

人工湿地污水处理系统中的植物效应与基质酶活性

陈永华^{1,2}, 吴晓芙^{1,*}, 何 钢², 陈明利¹, 蒋丽娟¹, 曾 敏¹, 王忠诚¹

(1. 中南林业科技大学 环境科学与工程研究所, 湖南 长沙 410004;

2. 中南林业科技大学 生物环境科学与技术研究所 湖南 长沙 410004)

摘要: 为了解植物在湿地污水净化系统中的作用与机理, 构建了 A-B-C 三级串连垂直流人工湿地系统, 并选择水葱 (*Scirpus validus*) 风车草 (*Cyperus alternifolius*)、美人蕉 (*Canna indica*)、和芦苇 (*Phragmites australis*) 作为测试植物, 进行了生活污水处理试验。结果表明, 系统中有植物单元单位面积污染物的去除量均高于无植物对照单元。与对照相比, 在 A、B、C 三级系统中由植物效应产生的 COD_{Cr} 去除增量分别为 43.52 g/(m²·d), 20.38 g/(m²·d), 30.94 g/(m²·d); TN 去除增量为 13.14 g/(m²·d), 28.61 g/(m²·d), 6.97 g/(m²·d); TP 去除增量为 1.2 g/(m²·d), 0.66 g/(m²·d), 0.06 g/(m²·d)。从 A 到 C 级, 污水中污质浓度递减, 呈现根系活力显著增强, 而植物生长量、过氧化物酶含量、生长量与氮磷积累量等显著下降趋势。基质酶活性在对照单元中较低, 在有植物单元中, 基质酶活性明显增大并与根系活力成正相关。

关键词: 垂直流人工湿地; 污水处理; 植物效应; 氮磷去除量; 基质酶活性

文章编号: 1000-0933(2009)01-6051-08 中图分类号: S154 文献标识码: A

Analysis of plant effect and rhizosphere enzyme activity in a constructed vertical-flow wetland established for sewage treatment

CHEN Yong-Hua^{1,2}, WU Xiao-Fu^{1,*}, HE Gang², CHEN Ming-Li¹, JIANG Li-Juan¹, ZENG Min¹, WANG Zhong-Cheng¹

1 Institute of Environment Science and Engineering, Central South University of Forestry and Technology, Changsha 410004, China

2 Institute of Biology Environment Science and Technology, Central South University of Forestry and Technology, Changsha 410004, China

Acta Ecologica Sinica, 2009, 29(1): 6051 ~ 6058.

Abstract: In order to investigate the function and mechanism of the plants in constructed wetlands used for municipal sewage treatment, a pilot vertical-flow wetland consisting of three sequenced cells (A, B and C) was established using *Scirpus validus*, *Cyperus alternifolius*, *Canna indica*, and *Phragmites australis* as the testing plant species. The results obtained from the study showed that the treatment efficiency in terms of average pollutant removal per unit area was consistently higher in A, B and C cells with plants than in relevant control cells without plants. In comparison, the increased amount of pollutant removal accounted for by the plant effect in A, B and C series was, respectively, 43.52 g/(m²·d), 20.38 g/(m²·d) and 30.94 g/(m²·d) for COD_{Cr}; 13.14 g/(m²·d), 28.61 g/(m²·d) and 6.97 g/(m²·d) for TN; and 1.2 g/(m²·d), 0.66 g/(m²·d) and 0.06 g/(m²·d) for TP. From cells A to C, the root activity increased while the height of plants, length of plant leaves, dry matter of plant growth increment, amount of N and P uptake and the content of peroxide enzyme all decreased significantly with the gradually decreased pollutant concentrations in the influent. The enzyme activity in the filler layers was low in the control and was significantly enhanced in the cells with plants, with a general increasing trend towards increasing root activity.

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项资助项目(2008ZX07212-001); 国家科技部资助项目(2007-DFA91420); 湖南省博士后基金资助项目(2008RS4027); 中南林业科技大学青年基金重点资助项目(2008001A); 中南林业科技大学生物环境科学与技术研究所开放基金资助项目; 湖南省环境科学学科建设资助项目

收稿日期: 2009-04-14; 修订日期: 2009-07-27

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: wuxiaofu530911@vip.163.com

Key Words: constructed vertical-flow wetland; sewage treatment; plant effect; N and P removal; rhizosphere enzyme activity

人工湿地净化污水的基本原理是利用湿地中基质、植物和微生物之间的相互作用,通过一系列物理、化学及生物途径净化污水,其投资、能耗、运行费低,氮、磷去除率高,具有良好的经济效益和生态效益^[1~4]。植物是人工湿地生态系统的核心要素之一,通过植物的生理活动不但有助于去除污染物,还可以促进污水中营养物质的循环和再利用,构建好的植物系统可以提高整个湿地生态系统微生物数量,调整其组成结构,促进硝化和反硝化反应,强化系统的净化能力^[5,6]。目前人工湿地最常用的植物有芦苇、美人蕉、风车草、香蒲、水葱、水芹、凤眼莲等^[7~9]。

垂直流人工湿地具有占地面积小、处理效率高的优点,因此,得到了较为广泛的应用^[8,10,11]。但是在潜流湿地环境下,对植物而言属于较为不利的生存环境,植物的根部处于厌氧条件下,在外来污水的长期作用下植物会明显地改变外部形态和生理特性以及根系附近的微生物状况,以此来减轻污水对植物的胁迫影响。目前国内外研究的重点集中于湿地生态系统的污水处理效果和湿地植物的特性^[12,13],而有关比较不同处理单元之间植物特性与 N、P 积累量以及基质酶变化的报道甚少。当前各地应用的人工湿地一般为多级湿地,弄清各级不同处理单元植物之间的差异以及植物与净化效果的相关性及机理,具有十分重要的意义。因此,在植物筛选的基础上^[8],将净化潜力强的 4 种植物:美人蕉(*Canna indica*)、芦苇(*Phragmites australis*)、风车草(*Cyperus alternifolius*)、水葱(*Scirpus validus*),组合应用到潜流人工湿地中,通过比较不同处理单元之间水质的净化效果、湿地植物特性、N 和 P 积累量、基质酶活性的变化,来分析湿地植物在不同潜流湿地单元中的作用及机理,为亚热带地区人工湿地技术的推广应用提供理论依据与技术参数。

1 材料与方法

1.1 材料

试验系统采用两套三级串连人工垂直潜流湿地(图 1、图 2),每级单元床体规格为:长×宽×深=5m×2m×1m,填料层为蛭石,种植植物的三级人工垂直流湿地(标记为 A—B—C)作为处理单元,无植物的三级串连人工垂直潜流湿地单元(标记为 A₀—B₀—C₀)作为对照。植物处理的每个单元按照水流方向顺序等面积混合种植水葱-风车草-美人蕉-芦苇 4 种不同的植物,水葱栽植密度为 20 cm×20 cm,每单元种植 32 茺,起始株高范围为 80~100 cm,生物量(干重)为 186.56 g。风车草栽植密度为 50 cm×50 cm,每单元种植 8 茺,起始株高 50~60 cm,生物量(干重)为 206.50 g。美人蕉栽植密度为 35 cm×35 cm,每单元种植 18 茺,起始株高 90~100 cm,生物量(干重)为 355.46 g。芦苇栽植密度为 20 cm×20 cm,每单元种植 32 茺,起始株高 30~35 cm,生物量(干重)为 145.08 g。

1.2 试验流程及运行管理

进水为学生生活区污水,主要水质指标:COD_{Cr}为 185.42 mg/L、TN 为 44.64 mg/L、TP 为 2.96 mg/L。实验研究期间,该人工湿地运行的水力负荷平均为 1.5 m³/d,系统的进水流量 45 m³/d 污水在湿地系统中的总停留时间为 48~60 h,系统 24h 连续运转。运行正常后,连续观察监测约 90 d(6 月 1 日至 9 月 1 日),测定各项指标。

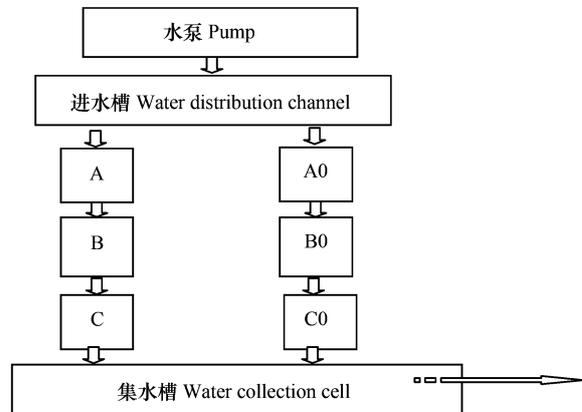


图 1 三级人工垂直流湿地处理系统流程示意图

Fig. 1 Process of the vertical-flow wetland system consisting of three sequenced cells (A, B and C)

1.3 各项指标测定方法

1.3.1 水质指标的测定

方法参照国家环保局编《水和废水监测分析》^[14]。

1.3.2 污染物质单位面积去除量的测定

用 $C_{水}$ 表示单元进水浓度, $c_{水}$ 表示单元出水浓度, Q 表示单元进水流量, A 表示单元面积, 各单元污染物质处理效果用单位面积去除量 (RQ) 来表示:

$$RQ = (C_{水} - c_{水}) \times Q \div A \quad (1)$$

1.3.3 植物形态与生理特性的测定

湿地植物在污水中外部形态变化主要表现在株高与叶长^[12], 植物叶长与株高采用每种植物最高 5 株的平均最长叶与平均最高株高。根系活力、叶片过氧化物酶的测定方法参照文献^[15]。

1.3.4 植物氮磷积累量的测定

植物生长量的测定: 每种植物在移植前全株称重, 取样在 80℃ 烘箱中烘至恒重, 计算移植前干重 (w), 经过 90 d 生长以后收获称重, 取样在 80℃ 烘箱中烘至恒重后称重, 计算移植后干重 (W), 试验期间的植物生长量 (ΔW) 为:

$$\Delta W = W - w \quad (2)$$

植物氮磷积累量的测定: 植物氮磷积累量表示植物直接从湿地系统中带走的氮磷量, 是反应植物的净化潜力的重要指标之一。在移植前后随机选取 3 株样品烘干测定植物氮磷浓度。植物样品用 $H_2SO_4-H_2O_2$ 消煮制备成溶液, 总氮含量用过硫酸钾氧化吸光光度法测定^[16]; 总磷用钒钼蓝法测定^[17]。用 $c_{植}$ 表示移植前植物 N、P 浓度, $C_{植}$ 表示生长 90d 后植物 N、P 浓度, 植物在试验期间氮磷的积累量 ΔQ 为:

$$\Delta Q = (W \times C_{植}) - (w \times c_{植}) \quad (3)$$

植物氮磷吸收贡献率 = 植物 N、P 直接吸收量 / 有植物系统对 N、P 的去除量 $\times 100\%$

植物氮磷总贡献率 = (有植物系统对 N、P 去除量 - 无植物系统的对 N、P 去除量) / 有植物系统对 N、P 的去除量 $\times 100\%$

1.3.5 基质脲酶与基质磷酸酶活性的测定

基质脲酶采用奈氏比色法, 基质磷酸酶采用磷酸苯二钠法。具体方法^[18]为: 在试验系统各单元中分别选择几个代表性的位点, 在植物根区附近取土, 然后把土样充分混匀, 从中称取 5g 样品, 分别经处理后在 37℃ 下培养 2h 和 48h, 再经过滤、显色, 在波长为 660nm 和 460nm 时测量其光吸收值, 与标准曲线对照, 计算出酶活性。

1.3.6 数据处理方法

文中数据采用 SPSS12.0 软件进行处理。

2 结果与讨论

2.1 三级人工垂直潜流湿地的水质净化效果比较

对于三级串连湿地而言, 因每级湿地有机物, 进水浓度不一样, 呈递减趋势, 因此, 各级间的去除率不可比, 采取单元面积的去负荷来计算污染物的去除量。从植物处理与无植物对照去除量比较来看 (图 3), A—B—C 植物处理单元比 A—B—C 无植物对照单元的 COD_{Cr} 平均去量分别高出 43.52 $g/(m^2 \cdot d)$, 20.38 $g/(m^2 \cdot d)$, 30.94 $g/(m^2 \cdot d)$, TN 平均去除量分别高出 13.14 $g/(m^2 \cdot d)$, 28.61 $g/(m^2 \cdot d)$, 6.97 $g/(m^2 \cdot d)$, TP 平均去除量分别高出 1.2 $g/(m^2 \cdot d)$, 0.66 $g/(m^2 \cdot d)$, 0.06 $g/(m^2 \cdot d)$, 说明植物系统的处理效果显著优于对照系统。其原因是植物不仅可以通过自身组织吸收, 还可通过根系滞留、促进根际硝化与反硝化反应, 通过改善根

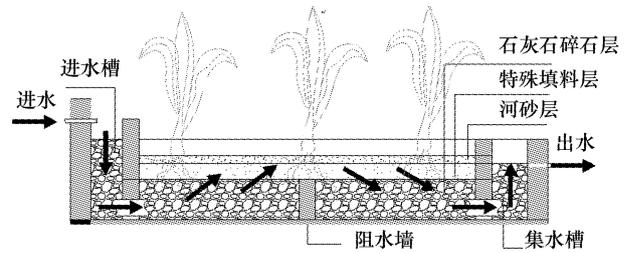


图2 人工湿地单元构造图

Fig. 2 Structure of the wetland cells

进水 input the water; 进水槽 Water distribution trough; 隔板 division plate; 石灰石 limestone; 特殊填料层 special padding level; 河砂 river sand level; 集水槽 Water collecting trough; 出水 output the water

系通气环境来提高根际微生物的降解活性等交互作用来提高系统整体的处理能力^[6,19,20]。微生物与填料在没有植物体系中也具有去除能力(对照系统的去除量),用有植物体系的去除量减去无植物体系的去除量,得出的增量则可归结为植物作用或植物效应。显然,由植物效应所产生的污染物去除增量为植物直接吸收与植物在提高根际微生物活性和填料去污能力方面的贡献之和。

自图 3 可看出,自单元 A 到 C,由于处理单元进水污染物浓度逐级降低,污染物的去除量也呈现逐级递减的趋势,说明整体试验系统具有良好的处理效果。图 3 反映的另一趋势是,自 6 月至 8 月份,系统的处理能力随处理时间延长而逐步增强。系统在不同月份的处理效果虽然与温度、降雨、污染物进水浓度差异有关,但主要原因是系统启动后,随着植物生长量增大,微生物活性逐步增强,系统整体的处理能力增强并逐步趋于稳定。图 3a 显示,A 单元 COD_{Cr} 去除量在 7 与 8 月份明显大于 6 月,而 B 与 C 单元在各月份之间的差异却较小,其表明系统稳定后,A 单元具有较强的 COD_{Cr} 去除能力,大部分 COD_{Cr} 被降解和截留在 A 单元,从而降低了 B 与 C 单元在月份之间的差异。与 COD_{Cr} 去除效果不同,系统各级单元(A、B、C)中的 TN(图 3b)和 TP(图 3c)在 7 与 8 月的去除量均明显高于 6 月的值,差异非常显著。这一现象说明 TN 和 TP 的去除需要较长的处理时间,仅靠 A 单元不能达到有效去除 TN 和 TP 目标。

2.2 三级人工垂直潜流湿地之间植物特性比较

由表 1 可知:不同处理单元植物叶长和株高,除风车草外,其余 3 种植物在不同的处理单元之间都存在非常显著的差异($P < 0.01$),风车草在 A 与 B、B 与 C 之间没有显著差异($P > 0.05$),但在 A 湿地与 C 湿地存在显著差异($P < 0.05$)。整体上,在一定生活污水浓度范围内,不同进水浓度的处理单元之间,不同的植物在形态上虽然表现有一定的差异,但普遍存在随进水水质浓度降低,植物的叶长和株高呈现显著下降的规律。结合各处理单元的水质分析(图 3)显示,水质经过 A—B—C 三级串连处理得到显著的改善,COD_{Cr}、TN 与 TP 均逐级降低,基质中存留的有机物越来越少,供给微生物分解和提供给植物的营养物质(包括 N、P)也越来越少,从而出现植物生长减缓的趋势。李宗辉等发现^[12]植物长期浸泡在污水中比清水中的株高和叶长会更矮小,而本实验中的植物随着进水水质浓度降低,植物的叶长和株高呈现显著上升的趋势。其主要原因是植物生长环境差异所致。李宗辉等试验植物长期浸泡在污水中,相当于在表流湿地中生长,植物生长的胁迫因子则很可能是溶解氧的水平。本试验植物生长的环境是潜流湿地,在本试验条件下,植物生长的胁迫因子主要是污水浓度的差异。

由表 2 可知:植物的根系活力在不同处理单元之间存在显著差异。其中风车草在 B 与 C 之间差异的显著水平稍低($P < 0.05$),其余 3 种植物在不同的处理单元之间的差异非常显著($P < 0.01$),发现随着污水进水浓度的降低,植物的根系活力呈现显著增强的规律。从植物的叶片过氧化物酶在不同处理单元之间的比较来

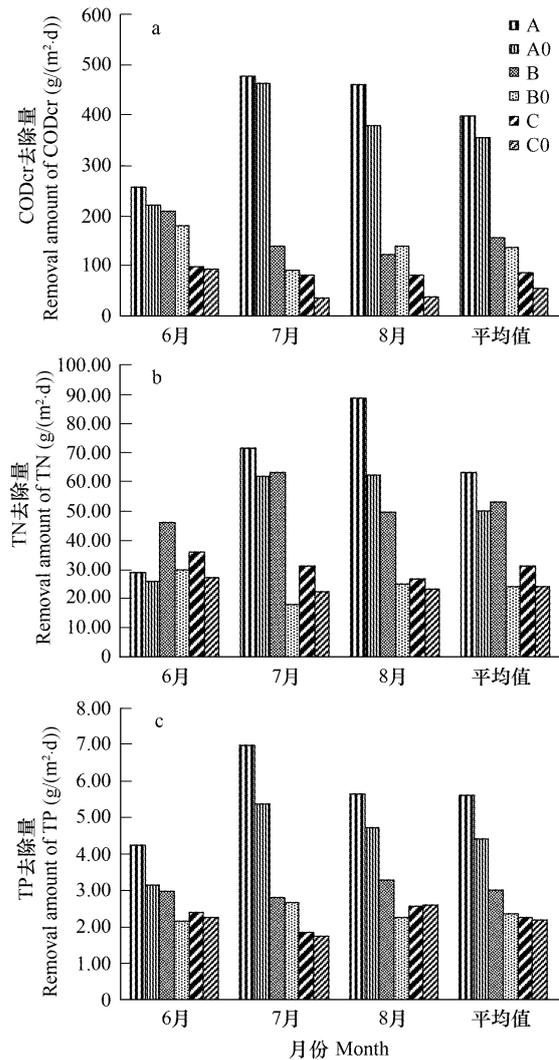


图 3 三级人工垂直潜流湿地 COD_{Cr}、TN、TP 去除量

Fig. 3 Removal of COD_{Cr}, TN and TP in different cells of the vertical-flow wetland system

看也存在显著差异,水葱在 B 与 C 之间的差异显著水平稍低($P < 0.05$),其余 3 种植物在不同的处理单元之间的差异非常显著($P < 0.01$),但与根系活力相反,随污水进水浓度降低,植物的叶片过氧化物酶呈现显著降低的趋势。植物叶片过氧化物酶与植物根系活力呈负相关的现象与各处理单元的处理效果(图 3)具有一致性,其说明随着水质的改善,植物受逆境伤害的程度逐级降低,因此根系的活力逐渐增强,植物叶片过氧化物酶含量则逐级降低^[12,21]。

表 1 不同处理单元植物的形态特性

Table 1 Characteristics of plants in different treatment cells

植物形态特性 Characters of plant	植物品种 Plant species	处理单元 Treatment cells		
		A	B	C
植物叶长 Leaf length (cm)	水葱 <i>S. validus</i>	218.33(A-B**, A-C**)	190.33(B-C**)	178.00
	风车草 <i>C. alternifolius</i>	26.33(A-C*)	25.67	24.67
	美人蕉 <i>C. indica</i>	62.67(A-B*, A-C**)	49.67(B-C*)	48.00
植物株高 Plant height (cm)	芦苇 <i>P. australis</i>	31.67(A-B*, A-C**)	25.33(B-C*)	23.67
	水葱 <i>S. validus</i>	218.33(A-B**, A-C**)	190.33(B-C**)	178.00
	风车草 <i>C. alternifolius</i>	96.67(A-B**, A-C**)	86.00(B-C**)	83.33
	美人蕉 <i>C. indica</i>	170.33(A-B**, A-C**)	153.33(B-C**)	144.00
	芦苇 <i>P. australis</i>	77.33(A-B**, A-C**)	61.67(B-C**)	50.00

* : 差异显著, $P < 0.05$, ** : 差异非常显著, $P < 0.01$, (A-B* 表示 A 与 B 单元之间差异显著) * : Significant difference at $P < 0.05$, ** : significant difference at $P < 0.01$, (A-B* : indicate that there is a significant difference between A and B)

表 2 不同处理单元植物的生理特性

Table 2 Physiological characters of plant in the different treatment cells

生理特性 Physiology characters of plant	植物品种 Plant species	处理单元 Treatment cells		
		A	B	C
根系活力 Roots vigor	水葱 <i>S. validus</i>	20.55(A-B**, A-C**)	27.52(B-C**)	31.78
	风车草 <i>C. alternifolius</i>	32.05(A-B**, A-C**)	63.58(B-C*)	71.34
	美人蕉 <i>C. indica</i>	45.10(A-B**, A-C**)	58.29(B-C**)	63.86
	芦苇 <i>P. australis</i>	64.60(A-B**, A-C**)	75.44(B-C**)	82.28
过氧化物酶 Peroxide enzyme U/(g·min)	水葱 <i>S. validus</i>	75.43(A-B**, A-C**)	64.58(B-C*)	61.93
	风车草 <i>C. alternifolius</i>	96.67(A-B**, A-C**)	86.00(B-C*)	83.33
	美人蕉 <i>C. indica</i>	80.64(A-B**, A-C**)	65.15(B-C**)	60.25
	芦苇 <i>P. australis</i>	77.33(A-B**, A-C**)	61.67(B-C**)	50.00

* : 差异显著, $P < 0.05$, ** : 差异非常显著, $P < 0.01$, (A-B* 表示 A 与 B 单元之间差异显著) * : Significant difference at $P < 0.05$, ** : significant difference at $P < 0.01$, (A-B* : indicate that there is a significant difference between A and B)

2.3 三级人工垂直潜流湿地之间植物 N、P 积累量的比较

由表 3 可知:从 A 到 C 级,随着进水水质浓度逐级降低,4 种植物的生长量、植物 N、P 积累量在不同的处理单元之间呈现显著($P < 0.05$)或非常显著降低的规律($P < 0.01$)。其原因显然是随着水质的改善,系统中植物所需的营养物质减少,植物生长量降低,导致植物 N、P 积累量下降,植物的生物量与植物 N、P 积累量变化成正相关。植物生物量数据表明,实验后期美人蕉生物量增量明显高于其它植物,尤其是高于和它相邻的芦苇,说明,美人蕉的生长势明显强于芦苇。

植物 N 积累量与单元 TN 去除量有一定差异,整体上,植物 N 积累量从 A 级到 C 级逐级下降,而 TN 的去除量最高的单元是 B 级系统;各单元 TP 的去除量与植物 P 的积累量具有一致性,均呈现逐级降低的趋势。说明植物 N、P 积累量仅仅是植物作用对单元 N、P 去除量的直接贡献率,而湿地系统 TN、TP 的去除量还包含了植物、基质、微生物三者的协同效应^[23,24]。在本试验整体系统植物通过吸收所去除 TN 和 TP 的平均贡献率分别为 4.05% 和 4.09%,这与前人的研究一致^[22],而有植物单元与无植物单元 TN、TP 去除量的差异增量分别为系统 TN、TP 的去除总量的 33.09% 和 17.63%,其说明除了植物吸收,植物在提高根际微生物活性和填料去污能力方面具有更为重要的作用。

表 3 不同处理单元植物 N、P 的积累量

Table 3 Uptake of N and P by plants in different treatment cells

测定项目 Items	植物品种 Plant species	处理单元 Treatment cells		
		A	B	C
植物生长量 Dry matter of plant growth increment (g/cell)	水葱 <i>S. validus</i>	273.33 (A—B**, A—C**)	153.33 (B—C**)	83.33
	风车草 <i>C. alternifolius</i>	356.67 (A—B**, A—C**)	150.00 (B—C**)	80.00
	美人蕉 <i>C. indica</i>	726.67 (A—B**, A—C**)	516.67 (B—C**)	410.00
	芦苇 <i>P. australis</i>	116.67 (A—B**, A—C**)	56.67 (B—C*)	33.33
	植物生长总量 Dry matter of plant growth increment	1473.34	876.67	606.66
植物 N 积累量 Amount N uptake of plant (g/cell)	水葱 <i>S. validus</i>	11.74 (A—B**, A—C**)	5.48 (B—C**)	2.73
	风车草 <i>C. alternifolius</i>	22.33 (A—B**, A—C**)	7.94 (B—C**)	3.69
	美人蕉 <i>C. indica</i>	55.15 (A—B**, A—C**)	35.17 (B—C**)	26.99
	芦苇 <i>P. australis</i>	4.67 (A—B**, A—C**)	1.80 (B—C*)	0.96
	N 积累总量 Total amount N uptake	93.89	50.39	34.37
植物 P 积累量 Amount P uptake of plant (g/cell)	水葱 <i>S. validus</i>	1.02 (A—B**, A—C**)	0.45 (B—C**)	0.22
	风车草 <i>C. alternifolius</i>	1.50 (A—B**, A—C**)	0.53 (B—C**)	0.27
	美人蕉 <i>C. indica</i>	4.12 (A—B**, A—C**)	2.62 (B—C**)	1.97
	芦苇 <i>P. australis</i>	0.40 (A—B**, A—C**)	0.17 (B—C*)	0.10
	P 积累总量 Total amount P uptake	7.03	3.78	2.55

* : 差异显著, $P < 0.05$, ** : 差异非常显著, $P < 0.01$, (A—B* 表示 A 与 B 单元之间差异显著) * : Significant difference at $P < 0.05$, ** : significant difference at $P < 0.01$, (A—B* : indicate that there is a significant difference between A and B)

2.4 三级人工垂直潜流湿地之间植物根系附近基质酶活性的比较

表 4 数据显示,从 A 到 C 级,基质酶活性在处理单元中呈现显著增强的趋势,在对照单元中都呈现显著下降的趋势,但有植物处理系统的基质酶活性明显高于无植物对照系统,这一点与有植物处理系统 N、P 的去除量明显高于无植物对照系统的结果完全相似。根区基质酶活性反映植物根系与微生物协同效应的强度,基质脲酶是一种酰胺酶,能促进有机质分子中肽键的水解,前人研究报道基质脲酶活性与基质的微生物数量、有机物质含量、全氮和速效氮含量呈正相关^[25],基质磷酸酶能促进有机磷化物的水解^[26,27]。本试验数据与前人的研究结果相符,如吴振斌等^[28]发现不同深度基质中的酶活性不同,基质磷酸酶的活性与复合垂直流湿地对污水中 TP、COD_{Cr} 的去除率有很显著的相关关系等。黄娟等^[29]也发现在潜流湿地中有植物湿地脲酶活性高于空白湿地。

表 4 不同处理单元基质酶活性

Table 4 Activity of enzyme in the different treatment cells

基质酶活性 Activity of enzyme	植物品种 Plant species	处理单元 Treatment cells		
		A	B	C
脲酶 Urease enzyme (mg/100g)	水葱 <i>S. validus</i>	82.94 (A—B**, A—C**)	95.3 (B—C*)	95.80
	风车草 <i>C. alternifolius</i>	76.02 (A—B**, A—C**)	91.59 (B—C**)	120.02
	美人蕉 <i>C. indica</i>	80.72 (A—B**, A—C**)	86.4 (B—C**)	91.59
	芦苇 <i>P. australis</i>	99.51 (A—B**, A—C**)	124.72 (B—C**)	135.1
	对照 control cell	28.34 (A—B**, A—C**)	25.56 (B—C**)	21.89
磷酸酶 Phosphatase enzyme (mg/100g)	水葱 <i>S. validus</i>	94.57 (A—B**, A—C**)	116.05 (B—C**)	121.42
	风车草 <i>C. alternifolius</i>	116.05 (A—B**, A—C**)	132.16 (B—C**)	142.91
	美人蕉 <i>C. indica</i>	132.16 (A—B**, A—C**)	153.65 (B—C**)	169.76
	芦苇 <i>P. australis</i>	153.65 (A—B**, A—C**)	169.76 (B—C**)	191.25
	对照 control cell	24.68 (A—B**, A—C**)	21.78 (B—C**)	18.43

* : 差异显著, $P < 0.05$, ** : 差异非常显著, $P < 0.01$, (A—B* 表示 A 与 B 单元之间差异显著) * : Significant difference at $P < 0.05$, ** : significant difference at $P < 0.01$, (A—B* : indicate that there is a significant difference between A and B)

本试验数据进一步表明,从 A 到 C 级,在有植物处理单元中,基质酶活性随植物根系活力逐级增强而增大,而在无植物对照单元基质酶活性逐级下降,可以证明根系活力越强,植物根系生长环境越好,根系附近微生物的生存环境也越适宜,微生物的数量增加,这一点进一步证明了植物根系与根区基质酶活性的互作关系的一致性。

由于本实验系统是一个三级串连湿地系统,每级湿地进水的污染物浓度不一致,基质脲酶与 TN、TP 去除量的变化规律不能进行直接比较。

3 结论

(1) 在 A—B—C 三级串连湿地系统中,有植物单元污染物去除量显著高于无植物对照单元的值,A—B—C 植物处理单元比 A—B—C 无植物对照单元的 COD_{Cr} 平均去量分别高出 43.52, 20.38, 30.94 $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$; TN 平均去除量分别高出 13.14, 28.61, 6.97 $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$; TP 平均去除量分别高出 1.2, 0.66, 0.06 $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 。自 6 月至 8 月份,系统的处理能力随处理时间延长而逐步增强,A 单元 COD_{Cr} 去除量在 7 与 8 月份明显大于 6 月份,而 B 与 C 单元在各月份之间的差异却较小,系统各级单元中的 TN 和 TP 在 7 与 8 月份的去量均明显高于 6 月份的值。

(2) 从 A 到 C 级,污水中污质浓度递减,呈现根系活力显著增强,而植物生长量、过氧化物酶含量、生长量与氮磷积累量等显著下降趋势。植物通过吸收所去除 TN 和 TP 的平均贡献率分别为 4.05% 和 4.09%,而有植物单元与无植物单元 TN、TP 去除量的差异增量分别为系统 TN、TP 的去量总量的 33.09% 和 17.63%,其说明除了植物吸收,植物在提高根际微生物活性和填料去污能力方面具有更为重要的作用。

(3) 有植物处理系统的基质酶活性明显高于无植物对照系统,这一点与有植物处理系统的 N、P 去量明显高于无植物对照系统的值完全一致。在有植物体系中,基质酶活性随植物根系活力逐级增大而增强,而其在无植物对照系统中逐级递减。

References:

- [1] Haber R, Grego S, Langergraber G, Kadlec R H, Cicalini A R, Dias S M, Novais J M, Aubert S, Gerth A, Thomas H and Hebner A. Constructed wetlands for the treatment of organic pollutants. *Journal of Soils and Sediments*, 2003, 3 (2): 109—124.
- [2] Vymazal J, Kröpfelová L. Types of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment, *Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow*. Springer Netherlands, 2008, 14, 121—202.
- [3] Kyambadde J, Kansiime F, Dalhammar G. Nitrogen and phosphorus removal in substrate-free pilot constructed wetlands with horizontal surface flow in uganda. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2005, 165(7): 37—59.
- [4] Robert K L, Victor P J, Robert B E, Clarke R A. and Pries J H. Constructed wetlands for livestock wastewater management. *Ecological Engineering*, 2000, 15(1-2): 41—55.
- [5] Dias A, Sampaio A, Bezerra R. Environmental applications of fungal and plant systems: decolourisation of textile wastewater and related dyestuffs. *Environmental Bioremediation Technologies*, 2007, 445—463.
- [6] Zhang R SH, Li G D, Zhou Q, Zhang X. Relationships between loading rates and nitrogen removal effectiveness in subsurface flow constructed wetlands. *Frontiers of Environmental Science & Engineering in China*, 2008, 2(1): 89—93.
- [7] Calheiros C S C, Rangel A S S, Castro P M L. The effects of tannery wastewater on the development of different plant species and chromium accumulation in phragmites australis. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2008, 55(3): 404—414.
- [8] Chen Y H, Wu X F, Jiang L J, Chen M L, Zeng M, LEI D, Zhang Zh N, Yang Sh Y. Screening and evaluation of plant purification potential for phytoremediation of sanitary sewage. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2008, 28(8): 1549—1554.
- [9] Coleman J, Hench K, Garbutt K, Sextstone A, Bissonnette G and Skousen J. Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetlands. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2001, 128(3): 283—295.
- [10] Ryszard B, Sadzide M B, Soil clogging phenomena in constructed wetlands with subsurface flow. *Water Science Technology*, 1997, 35: 183—188.
- [11] Kao S C, Chan T P, Sultana R, Konopka T, Cooper T, Partridge B and Govindaraju R S. Hydrologic and environmental performance of a subsurface constructed wetland at a highway rest area: A Case Study Water Quality. *Exposure and Health*, 2009, (1): 35—48.
- [12] Li Z H, Tang W H, Song Z W. Response of the morphological and physiological characteristics of aquatic plants to long-term soaking in the process of constructed wetland wastewater treatment. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2007, 27(1): 75—79.
- [13] Zhou Q H, Wu Z B, Fu G P, Cheng S P, He F. Temporal and spatial characteristics of substrate enzyme activities and bacteria physiological

- groups in constructed wetland. *Environmental Sciences*, 2005, 26(2): 108—112.
- [14] SEPA. The water and waste water monitors analysis. (Fourth Edition). Beijing: Chinese Environmental Science Press, 2002. 89—283.
- [15] Li H S. The principle and technique of the physiology and biochemical experiments of plant. Beijing: Higher Education Press, 2002. 119—120, 164—165.
- [16] Wu J Z, Ge Y, Wang X Y. UV absorptiohpo to metric determination of total nitrogen in plant after $K_2 S_2 O_8$ idation PTCA (Physics and chemistry examination-Chemical Analysis). 2000, 36(4): 166—167.
- [17] Bao S D. Soil Assay on Properties of Agro Chemistry (Third Edition). Beijing: China Agriculture Press, 2000. 207—237.
- [18] Li F D, Yu Z N, He S H. Technique of agricultural microorganisms experiment. Beijing: Chinese Agricultural Press, 1996, 136—137.
- [19] Zhao L N, Ding W M, Lu Y F, Qian W Y. Comparison among of pollutant removal rates in sewage by several wetland plants in spring season. *Pollution Control Technology*, 2007, 20(1): 25—27.
- [20] Wang Q H, Duan L S, Wu J Y, Yang J. Growth vitality and pollutants-removal ability of plants in constructed wetland in Beijing region. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2008, 19(5): 1131—1137.
- [21] Deng S H, Xiao D L, Li H J, Xing J J, Zhang X P. Effects of livestock wastewater on the physiological characteristics of phragmites australis. *Journal of Agro-Environment Science*, 2007, 26(4): 1370—1374.
- [22] Li J N, Hu Y L, Wu X F, Huang Z L, Dong M H. Nitrogen and phosphorus removal capacity of plant species in constructed wetlands for treating municipal wastewater. *Environmental Pollution & Control*, 2007, 29(7): 506—509.
- [23] Ma A N, Zhang H G, Hong J M. The functions and mechanisms of wetland plants in wastewater treatment. *Journal of Capital Normal University (Natural Science Edition)*, 2006, 27(6): 57—63.
- [24] Silvan N, Vasander H, Laine J. Vegetation is the main factor in nutrient retention in a constructed wetland buffer. *Plant and Soil*, 2004, 258(1): 179—187.
- [25] Kan H, Freeman C, Lee D, Mitsch W J. Enzyme activities in constructed wetlands; Implication for water quality amelioration. *Hydrobiologia*, 1998, 368(3): 231—235.
- [26] Huang X Q, Morris J T. Trends in phosphatase activity along a successional gradient of tidal freshwater marshes on the Cooper River South Carolina Estuaries and Coasts. New York: Springer, 2003. 26(5): 1281—1290.
- [27] Newman S, McCormick P V, Backus J G. Phosphatase activity as an early warning indicator of wetland eutrophication; problems and prospects. *Journal of Applied Psychology*, 2003, 15(1): 45—59.
- [28] Wu Z B, Liang W, Qiu D R, Zhou Q H, Cheng S P, Fu G P, He F. The correlation between the substrate enzymatic activities and purification of wastewater in the integrated vertical constructed wetland. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, 22(7): 1012—1017.
- [29] Huang J, Wang S H, Yan L, Liu Y, Wang F. Distribution characteristic of urease activity in subsurface constructed wetlands. *Journal of Southeast University (Natural Science Edition)*, 2008, 38(1): 166—169.

参考文献:

- [8] 陈永华, 吴晓芙, 蒋丽鹃, 陈明利, 曾敏, 雷电, 张珍妮, 阳石英. 处理生活污水湿地植物的筛选与净化潜力评价. *环境科学学报*, 2008, 28(8): 1549—1554.
- [12] 李宗辉, 唐文浩, 宋志文. 人工湿地处理污水时水生植物形态和生理特性对污水长期浸泡的响应. *环境科学学报*, 2007, 27(1): 75—79.
- [13] 周巧红, 吴振斌, 付贵萍, 成水平, 贺锋. 人工湿地基质中酶活性和细菌生理群的时空动态特征. *环境科学*, 2005, 26(2): 108—112.
- [14] 中国国家环境保护总局. 水和废水监测分析. (第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002. 89—283.
- [15] 李合生. 植物生理生化实验原理和技术. 北京: 高等教育出版社, 2002. 119—120, 164—165.
- [16] 吴建之, 葛滢, 王晓月. 过硫酸钾氧化分光光度法测定植物总氮. *理化检验——化学分册*, 2000, 36(4): 166—167.
- [17] 鲍士旦. 土壤农化分析(第3版). 南京农业大学: 北京: 中国农业出版社, 2000. 207—237.
- [18] 李阜棣, 喻子牛, 何绍红. 农业微生物学实验技术. 北京: 中国农业出版社, 1996. 136—137.
- [19] 赵丽娜, 丁为民, 鲁亚芳, 钱玮燕. 几种春季湿地植物对污水中主要污染物去除效果的比较. *污染防治技术*, 2007, 20(1): 25—27.
- [20] 王庆海, 段留生, 武菊英, 阳娟. 北京地区人工湿地植物活力及污染物去除能力. *应用生态学报*, 2008, 19(5): 1131—1137.
- [21] 邓仕槐, 肖德林, 李宏娟, 邢建晶, 张小平. 畜禽废水胁迫对芦苇生理特性的影响. *农业环境科学学报*, 2007, 26(4): 1370—1374.
- [22] 李建娜, 胡曰利, 吴晓芙, 黄忠良, 董敏慧. 人工湿地污水处理系统中的植物氮磷吸收富集能力研究. *环境污染与防治*, 2007, 29(7): 506—509.
- [23] 马安娜, 张洪刚, 洪剑明. 湿地植物在污水处理中的作用及机理. *首都师范大学学报(自然科学版)*, 2006, 27(6): 57—63.
- [28] 吴振斌, 梁威, 邱东茹, 周巧红, 成水平, 付贵萍, 贺锋. 复合垂直流构建湿地基质酶活性与污水净化效果. *生态学报*, 2002, 22(7): 1012—1017.
- [29] 黄娟, 王世和, 鄢璐, 刘洋, 王峰. 潜流型人工湿地的脲酶活性分布特性. *东南大学学报*, 2008, 38(1): 166—169.