

解纯芬. 人工湿地不同植被净化水质效果与生理特性[J]. 江苏农业科学, 2017, 45(6): 299–304.

doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2017.06.077

人工湿地不同植被净化水质效果与生理特性

解纯芬

(临沂大学, 山东临沂 276000)

摘要:通过模拟垂直流人工湿地污水系统, 研究湿地植被鸢尾(*Iris tectorum* Maxim.)、菖蒲(*Acorus calamus* L.)、茭白(*Zizania latifolia*)和芦苇(*Phragmites communis* Trin.)对生活污水总氮(total N, 简称 TN)、总磷(total P, 简称 TP)、氨氮($\text{NH}_4^+ - \text{N}$)、硝氮($\text{NO}_3^- - \text{N}$)、生物耗氧量(biochemical oxygen demand, 简称 BOD_5)和化学耗氧量(chemical oxygen demand, 简称 COD_{Cr})的去除效果。结果发现, 人工湿地 4 种植被对各种污染物的净化效果存在一定的差异, 净化效果基本表现为鸢尾和芦苇高于菖蒲和茭白; 人工湿地 4 种植被对氮素的去除效果较好, 对 TP 的去除效果较差, 说明 4 种湿地植被对生活污水中氮素的吸收效果较好; 人工湿地 4 种植被地上部和地下部生物量、根系活力和基质酶活性均表现为鸢尾和芦苇高于茭白和菖蒲; 4 种植被地上部生物量均大于地下部生物量, 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; 回归分析结果表明, 人工湿地不同植被 N、P 积累量分别与生物量 N、P 含量呈显著的线性关系($P < 0.05$), 由此推测, 通过生物量和植被 N、P 含量来评价湿地植被对 N、P 去除的作用; 相关性分析结果表明, 人工湿地植被对生活污水各指标的去除率与植被自身生理特性密切相关, 从相关系数来看, 人工湿地植被对生活污水各指标的去除率与其根系活力和基质酶活性密切相关; 除此之外, 人工湿地植被对 TN 的去除与自身体内氮素密切相关, 对 TP 的去除与自身体内磷素密切相关。

关键词:人工湿地; 植被; 净化水质; 生理特性

中图分类号:X17; X703

文献标志码:A

文章编号:1002-1302(2017)06-0299-06

人工湿地是由土壤、砾石、炉渣等按一定比例构成的选择性植入植被的污水处理生态系统, 该系统基质、水生植被和微生物等通过一系列物理、化学、生物途径高效去除特定的污染物^[1-2]。人工湿地是近年来发展较为迅速的污水处理技术, 具有投资低、去除和净化效果好、易维护、耗能低、美观等特

点, 被广泛应用于污水处理和水环境富营养化的防治中, 已有不少地区取得了良好的环境效果和经济效益^[3]。植被是人工湿地的核心之一, 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, 促进污水中营养物质的循环和再利用, 从而提高整个湿地生态系统微生物数量, 促进湿地生态系统的硝化和反硝化作用, 进而强化其净化能力^[4]。随着城镇化水平的加快, 我国水质污染和水资源浪费现象十分严重, 据不完全统计, 全国年排废水量 400 亿 t 以上, 生活污水排放量日益增多, 大部分

收稿日期: 2016-04-15

作者简介: 解纯芬(1984—), 女, 山东临沂人, 硕士, 助理讲师, 研究方向为自然地理。E-mail: Chunfen_jie@163.com。

添加量为 15%; 对 Zn 来讲, 钝化效果最明显的是 4A 沸石加入量为 10% 的处理。考虑经济效益, 在污泥、稻壳和 4A 沸石的堆肥过程中, 钝化剂 4A 沸石的添加量以 10% 为宜。

参考文献:

- [1] 刘恒嘉, 刘永丽, 张宏忠, 等. 城市污泥堆肥土地利用及环境风险综述[J]. 江苏农业科学, 2014, 42(2): 324–326.
- [2] 孙西宁, 李艳霞, 张增强, 等. 城市污泥好氧堆肥过程中重金属的形态变化[J]. 环境科学学报, 2009, 29(9): 1836–1841.
- [3] 葛 晓, 卞新智, 王 艳, 等. 城市生活污水堆肥过程中重金属钝化规律及影响因素的研究[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(3): 502–507.
- [4] 曹仲宏, 徐 泽, 赵乐军, 等. 添加剂对脱水污泥中重金属形态的影响[J]. 中国给水排水, 2007, 23(23): 82–86.
- [5] 高 定, 郑国砥, 陈同斌, 等. 堆肥处理对排水污泥中重金属的钝化作用[J]. 中国给水排水, 2007, 23(4): 7–10.
- [6] 李国学, 孟凡乔, 姜 华, 等. 添加钝化剂对污泥堆肥处理中重金属(Cu, Zn, Mn)形态影响[J]. 中国农业大学学报, 2000, 5(1): 105–111.
- [7] 蒋强勇, 刘 强, 荣湘民, 等. 不同钝化剂对猪粪堆肥处理重金属形态转化的影响[J]. 湖南农业大学学报(自然科学版), 2008, 34(6): 708–712.
- [8] Stylianou M A, Inglezakis V J, Moustakas K. Improvement of the quality of sewage sludge compost by adding natural clinoptilolite[J]. Desalination, 2008, 224(1/2/3): 240–249.
- [9] 姚 岚, 王成瑞. 不同钝化剂对污泥堆肥过程中重金属形态的影响研究[J]. 环境卫生工程, 2008, 2(16): 8–10.
- [10] 何增明, 刘 强, 谢桂先, 等. 好氧高温猪粪堆肥中重金属砷、铜、锌的形态变化及钝化剂的影响[J]. 应用生态学报, 2010, 21(10): 2659–2665.
- [11] 李 明. 高温堆肥与蚯蚓堆肥对城市污泥重金属形态的影响[J]. 环境工程学报, 2008, 2(10): 1407–1412.
- [12] 刘浩荣, 宋海星, 荣湘民, 等. 好氧高温猪粪堆肥重金属(Cr, Cd, Pb)钝化剂及其添加比例研究[J]. 江西农业大学学报, 2008, 30(6): 967–972.
- [13] 牟新利, 郭 佳, 刘少达, 等. 三峡库区农林土壤重金属形态分布与污染评价[J]. 江苏农业科学, 2013, 41(9): 314–317.

未经任何处理直接排入生态系统,加重了水资源短缺,合理开发利用水资源及净化水质具有现实和长远意义^[5]。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,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,并且尚未发现采用与植被生理变化相关的过氧化氢酶、过氧化物酶、元素的积累量和基质酶活性作为湿地植被筛选的报道^[6-7]。针对以上不足,本试验在前人研究的基础上,选取 4 种常见湿地植被,构建潜流型人工湿地,通过对比研究不同植被对生活污水中生物耗氧量(biochemical oxygen demand,简称 BOD₅)、化学耗氧量(chemical oxygen demand,简称 COD_{Cr})、氨氮(NH₄⁺ - N)、硝氮(NO₃⁻ - N)、污水总氮(total N,简称 TN)、总磷(total P,简称 TP)的去除能力,并探讨人工湿地植被生理特性变化及其与净化水质相关性,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,为人工湿地的推广应用提供植被材料和理论基础。

1 材料与方法

1.1 试验材料

人工废水配制:TN,9.15 mg/L;TP,0.24 mg/L;COD_{Cr},365.9 mg/L;BOD₅,112.3 mg/L;NH₄⁺ - N,8.56 mg/L;NO₃⁻ - N,5.18 mg/L;pH 值为 7.09。

1.2 人工湿地设计与流程

试验区位于重庆大学校区人工湿地系统。人工湿地结构底部为集水区,其上铺放尼龙网,共设 4 个人工湿地结构单元,每个单元长×宽×深=20 m×5.0 m×1.0 m。单元之间用宽 0.5 m 的土埂隔开,分 3 层依次填充基质,底层大粒径砾石(粒径 20~30 mm)作为排水层,厚度约为 25 cm,中层选用当地中号炉渣(粒径 15~25 mm),厚度约为 25 cm,上层选用当地小号炉渣和泥沙(粒径 10~15 mm),厚度约为 25 cm。湿地单元内分别种植常见的湿地植被鸢尾(*Iris tectorum* Maxim)、菖蒲(*Acorus calamus* L.)、茭白(*Zizania latifolia*)和芦苇(*Phragmites communis* Trin.),种植密度保持一致,为 3~7 株/m²。人工湿地单元底部为集水区,其上铺放尼龙网,防止填料下漏,每个单元沿对角线埋入直径为 10 mm 的 PVC 管,使人工湿地中的循环水能够流入 PVC 管,以便于试验样品采集。

2014 年 5 月 20 日先用微污染水对 4 种植被驯化 1 个月再进行净化试验,选择株型大小、生物量基本一致的 4 种湿地植被,栽于人工湿地沙子基质上,植被栽上后,加自来水至沙子基质饱和,地下水培养 1 个月,保持其上 2~3 cm 薄水层,稳定 20 d,其间换水 3~5 次。2014 年 7 月 20 日将污水经配水池缓慢放入人工湿地(水深 78~83 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,缓慢向下渗滤,放水 12 h 后,停止注水,水力负荷控制在 0.81 m³/(m²·d)。进水为上述配置的人工污水,经过人工湿地处理后的水从底部 PVC 管排出,生活污水在湿地系统中的停留时间为 48~60 h,经过 1 年以后,测定各项指标。

1.3 测定方法

人工湿地运行 1 年后,于 2015 年 9 月取出水口的,在实验室进行化验分析。各水质指标的去除率=(进水口值-出水口值)/出水口值×100%^[5]。

统计每个单元人工湿地 1 m² 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。分别将地上部和地下部植被样品粉碎,用 H₂SO₄-H₂O₂ 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 用钼钒蓝法测定^[8]。

植被 N、P 积累量(g/m²)=植被体内 N、P 含量(mg/g)×植被生物量(g/m²)。

生理特性指标测定:植被根系数量、长度与活力、叶片过氧化物酶是反映植被适应能力与生理特性的主要指标;根系数量采用 3 株植被的平均根系数计算,根系长度采用 3 株植被的最长根平均数计算,根系活力、叶片过氧化物酶测定方法参照文献^[5]。

根系附近基质脲酶与基质磷酸酶活性的测定:根系附近基质脲酶与基质磷酸酶活性可反映植被根系与微生物的互作强度,直接反映湿地生态系统中的微生物数量,间接反映植被对 N、P 吸收能力的强弱,测定方法参照文献^[7-8],土壤基质脲酶活性以 24 h 后 100 g 土壤中 NH₄⁺ - N 的 mg 数表示,土壤基质磷酸酶活性以 24 h 后 100 g 土壤中酚的 mg 数表示^[9]。

水质测定项目包括 TN、TP、NH₄⁺ - N、BOD₅ 和 COD_{Cr}:BOD₅ 采用稀释接种法;COD_{Cr}采用重铬酸钾氧化法;NH₄⁺ - 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;NO₃⁻ - N 采用 N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法^[10]。

采用 SPSS 21.0 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 法,利用植被 N、P 积累量与植被生物量、N、P 含量建立线性回归,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($P < 0.05$)。

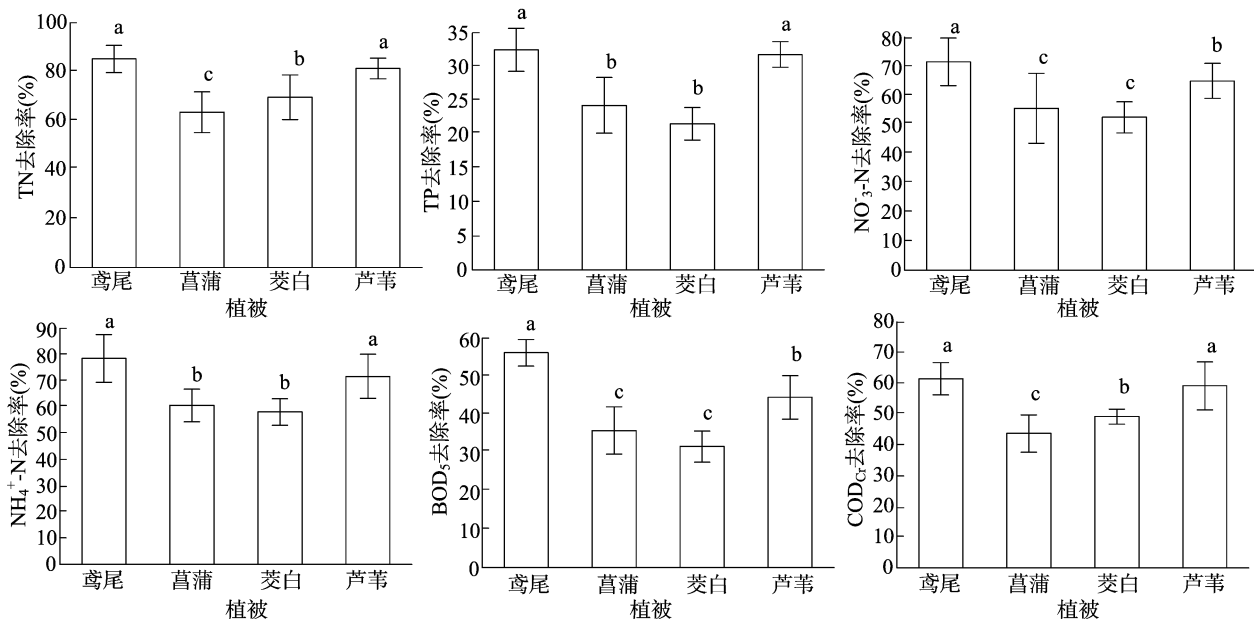
2 结果与分析

2.1 人工湿地不同植被对污水各指标平均去除率

由图 1 可知,人工湿地不同植被对 TN、TP、NO₃⁻ - N、NH₄⁺ - N、BOD₅ 和 COD_{Cr} 的平均去除效果存在一定的差异,4 种湿地植被对 TN、TP、NO₃⁻ - N、BOD₅、COD_{Cr} 和 NH₄⁺ - N 的去除率分别在 63.4%~85.2%、21.6%~31.5%、53.1%~72.3%、58.7%~79.3%、31.7%~56.3%、43.7%~61.5%。人工湿地不同植被对 TN 的去除率基本表现为鸢尾>芦苇>茭白>菖蒲,鸢尾和芦苇对 TN 的去除率差异不显著($P > 0.05$),二者均显著高于菖蒲和茭白($P < 0.05$);人工湿地不同植被对 TP 的去除率基本表现为鸢尾>芦苇>菖蒲>茭白,鸢尾和芦苇对 TP 的去除率差异不显著($P > 0.05$),二者均显著高于菖蒲和茭白($P < 0.05$),菖蒲和茭白对 TP 的去除率差异不显著($P > 0.05$);人工湿地不同植被对 NO₃⁻ - N 的去除率基本表现为鸢尾>芦苇>菖蒲>茭白,鸢尾和芦苇对 NO₃⁻ - N 的去除率均显著高于菖蒲和茭白($P < 0.05$),菖蒲和茭白对 NO₃⁻ - N 的去除率差异不显著($P > 0.05$);人工湿地不同植被对 NH₄⁺ - N 的去除率基本表现为鸢尾>芦苇>菖蒲>茭白,鸢尾和芦苇对 NH₄⁺ - N 的去除率差异不显著($P > 0.05$),二者均显著高于菖蒲和茭白($P < 0.05$),菖蒲和

茭白对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除率差异不显著 ($P > 0.05$); 人工湿地不同植被对 BOD_5 的去除率基本表现为鸢尾 > 芦苇 > 菖蒲 > 茭白, 鸢尾和芦苇对 BOD_5 的去除率均显著高于菖蒲和茭白 ($P < 0.05$), 菖蒲和茭白对 BOD_5 的去除率差异不显著 ($P > 0.05$); 人工湿地不同植被对 COD_{Cr} 的去除率基本表现为鸢

尾 > 芦苇 > 茭白 > 菖蒲, 鸢尾和芦苇对 COD_{Cr} 的去除率差异不显著 ($P > 0.05$), 二者显著均高于菖蒲和茭白 ($P < 0.05$)。综合来看, 4 种湿地植被对氮素的去除率最高, 对 BOD_5 和 COD_{Cr} 的去除率次之, 对磷素的去除率较低。



柱上不同小写字母表示在 0.05 水平差异显著 ($P < 0.05$)。下图同

图1 人工湿地不同植被对生活污水的净化效果比较

2.2 人工湿地不同植被适应能力与生理特性

从湿地植被适应能力与生理特性来看, 4 种植物种植在生活污水中生长 90 d 后, 在根系数量、长度、活力以及叶片过氧化氢酶活性方面都表现出差异。由图 2 可知, 人工湿地不同植被地上生物量变化范围为 $423.5 \sim 752.3 \text{ g/m}^2$, 基本表现为鸢尾 > 芦苇 > 茭白 > 菖蒲, 鸢尾和芦苇地上生物量差异不显著 ($P > 0.05$), 二者均显著高于菖蒲和茭白 ($P < 0.05$); 人工湿地不同植被地下部生物量变化范围为 $321.3 \sim 703.2 \text{ g/m}^2$, 基本表现为鸢尾 > 芦苇 > 茭白 > 菖蒲, 鸢尾和芦苇地下部生物量差异不显著 ($P > 0.05$), 二者均显著高于菖蒲和茭白 ($P < 0.05$); 人工湿地不同植被根系长度变化范围为 $16.5 \sim 43.2 \text{ cm}$, 基本表现为芦苇 > 鸢尾 > 茭白 > 菖蒲, 鸢尾和芦苇根系长度差异显著 ($P < 0.05$), 菖蒲和茭白根系长度差异不显著 ($P > 0.05$); 人工湿地不同植被根系条数变化范围为 $13.5 \sim 23.4$, 基本表现为鸢尾 > 茭白 > 芦苇 > 菖蒲, 鸢尾和茭白根系条数差异不显著 ($P > 0.05$), 二者均显著高于菖蒲和芦苇 ($P < 0.05$); 人工湿地不同植被根系活力变化范围为 $26.5 \sim 75.6 \mu\text{g}/(\text{g} \cdot \text{h})$, 基本表现为鸢尾 > 芦苇 > 茭白 > 菖蒲, 不同植被间根系活力差异均显著 ($P < 0.05$); 人工湿地不同植被根系过氧化氢酶活性变化范围为 $23.7 \sim 125.9 \text{ U}/(\text{g} \cdot \text{min})$, 基本表现为鸢尾 > 芦苇 > 菖蒲 > 茭白, 不同植被间过氧化氢酶活性差异均显著 ($P < 0.05$)。

2.3 人工湿地植被 N、P 含量、积累量及其相关性

2.3.1 人工湿地植被 N、P 含量及积累量 植被氮磷积累量表示植被从湿地系统中带走的氮磷量, 是直接反映植被净化潜力的重要指标之一, 其大小由生长量和植被内氮磷平均含

量决定^[11-12]。由图 3 可知, 人工湿地不同植被叶片 N 含量变化范围在 $16.3 \sim 25.7 \text{ mg/g}$ 之间, 基本表现为芦苇 > 鸢尾 > 菖蒲 > 茭白, 不同植被叶片 N 含量差异均显著 ($P < 0.05$); 人工湿地不同植被叶片 N 积累量变化范围在 $451.6 \sim 1123.6 \text{ g/m}^2$ 之间, 基本表现为鸢尾 > 芦苇 > 菖蒲 > 茭白, 菖蒲和茭白叶片 N 积累量差异不显著 ($P > 0.05$), 且二者均显著低于芦苇和鸢尾 ($P < 0.05$); 人工湿地不同植被叶片 P 含量变化范围在 $1.6 \sim 4.7 \text{ mg/g}$ 之间, 基本表现为芦苇 > 鸢尾 > 茭白 > 菖蒲, 不同植被叶片 P 含量差异均显著 ($P < 0.05$); 人工湿地不同植被叶片 P 积累量变化范围在 $71.6 \sim 236.5 \text{ g/m}^2$, 基本表现为鸢尾 > 芦苇 > 菖蒲 > 茭白, 菖蒲和茭白叶片 P 积累量差异不显著 ($P > 0.05$), 且二者均显著低于芦苇和鸢尾 ($P < 0.05$)。

2.3.2 人工湿地植被 N、P 含量与生物量之间的关系 由原始数据拟合得到回归关系, 经统计学检验得到拟合度参数 r^2 , 并在 $P < 0.05$ 和 $P < 0.01$ 水平上检验相关系数的显著性, 从而显示了不同类型人工湿地植被 N、P 积累量与生物量及其 N、P 含量的相关关系, F 检验结果表明, 线性回归关系均达到显著水平, 各回归关系成立。由表 1 可知, 人工湿地不同植被 N、P 积累量分别与生物量及其 N、P 含量呈显著的线性关系 ($P < 0.05$), 由此推测, 通过生物量和植被 N、P 含量来评价湿地植被对 N、P 去除的作用。

2.4 人工湿地植被基质酶活性

根系附近基质脲酶与基质磷酸酶活性是间接反映植被对 N、P 吸收能力强弱的主要指标^[13]。由图 4 可知, 人工湿地不同植被基质脲酶活性变化范围在 $(48.3 \sim 73.2) \times 10^{-2} \text{ mg/g}$

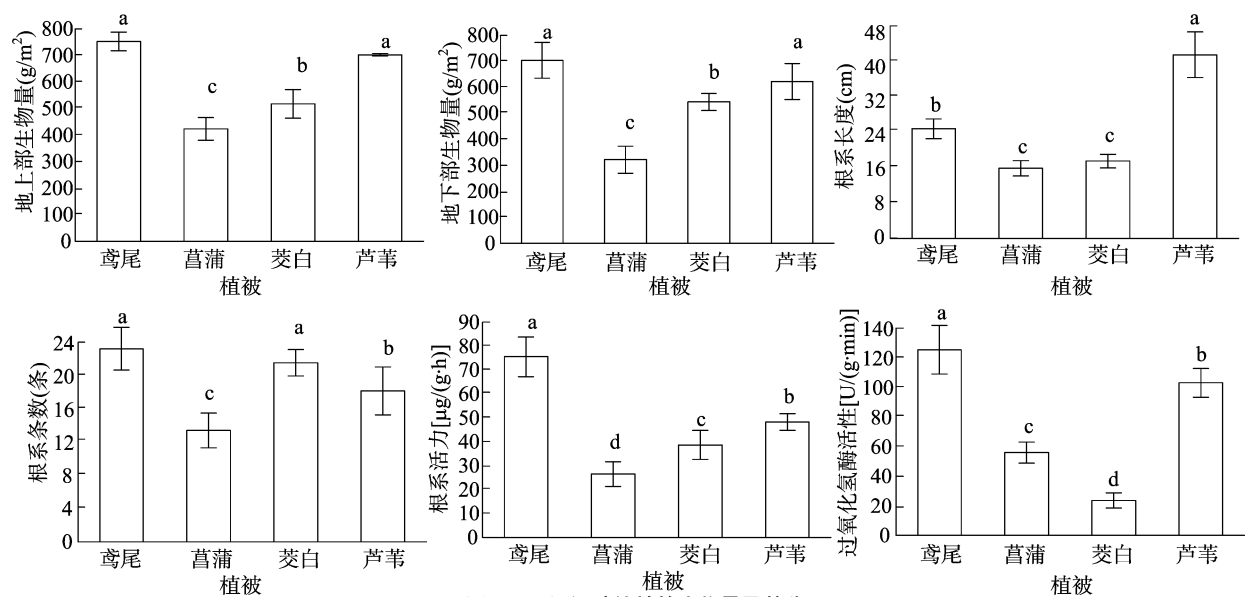


图2 不同湿地植被的生物量及其分配

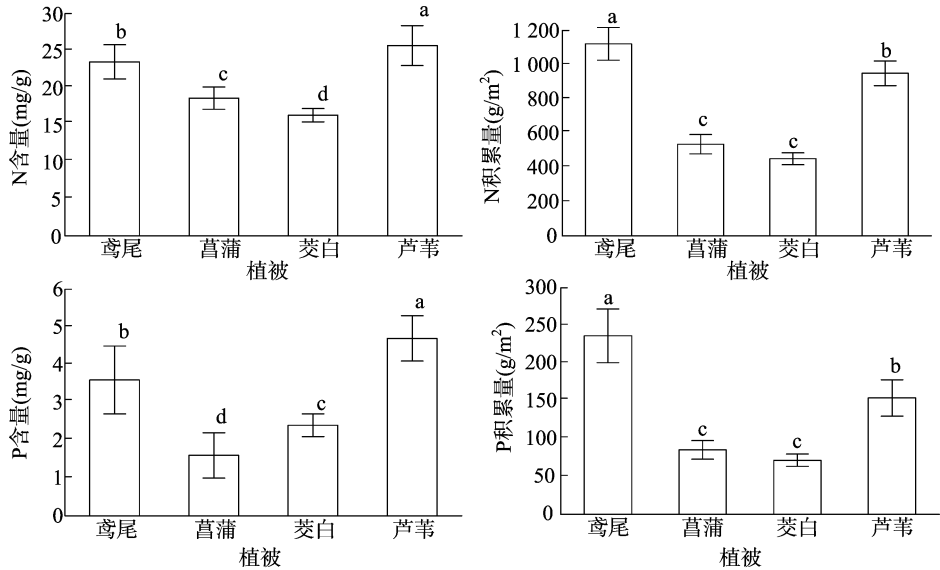


图3 不同湿地植被地上地下部的 N、P 含量及积累量

之间,基本表现为鸢尾>芦苇>茭白>菖蒲,鸢尾和芦苇基质脲酶活性差异不显著($P>0.05$),二者均显著高于菖蒲和茭白($P<0.05$);人工湿地不同植被基质磷酸酶活性变化范围在 $(21.6\sim112.3)\times10^{-2}\text{ mg/g}$,基本表现为鸢尾>芦苇>菖蒲>茭白,鸢尾和芦苇的基质磷酸酶活性差异不显著($P>0.05$),二者均显著高于菖蒲和茭白($P<0.05$)。

2.5 人工湿地植被对污水各指标去除率与生理特性的相关性

人工湿地植被对污水各指标的去除率与植被叶片生理各指标存在一定的相关性。由表 2 可知,人工湿地植被对 TN 去除率与根系活力、过氧化氢酶活性、叶片 N 含量、N 积累量和基质脲酶活性呈极显著相关($P<0.01$),与根系长度和基质磷酸酶活性呈显著相关($P<0.05$);人工湿地植被对 TP 去除率与根系活力、叶片 P 积累量、基质脲酶活性和基质磷酸酶

活性呈极显著相关($P<0.01$),与根系长度、过氧化氢酶活性和叶片 P 含量呈显著相关($P<0.05$);人工湿地植被对 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 去除率与过氧化氢酶活性、叶片 N 含量和基质脲酶活性呈极显著相关($P<0.01$),与根系活力、叶片 N 积累量和基质磷酸酶活性呈显著相关($P<0.05$);人工湿地植被对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 去除率与根系活力、过氧化氢酶活性、叶片 N 含量和基质磷酸酶活性呈极显著相关($P<0.01$),与地下部生物量、根系条数、叶片 N 积累量和基质脲酶活性呈显著相关($P<0.05$);人工湿地植被对 BOD_5 去除率与根系活力、过氧化氢酶活性和基质磷酸酶活性呈极显著相关($P<0.01$),与叶片 P 含量和基质脲酶活性呈显著相关($P<0.05$);人工湿地植被对 COD_{Cr} 去除率与根系活力和基质磷酸酶活性呈极显著相关($P<0.01$),与根系长度、过氧化氢酶活性和基质脲酶活性呈显著相关性($P<0.05$)。

表 1 湿地植被 N、P 积累量与生物量及其 N、P 含量的相关关系

人工湿地植被	<i>x</i>	<i>y</i>	拟合线性方程	<i>r</i> ²	<i>F</i>	<i>P</i>
鸢尾	N 积累量(g/m ²)	生物量(g/m ²)	<i>y</i> = 32.562 <i>x</i> - 13.156	0.856	86.23	**
	P 积累量(g/m ²)	生物量(g/m ²)	<i>y</i> = 18.125 <i>x</i> + 1.697	0.869	93.17	**
	N 积累量(g/m ²)	N 含量(mg/g)	<i>y</i> = 3.256 <i>x</i> + 18.741	0.714	65.54	*
	P 积累量(g/m ²)	P 含量(mg/g)	<i>y</i> = 1.524 <i>x</i> + 43.587	0.685	71.38	*
菖蒲	N 积累量(g/m ²)	生物量(g/m ²)	<i>y</i> = 15.789 <i>x</i> - 27.165	0.756	68.99	*
	P 积累量(g/m ²)	生物量(g/m ²)	<i>y</i> = 23.036 <i>x</i> - 0.562	0.889	89.45	**
	N 积累量(g/m ²)	N 含量(mg/g)	<i>y</i> = 8.692 <i>x</i> - 2.014	0.703	63.12	*
	P 积累量(g/m ²)	P 含量(mg/g)	<i>y</i> = 3.056 <i>x</i> + 43.125	0.845	92.30	**
茭白	N 积累量(g/m ²)	生物量(g/m ²)	<i>y</i> = 5.368 <i>x</i> + 3.024	0.612	68.95	*
	P 积累量(g/m ²)	生物量(g/m ²)	<i>y</i> = 15.417 <i>x</i> + 6.325	0.769	86.32	**
	N 积累量(g/m ²)	N 含量(mg/g)	<i>y</i> = 2.896 <i>x</i> + 15.984	0.843	89.65	**
	P 积累量(g/m ²)	P 含量(mg/g)	<i>y</i> = 0.368 <i>x</i> - 12.369	0.881	91.37	**
芦苇	N 积累量(g/m ²)	生物量(g/m ²)	<i>y</i> = 5.688 <i>x</i> - 0.368	0.783	103.56	**
	P 积累量(g/m ²)	生物量(g/m ²)	<i>y</i> = 0.589 <i>x</i> + 42.135	0.792	98.76	**
	N 积累量(g/m ²)	N 含量(mg/g)	<i>y</i> = 4.125 <i>x</i> + 12.387	0.603	62.15	*
	P 积累量(g/m ²)	P 含量(mg/g)	<i>y</i> = 3.264 <i>x</i> - 3.025	0.642	68.03	*

注：“**”表示在 0.01 水平上显著相关，“*”表示在 0.05 水平上显著相关。下表同。

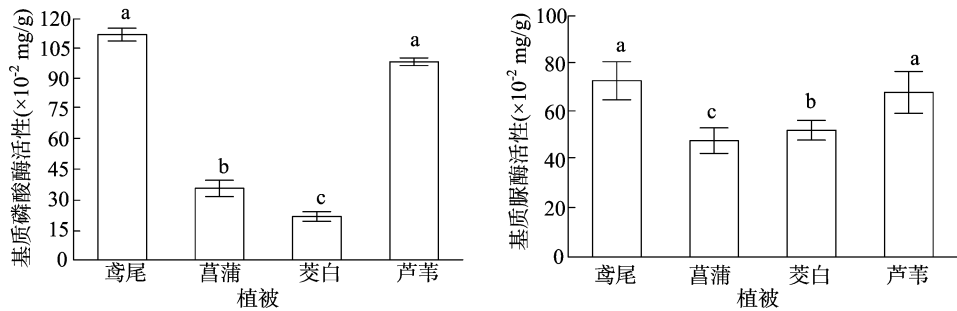


图4 不同湿地植被基质酶活性比较

表 2 人工湿地植被对污水各指标去除率与生理特性的相关性

项目	去除率(%)					
	TN	TP	NO ₃ ⁻ - N	NH ₄ ⁺ - N	BOD ₅	COD _{Cr}
地上部生物量(g/m ²)	0.418	0.237	0.215	0.108	0.148	0.356
地下部生物量(g/m ²)	0.356	0.369	0.103	0.523 *	0.369	0.217
根系长度(cm)	0.523 *	0.524 *	0.413	0.387	0.324	0.566 *
根系条数(条)	0.421	0.239	0.384	0.536 *	0.187	0.423
根系活力[μg/(g·h)]	0.856 **	0.702 **	0.623 *	0.823 **	0.689 **	0.823 **
过氧化氢酶活性[U/(g·min)]	0.793 **	0.635 *	0.714 **	0.756 **	0.712 **	0.654 *
叶片 N 含量(mg/g)	0.869 **	0.036	0.756 **	0.801 **	0.356	0.036
叶片 P 含量(mg/g)	0.234	0.569 *	0.236	0.369	0.512 *	0.235
叶片 N 积累量(g/m ²)	0.763 **	0.315	0.623 *	0.636 *	0.364	0.365
叶片 P 积累量(g/m ²)	0.156	0.688 **	0.384	0.410	0.124	0.417
基质脲酶活性(×10 ⁻² mg/g)	0.688 **	0.699 **	0.723 **	0.615 *	0.623 *	0.566 *
基质磷酸酶活性(×10 ⁻² mg/g)	0.652 *	0.712 **	0.625 *	0.756 **	0.702 **	0.745 **

3 结论与讨论

3.1 人工湿地植被对生活污水净化效果分析

人工湿地植被不仅可以直接摄取和利用污水中的营养物质,还能提高人工湿地的渗透系数,增强根区微生物活性和输送氧气等,而不同湿地植被对生活污水的净化效果和机制不同^[13]。基质的吸附、植被的截流、过滤以及微生物的新陈代谢等活动是人工湿地净化水质的主要过程,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

氮以及氮的迁移转化得以去除^[14];对 NH₄⁺ - N 的去除主要是通过好氧微生物的降解^[14];对 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等 3 个作用去除^[12]。本研究中 4 种人工湿地植被对氮素的去除效果较好,对 TP 的去除效果最差,说明 4 种湿地植被对生活污水中氮素的吸收效果较好,这主要是通过人工湿地植被的截流、过滤以及微生物的新陈代谢过程得以去除,人工湿地植被新生根系的须根较多,有利于根区微生物的着生,通过硝化和反硝化途径净化的 N 数量相对较少,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,这与前人的研究结果^[12,15-16]一致;而对 TN、NO₃⁻-N 和 NH₄⁺-N 的去除机制基本一致,植被对 TP 的吸收可能与根际微环境及植被与微生物的耦合作用密切相关。

3.2 人工湿地植被生理特性分析

根系数量与长度是湿地植被适应能力强弱的最直接的形态学表现指标;根系活力的变化与叶片过氧化氢酶活性也是植被适应能力强弱的生理表现指标;根系附近基质脲酶与基质磷酸酶活性可反映植被根系与微生物的互作强度;基质磷酸酶能促进有机磷化合物的水解;基质脲酶是酰胺酶,能促进有机质分子中肽键的水解。研究表明,基质的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,它们能够反映植被在净化水质过程中的生理特性变化^[15-16]。从湿地植被适应能力与生理特性来看,地上部和地下部生物量、根系活力、基质酶活性均表现为鸢尾和芦苇高于茭白和菖蒲。一般来说,在不同的运行条件下,人工湿地对有机物的去除效果比较稳定,但对 N、P 的去除效果容易受各种因素的影响而不稳定,所报道的数据往往变化范围较大。本研究人工湿地基质选用沙子(SiO₂),对 N 的吸附能力较弱,容易达到饱和,可以考虑忽略不计,而 N 的循环条件较为复杂,湿地植被不仅通过植被吸收,还通过基质吸附、硝化和反硝化及氨的挥发等途径净化污水中的 N^[14]。为了探讨植被在人工湿地系统的净化污水中 N 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,结果表明,植被自身吸收同化污水中 N 水平与植被根系微生物作用有关^[15-16]。鸢尾和芦苇新生根系的须根较多,根系生物量较大,有利于根际微生物着生,茭白和菖蒲根系生物量相对较小,依赖于根际环境的根际微生物数量相对较少,根际微生物硝化和反硝化作用相对较弱,通过硝化和反硝化途径净化的 N 数量相对较少。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。

3.3 人工湿地植被 N、P 含量、积累量及其相关性

生长条件相同的 4 种湿地植被生物量及分配变化较大,地上部生物量基本大于地下部生物量(除茭白外),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,这种生物量的分配模式体现了 N、P 元素生长部位的分配特点,属于植被对 N 和 P 内在生长特性的平衡调节^[14,17]。N、P 积累量能够反映植被对 N、P 的直接去除能力,而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地上部分的收割去除大部分的 N、P 积累量,使其移出生态系统;同时,植被体 N、P 积累量主要与植被的生物量存在显著线性相关(表 1),所以选择适宜人工湿地物种,通过增加植被的地上部生物量达到定期去除 N、P 的效果。

3.4 人工湿地植被对污水各指标去除率与生理特性相关性分析

相关性分析表明(表 2),人工湿地植被对生活污水各指标的去除率与植被自身生理特性密切相关。从相关系数来看,人工湿地植被对生活污水各指标的去除率与其根系活力和基质酶活性密切相关;除此之外,人工湿地植被对 TN 的去

除与自身体内氮素密切相关,对 TP 的去除与自身体内磷素密切相关。综合分析可知,本研究所选取的 4 种湿地植被,鸢尾和芦苇是具有高吸收 N、P 功能、生命力强的植被种类,生物量也表现为较高,可作为构建人工湿地植被的首选,而茭白和菖蒲具有较低的生物量和 N、P 去除率等,由于人工湿地需要遵循植被多样性、景观配置原则,茭白和菖蒲也可在人工湿地中使用。此外,人工湿地植被的净化效果还与植被的生长速度、生长阶段、植被的生物量、植被根区微生物作用等有关,在以后研究过程中,选择生物量较大、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。

参考文献:

- [1] Tanner C C. Plants for constructed wetland treatment systems – a comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species[J]. Ecological Engineering, 1996, 7(1): 59–83.
- [2] Brix H. Functions of macrophytes in constructed wetlands[J]. Water Science and Technology, 1994, 29(4): 71–78.
- [3] Picek T, Cizkova H, Dusek J. Greenhouse gas emissions from a constructed wetland – plants as important sources of carbon[J]. Ecological Engineering, 2007, 31(2): 98–106.
- [4] Koottatep T, Polprasert C. Role of plant uptake on nitrogen removal in constructed wetlands located in the tropics[J]. Water Science and Technology, 1997, 36(12): 1–8.
- [5] Calheiros C S, Rangel A O, Castro P M. Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater[J]. Water Research, 2007, 41(8): 1790–1798.
- [6] Kaseva M E. Performance of a sub-surface flow constructed wetland in polishing pre-treated wastewater – a tropical case study[J]. Water Research, 2004, 38(3): 681–687.
- [7] Greenway M, Haberl R, Perfler R, et al. Nutrient content of wetland plants in constructed wetlands receiving municipal effluent in tropical Australia. [J]. Water Science and Technology, 1997, 35(5): 135–142.
- [8] Schulz C, Gelbrecht J, Rennert B. Treatment of rainbow trout farm effluents in constructed wetland with emergent plants and subsurface horizontal water flow[J]. Aquaculture, 2003, 217(1/2/3/4): 207–221.
- [9] 陈永华, 吴晓芙, 蒋丽鹏, 等. 处理生活污水湿地植物的筛选与净化潜力评价[J]. 环境科学学报, 2008, 28(8): 1549–1554.
- [10] 彭婉婷, 邹琳, 段维波, 等. 多种湿地植物组合对污水中氮和磷的去除效果[J]. 环境科学学报, 2012, 32(3): 612–617.
- [11] 蒋跃平, 葛滢, 岳春雷, 等. 人工湿地植物对观赏水中氮磷去除的贡献[J]. 生态学报, 2004, 24(8): 1720–1725.
- [12] 梁威, 吴振斌, 詹发萃, 等. 人工湿地植物根区微生物与净化效果的季节变化[J]. 湖泊科学, 2004, 16(4): 312–317.
- [13] 吴振斌, 梁威, 成水平, 等. 人工湿地植物根区土壤酶活性与污水净化效果及其相关分析[J]. 环境科学学报, 2001, 21(5): 622–624.
- [14] 李林锋, 年跃刚, 蒋高明. 植物吸收在人工湿地脱氮除磷中的贡献[J]. 环境科学研究, 2009, 22(3): 337–342.
- [15] 王庆海, 段留生, 武菊英, 等. 北京地区人工湿地植物活力及污染物去除能力[J]. 应用生态学报, 2008, 19(5): 1131–1137.
- [16] 尹炜, 李培军, 裘巧俊, 等. 植物吸收在人工湿地去除氮、磷中的贡献[J]. 生态学杂志, 2006, 25(2): 218–221.
- [17] 张洪刚, 洪剑明. 人工湿地中植物的作用[J]. 湿地科学, 2006, 4(2): 146–154.