

表面流人工湿地对城市径流水质的净化研究

乔 厦¹, 郑学良²

(1. 北京中森国际工程咨询有限责任公司, 北京 100013; 2. 北京林业大学 水土保持学院, 北京 100083)

摘 要:城市径流水质已经成为农业面源污染的主要来源之一,根据武汉市径流的水质和水量特征,采用多级串联的表面流人工湿地系统对其进行了径流净化研究。对人工湿地不同运行阶段模拟径流的净化效果进行了对比,分析化学耗氧量 COD_{Cr} , 生物耗氧量 BOD_5 , 固态悬浮物 SS , 总氮 TN , 总磷 TP , 铵氮 NH_4^+-N 在湿地系统中的沿程变化,探讨人工湿地对城市径流污染的去除效应。结果表明:各指标在人工湿地中的去除效应大小依次为 $\text{NH}_4^+-\text{N} > \text{COD}_{\text{Cr}} > \text{BOD}_5 > \text{TN} > \text{SS} > \text{TP}$, 其中对 NH_4^+-N 的去除效应显著高于其他指标的去除效应 ($p < 0.05$), 对 TP 的去除效应最弱 ($p < 0.05$); 人工湿地对 COD_{Cr} , BOD_5 , SS , TN , TP , NH_4^+-N 的去除效应在 1—7 月呈逐渐增加趋势, 局部有所波动, 9 月达到最大值, 9 月以后去除效应趋于平稳; 除了 TN 外, 人工湿地系统出水各指标均达到《地表水环境质量标准—GB》质量标准, 其中 TN 达Ⅳ类标准。径流各指标主要在人工湿地的第 1 格被去除, 随着人工湿地沿程进水浓度的增加, 其去除效应逐渐下降。相关性分析表明, 各径流各指标之间存在一定的相关性, 而 TP 与各指标之间没有相关性 ($p > 0.05$)。通过对湿地系统沿程氮磷浓度衰减的拟合及回归分析, 建立了与湿地系统进口浓度有关的 COD_{Cr} , BOD_5 , SS , TN , TP , NH_4^+-N 浓度的沿程衰减模型, 相关分析表明其最佳的拟合模型均为指数衰减模型。该湿地系统在整个试验时期内均表现出了良好的净化效果, 有效地减轻了城市径流水质对外界水环境的破坏, 可用于城市地面径流污染的控制和利用, 指数衰减模型的建立也为后续湿地设计及排水水质预测提供了理论分析依据。

关键词:人工湿地; 表面流; 城市; 径流; 净化

中图分类号: X524

文献标识码: A

文章编号: 1005-3409(2019)03-0353-09

Experimental Study on the City Runoff Pollutant Reduction by Multi-Series Surface Flow Constructed Wetland

QIAO Sha¹, ZHENG Xueliang²

(1. China Forest International Engineering Consulting Co., Ltd., Beijing 100013, China;

2. School of Soil and Water Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China)

Abstract: Rural domestic sewage has become one of the main sources of agricultural non-point source pollution. According to water characteristics of the runoff in Wuhan City, multi-series surface flow constructed wetland was used for purification experiment study on simulated and on-the-spot runoff. The purification effects of simulated runoff were compared in different operated phases of multi-series surface flow constructed wetland. Meanwhile, the variation of the pollutants (COD_{Cr} , SS , TN , TP , NH_4^+-N) along the constructed wetland and their removal mechanism were analyzed and discussed, respectively. In the purification study of on-the-spot runoff, removal rates of COD_{Cr} , SS , TN , TP , NH_4^+-N decreased in the order: $\text{NH}_4^+-\text{N} > \text{COD}_{\text{Cr}} > \text{BOD}_5 > \text{TN} > \text{SS} > \text{TP}$ in which the effluent met the grade III of water. In the simulated experiment, the effluent water quality of BCW system met the needs of Environmental Quality Standard for Surface Water (GB 3838—2002) III, besides TN met IV, most of the pollutants were removed in the front of the constructed wetland. The removal rate gradually decreased with the units. Correlation analysis showed that TP had no significant difference with the other pollution parameters ($p > 0.05$). We established the exponential, the linear, and the quadratic polynomial model which were related to the inlet concentration of the wetland system through the monadic linear regression analysis of model coefficients. Then these three models were used for prediction and evaluation on the basis of the other four groups of testing data. Correlation analysis

revealed that exponential decay model had a smaller relative root-square-error value with the best performance. The wetland system showed good purification effect during the whole test period, reducing the discharge of nitrogen and phosphorus of rural domestic sewage greatly, and mitigating the damage of domestic sewage to freshwater environment. The establishment of exponential attenuation model provided reference for the prediction of concentration changing along the multistage tandem constructed wetland system. The model can be used to easily predict nutrient concentration in any wetland subsystem when the influent concentration of the system is known. In total, there was remarkable treatment performance of the runoff when constructed wetland system was used, which also can withstand strong shock load. Moreover, it can be used to control urban surface runoff pollution.

Keywords: constructed wetland; surface flow; city; runoff; purification effect

作为一种典型的非点源污染,城市径流污染在冲刷和淋洗的作用下,通过径流过程造成城市水体污染^[1-2]。在点源污染逐渐被控制之后,城市地表径流已经成为城市水污染和退化的重要因素之一。与此同时,城市地表径流污染具有指标种类繁多、时空变异明显、过程机制复杂等特点,其暴露出的问题也是日益突出,现已成为第二大非点源污染(仅次于农业非点源污染)^[3-4]。据不完全统计,全国城市地表径流总量逐年增加,并且已经超过工业污水总量,因此,合理减缓城市径流水质的排放,同时减轻对外界环境的破坏具有一定的必要性。伴随着我国城市化的推进,大量城市径流污水逐步在地表聚集,加之污染控制和管理体系的不完善,我国城市径流污染等问题日益突出^[3-4]。因此,研究城市径流污染对城市环境的改善具有重要的现实意义。

人工湿地,一种模拟自然的湿地生态系统,通过植物、微生物和基质的协同关系实现对水质的净化效果。人工湿地具有良好的化学、物理和生物的综合效应,目前已被广泛使用于工业废水、农业污水和河流水质的治理中^[5-6]。迄今为止,国内外大量学者对人工湿地净化水质的研究已较成熟,其中对人工湿地填料的研究已从沙子、砾石等普通基质向高炉渣、煤灰渣及各种混合基质等高性能基质转变^[7-8]。而对湿地植物的选取也转向多功能的方向(香蒲、灯心草、美人蕉、风车草等),这些植物具有较强的环境适应能力和美观效果,在人工湿地净化水质过程中能够发挥巨大的作用^[9-10]。就目前的研究成果来看,人工湿地已经被当做一种有效的净化污水的技术模式得到各国的一致认可,关于人工湿地对农业废水、工业污水净化等方面已有大量的研究,然而人工湿地对城市径流水质的净化效果的研究尚不多见^[9-12]。并且目前较多的研究关注多级串联的表面流人工湿地,该系统能够并联或者串联一些复合湿地以加强对污水的去除效

果^[13-15]。除此之外,人工湿地的构造也十分重要,在一定的面积的基础上,需要合理规划和布局。鉴于此,本研究采用串联的湿地系统(S型分布),每个单独湿地床具有较高的长宽比,以实现串联湿地系统最优的级数配置,通过多级串联潜流人工湿地对武汉市地面径流 COD_{Cr}, BOD₅, SS, TN, TP, NH₄⁺-N 的净化效果,其研究成果可为武汉市人工湿地的设计与规划提供理论基础。

1 材料与方法

1.1 研究地概况

本研究将武汉市江夏区安山街胜利村作为人工湿地的研究对象,而该地区属于枫林敖生态文明村,拥有较为丰沛的降雨量,且在每年的6,7,8月达到全年的降雨量高峰期,年均降雨量1 269 mm,近几年的年均气温约为15.8~17.5℃,拥有长达近276 d的无霜期,同时具备长达近2 100 h的日照时数。

1.2 人工湿地结构

本研究中的人工湿地系统主要是由两大部分组成:一部分为3级过滤池,另一部分为8级表面流人工湿地,二者通过串联的形式共同构成了人工湿地系统,整个湿地采取的是S型的布局,主要目的在于对江汉区居民的日常生活污水等径流水质进行相应的处理。对于城市而言,其径流量及水质具有较大的不稳定性,为了增强本研究的稳定性,特将大小适中的调节池布局在湿地的系统前部,从而对进出流量进行调节控制,这样能够较好地保障城市径流能够较为稳定地进行本湿地系统。另外,在本湿地系统中设置了快速渗滤系统,该系统由三级过滤槽构成,并拥有高达1.5 m³/(m²·d)的水力负荷能力,同时对湿地生物塘的负荷进行了调节,其平均的水力负荷能够达到0.08 m³/(m²·d);在表面流湿地种植了试验所需的一系列水生植物,具体如表1所示,对于各级表面

流湿地而言,利用厚度为 10 mm 的有机玻璃建成了长、宽、高分别为 1.8,1.6,0.8 m 的长方体湿地床,各级湿地床的坡度均在 5% 以下,其中底部铺设若干尼龙网,并进行了三层基质填充,从而有效保障了底部集水区的正常运行,同时最大程度降低了填料基质的下漏;为了更便捷地采集试验样品水,特意沿每个单元的对角线排放了 PVC 管,其直径为 12 mm 的水管能够充分保障湿地的循环水流入该管。为提高整个湿地的利用效率,在湿地床体布局了导流墙,从而形成了 0.4 m×1.5 m×1.0 m 大小的 8 个单元床,

并在导流墙留有过水孔,为了增强污水与湿地的接触面,过水孔呈上下对角线分布,同时能够通过各单元床的水样采集来对其去除机制进行探讨。

本试验中的取样分析集中在 2016 年 1 月—12 月,共利用了 11 处取样点,不仅包括湿地系统的各过滤池、还包括湿地床的进出口等,取样采取不定期的方式进行,分别在不同的月份对取出水质进行化验分析,从而探究各指标的去除率^[11-12]。

各指标的去除率=(进水口值—出水口值)/出水口值×100%

表 1 湿地系统各级湿地床种植的水生植物

基本参数	渗滤槽 1 FT1	渗滤槽 2 FT2	渗滤槽 3 FT3	湿地床 1 WB1	湿地床 2 WB2	湿地床 3 WB3	湿地床 4 WB4	湿地床 5 WB5	湿地床 6 WB6	湿地床 7 WB7	湿地床 8 WB8
尺寸(长×宽)/m	2.0×2.4	2.0×2.4	2.0×2.4	4.2×3.6	12.8×3.5	15.2×4.8	10.9×4.8	11.6×4.8	16.9×5.8	15.7×5.8	20.3×5.8
深度/m	2.0	2.0	2.2	0.3	0.6	0.9	1.2	1.5	1.8	2.1	2.4
水生植物	—	—	—	凤眼莲	美人蕉	美人蕉	水芋	凤眼莲	凤眼莲	美人蕉	美人蕉

1.3 人工湿地运行

结合江夏区径流水质监测状况,首先对人工模拟状况下的雨水径流开展相应的试验研究,然后对矿区径流开展人工湿地的去除效果研究。第一步要对人工湿地进行连续的进水,待进水停留大约三天后进行放空,其中的水质取样时间间隔约为 2~3 d,取样处位于每个单元格的进出口处。整个试验在 2016 年完成,基本上在气温 10~32℃ 的情况下进行试验,从而通过近一年的径流湿地净化研究来探究城市径流下人工湿地对水质的净化作用,从而探究如何开展城市污水处理,为提升水质奠定基础。

利用回归分析能够获取不同的拟合曲线方程,然后对之进行相关分析,同时利用均方根误差及相对均方根误差指标开展数据检验,从而获取最佳的拟合曲线。

生物量统计模型的筛选通过判定系数 R^2 , F 检验值和回归显著水平进行,为了探究样本预测值与实测值之间的差异,本研究通过误差水平进行以下双重检验:

均方根误差 RMSE:

$$RMSE=\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n(C_1-C_2)^2}{n}}$$

相对均方根误差 RRMSE:

$$RRMSE=\frac{\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n(C_1-C_2)^2}{n}}}{C_3}$$

水质测定项目包括 TN, TP, NH_4^+-N , BOD_5 , COD_{Cr} 和 SS。 BOD_5 采用稀释接种法; COD_{Cr} 采用重铬酸钾氧化法; NH_4^+-N 采用纳氏试剂分光光度法;TN 采用过硫酸钾—紫外分光光度法;TP 采用钼锑抗分光光度法^[13]。

$$C_3=\frac{\sum_{i=1}^nC_2}{n}$$

式中:模拟值用 C_1 表示;实测值用 C_2 表示;平均值用 C_3 表示; n 代表样品个数。

2 结果与分析

2.1 人工湿地对城市径流水质的去除效应

人工湿地主要通过微生物的代谢活动和植物的吸收去除 COD_{Cr} , 其中微生物降解是主要的去除 COD_{Cr} 途径,而植物对 COD_{Cr} 的吸收作用较小。由图 1 可知,各指标的去除率与进水浓度保持一致的变化规律,在 3 月份是人工湿地运行的初期,湿地植物处于初级生长阶段,而微生物数量、种类及活性均处于

1.4 数据分析

通过上述试验得到了相应的指标数据,接下来需要对数据的拟合程度进行分析,本研究采用 Origin 9.0 软件开展相应的曲线拟合分析,具体来说主要是以下 3 种:

- 指数拟合曲线: $y=ae^{bx}$;
- 线性拟合曲线: $y=ax+b$;
- 二次拟合曲线: $y=ax^2+bx+c$ 。

首先获取进水口的水质浓度值 C_i ,同时结合对应拟合曲线系数,这样就能够通过 SPSS 19.0 进行一元回归分析,从而获取二者之间的关系。

初级发展阶段,因此出水 COD_{Cr} 浓度较高,随着进水浓度的增加, COD_{Cr} 去除率呈现出波动变化,但总体呈增加趋势。在7月, COD_{Cr} 去除率达到最高(80%左右),此时温度较高,微生物活性增强、数量较多,导致人工湿地对 COD_{Cr} 的过滤、截留作用较大;在7月以后 COD_{Cr} 去除率急剧下降。此外,人工湿地在运行稳定后, COD_{Cr} 出水浓度达到了《地表水环境质量标准》(GB3838—2002)Ⅲ类的质量标准。

人工湿地在 N 的去除过程中,氨化菌、硝化菌和反硝化菌似 N 的形态发生转变。与 COD_{Cr} 去除率相似,人工湿地在运行初期 TN, NH_4^+-N 去除率最低,主要是由于 N 代谢的微生物群还未适应人工湿地系

统,活性水平较低,还不能完全参与氮的转化,导致 TN, NH_4^+-N 去除率较低。7月以后 TN, NH_4^+-N 去除率逐渐降低,湿地稳定运行后, TN, NH_4^+-N 去除率与进水浓度的变化趋势相一致。

人工湿地运行初期(3月),TP 去除率维持在 20%左右,在3月以后,TP 去除率波动较大,出水浓度达地表Ⅲ类水排放标准。SS 在人工系统中主要靠微生物降解、植物根茎拦截和基质过滤等途径得以去除。其中人工湿地进水 SS 浓度为 123.96 mg/L,出水 SS 浓度 <30 mg/L,SS 平均去除率为 70%。通过图 1 可知,该人工湿地保持了较高的 SS 去除率和出水浓度,表明人工湿地对 SS 具有较强的抗冲击能力。

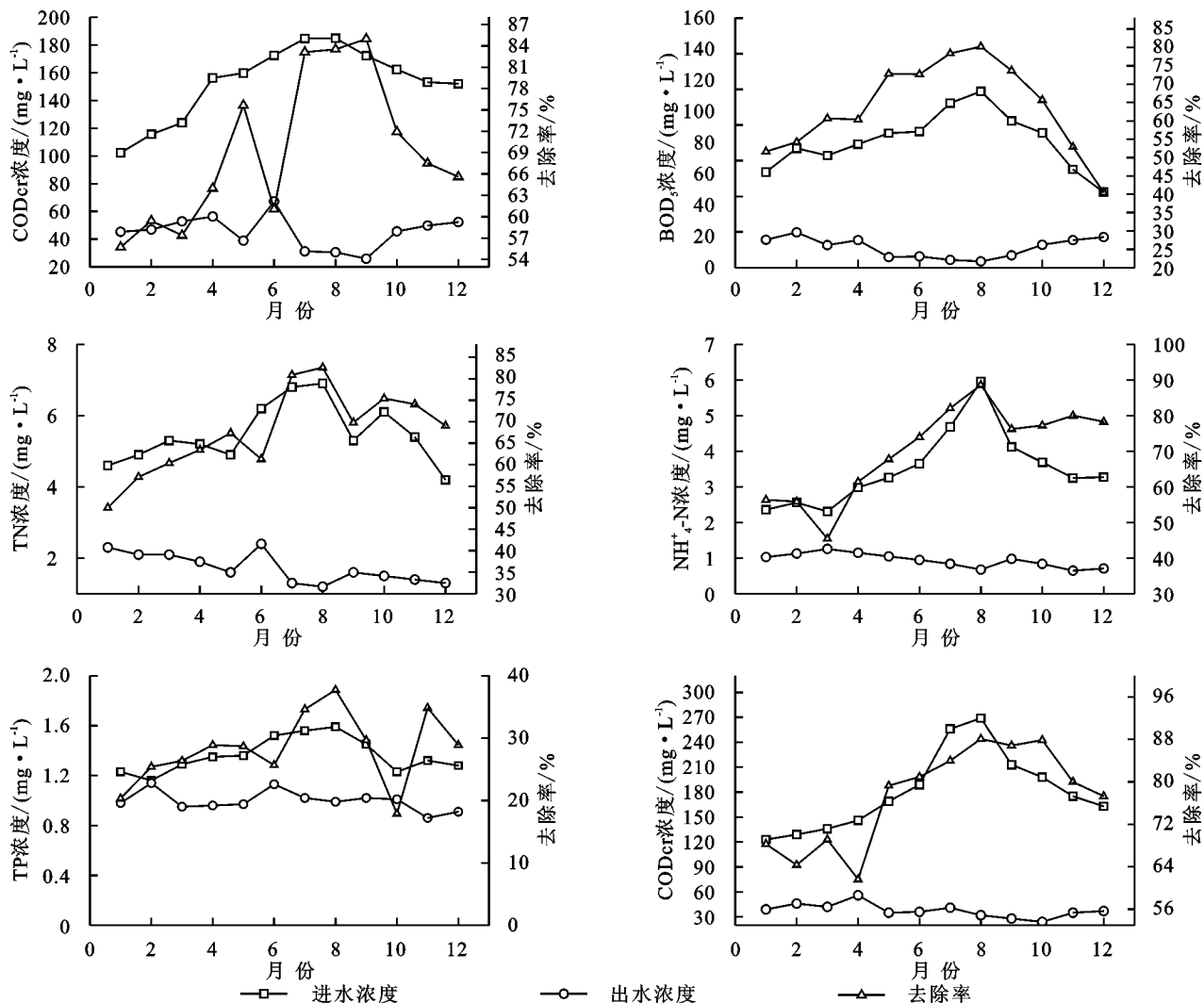


图 1 人工湿地对城市径流水质的去除效应

2.2 城市径流水质各指标在人工湿地中的沿程变化

由表 2 可知,人工湿地床 1 对 TN, NH_4^+-N , BOD_5 , COD_{Cr} , TP, SS 的净化效果优于其他过滤池,湿地床对各指标的去除率随着沿程逐渐降低,湿地床 8 对指标的去除率最低。从湿地床的沿程来看,城市径流大部分指标在第 1 格湿地床被去除,其中,50%

的 NH_4^+-N 在第 1 格湿地床被去除。随着进水浓度的增加, NH_4^+-N 去除率逐渐降低。首先,第 1 格湿地床通过植物根系的截留作用和过滤等过程有效地去除大量 NH_4^+-N , TN, COD_{Cr} ;其次,第 1 格湿地床进水浓度较高,导致去除率也相对较高;再者,第 1 格湿地床微生物活性较高,有利于湿地植物对 NH_4^+-N

N,TN,COD_{Cr}的吸收。此外,相邻两格湿地床进水浓度差和去除率的差异逐渐减小,表明人工湿地床对各指标的去除率影响逐渐减弱。由于进水的下渗,使各级湿地床存在明显的好氧、厌氧区域,微生物有效的发挥了脱氮作用,从而极大增加了对 N 素的去除。TP 在第 1 格湿地床去除率达到 32.9%,与后续湿地床差异较大,沿湿地床的沿程急剧降低。随着 TP 浓度迅速降低,其后续进水中 TP 浓度较低,因此 TP

去除率随湿地床沿程迅速降低。SS 也是在第 1 格湿地床得到了有效的去除(去除率较大),在第 7,8 格湿地床中几乎没有去除。由图 2 可知,人工湿地最终的去除率依次表现为 NH₄⁺-N>COD_{Cr}>BOD₅>TN>SS>TP,其中 NH₄⁺-N 和 COD_{Cr} 去除率差异不显著($p>0.05$),COD_{Cr}>BOD₅ 去除率差异不显著($p>0.05$),TN,SS,TP 去除率差异均显著($p<0.05$),显著低于 NH₄⁺-N,COD_{Cr},BOD₅ 去除率。

表 2 城市径流水质各指标在人工湿地中的沿程变化 %

指标	湿地床 1 WB1	湿地床 2 WB2	湿地床 3 WB3	湿地床 4 WB4	湿地床 5 WB5	湿地床 6 WB6	湿地床 7 WB7	湿地床 8 WB8
COD _{Cr}	45.6	19.3	10.8	8.6	5.7	3.2	1.3	0.6
TN	43.2	15.2	9.7	7.2	6.1	2.5	1.9	0.3
BOD ₅	35.8	19.8	13.2	9.2	5.4	3.7	1.5	0.9
NH ₄ ⁺ -N	51.7	16.3	11.7	8.3	4.9	3.1	1.6	0.8
TP	32.9	14.2	9.8	7.4	5.8	2.9	1.4	0.7
SS	37.1	11.3	10.4	8.1	4.6	3.5	2.1	1.0

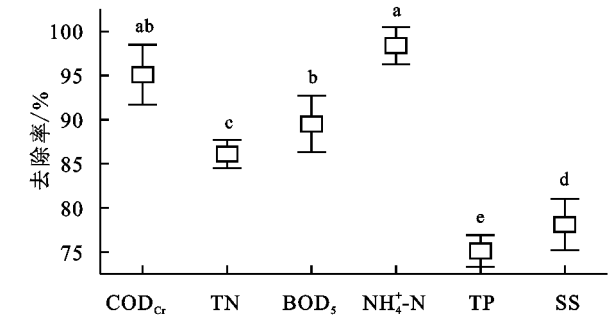


图 2 人工湿地对城市径流水质的去除率

2.3 城市径流水质各指标之间的相关性

采用 Pearson 相关系数法分析城市径流各指标去除率之间的相关性。由表 3 可知,各径流各指标去除效应之间存在一定的相关性,COD_{Cr}与 BOD₅,SS 呈极显著正相关($p<0.01$),与 TN 和 NH₄⁺-N 呈显著正相关($p<0.05$);BOD₅与 TN,NH₄⁺-N 和 SS 呈显著正相关($p<0.05$);TN 与 NH₄⁺-N 呈极显著正相关($p<0.01$);NH₄⁺-N 与 SS 呈极显著正相关($p<0.01$);TP 与各指标去除效应之间没有相关性($p>0.05$)。

表 3 城市径流水质各指标之间的相关性

指标	COD _{Cr}	BOD ₅	TN	NH ₄ ⁺ -N	TP	SS
COD _{Cr}	1.000	0.825**	0.517*	0.504*	0.017	0.756**
BOD ₅		1.000	0.606*	0.629*	0.129	0.503*
TN			1.000	0.912**	0.156	0.104
NH ₄ ⁺ -N				1.000	0.139	0.611*
TP					1.000	0.072
SS						1.000

注: ** 相关性在 0.01 水平上显著(双尾); * 相关性在 0.05 水平上显著(双尾)。

2.4 城市径流水质各指标的衰减模型

通过 SPSS 的最佳拟合检验,由最大 R² 和 F 值筛选出最佳拟合曲线,由此选用线性、指数和二次模型描述其回归关系,分别绘制 TN,NH₄⁺-N,BOD₅,COD_{Cr},TP,SS 浓度沿湿地系统的变化曲线,见表 4。根据 TN,NH₄⁺-N,BOD₅,COD_{Cr},TP,SS 浓度实测数据分布特征,得到最佳拟合曲线。同时相关性均已经达到极显著水平($p<0.01$,相关系数 R² 较高)。

对于指数模型,模型系数 a 和 b 的一元回归分析结果为:

$$a=-2.86+1.62C_i; \quad b=-0.07-0.04C_i$$
$$C=(-2.86+1.62C_i)e^{(-0.07-0.04C_i)x}$$

对于线性模型,模型系数 a 和 b 的一元回归分析结果为:

$$a=0.16-0.07C_i; \quad b=-0.56+1.56C_i$$
$$C=(0.16-0.07C_i)x+(-0.56+1.56C_i)$$

对于二次模型,模型系数 a,b,c 的一元回归分析结果为:

$$a=0.05+0.14C_i; b=-0.06-1.32C_i,$$
$$c=-3.29+1.25C_i$$
$$C=(0.05+0.14C_i)x^2+(-0.06-1.32C_i)x+(-3.29+1.25C_i)$$

式中:x 代表沿程湿地序列;C_i 代表总湿地进口浓度;C 代表湿地出口浓度。

2.5 城市径流水质各指标衰减模型的验证

分别利用得到的指数模型、线性模型和二次多项

式模型进行相关性检验和指标评价(表 5),以确定最佳拟合公式。相关分析结果显示,拟合曲线的模拟值与实测值均具有极显著的相关性($p<0.01$),显示出上述拟合曲线具有很好的模拟效果。

对于 TN, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, BOD_5 , COD_{Cr} , TP, SS 浓度沿程衰减而言,指数模型具有较好的拟合效果,其相对均方根误差(RRMSE)较线性模型和二次多项式小。因此,在该多级串联表面流人工湿地 TN, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, BOD_5 , COD_{Cr} , TP, SS 浓度沿程衰减的模型构建中,应优先选择指数模型(图 3)。

2.6 人工湿地植被生物量及氮、磷积累量

由图 4 可知,人工湿地植被地上生物量变化范围在 86.3~263.5 g/m²,地下生物量变化范围在 32.6~126.3 g/m²,在 8 月地上和地下生物量达到最大。总体上呈倒 V 字型变化规律,与去除率变化趋势相一致。N 积累量变化范围在 15.6~32.8 g/m²,P 积累量变化范围在 1.21~1.53 g/m²,在 8 月 N,P 积累量达到最大,其中 P 积累量随时间变化幅度较小。

表 4 城市径流水质各指标的衰减模型

拟合类型	指标	进口浓度/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	参数		
			<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>
指数拟合	COD_{Cr}	123.56	15.69	-0.13	—
	BOD_5	92.54	13.58	-0.16	—
	TN	4.12	13.25	-0.25	—
	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	3.58	16.89	-0.09	—
	TP	1.06	7.36	-0.18	—
	SS	156.97	6.51	-0.12	—
线性拟合	COD_{Cr}	123.56	-1.23	16.23	—
	BOD_5	92.54	-1.06	15.18	—
	TN	4.12	-1.69	16.34	—
	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	3.58	-0.57	21.17	—
	TP	1.06	-0.36	5.69	—
	SS	156.97	-0.48	6.16	—
二次拟合	COD_{Cr}	123.56	0.16	-2.36	20.36
	BOD_5	92.54	0.19	-2.14	20.19
	TN	4.12	0.23	-2.98	19.58
	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	3.58	0.11	-1.23	26.54
	TP	1.06	-0.03	-1.05	23.47
	SS	156.97	0.09	-0.96	21.45

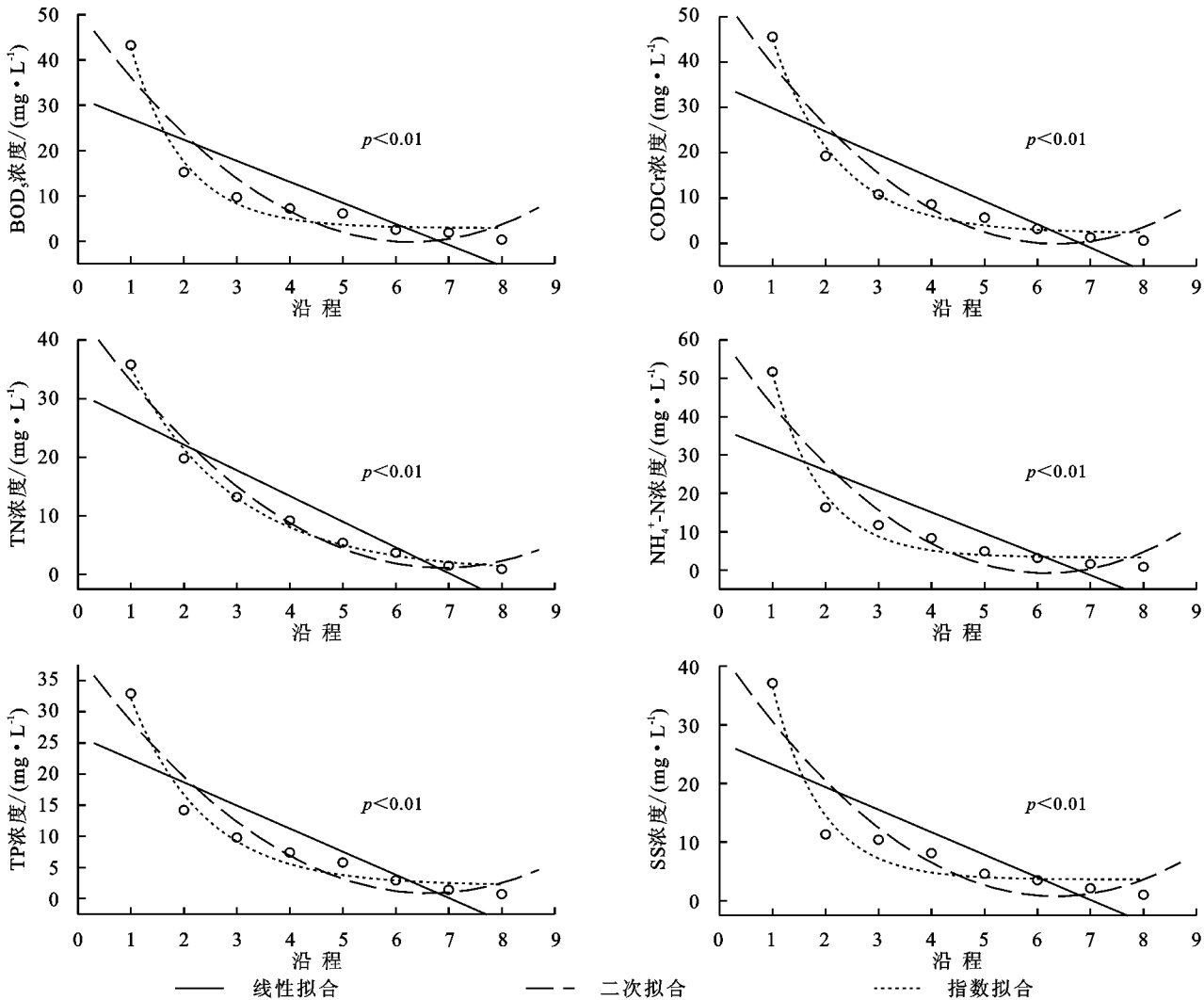


图 3 回归模型与实测数据的验证

表 5 城市径流水质各指标拟合曲线相关性分析及评价指标

拟合类型	指标	自由度 <i>n</i>	相关系数	均方根误差	相对均方根误差	<i>p</i> 值	<i>F</i> 值
				RMSE	RRMSE		
指数拟合	COD _{Cr}	96	0.869	1.35	0.35	<0.01	156.32
	BOD ₅		0.894	1.23	0.31		189.25
	TN		0.923	1.56	0.26		110.74
	NH ₄ ⁺ -N		0.901	1.13	0.19		95.36
	TP		0.897	1.28	0.16		136.59
	SS		0.921	1.05	0.24		142.08
	COD _{Cr}		0.903	1.98	0.18		123.69
线性拟合	BOD ₅	96	0.869	2.31	0.16	<0.01	92.31
	TN		0.867	1.51	0.13		175.16
	NH ₄ ⁺ -N		0.891	1.69	0.17		125.69
	TP		0.924	1.75	0.23		98.31
	SS		0.905	1.24	0.16		92.47
	COD _{Cr}		0.845	1.16	0.19		103.63
	BOD ₅		0.926	1.12	0.21		115.47
二次拟合	TN	96	0.902	1.26	0.24	<0.01	162.58
	NH ₄ ⁺ -N		0.894	1.24	0.18		132.56
	TP		0.896	1.09	0.17		94.75
	SS		0.887	1.67	0.20		107.55
	COD _{Cr}		0.845	1.16	0.19		103.63

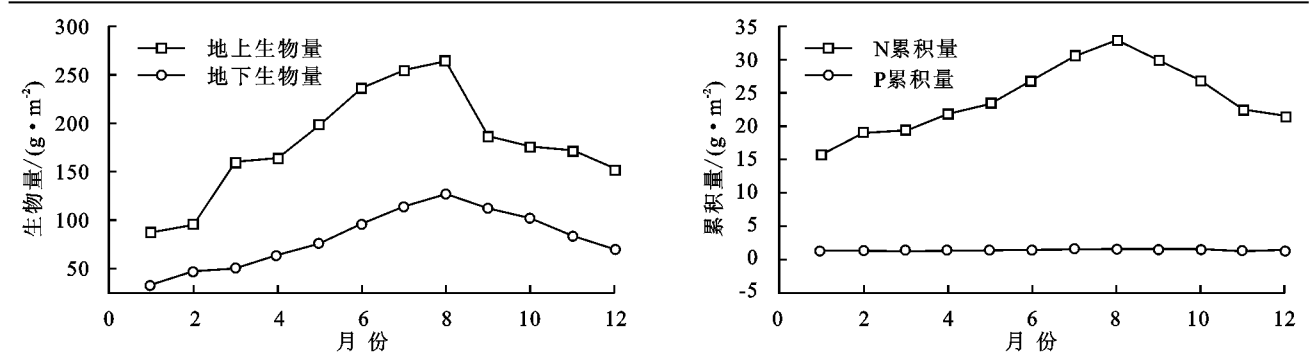


图 4 人工湿地植被生物量及氮、磷积累量

3 结论与讨论

人工湿地的净化作用通过多方面综合进行,首先,湿地植被能够对污水进行明显的杂质截流、过滤及吸附,直接对污染物产生截留;其次,湿地微生物能够通过新陈代谢等活动吸收水中养分;另外,湿地基质填充物能够对水中杂质进行吸附沉淀,同时能够结合微生物作用净化水质。常用的湿地基质多为砾石,因其较高的孔隙度能够利于微生物的生长,从而为微生物净化水质提供更好的条件^[16-17]。本研究将炉渣和泥沙作为湿地基质,这样能够很大程度上降低土壤表面的短流,同时较多孔隙能够促进新陈代谢活动,进而增强湿地的去除率。该试验主要分析在表面流湿地系统下营养盐浓度的沿程变化,并建立相应的模型,重点对其与总湿地系统进口初始浓度间的关系进

行建模分析^[18],从而便于今后的研究及数据预测。

人工湿地对 N 的去除过程较为复杂,不仅通过氨的挥发、硝化及反硝化过程,还通过介质的吸附及微生物的固氮作用,同时氮的迁移转化也在 N 去除中发挥明显的作用,城市径流中 NH₄⁺-N 成了 TN 的主要成分,因此在水质净化过程中二者具有密切关系^[19]。硝化作用对于去除 NH₄⁺-N 具有显著的作用,此外,具有较好富氧效果的表面流湿地能够产生较显著的氧化硝化作用,利于去除 NH₄⁺-N^[20]。在本试验中 1 号湿地床去除了 40% 的 NH₄⁺-N,流经 7 号湿地床时其去除率为近 80%,可见,在高浓度进水的情况下该湿地系统具有显著去除效果。但对低浓度进水的营养盐去除效果则平缓、持久,这主要是高浓度进水的情况下能够促使湿地植被快速生长,从而加速对营养盐的吸收,同时根系释氧促进硝化作用^[20]。

通过进出水 $\text{NH}_4^+-\text{N}/\text{TN}$ 可以得知,人工湿地并没有较好的复氧能力,较弱的氨化及硝化作用不利于反硝化作用,这样会出现较高出水浓度的 TN ;在进水过程中会有部分有机物及氮、磷黏附在 SS 表面,因此 SS 的去除与有机物及氮、磷的去除有很大关系。

对于 TP 而言,人工湿地对其去除效应较弱,人工湿地主要通过吸附的方式对 P 进行去除, P 随泥沙等颗粒物进入湿地后被湿地植被及基质等截留,一方面通过植被的吸附及物理化学作用进行去除,另一方面在微生物的降解下进行去除;氧化态的根区的形成离不开微生物的作用,更离不开湿地植被的氧气输出,这样就为不同厌氧生物提供了各自适宜的生存条件,这一过程明显受到湿地 pH 值、 Fe 、 Ca 等因素的制约^[21-22]。对于本试验而言,湿地的 pH 值基本处于中性水平,而基质填料具有较高的 Ca 、 Fe ,这样就形成了不溶性的 Ca-P 、 Fe-P 沉淀;一旦湿地吸附能力接近于饱和,吸附作用将微乎其微甚至会释放部分磷,这样基质就能够对水中磷浓度进行调节^[21-22]。通过研究发现,1号过滤池对 TP 的去除效果基本上达到了40%,说明过滤床的基质填料能够对 TP 产生明显的吸附作用,经过2号湿地床的 TP 去除效果已经达到了近60%,且在后续基本保持稳定,这说明1号过滤池利用较大的横断面及流程能够对 TP 产生明显的吸附及沉降作用。

通过试验发现,人工湿地植被对水中各指标的去除效应具有较大的标准差,说明环境因子能够对各指标的去除效应产生明显的不同影响,湿地植被能够在水质净化过程中起到重要作用,必须根据不同的污水状况选择适宜的湿地植被,尤其是那些根系发达,对污染物具有较强富集能力,且拥有较大生物量的植被,通过植被的组合能够多方面去除不同的污染,既能够产生良好的去除效果,又能在控制成本的基础上合理利用资源,降低外来植被可能导致的外来物种入侵风险,促进生态稳定^[23]。1—3月期间湿地植被的去除能力较弱,这主要归因于此时期植被处于生长初期,根系、茎秆等尚未丰盛,其吸附及释氧能力较弱,而进入夏季后植被生长茂盛,尤其是进入9月后,湿地植被的去除效应最佳,而进入11月,植被因密度较大而空间及资源不足,茎叶枯黄败落导致植被的净化作用大幅下降。此外,本研究监测了湿地植被生物量和植被体内 N 和 P 含量的变化。就植株体内的 N 、 P 含量而言,地上部分 N 和 P 积累量高于地下部分,这种模式体现了 N 、 P 元素主要供给营养生长部位的分

配特点,属于植被对 N 和 P 内在生长特性。人工湿地植被 N 、 P 积累量能够反映植被对 N 、 P 的直接去除能力,营养物质的分配特点会涉及到采取的收割方式,本研究中人工湿地植被可以通过收割去除大部分的 N 、 P 积累量,使其移出生态系统。

对于本研究而言,数据采集缺乏一定的连续性,而是在整年的不同时间点进行样本采集分析,而取样的间隔天数并不是固定的,这样难以通过连续多天的样本采集数据进行对比分析,这一定程度上影响了研究的稳定性及普遍性。此外,为更全面研究湿地净化,今后的研究中一方面要对进口水量的排放负荷做好观测,另一方面注重营养物浓度负荷的连续对比分析。在本研究中,采取了较深的湿地设计,可能会对某些湿地植被的生长带来不利影响,进而可能会对湿地净化效应研究产生一定的影响,此后需对不同深度湿地的净化效果进行对比研究。湿地植被能够对整个湿地的净化效果产生相当大的影响,对此本研究没有进行不同植被间的净化效果对比,这也是未来的研究方向。

参考文献:

- [1] Yanga Z, Zheng S, Chena J, et al. Purification of nitrate-rich agricultural runoff by a hydroponic system[J]. *Bioresource Technology*, 2008,99(17):8049-8053.
- [2] Ihme R, Heikkinen K, Lakso E. The use of overland flow for the purification of runoff water from peat mining areas[M]. *National Board of Waters and the Environment*, 1991.
- [3] Postila H, Saukkoriipi J, Heikkinen K, et al. Can treatment wetlands be constructed on drained peatlands for efficient purification of peat extraction runoff? [J]. *Geoderma*, 2014, 228(1):33-43.
- [4] Eskelinen R, Ronkanen A K, Marttila H, et al. Purification efficiency of a peatland-based treatment wetland during snowmelt and runoff events[J]. *Ecological Engineering*, 2015,84:169-179.
- [5] Tu Y T, Chiang P C, Yang J, et al. Application of a constructed wetland system for polluted stream remediation[J]. *Journal of Hydrology*, 2014,510(3):70-78.
- [6] Klein J J M D, Werf A K V D. Balancing carbon sequestration and GHG emissions in a constructed wetland [J]. *Ecological Engineering*, 2014,66:36-42.
- [7] Oon Y L, Ong S A, Ho L N, et al. Hybrid system up-flow constructed wetland integrated with microbial fuel cell for simultaneous wastewater treatment and electricity generation[J]. *Bioresource Technology*, 2015,186:

- 270-275.
- [8] Li T, Zhou F, Yu R, et al. The performance of the microbial fuel cell coupled constructed wetland system and the influence of anode bacterial community[J]. *Environmental Technology*, 2016,37(13):1683-1692.
- [9] ávila C, Bayona J M, Martín I, et al. Emerging organic contaminant removal in a full-scale hybrid constructed wetland system for wastewater treatment and reuse[J]. *Ecological Engineering*, 2015,80:108-116.
- [10] Shehzadi M, Afzal M, Khan M U, et al. Enhanced degradation of textile effluent in constructed wetland system using *Typha domingensis*, and textile effluent-degrading endophytic bacteria[J]. *Water Research*, 2014,58(58):152-159.
- [11] Fang Z, Song H L, Cang N, et al. Electricity production from Azo dye wastewater using a microbial fuel cell coupled constructed wetland operating under different operating conditions[J]. *Biosensors & Bioelectronics*, 2015,68(68):135-141.
- [12] Jia H, Sun Z, Li G. A four-stage constructed wetland system for treating polluted water from an urban river [J]. *Ecological Engineering*, 2014,71(71):48-55.
- [13] Huang J C, Suárez M C, Yang S I, et al. Development of a constructed wetland water treatment system for selenium removal: incorporation of an algal treatment component[J]. *Environmental Science & Technology*, 2014,47(18):10518-10525.
- [14] Białowiec A, Albuquerque A, Randerson P F. The influence of evapotranspiration on vertical flow subsurface constructed wetland performance[J]. *Ecological Engineering*, 2014,67(6):89-94.
- [15] Gomes M V, de Souza R R D, Teles V S, et al. Phytoremediation of water contaminated with mercury using *Typha domingensis* in constructed wetland[J]. *Chemosphere*, 2014,103(5):228-233.
- [16] Ju X, Wu S, Zhang Y, et al. Intensified nitrogen and phosphorus removal in a novel electrolysis-integrated tidal flow constructed wetland system[J]. *Water Research*, 2014,59(4):37-45.
- [17] Mohammadpour R, Shaharuddin S, Chang C K, et al. Spatial pattern analysis for water quality in free-surface constructed wetland[J]. *Water Science & Technology A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 2014,70(7):1161-1167.
- [18] Qian W, Xie H, Ngo H H, et al. Microbial abundance and community in subsurface flow constructed wetland microcosms: role of plant presence[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016,23(5):1-10.
- [19] Wang Z, Liu C, Liao J, et al. Nitrogen removal and N_2O emission in subsurface vertical flow constructed wetland treating swine wastewater: effect of shunt ratio[J]. *Ecological Engineering*, 2014,73:446-453.
- [20] Wei G, Min Y, Tao H, et al. Influence of substrate type on microbial community structure in vertical-flow constructed wetland treating polluted river water[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, 22(20):16202-16209.
- [21] Gill L W, Ring P, Higgins N M P, et al. Accumulation of heavy metals in a constructed wetland treating road runoff[J]. *Ecological Engineering*, 2014,70(3): 133-139.
- [22] Shao Y, Pei H, Hu W, et al. Bioaugmentation in lab scale constructed wetland microcosms for treating polluted river water and domestic wastewater in northern China[J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2014,95:151-159.
- [23] Wu H, Fan J, Zhang J, et al. Strategies and techniques to enhance constructed wetland performance for sustainable wastewater treatment[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015,22(19):14637-14650.