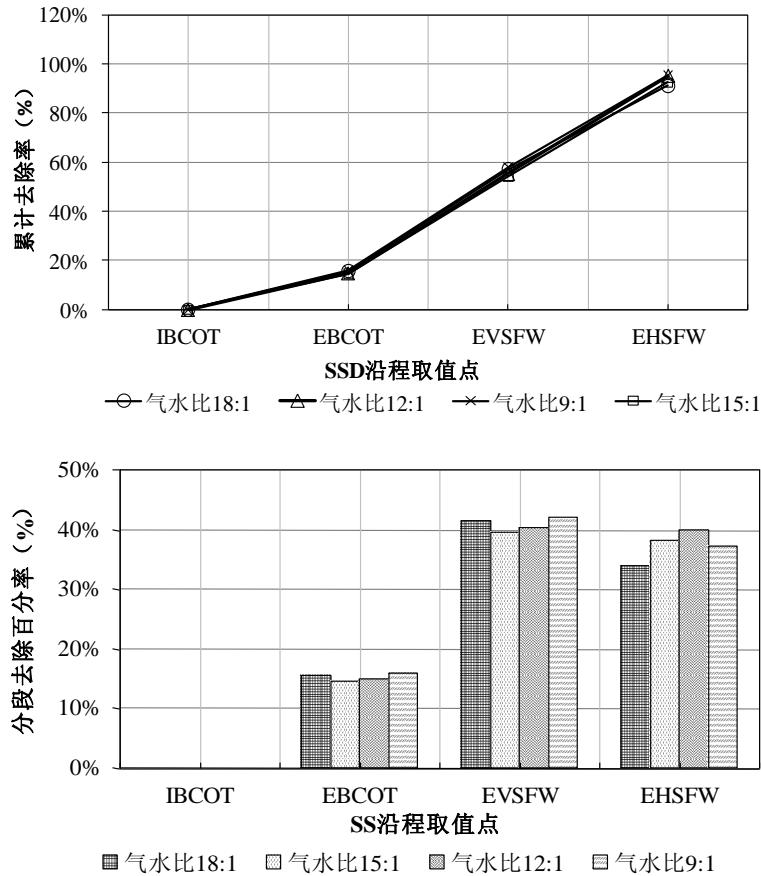


图 5.14 不同气水比条件下 SS 均值沿程变化

Fig. 5.14 The average of SS change under different aeration ratio

5.3.6小结

试验研究结果表明：对污染物浓度较高的生活污水，采用生物接触氧化前置工艺可在常温和低温季节条件下对 COD、SS、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TN 均可取得良好的处理效果，出水水质能够达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》（GB18918-2002）一级 B 标准，COD 和 SS 可以达到一级 A 标准，但 TP 不能达标，应采取合适 TP 控制措施。

接触氧化工艺的气水比对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TN 的去除具有明显的促进作用，可以保证氮素处理的达标。对 COD、SS 和 TP 去除具有积极影响，但效果不明显，且在气水比过高时反而导致去除率的下降。

污染物沿程浓度分析结果表明：生物接触氧化前置不但可以大幅提高氨氮硝化，促进 TN 去除率，而且对 COD 的去除效率较高，但 TN、SS 和 TP 的去除主要途径为复合潜流湿地。

组合工艺提高对温度的耐受性，低温季节通过提高气水比可以保证 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TN 出水达标。

5.4 复合潜流湿地+生物接触氧化工艺试验

传统工艺处理低温低浓度污水时，受营养物质和温度限制，操作运行条件复杂；而人工湿地工艺适合低浓度污水处理，但受温度影响比较大，生物接触氧化前置工艺运行费用较高，通过对生物接触氧化后置工艺试验研究，期望解决低温条件下 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TN 达标排放问题。试验期间通过调整气水比、水力负荷率和回流比等参数，寻求组合工艺处理低浓度生活污水的最佳效能。

根据已有试验结果，选择生物接触氧化池气水比为 9:1 和 4:1，出水回流比 $R=0.5$ 、1.0，水力负荷 $0.125\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$ 。污染物指标 SS 指标较容易控制，仅选择 COD 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 TN 和 TP 为对象进行试验研究。

进水 COD 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 TN 和 TP 的浓度范围为 $(170.8\sim 221.3)\text{mg L}^{-1}$ 、 $(17.3\sim 25.9)\text{mg L}^{-1}$ 、 $(25.1\sim 38.4)\text{mg L}^{-1}$ 和 $(2.2\sim 3.1)\text{mg L}^{-1}$ ，平均水温 $(12.6\sim 14.9)^\circ\text{C}$ 。

5.4.1 低温条件下气水比、回流比对 COD 去除效能影响

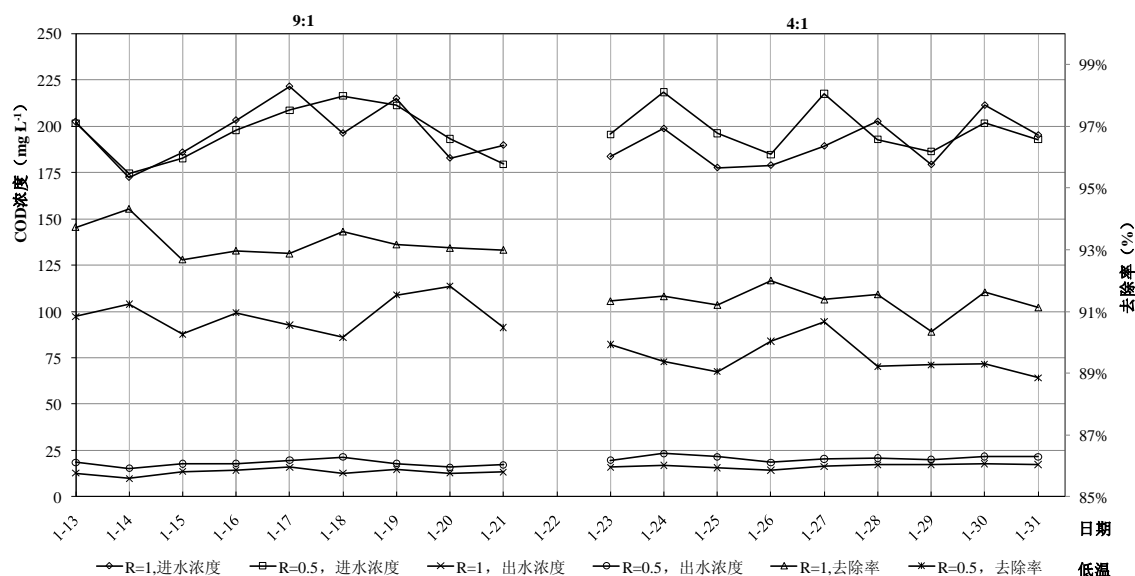


图 5.15 不同水力条件下 COD 的去除效果

Fig. 5.15 COD removal performance under varied hydraulic conditions

由图 5.15 可知，进水 COD 浓度在 $(170.8\sim 221.3)\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时，各种条件下平均去除率可达到 90%。回流比 $R=1.0$ 时，气水比为 9:1 和 4:1 时，出水 COD 浓度能达到 $15\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下； $R=0.5$ 时，气水比为 9:1 和 4:1，出水 COD 浓度能达到 $25\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下；在 $R=1.0$ 和 0.5 时，气水比由 4:1 增加至 9:1， COD 去除率上升约 3 个百分点，最低 89.0%，最高 94.3%。因此，回流比对 COD 处理效果影响比较显著，气水比影响相对较弱。但由于回流增加会增加接触氧化池和复合潜流湿地的水力负

荷率，应结合前述的研究成果合理确定水力负荷率范围。生物接触氧化后置工艺 COD 沿程浓度及去除率变化见图 5.16。

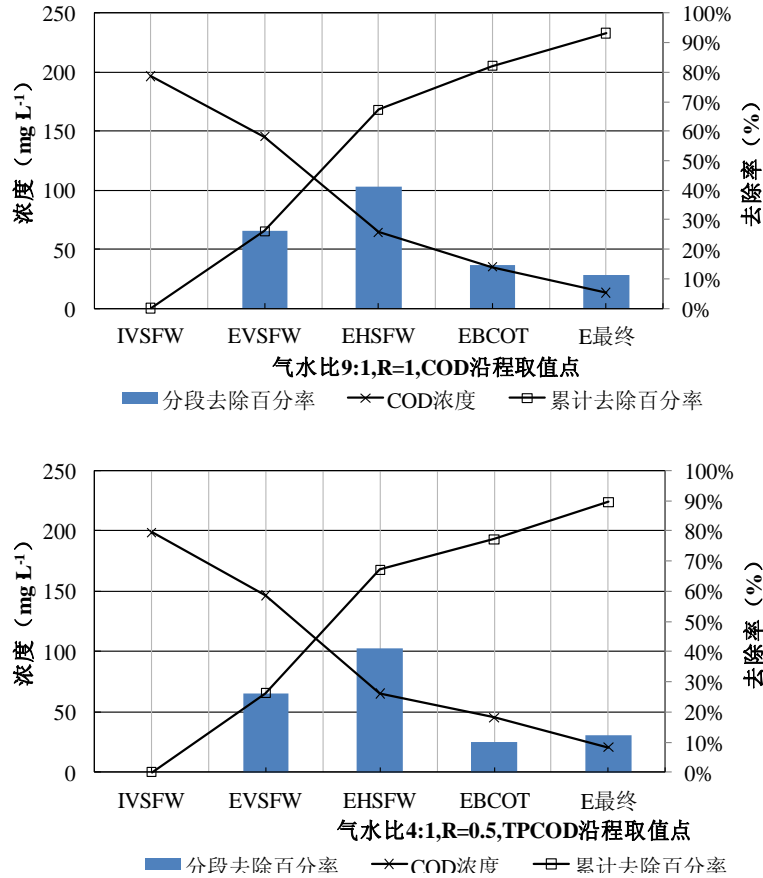


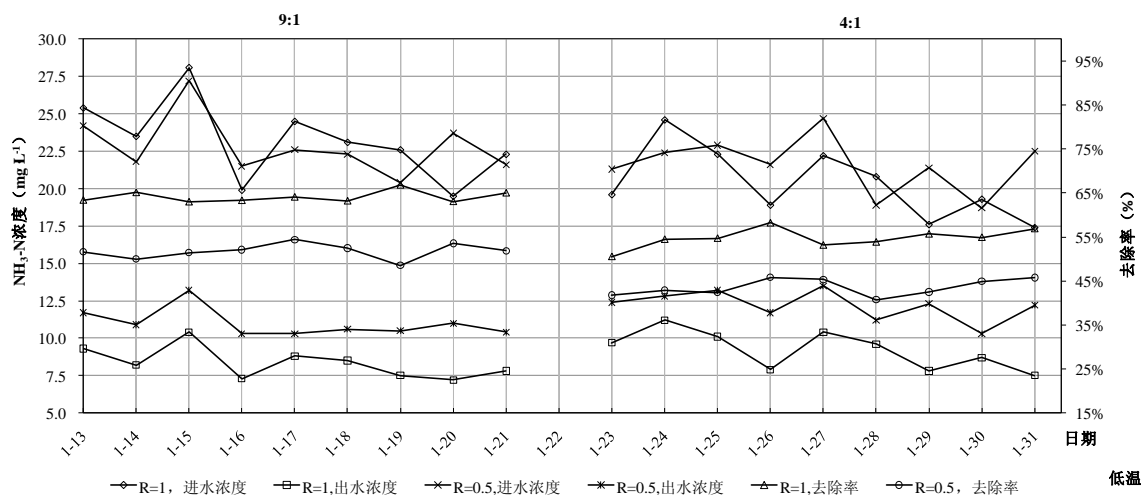
图 5.16 不同水力条件下 COD 均值沿程变化

Fig. 5.16 The average of SS change under varied hydraulic conditions

图中取样点 IVSFW 指复合潜流湿地进水口, EVSFW 指复合潜流湿地垂直段出水口, EHSFW 指复合潜流湿地水平段出水口, EBCOT 指接触氧化池出水口处, E最终指系统回流后出水排放口。

从图 5.16 可知, 沿程 COD 浓度逐渐降低, 水平段湿地对 COD 去除贡献率最大, 其次为垂直段湿地, 接触氧化池和回流后湿地系统去除贡献率基本一致, 各占 (15~20) %, 不同水力条件下 COD 浓度沿程变化规律基本一致。

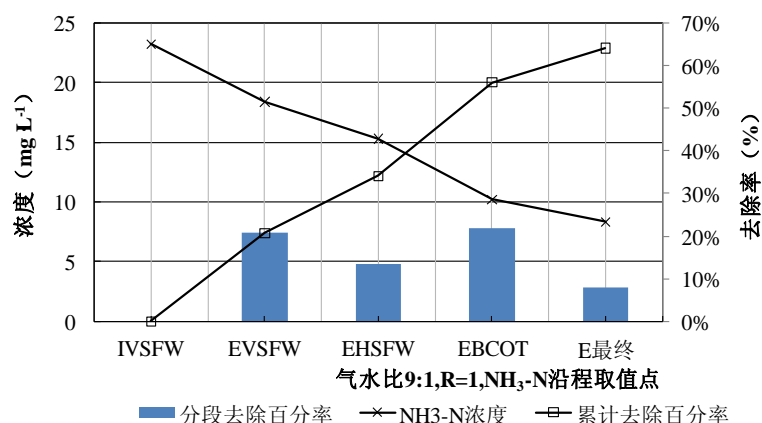
5.4.2 低温条件下气水比、回流比对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除效能影响

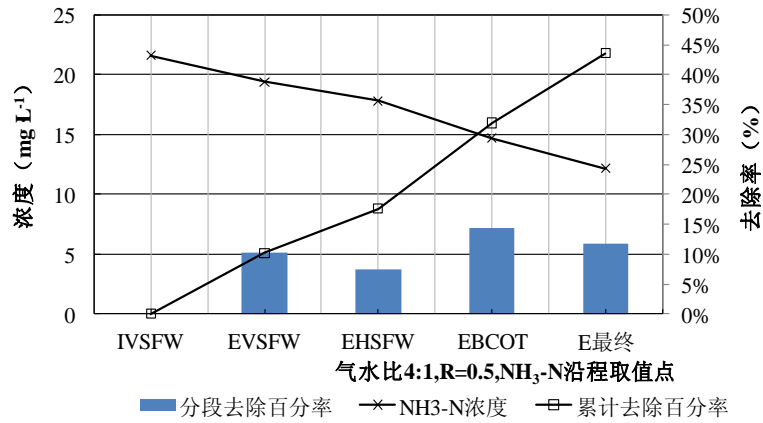
图 5.17 不同水力条件下 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除效果Fig. 5.17 $\text{NH}_3\text{-N}$ removal performances under varied hydraulic conditions

由图 5.17 可知,回流比和气水比对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除效果影响均比较大,进水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度在 $(17.3\sim 25.9) \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,各种条件下平均去除率在 $(45\sim 65)\%$ 之间变化。

回流比 $R=1.0$ 时,气水比为 9:1 时, $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率约 65%,出水浓度能达到 $10\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下,气水比为 4:1 时, $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率约 54%,出水浓度能达到 $12.5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下。 $R=0.5$ 时,气水比为 9:1 时, $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率约 55%,出水浓度能达到 $12.5\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下,气水比为 4:1 时, $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率约 47%,出水浓度能达到 $15.0\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下。

由相关资料和前述试验结果可知, DO 含量及 HRT 对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率具有显著相关性,因此,导致 DO 含量及 HRT 变化的回流比和气水比对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 处理效果影响显著。



图 5.18 不同水力条件下 $\text{NH}_3\text{-N}$ 均值沿程变化Fig. 5.18 The average of $\text{NH}_3\text{-N}$ change under varied hydraulic conditions

由图 5.18 可知,接触氧化池对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除贡献率最大,其次为垂直段和水平段湿地,出水回流后湿地系统去除贡献率约占 7%,说明低温季节湿地硝化能力较弱,同时存在有机氮的水解氨化。不同水力条件下 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度沿程变化规律基本一致。

5.4.3 低温条件下气水比、回流比对 TN 去除效能影响

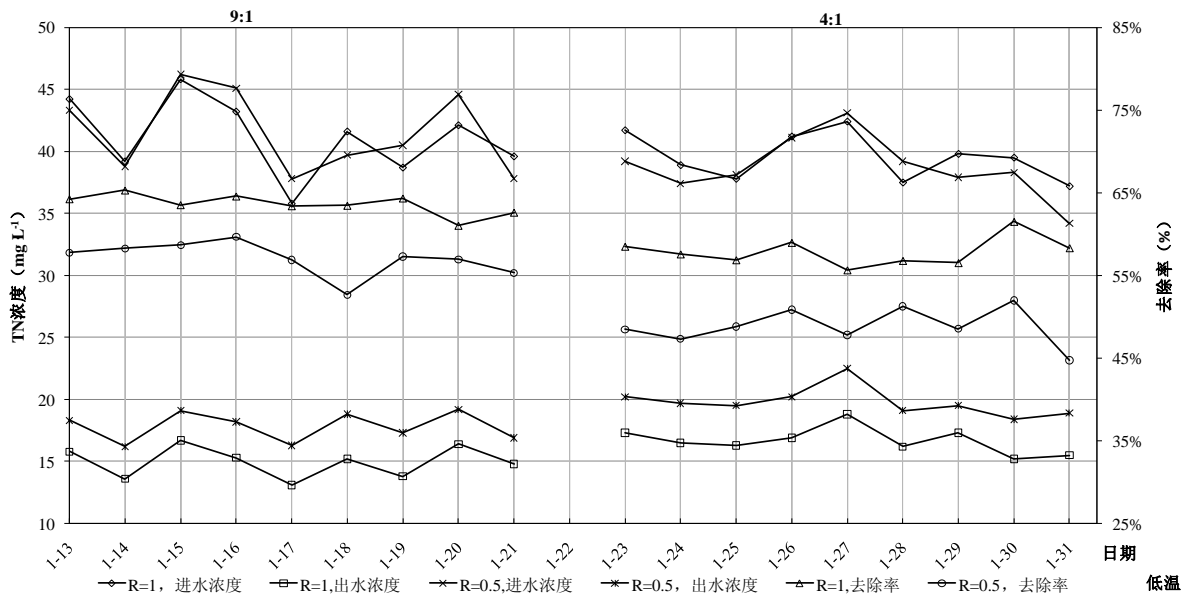


图 5.19 不同水力条件下 TN 的去除效果图

Fig. 5.19 TN removal performances under varied hydraulic conditions

由图 5.19 可知,回流比和气水比对 TN 去除效果影响变化规律与 $\text{NH}_3\text{-N}$ 相似,进水 TN 浓度在 $(25.1\sim38.49) \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,各种条件下平均去除率在 $(45\sim65)\%$ 之

间变化。

回流比 $R=1.0$ 时, 气水比为 9:1 时, TN 去除率约 65%, 出水浓度能达到 15mg L^{-1} 左右, 气水比为 4:1 时, TN 去除率约 60%, 出水浓度在 $(15\sim 20)\text{mg L}^{-1}$ 之间。 $R=0.5$ 时, 气水比为 9:1 时, TN 去除率约 55%, 出水浓度在 $(15\sim 20)\text{mg L}^{-1}$ 之间, 气水比为 4:1 时, TN 去除率约 45%, 出水浓度能达到 20.0mg L^{-1} 左右。

影响复合潜流湿地工艺低温季节 TN 去除率的主要因素氨氮的硝化程度和碳源数量。生物接触氧化后置工艺依靠接触氧化池强化氨氮的硝化, 出水回流至 CW2 或水平段前段, 由于新鲜进水中的碳源含量较高, 碳源不是 TN 去除的限制性因素, 因此 TN 去除规律表现出与 $\text{NH}_3\text{-N}$ 较强的一致性。在复合潜流湿地的 A/O 环境中硝酸盐可以进行充分的反硝化/硝化, 从而提高了 TN 去除率。

气水比影响 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的硝化程度, 回流比影响 $\text{NH}_3\text{-N}$ 与湿地生物膜接触时间, 因此两者对 TN 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去均有显著影响。

图 5.20 反映了 TN 浓度在组合工艺中沿程变化情况可知, 出水回流后湿地系统对 TN 去除贡献率最大, 其次为垂直段和水平段湿地, 接触氧化贡献率最低。再次说明低温季节湿地硝化能力较弱, 后置的接触氧化池对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的硝化率是 TN 去除的限制性步骤。不同水力条件下 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度沿程变化规律基本一致。

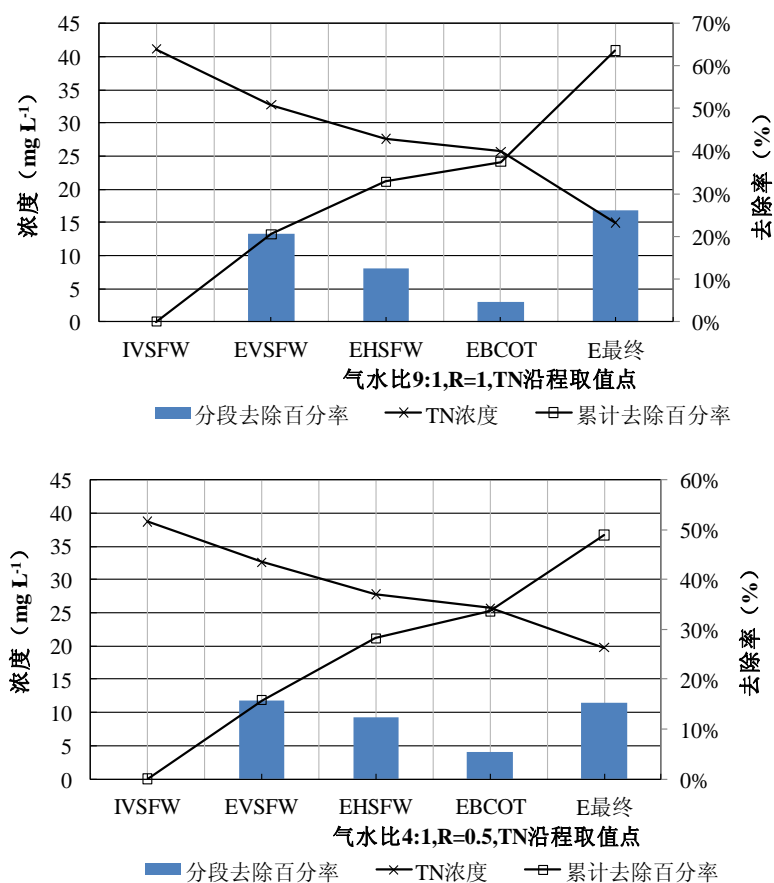


图 5.20 不同水力条件下 TN 均值沿程变化

Fig. 5.20 The average of TN change under varied hydraulic conditions

5.4.4 低温条件下气水比、回流比对 TP 去除效能影响

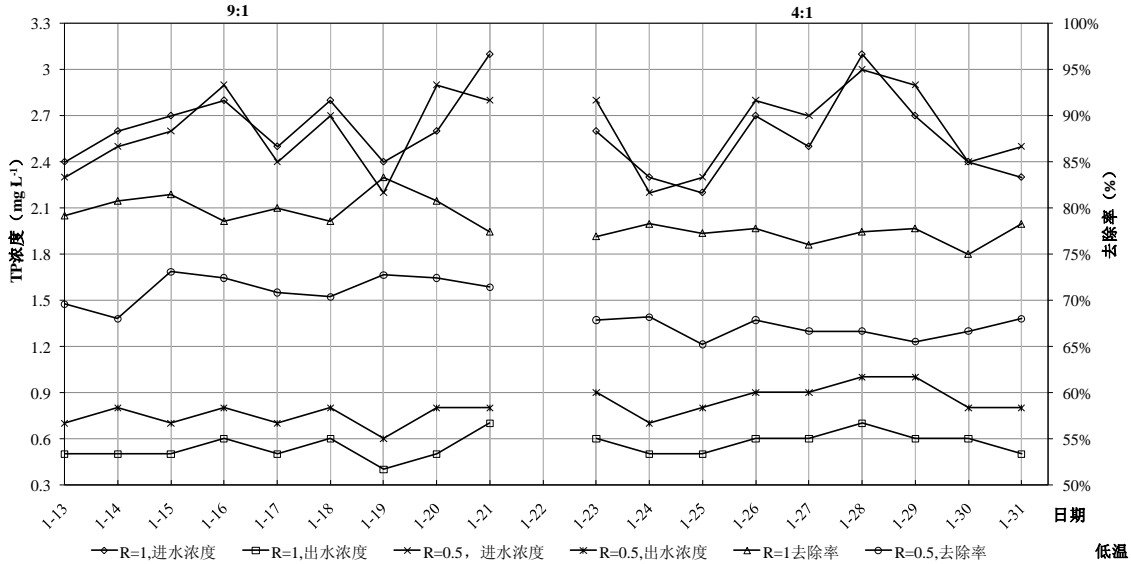


图 5.21 不同水力条件下 TP 的去除效果图

Fig. 5.21 TP removal performances under varied hydraulic conditions

由图 5.21 可知, 进水 TP 浓度在 $(2.2\sim 3.1) \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 各种条件下平均去除率在 $(65\sim 80)\%$ 之间变化, 出水 TP 浓度基本不超过 $1.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 可以满足 GB18918-2002 一级排放 B 标准。回流比对 TP 去除效果的影响要大于气水比。

回流比 $R=1.0$ 时, 气水比为 9:1 时, TP 去除率约 80%, 出水 TP 浓度低于 $0.6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 气水比为 4:1 时, TP 去除率约 75%, 出水浓度 $0.6 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。 $R=0.5$ 时, 气水比为 9:1 时, TP 去除率约 70%, 出水浓度在 $0.8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 最优, 气水比为 4:1 时, TP 去除率约 65%, 出水浓度能达到 $0.9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右。在相同的气水比时, R 由 0.5 上升至 1.0 时, TP 去除率上升 10% 左右; 在回流比相等时, 气水比有 4:1 到 9:1, 去除率上升 5% 左右。

根据上述分析结合以后试验结果可知, 生物接触氧化后置工艺对 TP 的去除效果不理想, TP 去除率的提高主要是受回流比影响, 延长了磷素与湿地基质和生物膜的接触时间和湿地 DO, 强化了吸附和吸收作用, 减弱了湿地厌氧磷的释致, 提高了 TP 去除率。

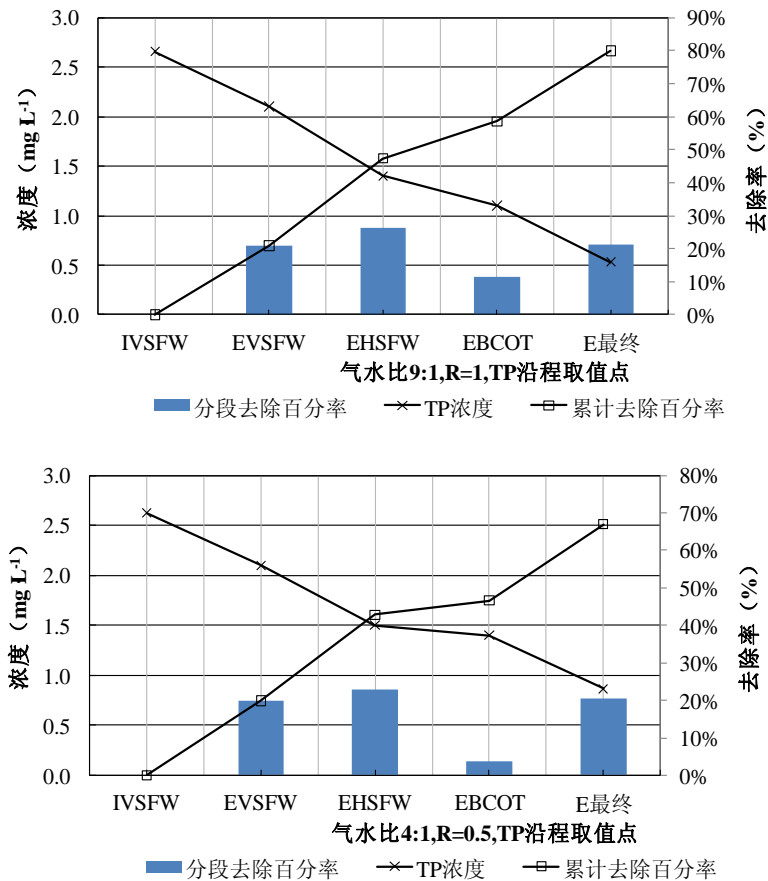


图 5.22 不同水力条件下 TP 均值沿程变化

Fig. 5.22 The average of TP change under varied hydraulic conditions

由图 5.22 反映的 TP 浓度在组合工艺中沿程变化情况可知,复合潜流湿地是 TP 去除的主要途径,接触氧化除磷效果不明显。

5.4.5 小结

生物接触氧化后置工艺试验研究结果表明:对低温低浓度生活污水,采用生物接触氧化后置工艺可在可对 COD、SS、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TN 均可取得满意的处理效果,出水水质能够达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB18918-2002)一级 B 标准, COD 可以达到一级 A 标准。

回流比和气水比是影响生物接触氧化后置工艺的重要水力条件。其中以回流比对各污染物的去除影响更为显著,推荐回流比 $R=1.0$;气水比对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除效果影响显著,但能耗较高,推荐气水比为 4:1。

污染物沿程浓度分析结果表明:接触氧化后置可以在低温季节通过曝气大幅提高氨氮硝化,促进 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TN 去除率,同时可以充分发挥复合潜流湿地功能。

5.5 本章结论

(1) 结合复合潜流湿地及接触氧化工艺, 提出了以复合潜流湿地为基础的前生物接触氧化前置和后置的组合工艺。前置工艺适用于进水污染物浓度较高; 后置工艺适用于进水污染物浓度不高, 但水温较低时采用。两种工艺分别可以总氮或氨氮浓度较高, 和湿地低温效率低下两个难题, 为湿地工程应用拓宽了范围。

(2) 生物接触氧化前置工艺在进水 COD 浓度在 $(295.6\sim437.4) \text{ mg L}^{-1}$ 的范围内, 出水 COD 浓度在不超过 50 mg L^{-1} , 平均去除超过 90%; 进水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度在 $(40.9\sim72.3) \text{ mg L}^{-1}$ 范围内, 出水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度常温季节小于 8 mg L^{-1} , 平均去除率在 80% 以上, 低温季节出水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 在 $(10\sim20) \text{ mg L}^{-1}$ 之间; 进水 TN 浓度在 $(50.3\sim81.6) \text{ mg L}^{-1}$ 范围内, 出水 TN 浓度常温季节小于 20 mg L^{-1} , 平均去除率在 70% 以上, 低温季节出水 TN 在 $(18\sim25) \text{ mg L}^{-1}$ 之间; 进水 TP 浓度在 $(4.1\sim6.0) \text{ mg L}^{-1}$ 范围内, 出水 TP 浓度在 $(1.0\sim2.0) \text{ mg L}^{-1}$ 范围内变化, 平均去除率为 73.5%。除 TP 外, 包括 SS 在内的主要污染物指标可以达到 GB18918-2002 一级 B 排放标准。

温度和气水比对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TN 影响较大, 对 COD、SS 和 TP 影响较小。前置接触氧化工艺的气水比对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TN 的去除明显的促进作用, 可以保证氮素处理的达标。对 COD、SS 和 TP 去除具有积极影响, 但效果不明显, 且在气水比过高时反而导致去除率的下降。该工艺可以具有与一定的温度的耐受性, 低温季节通过提高气水比可以保证 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TN 出水达标。

(3) 低温 ($12.6^\circ\text{C}\sim14.9^\circ\text{C}$) 条件下生物接触氧化后置工艺在进水 COD 浓度在 $(170.8\sim221.3) \text{ mg L}^{-1}$ 时, 各种条件下平均去除率可达到 90%, 出水 COD 浓度不超过 25 mg L^{-1} ; 进水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度在 $(17.3\sim25.9) \text{ mg L}^{-1}$ 时, 平均去除率在 $(45\sim65)\%$ 之间变化, 出水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度不超过 15 mg L^{-1} ; 进水 TN 浓度在 $(25.1\sim38.49) \text{ mg L}^{-1}$ 时, 平均去除率在 $(45\sim65)\%$, 出水 TN 浓度不超过 20 mg L^{-1} ; 进水 TP 浓度在 $(2.2\sim3.1) \text{ mg L}^{-1}$ 时, 平均去除率在 $(65\sim80)\%$ 之间变化, 出水 TP 浓度基本不超过 1.0 mg L^{-1} 。主要污染物指标均可以达到 GB18918-2002 一级 B 排放标准。

回流比和气水比是影响生物接触氧化后置工艺的重要水力条件。其中以回流比对各污染物的去除影响更为显著, 推荐回流比 $R=1.0$; 气水比对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除效果影响显著, 但能耗较高, 推荐气水比为 4:1。

(4) 污染物沿程浓度分析结果表明: 生物接触氧化前置和后置工艺的原理均是通过接触氧化曝气大幅提高氨氮硝化, 促进 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TN 去除率。但前置工艺对 COD 有较高去除率, 不能达到充分利用湿地对 COD 的去除能力, 造成能耗较高; 生物接触氧化后置工艺则可以充分发挥复合潜流湿地功能, 仅在低温季节对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TN 去除进行强化, 能耗较低。

6 组合工艺生产性试验研究

由前述试验结果可知,采用生物接触氧化和复合潜流湿地构建的组合工艺可以分别对常温和低温季节的高浓度和低浓度污水进行有效的处理,但由于受去除机理的控制,TP 的达标较为困难。高浓度污水的中试出水总磷不能达标,低温低浓度生物接触氧化后置总磷虽然可以达标,但应用于生产存在 TP 超标的隐患,湿地植物对磷的吸收和微生物同化对磷的吸收比例较小,速度很慢,磷的去除主要湿地基质吸附,在基质容量达到饱和容量下,湿地对磷的去除作用将会降低,导致除磷能力失效。

由于人工湿地是对自然生态的强化模拟,处理效果受温度影响较大,申欢^[108]等人认为,TP 由于去除机理原因,温度影响较小,冬季去除率比夏季低 15%~34%。为提高低温下污染物去除效率,华莱士^[109]提出寒冷地区人工湿地要根据热传导原理设计隔离层,减少运行中的热量损失;刘学燕等人在国内做出有益的尝试,在工程上通过设置冬贮兼性塘、植物隔离层和人工增氧等措施来改善低温地区的污水处理效果^{[110][106][107]}。但 TP 去除仍会随湿地运行年限增长效率逐步降低,氮的去除因水力停留时间和溶解氧不足而大幅降低。

针对上述问题,结合试验研究成果和部分工程措施,针对四川省盐源县泸沽湖风景区冬季(2007 年 11 月~2008 年 1 月)进行了复合潜流湿地与生物接触氧化组合工艺的生产性试验研究。

6.1 试验条件

6.1.1 地理及气候条件

泸沽湖风景区位于东经 100°53',北纬 27°43',属高山地貌,海拔较高,最高海拔 3300 米,最低海拔 2668 米,平均海拔 2944 米,污水处理站所在处海拔 2700 米。由于海拔愈高,氧分压愈低,即海拔每升高 100 米,大气压下降 5.9 毫米汞柱,氧分压下降 1.2 毫米汞柱,因此,对污水处理过程中氧的溶解量和溶解速率都有不利影响。

该地区属于高原区大陆性暖温带气候,年平均气温 10.7℃,12 月平均气温为 3.7℃,7 月平均气温为 15.9℃,年极端最低气温-12.5℃以下,对污水处理中的植物和微生物具有一定的抑制作用。2007 年 11 月~2008 年 2 月平均气温 3.7℃,平均水温在 8.6℃。

6.1.2 植物分布与选择

泸沽湖水生植物种类和数量比较丰富,据统计水生维管束植物共有 19 科 37

种。分为沉水、浮水和挺水三个植物群落类型 11 个群落。其中挺水植物群落有芦苇、水葱、茭草、香蒲等 4 个群落；沉水植物群落有波叶海菜花、狐尾藻、红线草、亮叶眼子菜、丝状绿藻等 5 个群落；浮水植物群落有鸭子草、品藻 2 个群落。由于生境底质条件及人为活动干扰，泸沽湖挺水植物数量不多，而沉水植物种类繁多，种群数量大，从水深 0.3m 到 7m 的泸沽湖广布着沉水植物，生长状态良好，对维持泸沽湖良好水环境起到十分重要的作用。

6.1.3 水质条件

2007 年 11 月~2008 年 1 月进水水质基本维持稳定，仅在 1 月初出现较高峰值。由于泸沽湖为旅游风景区，1 月初原水水质的变化可推断是由于节假日游客人数的增多引起。试验期间水质变化范围如表 6.1 所示。

表 6.1 实际进水水质

Tab. 6.1 Practical water quality of influent

指标	COD ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	SS ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	$\text{NH}_3\text{-N}$ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	TP ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	pH
进水	128~203	89~106	4.83~16.38	1.08~7.29	6.95~7.24

泸沽湖景区是国家 4A 级景区，且为泸沽湖镇的饮用水水源保护地，根据环境保护的要求，排入泸沽湖的水体需要达到（GB18918-2002）一级 A 标准。因此，本次设计的污水处理站进出水水质如表 6.2：

表 6.2 设计进出水水质

Tab. 6.2 The design water quality of inlet and effluent

指 标	BOD_5	COD _{Cr}	SS	$\text{NH}_3\text{-N}$	TN	TP	备注
设计进水水质($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	150	200	200	20	35	8.1	
设计出水水质($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	10	50	10	5(8)	15	0.5	GB18918-2002

6.2 工艺优化和构建

6.2.1 试验工艺流程

由于设计出水水质要求达到《城镇污水厂污染物排放标准》（GB18918-2002）一级 A 标准。而当地气压较低，平均气温较低，结合中试试验成果，设计了复合潜流湿地为核心的组合工艺，包括化学除磷区、复合潜流湿地处理区及生物接触氧化区三部分，系统具体流程见图 6.1。

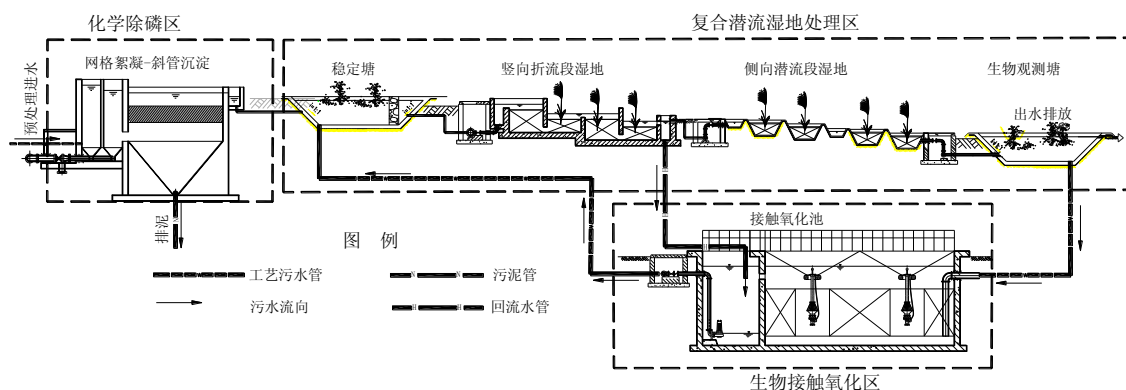


图 6.1 组合工艺系统图

Fig. 6.1 System diagram of combined process

化学除磷区：低温导致植物代谢水平低，对磷吸收能力大幅降低，湿地基质随运行年限增加吸附能力会逐渐饱和，而更换基质影响湿地正常运行；因此备用加强型网格絮凝-高效斜管沉淀化学除磷工艺，保证出水 TP 持续达标。除磷药剂为聚合氯化铝（PACL），投加于絮凝池之前，投加量为 $(10\sim20)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

复合潜流湿地处理区：污染物的主要去除区域，包括稳定塘、复合潜流湿地及生物观测塘。

生物接触氧化区：在低温低浓度时湿地出水进入接触氧化池，经过曝气回流至湿地起端，强化低温时的脱氮效果；在高浓度进水时来水首先经过生物接触氧化池，出水进入湿地处理，然后排出。本试验点属于低温低浓度，设置接触氧化池在低温时运行加强硝化作用，然后将硝化出水回流至稳定塘，在湿地进行反硝化，加强脱氮效果。

6.2.2 主要工艺参数

①化学除磷区

网格絮凝池 6 格等分，絮凝时间 20min，水流第一、二段空塔流速 0.045 m/s ，第三、四段空塔流速 0.023 m/s ，单格尺寸 $1.0\text{ m}\times1.0\text{ m}$ ，有效水深 3.8 m ，泥斗深度 0.73 m ；斜管沉淀池尺寸(L×B×H)为 $6.40\text{ m}\times5.60\text{ m}\times5.85\text{ m}$ ，设计水力负荷 $1.51\text{ m}^3/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ ，Φ60 蜂窝斜管，斜长 1.0 m ， 60° 倾角安装。泥斗排泥，通过水力控制液压池底排泥阀启闭，泥斗坡度 50° ，以保排泥顺畅。

② 复合潜流湿地处理区

1) 稳定塘 设置于湿地之前，污水中的一些固体颗粒和部分溶解态的有机污染物通过沉淀、截滤、植物吸收、微生物反应等作用得以去除，为污水进入后续的人工湿地作好准备。稳定塘采用素土夯实结构，塘中栽种芦苇、狐尾藻、红线

草、亮叶眼子菜、丝状绿藻、品藻等水生植物。

表 6.3 稳定塘的主要设计参数

Tab. 6.3 Main Designing parameters of the Stabilized Pond			
设计流量	42 (m ³ /h)	HRT	17.4 (h)
回流流量	42 (m ³ /h) (回流比 R=100%)	水力负荷	14000 (m ³ /(hm ² .d))
L×B×H	37.0×19.6×1.2 (m)	有机负荷	420 (kgBOD ₅ /(hm ² .d))

2) 竖向折流湿地 本设计中的折流湿地采用砖砌结构, 平行布置 6 组, 每组共分 5 格, 每格又被导流墙分成两段, 使得水流能够在湿地池中上下折流通过, 避免死水区, 单格平面尺寸为 L×B×H=3.8×3.8×1.5m, 砾石填料层高度为 1m。填料顶部栽种水生植物芦苇, 如图 6.2 所示。

表 6.4 折流湿地的主要设计参数

Tab. 6.4 Main Designing parameters of the Cross Flow Wetland			
设计流量	42 (m ³ /h)	HRT	12 (h)
回流流量	42 (m ³ /h) (回流比 R=100%)	水力负荷	23000(m ³ /(hm ² .d))
L×B×H	3.8×3.8×1.5(m)×30(格)	有机负荷	1800 (kgBOD ₅ /(hm ² .d))

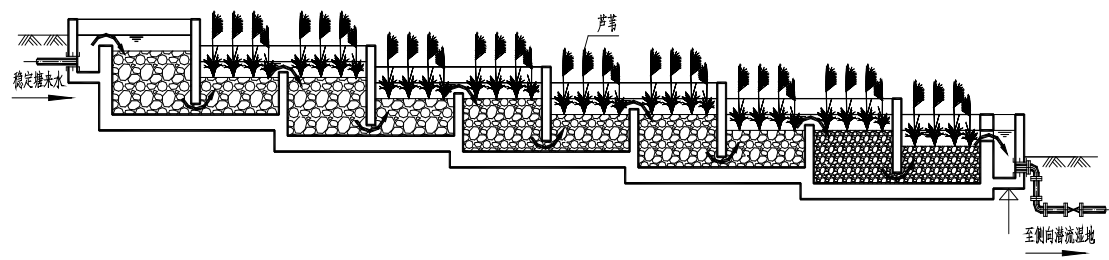


图 6.2 竖向折流湿地剖面图

Fig. 6.2 Ichnography of the Cross Flow Wetland

3) 侧向潜流湿地 侧向潜流湿地采用砖砌结构, 共设 7 组。每组尺寸为 L×B×H=65.3×7×0.7m, 每组又分成 7 小段, 小段之间由自然复氧区相连。侧向潜流湿地由平行交错布置的导流墙隔成 S 形水流沟道, 沟道宽 2 米, 有效水深 0.3 米, 砾石填料高度平均也为 0.4 米 (第 4、5 小段的填料深度为 0.6 米, 有效水深 0.5 米), 直线段长度为 7 米, 上部栽种水生植物芦苇; 设计水力坡降为 1.43%。自然复氧水层厚度(2~5)mm, 设计水流速度 2.5m/s, 沟底表面为锯齿状, 以增加水流与空气

的接触机会，设计水力坡度为 5.0‰，如图 6.3 所示。

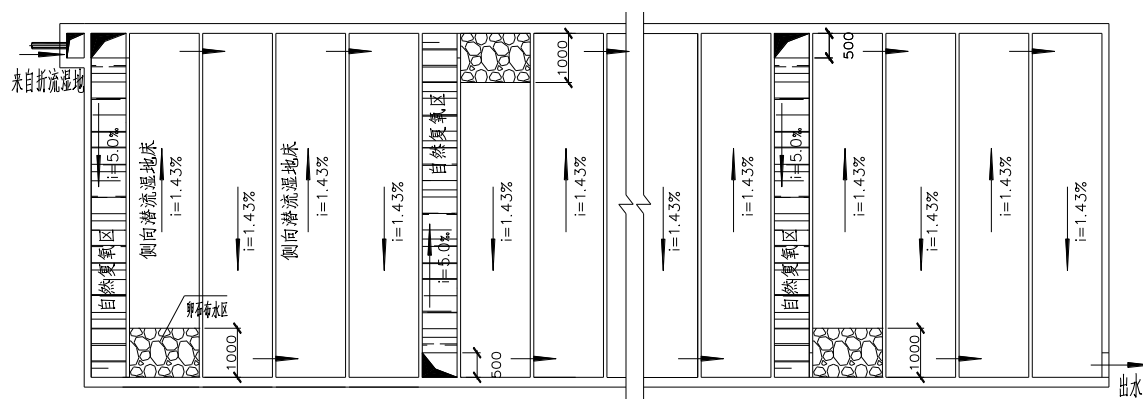


图 6.3 侧向潜流湿地平面图

Fig. 6.3 Ichnography of the Lateral Sub-surface Flow Wetland

侧向潜流湿地的出水可以通过由水泵回流至稳定塘进水端和污水混合。

表 6.5 侧向潜流湿地的主要设计参数

Tab. 6.5 Main Designing parameters of the Lateral Sub-surface Flow Wetland

设计流量	42 (m ³ /h)	水力负荷	3000 (m ³ /(hm ² .d))
有机负荷	350 (kgBOD ₅ /(hm ² .d))	氨氮负荷	130 (kgNH ₃ -N/(hm ² .d))
L×B×H	65.3×7×0.7(m)×7(组)	HRT	24 (h)

③生物接触氧化池

生物接触氧化池采用钢筋混凝土结构，尺寸为 5.3×5.3×4.0m。总水力停留时间 HRT=8h。设有三台回流泵，回流流量 $Q_r=42\text{m}^3/\text{h}$ 。池中设置 O2YBG-3 型水下鼓风机，为池中供氧。

好氧池中的填料采用悬挂式。接触填料是微生物栖息的场所，是生物膜的载体，其性能的好坏直接影响到氧化池效能的发挥，以及运行管理的方便与否。

6.2.3 最优工况

①试验设计

进水平均水温 8.9℃，水量 300m³ d⁻¹，COD 浓度 175mg L⁻¹，NH₃-N 浓度 15.3mg L⁻¹，TP 浓度 5.45mg L⁻¹。

选定系统回流比、接触氧化池的气水比，及化学沉淀池的投药量 3 个因素，选择 3 个水平，进行了 9 组正交试验。以 COD、NH₃-N 和 TP 作为出水指标进行检验，出水水质指标达到（GB18918-2002）一级 A 标准记为 10 分，达到

(GB18918-2002) 一级 B 标准记为 6 分, COD、NH₃-N 和 TP 权重分别记为 (0.3,0.4,0.3), 试验正交表及结果分别见表 6.6。

表 6.6 试验设计及优化结果

Tab. 6.6 Optimal result of experiment

	试验 1	试验 2	试验 3	试验 4	试验 5	试验 6	试验 7	试验 8	试验 9
气水比	3	6	9	3	6	9	3	6	9
回流比	0.5	1	1.5	1	1.5	0.5	1.5	0.5	1
投药量	10	15	20	20	10	15	15	20	10
试验结果评分	7.2	10	10	8.4	8.8	10	10	10	8.8

由试验结果可知, 有 5 组试验满足出水水质全面达 (GB18918-2002) 一级 A 标准要求(即满分 10 分)。5 组试验成本分析结果表明, 均在 (0.16~0.21) 元/m³, 差别不大。因此, 在污水厂实际运行过程中可根据情况灵活掌握。

6.3 全程处理效能分析

2007 年 12 月~2008 年 2 月, 在进水水量 (300~400) m³ d⁻¹ 条件下, 根据优化的试验工况对系统的全程处理效果进行了分析。

6.3.1 COD 的去除效果

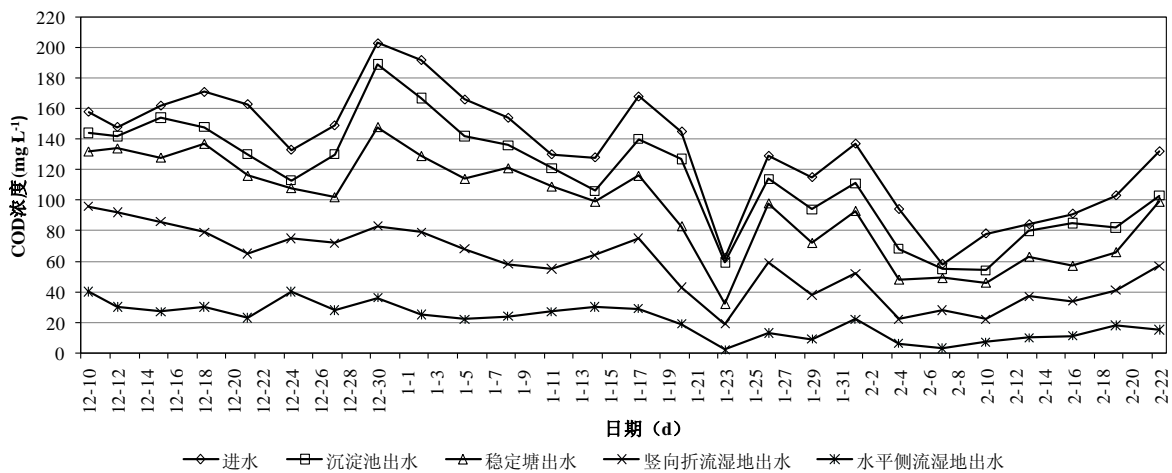


图 6.4 秋冬季节有机物全程处理效果分析图

Fig. 6.4 COD removal in autumn and winter

由图 6.4 可以看出, 处理系统低温季节有良好的 COD 去除效率, 其出水都能

达到 (GB18918-2002) 中的一级标准。此阶段运行期间, 水量(300~400)m³/d, 全程水力停留时间 48h~72h, 人工湿地系统停留时间 48h 以上。有机物出水浓度受进水浓度影响不大, 变化范围基本在(20~30)mg L⁻¹之间, 出水 COD 最高浓度 40mg L⁻¹, 均达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB18918—2002)一级 A 标准。由于进水浓度较低, 全程有机物处理率百分率, 最高达到 87%, 平均在 70% 以上。

6.3.2 NH₃-N 的去除效果

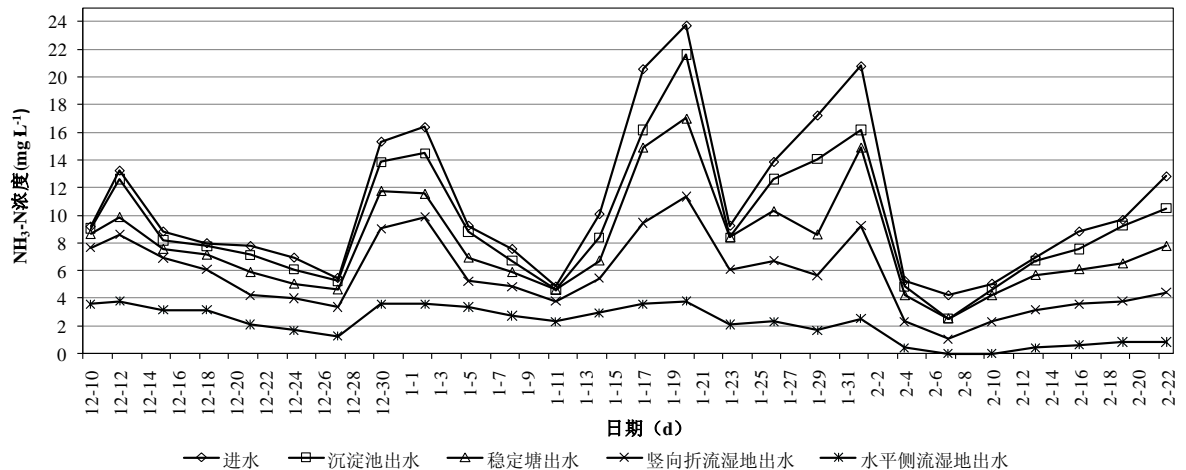


图 6.5 秋冬季节 NH₃-N 全程处理效果分析图

Fig. 6.5 NH₃-N removals in autumn and winter

如图 6.5 所示, 出水 NH₃-N 变化范围基本在(2~4)mg L⁻¹ 之间, 最高浓度 3.57mg L⁻¹, 均达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB18918—2002) 一级 A 标准。全程 NH₃-N 处理率波动较大, 在 50%~80%之间。进水 NH₃-N 浓度对出水 NH₃-N 浓度略有影响, 进水浓度高时, 出水 NH₃-N 浓度也较高。

6.3.3 TP 的去除效果

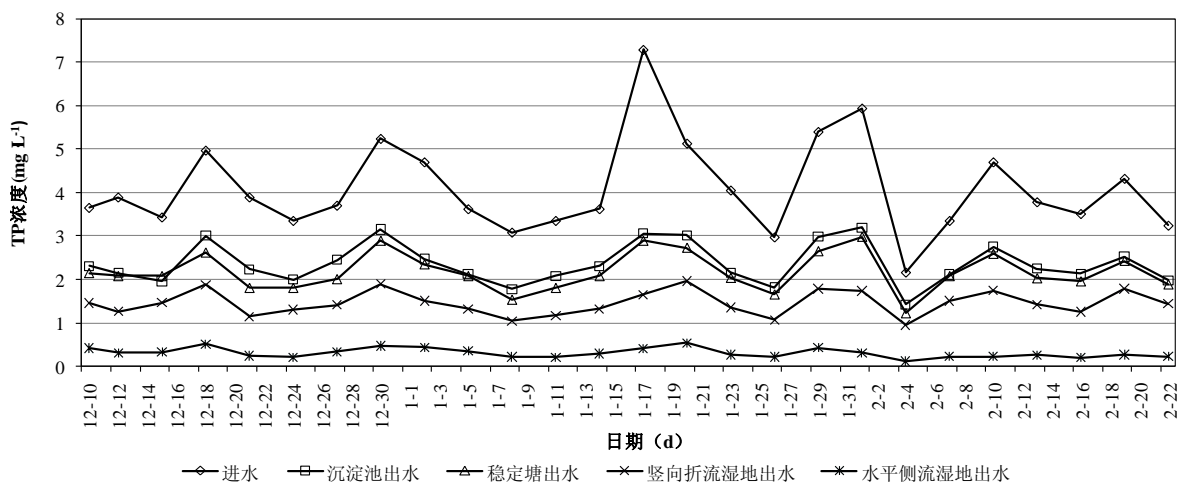


图 6.6 秋冬季节总磷全程处理效果分析图

Fig. 6.6 TP removals in autumn and winter

秋冬季节污水厂刚投入运行，前期湿地植物并未良好成长，但由于启动了化学除磷，TP 的去除效果并未受到明显影响。由图中可以看出进水的总磷浓度波动较大，但出水的总磷浓度基本维持稳定，均达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》（GB18918—2002）一级 A 标准，对磷的去除基本可保证去除率在 70% 以上。但此时人工湿地并未发挥出最大的处理潜能。

6.3.4 各单元的去除效能贡献率

表 6.7 秋冬季节主要污染物单元去除率

Tab. 6.7 main pollutants removal rate of each unit in winter

项 目		进水	沉淀池	稳定塘	垂直段湿地	水平段湿地
COD	浓度 (mg L^{-1})	132.81	115.15	96.12	57.65	21.00
	累计去除率 (%)		13.3%	27.6%	56.6%	84.2%
	本段去除率 (%)		13.3%	14.3%	29.0%	27.6%
$\text{NH}_3\text{-N}$	浓度 (mg L^{-1})	19.11	16.96	13.69	5.70	2.25
	累计去除率 (%)		11.2%	28.4%	70.2%	88.3%
	本段去除率 (%)		11.2%	17.1%	41.8%	18.1%
TP	浓度 (mg L^{-1})	4.09	2.36	2.17	1.15	0.31
	累计去除率 (%)		42.3%	46.9%	71.9%	92.4%
	本段去除率 (%)		42.3%	4.6%	25.0%	20.5%

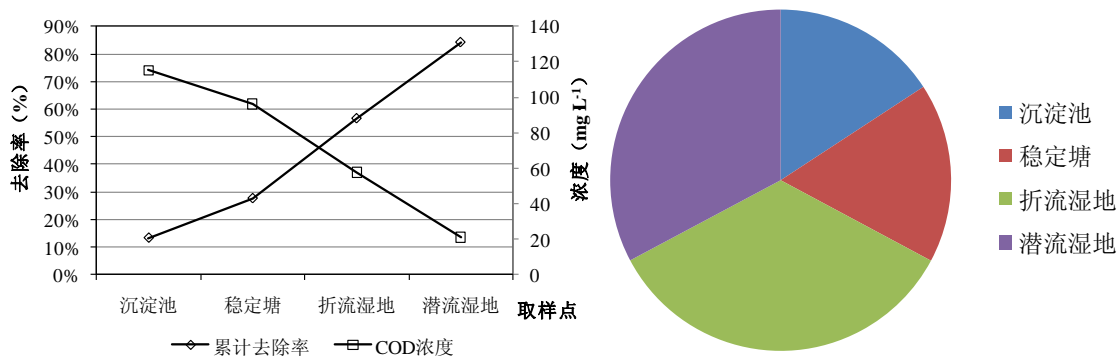


图 6.7 COD 各单元处理率

Fig. 6.7 The COD removal rate of each unit

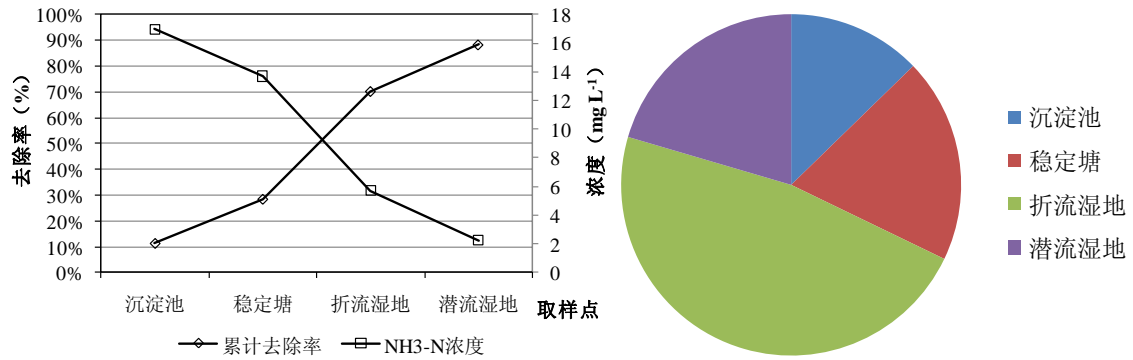
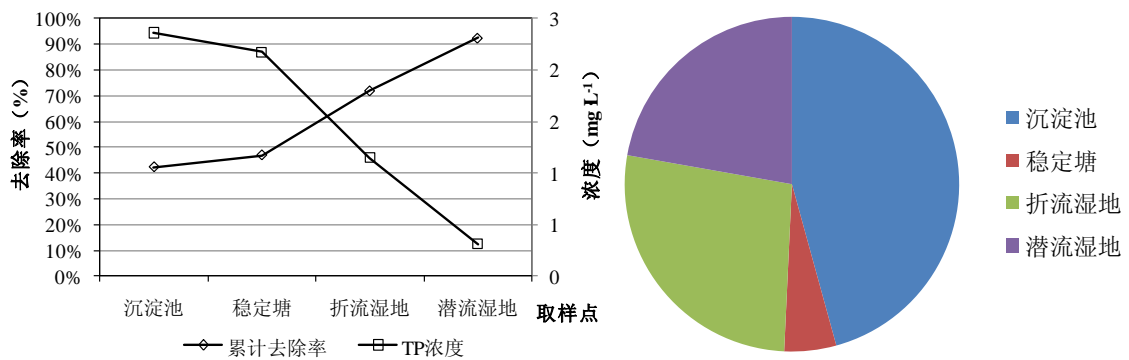
图 6.8 NH₃-N 各单元处理率Fig. 6.8 The NH₃-N removal rate of each unit

图 6.9 TP 各单元处理率

Fig. 6.9 The TP removal rate of each unit

由表 6.7 及图 6.7~图 6.9 可知,低温时 COD 去除率为 84.2%,其中预处理段去除 27.6%,湿地段去除 57.6%,侧向潜流段与竖向折流段去除贡献率基本一致。

磷的去除率为 92.4%,化学除磷 42.3%,湿地去除 45.5%,由于此时启动了化学除磷,湿地基质未能充分发挥对磷的吸附作用,侧向潜流段去除率仅 20.5%。根据吸附理论,进水磷浓度较低可能会导致基质上磷的解吸现象发生,因此应控制湿地进水中磷的浓度不能过低。

由于低温使植物和微生物活性降低,因此低温时进行污水回流降低氨氮的容积负荷,同时在进行接触氧化,提高氨氮的转化率,氨氮去除率达到 88.3%,其中竖向折流段湿地去除 41.8%,侧向潜流段湿地去除 18.1%,接触氧化后的回流污水直接进入竖流段湿地,表现为竖向折流段湿地具有很高的氨氮去除率,实际是接触氧化的硝化作用,出水由竖向折流湿地重新进入湿地反硝化,同时提高了溶解氧,此时竖向折流段湿地此时不受有机物浓度和溶解氧含量限制,容积负荷降低,同时污染物与根系生物膜接触时间增加,氮的去除率得以提高。

6.3.5 湿地处理效能部分外界影响因素讨论

①温度

微生物都有其最佳生长温度，在一定的温度范围内，大多数微生物的新陈代谢活动都会随着温度的升高而增强，随着温度的下降而减弱。好氧微生物的适宜温度范围是（10~35）℃，一般水温低于 10℃，对生物处理的净化效果将产生不利的影响。在温度高的夏季，生物处理效果最好；而在冬季水温低，微生物的活性受到抑制，处理效果受到影响。

在湿地系统中，长时间的低温将可能使厌氧生物膜大部分脱落，造成湿地系统处理效能的降低。另一方面，温度对湿地床中植物的生长影响较大，从而影响到湿地系统的处理效能。春夏季温度较高时，植物生长茂盛，根系发达，对污染物质的去除显著；而在秋冬季温度较低时，植物生长机能降低，部分枝叶枯萎甚至死亡，从而使得植物对有机物质、营养物质的吸收作用大大减少，其根区供氧的能力丧失，最终表现在处理效能的大大降低。试验对系统核心湿地部分的秋冬季和春夏季污染物去除率做了简要对比。

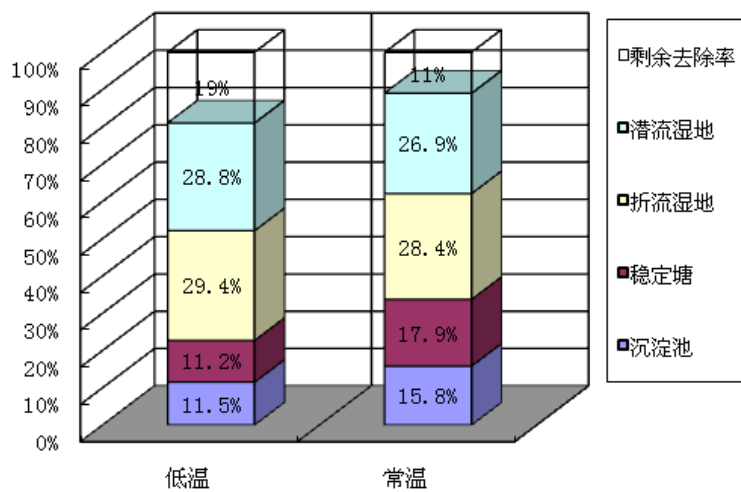


图 6.10 低温与常温下各单元 COD 平均去除率对比

Fig. 6.10 Comparison of COD removal rate between low and normal temperature

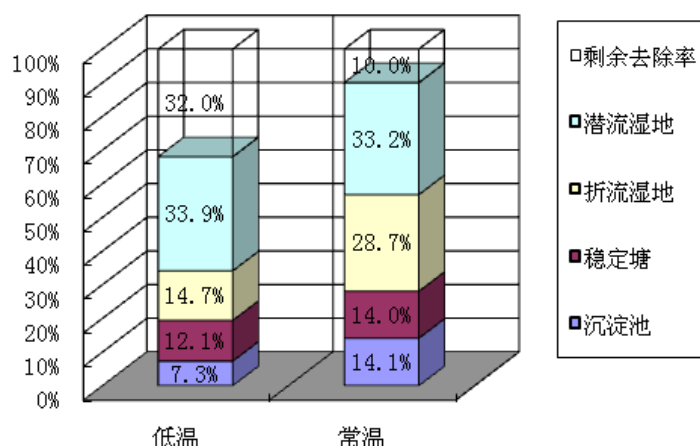


图 6.11 低温与常温下各单元氨氮平均去除率对比

Fig. 6.11 Comparison of Ammonia removal rate between low and normal temperature

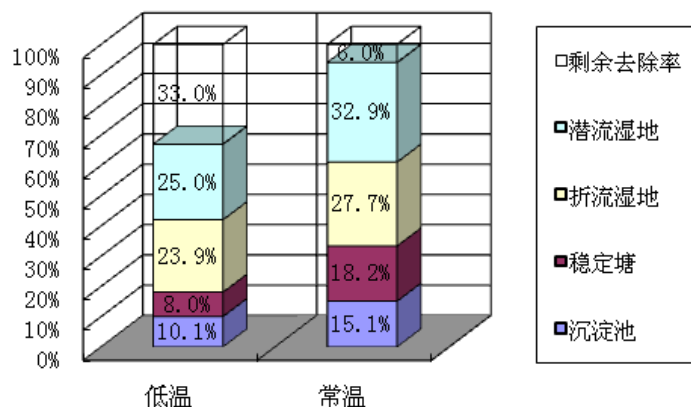


图 6.12 低温与常温下各单元 TP 平均去除率对比

Fig. 6.12 Comparison of TP removal rate between low and normal temperature

由图 6.10~图 6.12 可以看出温度对复合潜流湿地去除污染的影响情况，与中试试验情况类似，中试采用降低水力负荷的方式进行调节，以保证出水效果。生产性试验中，由于冬季进水水量有所减小，实际运行过程中，水力负荷也有所降低，一定程度上对温度降低起到缓冲作用。同时可以看出，冬季复合潜流湿地处理系统仍保持了较高的处理率。这是由于人工湿地内填料有一定的防冻作用。这一特点有利于微生物在气候条件比较恶劣的环境中生长，减小昼夜温差大所带来的影响，保证复合潜流湿地处理系统在低温下仍有一定的生物去除效果。此外，湿地除生物处理作用外，还具有沉淀、过滤、吸附作用，此类以物理作用为主的处理功能，受温度变化影响不明显。因此对比其它主要依靠生物处理的工艺，复合潜流湿地在冬季以及在昼夜温差大的高原地区，体现出一定的优势。

② 进水底物浓度

污水处理过程中，由于污水中有机物组分是微生物食物与能源的主要来源，

因而污水流量及其中的有机物含量是影响污水处理工艺性能的重要因素之一。反应器稳态出水中污染物的浓度一般均随进水底物浓度的变化而变化。但全程处理效果分析发现进水波动，并不会剧烈地反应在去除效果上。在进水底物浓度波动很大时，复合潜流湿地系统出水会受到一定的影响，但当进水底物浓度在一定范围内波动时，复合潜流湿地系统由于水力停留时间较长，表现出良好的抗冲击负荷作用，出水效果出现较小波动，仍能满足出水设计要求。

6.4 本章结论

在平均水温 8.6°C ，进水 COD: $(128\sim 203)\text{ mg L}^{-1}$ ， $\text{NH}_3\text{-N}$: $(4.83\sim 23.88)\text{ mg L}^{-1}$ ，TP: $(1.08\sim 7.29)\text{ mg L}^{-1}$ ，SS: $(89\sim 106)\text{ mg L}^{-1}$ 条件下，生物接触氧化后置组合工艺在水力停留时间为 72h，水力负荷 150 cm d^{-1} ，启动生物接触氧化回流比 100%，启动化学除磷，聚合氯化铝投加量 10 mg L^{-1} ，出水水质指标均可达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》（GB18918-2002）一级 A 标准，运行成本为 0.26 元 m^3 。

7 结论和建议

7.1 结论

①通过对水平潜流人工湿地增加导流墙和自然复氧区,可以增加污水流行时间,减少短流,提高容积利用率,增加湿地溶解氧含量,有效提高水力负荷和减少占地面积,在此基础上构建的竖向折流+水平侧流形式构建的复合潜流人工湿地可以更好的适应水力条件变化,充分发挥不同湿地的优势,对污染冲击负荷具有较强的适应性,具有一定的工程实践意义。

②复合潜流湿地试验表明,适宜水力停留时间不宜超过 96h,否则会出现污染物去除率下降,导致占地面积过大;复合潜流湿地可有效提高湿地水力负荷率,与单一湿地相比,常温季节可提高 35%,低温季节可提高 25%;提高容积负荷率可有效提高污染物去除速率,当 COD、TP、TN 及 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的容积负荷率分别在 $(5\sim70) \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ 、 $(0.05\sim0.65) \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ 、 $(0.5\sim7.5) \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ 及 $(0.25\sim4.5) \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ 范围内时,去除速率与容积负荷率表现出较为明显的线性关系;出水回流对污染物提高污染物去除率效果明显,对 SS 和 TP 影响相对较小,SS 和 TP 在 $R=0.5$ 去除率达到最高值,对 COD, $\text{NH}_3\text{-N}$ 及 TN 去除率影响相对较大,在 $R=1$ 时达到最高去除率,若相应回流比继续增大,则去除率开始下降;复合湿地污染物去除特征表明复合潜流湿地水流流态接近推流态。

③通过复合潜流湿地反应动力学和水力学模型的研究,得到有机物和总氮、氨氮的一级反应动力学反应常数;预测结果证明,一级动力学模型可以较好的描述有机物的去除效果,但总氮的去除由于受到氨氮挥发、植物吸收等因素的影响,拟合度存较大差异;通过对离散流态模型的据研究,计算得到改进的水平侧流湿地段 Pez 值可以达到 $(20\sim45)$,具有较好的推流态特征,是污染效率提高的原因之一。通过对不同条件下湿地浸润线的讨论,提出在湿地建造和运行应该注意的要点。

④以复合潜流湿地为基础的生物接触氧化前置和后置的组合工艺试验表明,前置工艺适用于进水污染物浓度较高,后置工艺适用于进水污染物浓度不高,但水温较低的情况,两种组合工艺的出水在较低的气水比和回流比条件下,可以分别解决氮浓度较高和低温时湿地效率低下的问题;常温和低温季节出水水质指标均可以达到《城镇污水厂污染物排放标准》(GB18918-2002)一级 B 标准;回流比和气水比是影响生物接触氧化后置工艺的重要水力条件,其中以回流比对各污染物的去除影响更为显著,推荐回流比 $R=1.0$;气水比对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除效果影响显著,但气水比较大时能耗较高,推荐气水比为 4:1;生物接触氧化前置工艺对 COD 去

除率较高,不能充分利用湿地功能,造成能耗较高;生物接触氧化后置工艺则可以充分发挥湿地功能,仅在低温季节对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TN 强化去除,能耗较低。

⑤采用生物接触氧化后置的复合潜流湿地和化学除磷组合工艺的生产性试验表明:在平均水温 8.6°C ,进水 COD : $(128\sim 203)\text{ mg L}^{-1}$, $\text{NH}_3\text{-N}$: $(4.83\sim 23.88)\text{ mg L}^{-1}$, TP : $(1.08\sim 7.29)\text{ mg L}^{-1}$, SS : $(89\sim 106)\text{ mg L}^{-1}$ 条件下,在水力停留时间为 72h,水力负荷 150 cm d^{-1} ,启动生物接触氧化回流比 100%,启动化学除磷,聚合氯化铝投加量 10 mg L^{-1} ,出水水质 COD 、 SS 、 TN 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TP 指标均可达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB18918-2002)一级 A 标准,运行成本为 0.26 元 m^{-3} 。

7.2 建议

①湿地水力学条件影响湿地处理效果的重要因素,基质空隙及内部流态对处理效果和湿地建造的研究不够深入,需要进一步加强。

②由于湿地污染物去除涉及到物理、化学和生物作用,较为复杂,目前反应动力学研究虽然提出了不少观点和方法,但具体参数和分类研究不够细致,很多参数依然依靠经验,需要在总结湿地运行参数的基础上对模型参数的确定进行深化和规范。

致 谢

在论文完成之际，首先要特别感谢恩师何强教授，从论文的选题、试验的安排直至论文撰写完成，整个过程都倾注了何老师的精心指导和谆谆教诲，论文中凝聚着恩师的心血和希望。恩师开阔的胸襟、缜密的思维、谦逊的作风以及严谨的治学态度将对我今后的学习与工作产生深远影响。谨向何老师致以我最诚挚的敬意和衷心的感谢！

感谢关心和指导我的各位老师！龙腾锐教授、邓荣森教授、张智教授、吉方英教授、周健教授的教诲和指导，我将铭记于心；蒋绍阶教授在学习研究上给予的耐心指导以及生活上的关心和帮助，使我受益匪浅。翟俊副教授、邓晓莉老师在试验过程中的帮助以及生活上的关爱，使我不断进步。

感谢姜文超、刘鸿霞、向平等老师的关怀和鼓励；感谢何老师和蒋老师团队的各位老师和同学给予的帮助和支持。

感谢父母的关怀和牵挂，感谢妻子易德琴几年来对我学习上的支持、生活上的照顾以及精神上的鼓励。

最后，衷心地感谢在百忙之中评阅论文和参加答辩的各位专家、教授！

梁建军

二〇一〇年四月 于重庆

参考文献

- [1] 杨鲁豫,王琳,王宝贞.我国水资源污染治理的技术策略[J].给水排水,2001,27(1):96~98
- [2] 中国城镇供水排水协会,中国城市供排水蓬勃发展 60 年,2009.10.
- [3] 中华人民共和国水利部,水资源质量年报,2000~2008.
- [4] 中华人民共和国环境保护部,中华人民共和国国家统计局,中华人民共和国农业部,2007 年度第一次全国水污染普查公报,2010.2
- [5] 胡康萍.一种经济、有效、简便、可靠的污水处理技术--人造湿地系统[J].环境工程,1991, 9(2): 128~136.
- [6] 梁威,胡洪营.人工湿地净化污水过程中的生物作用[J]. 中国给水排水,2003,19(10):28~31
- [7] Block A, Kelana Center Point Jalan. The use of constructed wetland for wastewater treatment[M]. Wetland International-Malaysia Office, Malaysia, 2003
- [8] EPA. Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters[M]. Office of Research and Development, 2000
- [9] Zaini U, Mogens H. 发展中国家城市污水管理[M].崔成武译. 北京:中国环境科学出版社, 2008
- [10] 刘远金,张新明,李华兴,等.天然沸石对鱼塘水及生活污水的氮磷去除效应[J]. 农业环境宝华,2002,21(4):331~333
- [11] 徐国兴.天然沸石用于蒸馏水生产中除氟[J]. 水处理技术,1990,16(6):456~459
- [12] 权新军,金为群,李群,等.改性天然沸石处理富营养化公园水样的试验研究[J]. 非金属矿,2002,21(1):48~49
- [13] Koon J H, Kaufmann W J. Ammonia removal from municipal wastewater by ion exchange [J]. Journal of Water Pollution Control Fed, 1975, 47(3): 448~464
- [14] 徐丽花,周琪.不同填料人工湿地处理系统净化能力研究[J]. 上海环境科学,2002, 21(10):275~277
- [15] 成水平,况其军.香蒲、灯芯草人工湿地研究[J]. 湖泊科学,1997,9(4):352~356
- [16] 吴振斌,陈辉蓉,雷腊梅,等.人工湿地去除藻毒素研究[J]. 长江流域资源与环境,2000, 9(2):242~247
- [17] 白晓慧,王宝贞,余敏,聂梅生.人工湿地污水处理技术及其发展应用[J].哈尔滨建筑大学学报,1999,32(6):88~92
- [18] Li Xianfa, Jiang Chuncai. Constructed Wetland Systems for Water Pollution Control in North China [J]. Wat.Sci.Tech. 1995, 32(3): 349~356
- [19] 沈耀良,王宝贞.人工湿地系统的除污机理[J]. 江苏环境科技,1997,10(3):1~6

- [20] Madigan M T, Martinko L M, Parker J. Brock Biology of Microorganisms [M]. 8th ed. Prentice Hall , Upper Saddle River, NJ, 1997:986
- [21] 项学敏, 宋春霞, 李彦生, 等. 湿地植物芦苇和香蒲根际微生物特性研究[J]. 环境保护科学, 2004, 30(124):35~38
- [22] 沈耀良, 杨铨大. 复合废水处理技术—人工湿地[J]. 污染防治技术, 1996, 9(1-2):1~8
- [23] 吴晓磊. 人工湿地废水处理机理[J]. 环境科学, 1995, 16(3):83~87
- [24] Hans Brix. Use of constructed wetland in water pollution control: Historical development, present status, and future perspectives [J]. Wat.Sci. Tech, 1994, 30(8): 209~223
- [25] Hiley P D. The reality of sewage treatment using wetland [A]. ICWS, 94 Pro, 1994: 68~83
- [26] 高拯民, 李宪法, 等. 城市污水土地利用设计手册[M]. 北京: 中国标准出版社, 1991
- [27] Kichuth R. Degradation and incorporation of nutrients from rural wastewaters by plants rhizosphere under liminic conditions[G]. In: Utilization of Manure By Land Spreading. London: Comm. Of the Euro. Communities, 1997
- [28] Seidel, K., Happel, H. and Graue, G. Contributions to revitalisation of waters 2nd edn. [A]. Stiftung Limnologische Arbeit Gruppe Dr. Seidel e. V., Krefeld (Germany), 1978: 1~62
- [29] Seidel, K. Abbau von bacterium coli durch höhere wasser pflanzen [J]. Naturwiss. 1964, 1: 395~ 395
- [30] Seidel, K. Reinigung von Gewässern durch höhere pflanzen [J]. Naturwiss, 1996, 53: 289~297
- [31] Kichuth S K. Macrophytes and water purification [G]. In: Biological Control of Water Pollution. Philadelphia: Pennsylvania University Press, 1976
- [32] US EPA. Guiding principles for constructed treatment wetlands: providing for water quality and wildlife habit [A]. Washington 13C: US EPA, Office of Wetlands, Oceans and Watershed, 2000
- [33] 吴亚英. 人工湿地在新西兰的应用[J]. 江苏环境科技, 2000, 13(3):32~34
- [34] 陈长太, 王雪, 祁继英. 国外人工湿地技术的应用及研究进展[J]. 中国给水排水, 2003, 19(12): 105~106
- [35] 汤显强 黄岁樑. 人工湿地去污机理及其国内外应用现状[J]. 水处理技术, 2007, 33(2): 290~292
- [36] 刘超翔, 胡洪营, 张健, 盛建武等. 人工复合生态床处理低浓度农村污水[J]. 中国给水排水, 2002, 18(7):1~4
- [37] Vonxperling. M. Comparison among the most frequently used systems for wastewater treatment in developing countries [J]. Wat.Sci.Tech, 1996, 33: 59~72
- [38] 朱彤, 等. 人工湿地污水处理系统应用研究[J]. 环境科学研究, 1991, 4(50):12~22

- [39] 郑任宏 邓仕槐 李远伟等, 表面流人工湿地硝化和反硝化强度研究[J]. 环境污染与防治, 2007, 29(1):37~39
- [40] 张军, 周琪, 何蓉. 表面流人工湿地中氮磷的去除机理[J]. 生态环境, 2004, 13(1):98~101
- [41] 尹军, 崔玉波, 韩相奎, 等. 潜流人工湿地对污染物的降解特型[J]. 中国给水排水, 2004, 20(6):47~49
- [42] 崔玉波, 李相猛, 赵可. 潜流人工湿地废水处理技术的效能[J]. 吉林建筑工程学院学报, 2002, 19(2):7~9
- [43] 籍国东, 倪晋仁. 人工湿地废水生态处理系统的作用机制[J]. 环境污染治理技术与设备, 2004, 5(6):71~75
- [44] 刘佳, 王泽民, 李亚峰, 等. 潜流人工湿地系统对污染物的转化和去除机理[J]. 环境与生态, 2005, 31(2):53~54
- [45] 蒋玲燕, 周琪. 潜流人工湿地降解受污染水体中有机物研究[D]. 上海: 同济大学, 2007.3
- [46] 雒维国, 王世和. 潜流型人工湿地对氮污染物的去除效果研究[D]. 南京: 东南大学, 2005.9
- [47] 张晟, 吴振斌. 复合垂直流人工湿地系统除磷研究[D]. 武汉: 中国科学院水生生物研究所, 2007.6
- [48] 赵桂瑜, 周琪. 人工湿地除磷基质筛选及其吸附机理研究[D]. 上海: 同济大学, 2007.1
- [49] 李现坡, 余兆祥. 人工湿地去除重金属动力学研究[M]. 上海: 同济大学, 2008.3
- [50] 李今, 吴振斌. 人工湿地与城市水体中生物膜特型及功能研究[D]. 武汉: 中国科学院水生生物研究所, 2005.6
- [51] 张翔凌, 吴振斌. 不同基质对垂直流人工湿地处理效果及堵塞影响研究[D]. 武汉: 中国科学院水生生物研究所, 2007.6
- [52] 钟秋爽, 王世和. 强化供氧对人工湿地净化效果的影响[M]. 南京: 东南大学, 2005.9
- [53] 陆琦, 郭宗楼. 人工湿地系统水力学优化设计研究[M]. 杭州: 浙江大学, 2005.2
- [54] 闻岳, 周琪. 水平潜流人工湿地净化受污染水体研究[D]. 上海: 同济大学, 2007.1
- [55] 叶建锋, 徐祖信. 垂直潜流人工湿地中污染物去除机理研究[D]. 上海: 同济大学, 2007.1
- [56] 付融冰, 顾国维, 杨海真. 强化人工湿地对富营养化水体的修复机作用机理研究[D]. 上海: 同济大学, 2007.1
- [57] 付国楷, 周琪. 活性污泥法-人工湿地联合处理城市污水研究[D]. 上海: 同济大学, 2007.7
- [58] 肖恩荣, 吴振斌. 膜生物反应器-人工湿地复合系统净化工艺研究[D]. 武汉: 中国科学院水生生物研究所, 2007.6
- [59] 张承芳, 吕锡武, 李先宁. 自回流生物转盘与人工湿地组合技术处理农村生活污水[M]. 南京: 东南大学, 2006.4
- [60] 蟠凡, 周健. 生物絮凝-多级人工湿地渗滤床处理小城镇污水试验研究[M]. 重庆: 重庆大学, 2007.4

- [61] Rogers K H, et al. Nitrogen removal in experiment wetland treatmenegt system:evidence for the role of aquatic plants [J]. Res. Journal of WPCF, 1991, 63(7): 934~941
- [62] Breen P F. A mass balance method for assessing the potential of artificialwetland for wastewater treatment[J]. Wat. Res. 1990, 24(6): 689~697
- [63] IWA. Constructed wetland for pollution control: processes, performance, design and operation [M]. Scientific and Technical Report No.8. London: IWA Publishing, 2000
- [64] Kadlec R H, Knight R L. Treatment Wetland[M]. Boca Raton: CRC Press, 1996
- [65] 史云鹏, 周琪. 人工湿地污染物去除动力学模型研究进展[J].工业用水与废水, 2002, 33(6):12~15
- [66] 张兵之, 吴振斌, 徐光来. 人工湿地发展概况和面临的问题[J].环境科学与技术 2003,26(12):87~90
- [67] Werker A.G, Dougherty J.M, McHenry J.L, et al. Treatment Variability for wetland wastewater treatment design in cold climates. Ecol Eng, 2002, 19(1):1~11.
- [68] 戴春雷, 刘晓艳, 张 雷, 等. 寒冷地区运用人工湿地处理污水研究进展 [J] . 油气田环境保护,2008, 18 (4) :53-56
- [69] 黄翔峰, 谢良林, 陆丽君等. 人工湿地在冬季低温地区的运用研究进展 [J] . 环境污染与防治,2008, 30 (11) :84-89
- [70] 晏再生, 王世和. 基质对于人工湿地净化磷素潜能的探讨. 生态环境, 2007, 16(2):661~666.
- [71] Douglas J. Spieles, William J. Mitsch. The effects of season and hydrologic and chemical loading on nitrate retention in constructed wetland: a comparison of low- and high-nutrient riverine system. Ecol Eng, 2000, 14(1):77~91.
- [72] 何强, 万杰, 翟俊, 等. 复合型人工湿地及其在小城镇污水处理中的应用[J].土木建筑与环境工程, 2009, 31 (5) :122-126
- [73] Armstrong J, Armstrong W, Wu Z, et al. A role for phytotoxins in the phragmites die back syndrome[J]. Folia Geobot Phytotax, 1996, 31(1):127-142.
- [74] 王东, 李岚波, 王磊. 北方地区人工湿地系统去除氨氮、总磷试验研究 [J] . 环境保护科学,2008, 34 (3) :86-88
- [75] 聂志丹, 年跃刚, 李林锋,等. 水力负荷及季节变化对人工湿地处理效率的影响. 给水排水, 2006, 23(11):28~31.
- [76] 周健, 王继新, 张勤,等. 序批式人工湿地冬季低温脱氮的效能研究. 环境科学学报,2007, 27(10):1652~1656
- [77] 尹连庆, 谷瑞华. 人工湿地去除氨氮机理及影响因素研究. 环境工程 2008, 26(1):151-155
- [78] 李晓晨, 吴成强, 杨敏, 等. 用于生物接触氧化工艺的填料特型比较研究[J]. 环境污染

- 治理技术与设备, 2005,6(1):45~47
- [79] 梅翔. 微污染源水生物接触氧化处理工艺中几种填料处理效果的初步比较[J]. 给水排水, 1999, 25 (5) :1~3
- [80] 侯德, 孟庆义 廖日红, 等. 新型填料在生物接触氧化工艺中的应用研究[J]. 北京水务, 2009 (1): 22~23
- [81] 刘翔, 高廷耀. 生物接触氧化法处理污水的一种新型填料—悬浮填料[J]. 重庆环境科学, 1999,21(2):42-44
- [82] 杨东明, 自充氧多层生物接触氧化工艺研究[M]. 大连:大连交通大学.2008.6
- [83] 赖万东, 杨卓如. 接触氧化污水处理技术的研究现状和展望 [J]. 四川环境, 2005,24(1):74~77
- [84] 缪晶广.微污染源水生物接触氧化处理技术[D].西安:西安建筑科技大学,2004.5:8~9
- [85] Gander M, Jeverson B, Judd S. Aerobic MBRs for domestic sewage treatment:a review with cost considerations[J].Separation and Purification Technology,2000,18:119~130
- [86] 张锦荣.生物接触氧化法处理生活污水[J].油气田环境保护,1997,7(4): 22~25
- [87] R.Grommen, W.Verstraete.Environmental biotechnology: the ongoing quest.Journal of Biotechnology [J], 2002, 98:113~123
- [88] Walter H Zachritz. Performance of an artificial wetland filter treating facultative lagoon effluence at Carville, Louisiana[J]. Wat. Eenviron. Res., 1993, 65(1): 46~52
- [89] Burgoon P S. Performance of subsueface flow wetland with batchload and continuous flow conditions[J]. Wat. Eenviron. Res., 1995, 67(5): 855~862
- [90] Reddy K R, Patrick W H. Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments[J]. CRC Critical Reviews in Environental Control, 1984, 13: 273~309
- [91] 谭洪新, 周琪. 湿地填料的磷吸附特性及潜流人工湿地除磷效果研究[J].农业环境科学学报, 2005,24(2):353~356
- [92] 王圣瑞, 年跃刚, 侯文华, 等. 人工湿地植物的选择[J].湖泊科学, 2004,16(1):91~96
- [93] 时应征, 王晓, 强艳艳, 等. 人工湿地植物的选择驯化研究综述[J].技术创新与管理, 2008,29(1):90~94
- [94] 陈长太, 阮晓红, 王雪. 人工湿地植物的选择原则[J].中国给水排水, 2003,19(3):65
- [95] Gersberg R M, Elkins B V, Lyon S R, et al. Role of aquatic plants in wastewatertreatment by artificial wetland [J]. Wat. Res., 1986, 20(3): 363~368
- [96] 李志炎, 唐宇力, 杨在捐, 等. 人工湿地植物研究现状 [J]. 浙江林业科技, 2004,24(4):56~59
- [97] Bailey J A. Principles of wild life management[M]. New York: John Wiley & Sons Inc., 1984
- [98] Joan G, Jordi C, Paula A, et al. Hydraulic behavior of horiental subsurface flow construted

- wetland with different aspect ratio and granular media size [J]. *Eco. Engi.*, 2004, 23: 177~187
- [99] Characklis W.G. Fouling biofilm development: a process analysis [J]. *Biotechnol. Bioeng.*, 1981, 23:1923~1960
- [100] 王世和, 王薇, 俞燕. 水力条件对人工湿地处理效果的影响[J]. *东南大学学报(自然科学版)*, 2003,33(3):359~362
- [101] Bennett J P, Rathbum R E. reaeration in open channel flow[R]. U.S. geological survey open-file report, Bay St. Louis, Miss, 1972
- [102] Peter A K, Gerald T O. Turbulent diffusion and the reaeration coefficient[J]. *Sani. Engi.Division, ASCE*, 1963, 128(3):293~323
- [103] 崔理华, 郑离妮, 楼倩, 等. 不同回流比对无植物垂直流人工湿除氮效果的影响[J]. *环境工程学报*, 2009, 3(7):1170~1174
- [104] 张勤, 周兴伟, 周健. 强化生物絮凝/三级人工湿地处理高浓度生活污水[J]. *中国给水排水*, 2009, 25(1):1~4
- [105] 王 湛, 万佳静, 陈晓东, 等. 寒冷地区人工湿地污水处理技术研究进展 [J]. *环境保护科学*, 2009, 35 (2) :30-33
- [106] 刘学燕, 代明利, 刘培斌. 人工湿地在我国北方地区冬季应用的研究. *农业环境科学学报*, 2004, 23(6):1077~1081.
- [107] 海热提, 范立维, 谢涛, 等. 两级潜流人工湿地在中国东北高寒地区的应用研究. *环境科学*, 2007, 28(11):2442~2447.
- [108] 申欢, 胡洪营, 潘永宝. 潜流式人工湿地冬季运行的强化措施研究. *给水排水*, 2007, 23(5):44~46.
- [109] S.华莱士, G.帕金, C.考思. 寒冷地区污水处理的人工湿地设计与运行[J]. *中国环保产业*, 2003, (6):40-42.
- [110] 翟俊, 何强, 肖海文. 凉山州泸沽湖镇污水处理厂工程设计[J]. *中国给水排水*, 2006, 22(2): 39~42.

附 录

A. 作者在攻读博士学位期间发表的论文目录:

- [1] 梁建军, 翟俊, 何强, 等. 复合潜流人工湿地强化处理低温地区生活污水.[J]. 中国给水排水, 2010.5 (10) (已发表)
- [2] 梁建军, 何强, 褚同伟, 等. 基于 PIPE2008:Surge 的超高扬程取水工程停泵水锤模拟分析.[J]. 给水排水, 2010.6 (已录用)
- [3] 梁建军, 蒋绍阶, 程远, 等. 高扬程长距离输水系统水锤防护数值模拟.[J]. 土木工程与环境科学 (增刊), 2010 (已录用)
- [4] 何强, 梁建军, 翟俊. 环境设施建设技术集成的研究与应用[J]. 城乡建设, 2006.8:67~69
- [5] 何强, 梁建军, 柴宏翔, 等. SBR 与人工湿地组合工艺处理生活污水的试验研究[J]. 建设科技, 2008, 14:16~20
- [6] J Shao-jie, LIU Zong-yuan, L Jian-jun. Effects of pH value and coagulant dosage on contact filtration of humic substances[J]. Cent. South Univ. Technol. (2009) 16(s1): 384-390.
- [7] 蒋绍阶, 褚同伟, 梁建军, 等. 新型螺旋斜板一体化净水设备的开发与应用. 中国给水排水. 2010.06. 第 11 期 (已录用)
- [8] 向平, 蒋绍阶, 梁建军. 水质工程学实验教学体系改革探讨[J]. 高等建筑教育, 2009, 18(4)

B. 作者在攻读博士学位期间科研工作情况

- [1] 2004.9~2008.6, 中国西部小城镇环境基础设施经济适用技术识别、集成与示范 (中荷国际合作项目, 编号 2003-MOC-NGGP-03, “华夏科技进步一等奖”第 13 获奖人)
- [2] 2005.5~2009.3, 小城镇污水处理经济适用技术体系研究与应用 (“重庆市科技进步二等奖”第 6 获奖人)
- [3] 2008.1~, 城市供水系统解析及高危要素识别方法研究(国家水体污染控制与治理重大科技专项, 编号: 2008ZX07420-006)

附表 1：湖泊水库营养状态评价标准

营养状态	指数	总磷（以 P 计） mg L ⁻¹	总氮（以 N 计） mg L ⁻¹	叶绿素（ α ） mg L ⁻¹	高锰酸盐指数 mg L ⁻¹	透明度 (m)
贫	10	0.001	0.02	0.0005	0.15	10
	20	0.004	0.05	0.001	0.4	5
中	30	0.01	0.1	0.002	1	3
	40	0.025	0.3	0.004	2	1.5
	50	0.05	0.5	0.01	4	1
富	60	0.1	1	0.026	8	0.5
	70	0.2	2	0.064	10	0.4
	80	0.6	6	0.16	25	0.3
	90	0.9	9	0.4	40	0.2
	100	1.3	16	1	60	0.12