

人工湿地不同植被净化污水效果及其氮磷累积研究

胡世琴

(新疆建设职业技术学院, 乌鲁木齐 830054)

摘 要:通过模拟垂直流人工湿地污水系统,研究了湿地植被鸢尾(*Iris pseudacorus*)、香蒲(*Typha orientalis*)、茭白(*Zizania aquatica*)和芦苇(*Phragmites australis*)对生活污水总氮(TN)、总磷(TP)、氨氮(NH_4^+-N)、生物耗氧量(BOD_5)和化学耗氧量(COD_{Cr})的去除效果及其植被对氮磷累积效应。结果发现:(1)人工湿地4种植被对生活污水的净化效果存在一定的差异,对污水各个指标的去除率随人工湿地的运营期均呈“V”型变化,基本表现为反弹期>稳定期>恢复期>启动期;(2)综合比较可知,通过人工湿地整个运营期来看,人工湿地植被能有效促进湿地对污水的去除效果,其中以茭白和鸢尾的去除效果较好,而4种湿地植被对TP的去除率最高,对TP、 NH_4^+-N 和 COD_{Cr} 的去除率差异不显著($p>0.05$);(3)4种湿地植被地上和地下生物量表现出一致的变化规律,基本表现为鸢尾和茭白高于芦苇和香蒲,除了鸢尾以外,其他植被地上、地下生物量比(A/U)均大于1,4种植被地下生物量占总生物量的40%以上,并且地上部分N、P浓度高于地下部分N、P浓度,地上平均N、P积累量高于地下部分N、P积累量;鸢尾和茭白地上部分和地下部分N、P浓度和N、P积累高于芦苇和香蒲;(4)相关性分析表明人工湿地不同植被N、P积累量分别与生物量、N含量、P含量均呈显著的线性关系($p<0.01$),生物量与N、P积累量的相关系数高于N含量和P含量的相关系数,表明人工湿地植被生物量对N、P积累量的影响大于植被体内N、P含量的影响,因此可以通过生物量来评价人工湿地植被对N、P的去除效果。

关键词:人工湿地; 植被; 净化效果; 氮磷累积

中图分类号:X171; Q948.1

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2017)01-0200-07

Research on Domestic Sewage Purification Efficiencies of Plants and N, P Accumulation in Biomass in Constructed Wetland

HU Shiqin

(Xinjiang Construction Vocational Technology College, Urumqi 830054, China)

Abstract: Four kinds of wetland plants, including *Iris pseudacorus*, *Typha orientalis*, *Zizania aquatica* and *Phragmites australis* were selected to study the removal efficiency of total nitrogen (TN), total phosphorus (TP), ammonia nitrogen (NH_4^+-N), biological oxygen consumption (BOD_5) and chemical oxygen consumption (COD_{Cr}) from domestic sewage by plants and the N, P accumulation in biomass in the constructed wetland. The results showed that: (1) the purification efficiencies of four kinds of wetland plants were different in a ‘V’ type with the seasons which showed rebound period > stabilization period > recovery period > period start; (2) the four kind of plants in constructed wetland could effectively promote the removal efficiency, which showed that *Iris pseudacorus* and *Zizania aquatica* were higher than *Typha orientalis* and *Phragmites australis*, while the removal efficiencies of TP, NH_4^+-N and COD_{Cr} had no significant difference ($p>0.05$); (3) the aboveground and the underground biomass showed *Iris pseudacorus* and *Zizania aquatica* were higher than *Typha orientalis* and *Phragmites australis*, and the ratios of most plants biomass aboveground (A/U) varied between 1 and 2 except for *Iris pseudacorus*, the underground biomass accounted for more than 40% to total biomass, and the concentrations of nitrogen and phosphorus of aboveground biomass were higher than those in the underground biomass, which showed that *Iris pseudacorus* and *Zizania aquatica* were higher than *Typha orientalis* and *Phragmites australis*; (4) correlation analysis showed that plant accumulations of nitrogen and phosphorus displayed significantly positive linear correlation with plant biomass and concentrations of nitrogen and phosphorus ($p<0.01$), and biomass could be used as an indicator to screen the appropriate artificial wetland plants.

收稿日期: 2016-03-17

修回日期: 2016-03-25

第一作者: 胡世琴, 女(1967—), 重庆人, 硕士, 副教授, 全国注册公用设备工程师(给水排水), 主要从事污水处理与回用技术研究。

E-mail: Shi_qinghu@163.com

Keywords: constructed wetland; plants; purification efficiency; N, P accumulation

人工湿地是土壤和基质(炉渣和粉煤灰等)按一定比例选择性地植入植被自适应生态系统^[1-2],包括 4 大基本要素(水体、基质、水生植被和微生物),能够通过一系列物理、化学、生物途径对特定污染物高效去除,具有低投资、低运行费用、低耗能和美观等特点,已被广泛运用于污水处理和水环境富营养化的防治中,在不少地区取得了良好的环境效果和经济效益^[3]。湿地植被是构建人工湿地植被系统的主要组成部分,在净化水质等方面起着重要作用;湿地植被不仅具有同化吸收污染物的功能,还有拦截、过滤污染物的作用,不同湿地植被具有较强的地域性,对污染物质的去除能力有较大的差异^[4]。潜流式人工湿地因面积较小、净化水质能力强、操作和运行方便等优点应用较为广泛,选择合适的挺水植被是构建人工湿地和恢复重建自然湿地的重点研究内容^[5-6]。而近几十年来,关于人工湿地净化水质的研究大多局限于单一植被,系统将人工湿地不同植被对富营养化水体处理效果的比较研究鲜见报道^[1-2,7]。本试验选取 4 种常见湿地植被,构建潜流型人工湿地,通过对比分析研究不同植被对生活污水中 BOD_5 , COD_{Cr} , NH_4^+-N , TN , TP 的去除能力,旨在筛选适合生长且净化能力较强的湿地植被用于湿地水质净化和水环境修复,为构建人工湿地、净化生活污水、控制水体污染和富营养化提供理论依据和实践措施。

1 材料与方法

1.1 人工废水的配置

人工废水配置, TN : 9.16 mg/L, TP : 0.83 mg/L, NH_4^+-N : 6.12 mg/L, BOD_5 : 180 mg/L, COD_{Cr} : 300 mg/L, pH 值为 7.04。

1.2 人工湿地设计与流程

人工湿地结构: 试验区位于新疆农业大学的试验大棚内, 共设 3 个人工湿地结构单元(作为 3 个重复), 每个单元长 \times 宽 \times 深=20 m \times 5.0 m \times 1.0 m, 单元之间 2 m 宽的水泥砖隔开, 底部为集水区, 其上铺放尼龙网, 防止填料下漏, 每个单元沿按照“田字划分”分为 4 个 6 m \times 2.0 m 的小区, 每个小区之间设置独立的隔离带(0.5 m)隔离系统, 小区的对角线埋入直径为 10 mm 的 PVC 管, 使人工湿地中的循环水能够流入 PVC 管, 以便于试验样品的采集。

人工湿地填料: 分 3 层依次填充基质, 底层大粒径砾石作为排水层(粒径 20~30 mm), 上部填砂, 其主要成分为 SiO_2 , 基质铺设相同, 底层均选用砾石,

厚度为 15 cm, 直径为 5 cm, 中层采用中号炉渣(粒径 15~25 mm), 直径为 0.8 cm, 厚度为 20 cm, 上层选用泥沙(粒径 10~15 mm), 直径为 0.5 cm, 厚度为 18 cm(炉渣和泥沙能够避免土壤系统表面的短流现象, 多孔特性增加了表面积, 有利于微生物的代谢活动)。

人工湿地植被: 2014 年 3 月 20 日先用微污染水对 4 种植被驯化 1 个月再进行净化能力试验, 选择株型大小、生物量基本一致的 4 种湿地植被, 控制每个单元和每个小区具有相似的生长环境。2014 年 5 月均匀在人工湿地中进行培植, 密度为 25 株/ m^2 , 植被栽上后, 加自来水至砂子基质饱和, 地下水培养 1 个月, 并保持其上 2~3 cm 薄水层, 稳定半个月, 其间换水 5 次, 同时将污水经配水池缓慢放入人工湿地(水深 100 cm), 由于水流通过水管均匀流入人工湿地, 污水通过布设在人工湿地的布水管流入, 缓慢向下渗透, 放水 24 h 后, 停止注水, 水力负荷控制 $0.75 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, 控制每个单元具有相似的生长环境。进水为上述配置的污水, 经过人工湿地处理后的水从底部 PVC 管排出, 取不同季节出水口水质实验室进行化验分析, 具体公式如下^[8]:

各指标的去除率=(进水口值-出水口值)/出水口值 $\times 100\%$

1.3 测定方法

人工湿地运行 1 年后, 分别于 2015 年 4 个不同时期进行水样采集与测试, 统计每种人工湿地 1 m^2 样方中植株数目、株高等生长性状, 并将其收割分为地上和地下部分烘干测定其生物量, 分别对地上和地下植被样品粉碎后用 $\text{H}_2\text{SO}_4-\text{H}_2\text{O}_2$ 消煮制备成溶液, 植被 TN 用过硫酸钾氧化吸光光度法测定, TP 用钼钼蓝法测定^[6,8]。

水质指标参照文献[9], 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。

$$\text{PA} = \text{PC} \cdot \text{PB}$$

式中: PA 表示植被 N, P 积累量; PC 表示植被体内 N, P 浓度; PB 表示植被生物量。

采用 SPSS 18.0 统计分析软件分别对数据进行单因素方差分析(One-way ANOVA), 多重比较采用 LSD, 利用植被 N, P 积累量、植被生物量及 N, P 浓度进行线性回归建立, 由原始数据拟合线性回归关系经统计学检验得到拟合度参数 R^2 , 并检验相关系数的显著性($p < 0.05$)。

2 结果与分析

2.1 人工湿地不同时期出水浓度及去除率

根据人工湿地的运行情况,可以将人工湿地分为 4 个时期:启动期、稳定期、反弹期和恢复期,由表 1 可知,人工湿地不同植被出水 TN, TP, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, BOD_5 和 COD_{Cr} 浓度随时期呈先降低后增加趋势,呈“V”字型变化规律,在启动期最大,由启动期到反弹期降低幅度较大,反弹期以后其浓度有所增加,且增加的幅度较为平缓,恢复期的浓度基本与稳定期保持一致,人工湿地不同植被在各时期 TN, TP, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, BOD_5 , COD_{Cr} 的浓度依次表现为:启动期>稳定期>恢复期>反弹期;人工湿地出水 TN 浓度变化范围为 2.58~7.59 mg/L, TP 浓度变化范围为 0.11~0.32

mg/L, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度变化范围为 1.59~5.96 mg/L, BOD_5 浓度变化范围为 54.30~115.24 mg/L, COD_{Cr} 浓度变化范围为 89.23~269.17 mg/L;人工湿地不同植被对 TN, TP, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, BOD_5 和 COD_{Cr} 去除率呈现出明显的时期差异,呈“倒 V 型”变化规律,在反弹期最大,由启动期到反弹期逐渐增加,并且其增加幅度较大,反弹期以后去除率有所降低,且降低的幅度较为平缓,恢复期的去除率基本与稳定期保持一致,基本表现为:反弹期>恢复期>稳定期>启动期,人工湿地 TN 去除率变化范围为 17.14%~71.83%, TP 去除率变化范围为 61.45%~86.75%, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率变化范围为 2.61%~69.77%, BOD_5 去除率变化范围为 42.38%~78.22%, COD_{Cr} 去除率变化范围为 10.28%~70.26%。

表 1 人工湿地不同植被出水浓度及去除率

植被	时期	TN		TP		$\text{NH}_4^+\text{-N}$		BOD_5		COD_{Cr}	
		出口浓度	去除率/	出口浓度	去除率/	出口浓度	去除率/	出口浓度	去除率/	出口浓度	去除率/
		/(mg·L ⁻¹)	%	/(mg·L ⁻¹)	%	/(mg·L ⁻¹)	%	/(mg·L ⁻¹)	%	/(mg·L ⁻¹)	%
芦苇	启动期	6.35	30.68	0.24	71.08	4.23	30.88	93.57	53.22	231.74	22.75
	稳定期	5.13	44.00	0.15	81.93	3.89	36.44	68.41	65.80	169.85	43.38
	反弹期	3.26	64.41	0.11	86.75	2.36	61.44	54.30	72.85	89.23	70.26
	恢复期	4.18	54.37	0.19	77.11	2.85	53.43	67.16	66.42	154.27	48.58
香蒲	启动期	5.28	42.36	0.29	65.06	5.14	16.01	106.58	46.71	269.17	10.28
	稳定期	4.16	54.59	0.23	72.29	4.27	30.23	75.89	62.06	214.38	28.54
	反弹期	2.97	67.58	0.14	83.13	1.59	74.02	63.58	68.21	123.41	58.86
	恢复期	3.24	64.63	0.18	78.31	2.38	61.11	89.14	55.43	156.98	47.67
茭白	启动期	7.59	17.14	0.32	61.45	4.89	20.10	115.24	42.38	246.74	17.75
	稳定期	5.27	42.47	0.24	71.08	3.58	41.50	103.43	48.29	186.38	37.87
	反弹期	3.73	59.28	0.17	79.52	2.03	66.83	68.17	65.92	105.74	64.75
	恢复期	4.79	47.71	0.18	78.31	3.17	48.20	82.03	58.99	136.07	54.64
鸢尾	启动期	6.59	28.06	0.28	66.27	5.96	2.61	82.57	58.72	203.41	32.20
	稳定期	5.14	43.89	0.21	74.70	3.14	48.69	62.12	68.94	156.95	47.68
	反弹期	2.58	71.83	0.16	80.72	1.85	69.77	43.56	78.22	93.54	68.82
	恢复期	3.07	66.48	0.18	78.31	2.47	59.64	58.17	70.92	189.37	36.88

2.2 人工湿地不同植被平均去除率

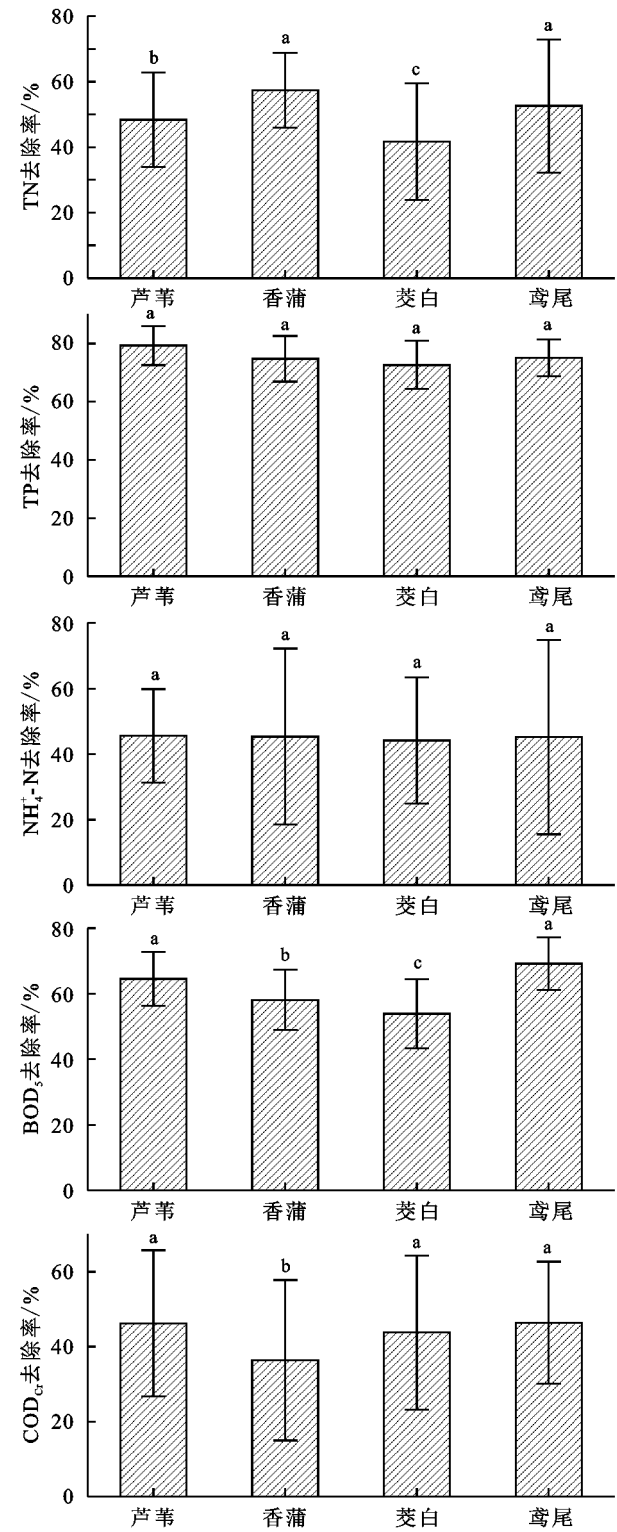
由图 1 可知,不同植被对 TN, TP, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, BOD_5 , COD_{Cr} 的平均去除效果存在差异,其中对 TN 的去除率基本表现为香蒲>鸢尾>芦苇>茭白,其中香蒲与鸢尾 TN 去除率差异不显著($p>0.05$),二者显著高于芦苇和茭白($p<0.05$);对 TP 的去除率基本表现为芦苇>香蒲>鸢尾>茭白,其中 4 种湿地植被对 TP 的去除率差异均不显著($p>0.05$);对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率基本表现为香蒲>芦苇>鸢尾>茭白,4 种湿地植被对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率差异均不显著($p>0.05$);4 种湿地植被对 BOD_5 的去除率基本表现为鸢尾>芦苇>香蒲>茭白,其中芦苇和鸢尾 BOD_5 去除率差异不显著($p>0.05$),二者显著高于香蒲和茭白($p<0.05$);4 种湿地植被对 COD_{Cr} 的去除率

基本表现为芦苇>鸢尾>茭白>香蒲,其中 4 种湿地植被对 COD_{Cr} 的去除率差异均不显著($p>0.05$)。综合来看,4 种湿地植被对 TP 的去除率最高,对 BOD_5 的去除率次之,对 COD_{Cr} 的去除率较低。

2.3 不同湿地植被的生物量及其分配

2015 年 5 月开始,对 4 种植被进行记录和观察,并了解它们存活及生长情况。至 2015 年 10 月,湿地植被均生长旺盛,植株高度为 53.2~75.9 cm。由表 2 可知,4 种植被生长一段时间后,人工湿地不同植被地上生物量变化范围为 268.9~846.7 g/m²,基本表现为茭白>鸢尾>香蒲>芦苇,其中 4 种湿地植被地上生物量差异均显著($p<0.05$);地下生物量变化范围为 243.7~893.5 g/m²,基本表现为鸢尾>茭白>

香蒲>芦苇,其中 4 种湿地植被地下生物量差异均显著($p<0.05$);A/U 变化范围在 0.81~1.50,除了鸢尾植被地上、地下生物量比(A/U)均小于 1,其他 3 种植被的比值均大于 1,4 种植被地下生物量占总生物量的 40%以上,生长在相似条件下人工湿地中的植被,其生物量差异显著($p<0.05$),这是植被内在的生长特性,也表现了物种对这种环境的适应能力。



注:相同字母表示在 0.05 水平差异不显著,下同。

图 1 人工湿地不同植被对生活污水的净化效果比较

2.4 人工湿地植被地上地下 N,P 积累量季节变化

由图 2 可知,4 种人工湿地植被地上和地下 N 积累量具有明显的一致规律,地上 N 积累量变化范围为 15.3~35.8 g/m²,基本表现为鸢尾>茭白>香蒲>芦苇,其中芦苇和香蒲地上 N 积累量差异不显著($p>0.05$),二者显著低于鸢尾和茭白($p<0.05$),地下 N 积累量变化范围为 13.4~23.7 g/m²,基本表现为茭白>鸢尾>香蒲>芦苇,其中芦苇地下 N 积累量显著低于其他植被($p<0.05$),4 种植被地上 N 积累量均高于地下 N 积累量,其中鸢尾地上 N 积累量极显著高于地下 N 积累量($p<0.01$),香蒲地上 N 积累量显著高于地下 N 积累量($p<0.05$);4 种人工湿地植被地上 P 积累量变化范围为 1.25~3.14 g/m²,基本表现为茭白>鸢尾>香蒲>芦苇,其中芦苇和香蒲地上 P 积累量差异不显著($p>0.05$),二者显著低于鸢尾和茭白($p<0.05$),地下 P 积累量变化范围为 1.03~2.14 g/m²,基本表现为茭白>香蒲>鸢尾>芦苇,其中香蒲和茭白地下 P 积累量差异不显著($p>0.05$),二者显著高于鸢尾和芦苇($p<0.05$),茭白、鸢尾和香蒲地上极显著高于地下 P 积累量($p<0.01$),芦苇地上显著高于地下 P 积累量($p<0.05$)。4 种人工湿地植被地上 N 浓度变化范围为 19.2~35.6 g/m²,基本表现为鸢尾>茭白>芦苇>香蒲,其中茭白和鸢尾地上 N 浓度差异不显著($p>0.05$),芦苇和香蒲地上 N 浓度差异不显著($p>0.05$),地下 N 浓度变化范围为 16.3~30.3 mg/g,基本表现为鸢尾>茭白>香蒲>芦苇,其中芦苇和香蒲地下 N 浓度差异不显著($p>0.05$),二者显著低于茭白和鸢尾($p<0.05$),鸢尾地上 N 浓度极显著高于地下 N 浓度($p<0.01$),芦苇和茭白地上 N 浓度显著高于地下 N 浓度($p<0.05$);4 种人工湿地植被地上 P 浓度变化范围为 1.25~4.35 mg/g,基本表现为茭白>鸢尾>香蒲>芦苇,其中 4 种人工湿地植被地上 P 浓度差异均显著($p<0.05$),地下 P 浓度变化范围为 0.69~3.29 mg/g,基本表现为鸢尾>茭白>香蒲>芦苇,其中芦苇和香蒲地下 P 浓度差异不显著($p>0.05$),二者显著低于茭白和鸢尾($p<0.05$),鸢尾和茭白地上 P 浓度极显著高于地下 P 浓度($p<0.01$),芦苇和香蒲地上 P 浓度显著高于地下 P 浓度($p<0.05$)。

2.5 人工湿地植被 N,P 积累量与生物量和 N,P 含量之间的关系

由表 3 可知,经统计学检验得到拟合度参数 R^2 ,并在 $p<0.05$ 和 $p<0.01$ 水平检验相关系数的显著性,从而显示了湿地植被 N,P 积累量与生物量及 N,P 浓度的相关关系,F 检验结果表明,表 3 中的线性

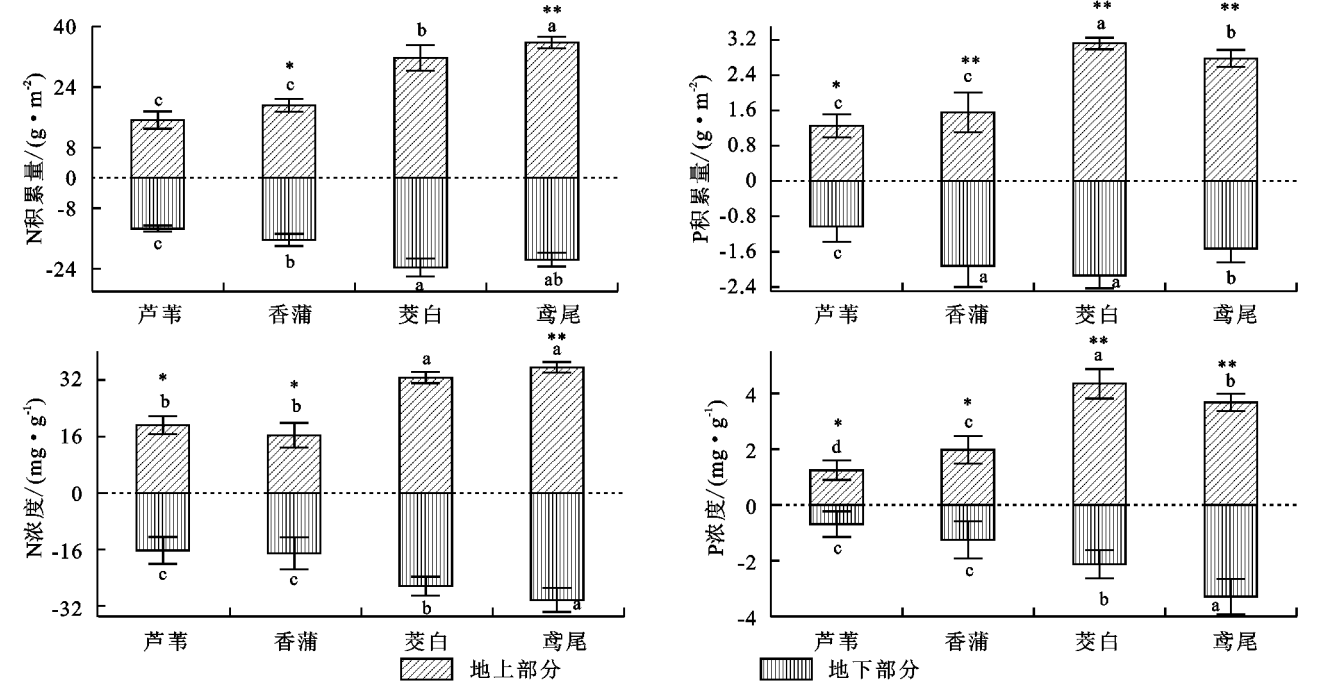
回归关系均达到极显著水平,各回归关系成立。湿地植被生物量分别与 N,P 积累量呈显著的线性关系($p<0.001$),N,P 积累量与生物量的相关系数分别达到 0.685 8,0.717 9,N,P 积累量与 N,P 浓度的相

关系数分别达到 0.814 5,0.853 9,经对比分析可知,湿地植被 N,P 积累量与生物量相关关系更好,由此我们可以推测通过生物量和植被 N,P 浓度来评价湿地植被对 N,P 去除的作用。

表 2 不同湿地植被的生物量及其分配

植被	地上生物量/(g·m ⁻²)	地下生物量/(g·m ⁻²)	总生物量/(g·m ⁻²)	A/U
芦苇	268.9±48.4d	243.7±15.6d	512.6±56.8c	1.10
香蒲	652.3±69.7c	435.1±23.7c	1087.4±67.4b	1.50
茭白	846.7±35.1a	753.2±35.4b	1599.9±113.5a	1.12
鸢尾	725.1±89.2b	893.5±18.9a	1618.6±124.8a	0.81

注:同列相同字母表示在 0.05 水平差异不显著。



注: * 表示地上与地下差异显著($p<0.05$); * * 表示地上与地下差异极显著($p<0.01$)。

图 2 不同湿地植被地上地下的 N,P 浓度及积累量

表 3 湿地植被 N,P 积累量与生物量,N,P 浓度的相关关系

x	y	拟合直线方程	R ²	F	p
N 积累量(g/m ²)	生物量(g/m ²)	y=51.236x-31.587	0.9562	96.25	<0.001**
P 积累量(g/m ²)	生物量(g/m ²)	y=21.132x+15.269	0.8967	83.74	<0.001**
N 积累量(g/m)	N 含量(mg/g)	y=0.689x+15.237	0.8145	103.41	<0.001**
P 积累量(g/m)	P 含量(mg/g)	y=0.316x+65.984	0.8539	91.52	<0.001**

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

3 讨论与结论

3.1 人工湿地净化水质效果分析

人工湿地主要通过植被的截流、过滤以及微生物的新陈代谢等活动净化水质,通常情况下人工湿地基质均为孔隙度较高的砾石,为微生物提供了更多的挂膜空间^[10]。综合人工湿地植被净化污水效果来看,人工湿地净化水质效果存在着明显的差异,对 TN,TP,NH₄⁺-N,BOD₅,CODCr 的去除率呈单峰曲线,人工湿地不同植被对 TP 的去除率较高,而人工湿地

植被对 TP 的吸收主要是通过植被的截流、过滤以及微生物的新陈代谢过程得以去除,这与前人的研究结果相吻合^[8,10];N 循环较为复杂,主要通过氨的挥发、硝化、反硝化过程、介质的吸附、微生物固氮和以及氮的迁移转化得以去除;对 NH₄⁺-N 的去除主要是通过好氧微生物的降解^[11];P 的去除主要以吸附为主,随泥沙颗粒在介质中被截留,通过植被吸收、物理化学作用及微生物降解 3 方面作用去除,通过微生物的作用和植被的输氧作用形成了氧化态的根区,为好氧、兼性和厌氧微生物提供了各自适宜的生境,有利于微

生物在人工湿地纵深扩展,从而促进了深层基质中微生物的生长和繁殖^[12]。有研究表明^[8,13],人工湿地中污水 pH 值 <8.0 时,氨的挥发净化途径基本可以忽略,经测得不同类型人工湿地出水 pH 值均小于 8.0,也即除了植被吸收和基质净化以外,基本上是硝化和反硝化途径起作用,因此硝化和反硝化作用是人工湿地净化 N 的主要途径。

从不同时期的规律来看,人工湿地不同植被对 TN,TP, NH_4^+-N , BOD_5 和 COD_{Cr} 去除率呈现出明显的时期差异,呈“倒 V 型”变化规律,在反弹期最大,由启动期到反弹期逐渐增加,并且其增加幅度较大,反弹期以后去除率有所降低,且降低的幅度较为平缓,恢复期的去除率基本与稳定期保持一致,基本表现为:反弹期 $>$ 恢复期 $>$ 稳定期 $>$ 启动期,也即不同类型人工湿地对污水去除效果很大程度上依赖于植被及微生物的季节动态变化。人工湿地不同植被对 TN,TP, NH_4^+-N , BOD_5 , COD_{Cr} 的去除率在启动期较小,启动期植被生长较为缓慢,未与基质、土壤等形成完整的去污生态系统,此时人工湿地吸收作用并未表现出来,稳定期植被迅速生长和繁殖,去除效果也更加明显,反弹期各项生长指标均达到最大,这个时期对 TN,TP, NH_4^+-N , BOD_5 , COD_{Cr} 的去除效果最为明显,反弹期以后,植被密度达到最大,缺乏有限的空间和资源,地面部分开始枯黄、根系也逐渐溃烂,净化水质效果缓慢下降等^[14];此外,在去除各类污染物的过程中微生物是主要承担者,启动期和稳定期较低的温度影响了微生物酶活性,从而导致人工湿地对各指标的去除效果降低^[15]。

植被在人工湿地中发挥着重要作用,不仅可以直接摄取和利用污水中的营养物质和有机物,还能提高人工湿地的渗透系数,增强根际微生物活性、溶解性氧含量等,有利于各类微生物在湿地繁殖与扩散,强化人工湿地净化能力^[10,16],也可延长湿地基质的使用期限。综合 4 种人工湿地植被净化污水效果(图 1),以茭白和鸢尾对污水中各项指标去除率最大,这与人工湿地中特定植被生长状况和根系发达程度密切相关,主要是由于茭白和鸢尾新生须根较多,地上和地下生物量较大(表 2),而较大的生物量导致其地上和地下对于 N 和 P 的累积量较大(图 2),同时这也有利于根区微生物的着生,根际微生物硝化和反硝化作用相对较强,通过硝化和反硝化途径净化的 N 素,因此,从长期角度出发微生物硝化和反硝化作用是人工湿地净化 N 的主要途径,优选根系发达的植被是提高该系统 N 去除率的重要措施之一。同时,本研究 4 种湿地植被对 TN,TP, NO_2^--N , BOD_5 , COD_{Cr} 和 NH_4^+-

N 的去除率的标准差较大,说明环境因子对进水中各项指标的去除率有较大的影响。由此可知,优选根系发达、生物量较大、富集污染元素较强的植被构建各种植被组合的人工湿地是净化水质的关键措施,对于人工湿地应该选用净化污水能力较强的植被,一方面可以提高人工湿地对污染物的去除效率;另一方面可以减少引用外来植被的投资成本,还可以避免引用外来植被造成的生物入侵危险,同时也说明了人工湿地不同植被对污染物的去除效果和机理不同。

3.2 人工湿地植被地上地下 N,P 浓度及积累量分析

为了探讨植被在人工湿地系统的净化污水中 N 和 P 的机制,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。通过对人工湿地不同植被调查发现,人工湿地植被地上生物量和地下生物量所占的比例各不相同,地上生物量均大于地下生物量,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^[8,13]。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基本可以通过地上和地下部分的收割去除大部分的 N,P 积累量,使其移出生态系统。本研究还表明,湿地植被 N,P 积累量与植被的生物量和 N,P 浓度存在显著的线性关系(表 3),生物量对 N,P 积累量的影响大于植被 N,P 浓度的影响,与前人的研究结果一致^[8,11,13]。所以选择适宜人工湿地物种,通过增加植被的地上生物量达到定期去除 N,P 的效果;此外,湿地植被对污染物的净化效果与植被的生长速度、生长阶段、植被的生物量、植被自身 N,P 累积量以及植被根际微生物作用有关^[8,11,13]。在今后利用湿地植被净化污水时,要根据所处理污水的污染状况、景观需要及当地的气候特点,结合当地的本身条件有针对性地选择合适的湿地植被,考虑合理搭配,最大限度地发挥湿地植被的作用。本研究所选择的 4 种湿地植被,其中茭白和鸢尾是对 N,P 具有高吸收功能、生命力强的植被种类,生物量也表现为最大,可作为构建人工湿地植被的首选,而由于人工湿地需要遵循植被多样性原则和景观配置原则,其他湿地植被也可在人工湿地中使用。

人工湿地整合协调了基质—微生物—植被的净化机理,由于基质吸附净化能力有一定限度,但随着时间的推移,基质的吸附净化容量是要饱和,一旦基质的吸附容量达到饱和,则不能重复利用,而具有净化污染物能力的植被资源可以重复利用,因此通过收

获、刈割和换茬等方式可以延续利用植被系统的净化能力,选择生物量较大、富集污染元素较强的植被,也是提高植被系统净化能力和人工湿地净化效果的关键措施。对于人工湿地选用净化污水能力较强的植被,一方面可以提高人工湿地对污染物的去除效率;另一方面可以减少引用外来植被的投资成本,但现实生活中人工湿地植被的构建不是靠单一类型的植被,建议依据湿地生态系统植被多样性及其协同净化作用原理来提高系统的净化能力,构建各种植被组合的人工湿地充分发挥其各成分的协同作用以提高净化污水能力,而在选择和利用的基础上,各种湿地植被间的生态效应和物种变异将是构建人工湿地的难点。

参考文献:

[1] Mander Ü, Maddison M, Soosaar K, et al. The impact of a pulsing water table on wastewater purification and greenhouse gas emission in a horizontal subsurface flow constructed wetland[J]. *Ecological Engineering*, 2015, 80:69-78.

[2] Zhang T, Xu D, He F, et al. Application of constructed wetland for water pollution control in China during 1990—2010[J]. *Ecological Engineering*, 2012, 47(5): 189-197.

[3] Nölvak H, Truu M, Tiirik K, et al. Dynamics of antibiotic resistance genes and their relationships with system treatment efficiency in a horizontal subsurface flow constructed wetland[J]. *Science of the Total Environment*, 2013, 461/462(7):636-644.

[4] Cui L, Ying O, Gu W, et al. Evaluation of nutrient removal efficiency and microbial enzyme activity in a baffled subsurface-flow constructed wetland system[J]. *Bioresource Technology*, 2013, 146(10):656-662.

[5] 宋颖,黄玉婷,葛川,等.多介质土壤滤层系统(MSL)与潜流式人工湿地技术处理海水养殖废水的效能比较[J]. *环境科学*, 2014(9):3436-3442.

[6] 林吉东,欧阳琰,张兴赢,等.不同组合垂直潜流式人工湿地对高碳或氮污水的净化效果[J]. *环境工程学报*, 2013, 7(8):3065-3072.

[7] 于少鹏,王海霞,万忠娟,等.人工湿地污水处理技术及其在我国发展的现状与前景[J]. *地理科学进展*, 2004, 23(1):22-29.

[8] 袁东海,景丽洁,张孟群,等.几种人工湿地基质净化磷素的机理[J]. *中国环境科学*, 2004, 24(5):614-617.

[9] 曹琪,李敏,杨航,等.野鸭湖湿地挺水植物磷素截留量动态变化分析[J]. *环境科学学报*, 2012, 32(8):1874-1881.

[10] 聂志丹,年跃刚,金相灿,等.3种类型人工湿地处理富营养化水体中试比较研究[J]. *环境科学*, 2007, 28(8): 1675-1680.

[11] 李涛,周律.湿地植物对污水中氮、磷去除效果的试验研究[J]. *环境工程*, 2009, 27(4):25-28.

[12] 孙井梅,李阳,李志杰,等.垂直潜流人工湿地净化北方微污染水体试验研究[J]. *生态环境学报*, 2012, 21(10):1711-1716.

[13] 袁东海,高士祥,任全进,等.几种挺水植物净化生活污水总氮和总磷效果的研究[J]. *水土保持学报*, 2004, 18(4):77-80.

[14] 郭建,栗志芬,朱琼璐,等.生态塘—人工湿地—生态塘复合系统对城市河水中氮的去除效果[J]. *农业工程学报*, 2011, 27(2):191-195.

[15] 王振,刘超翔,李鹏宇,等.废砖块作为人工湿地填料的除磷能力研究[J]. *环境科学*, 2012, 33(12):4373-4379.

[16] 刘慎坦,王国芳,谢祥峰,等.不同基质对人工湿地脱氮效果和硝化及反硝化细菌分布的影响[J]. *东南大学学报:自然科学版*, 2011, 41(2):400-405.

(上接第199页)

[10] 郜红娟,蔡广鹏,罗绪强,等.基于能值分析的贵州省2000—2010年耕地生态安全预警研究[J]. *水土保持研究*, 2013, 20(6):307-310.

[11] Msangi J P. Land Degradation Management in Southern Africa [M] // *Climate and Land Degradation*. Springer:Berlin, 2007.

[12] Jongschaap R E E. Run-time calibration of simulation models by integrating remote sensing estimates of leaf area index and canopy nitrogen[J]. *European Journal of Agronomy*, 2006, 24(4):316-324.

[13] 李中才,刘林德,孙玉峰,等.基于PSR方法的区域生态安全评价[J]. *生态学报*, 2010, 30(23):6495-6503.

[14] 左伟,周慧珍,王桥.区域生态安全评价指标体系选取的概念框架研究[J]. *土壤*, 2003, 35(1):2-7.

[15] 刘力,邱道持,栗辉,等.城市土地集约利用评价[J]. *西南师范大学学报:自然科学版*, 2004, 29(5):887-890.

[16] 陈志凡,李勤奋,赵烨.基于熵权的模糊物元模型在农用地土壤健康评价中的应用[J]. *中国土地科学*, 2008, 22(11):31-37.

[17] 喻锋,李晓兵,王宏,等.皇甫川流域土地利用变化与生态安全评价[J]. *地理学报*, 2006, 61(6):645-653.

[18] Lim H S, Lee J S, Chon H T, et al. Heavy metal contamination and health risk assessment in the vicinity of the abandoned Songcheon Au-Ag mine in Korea[J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 2008, 96(2/3): 223-230.

[19] 尹娟,邱道持,潘娟.基于PSR模型的小城镇用地生态安全评价:以潼南县22个小城镇为例[J]. *西南师范大学学报:自然科学版*, 2012, 37(2):126-130.