

水淬渣人工湿地强化除磷作用研究

李海波¹, 杨瑞崧¹, 李晓东^{2*}, 孙铁珩¹

(1. 沈阳大学污染环境生态修复与资源化技术教育部重点实验室, 沈阳 110044; 2. 辽宁省环境科学研究院, 沈阳 110031)

摘要:研究了水淬渣的磷吸附-解吸效果, 构建了以水淬渣为主要基质的模拟垂直流人工湿地系统, 分析了水力停留时间(HRT)和污染负荷变化对污水中磷去除的影响, 探讨了湿地上行、下行流单元各层基质的除磷贡献。结果表明, 水淬渣基质的磷饱和吸附量为 $3\,333\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 其水溶性钙含量为 0.084% , pH值为 7.54 , 适合作为湿地除磷基质。HRT与磷去除率呈正相关, 当HRT从 1 d 缩短为 0.5 d 时, TP去除率降低 $5.9\%\sim 4.7\%$, 当HRT从 2 d 缩短为 1 d 时, TP去除率降低 $2.4\%\sim 4.7\%$, HRT为 1 d 条件下, 水淬渣湿地的磷去除率 $>85\%$, 说明无限延长HRT无益于强化除磷, 适宜的HRT为 1 d 。在进水浓度稳定的条件下, 进水污染负荷与磷去除率呈负相关, 当污染负荷范围在 $12.2\sim 36.8\text{ g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$ 时, 水淬渣湿地的磷去除率可维持在 85% , 当污染负荷达到 $48.9\text{ g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$ 后, 水淬渣湿地的磷去除率下降至 65% , 当污染负荷 $<36.8\text{ g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$ 时, 水淬渣湿地的磷去除率 $>82\%$, 说明高污染负荷可抑制基质表面及孔隙中Ca、Al等吸附磷的活跃位点, 适宜的进水污染负荷为 $24.5\sim 36.8\text{ g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$ 。表层铺设水淬渣、下层铺设常规基质的级配方式有利于垂直流湿地除磷, 下行流和上行流单元的表层水淬渣基质磷吸附量可达 $0.17\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $0.05\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 在表层基质磷吸附饱和后可灵活更换, 有效延长湿地除磷寿命。

关键词: 湿地基质; 除磷; 水淬渣; 水力停留时间; 污染负荷

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)08-2302-07

Effects of Enhanced Dephosphorization in the Constructed Wetland Using Water-Granulated Slag as Matrix

LI Hai-bo¹, YANG Rui-song¹, LI Xiao-dong², SUN Tie-heng¹

(1. Key Laboratory of Eco-Remediation and Resource Reuse, Ministry of Education, Shenyang University, Shenyang 100044, China; 2. Liaoning Academy of Environmental Sciences, Shenyang 110031, China)

Abstract: The phosphorus adsorption and desorption effects of water-granulated slag (WGS) were studied. A simulated vertical flow constructed wetland system was constituted using WGS as the main matrix. The influences of hydraulic residence time (HRT) and pollution load on phosphorus removal were investigated. The contributions of phosphorus removal of different horizon layers in up-flow and down-flow matrixes were studied. The results showed that WGS was a kind of adaptive desorption material for wetland due to its high saturated phosphorus adsorptive capacity ($3\,333\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). The content of soluble calcium of WGS is 0.084% , which provides a suitable pH (7.54) for microbes and plants growth in wetland. The HRT is in positive correlation with phosphorus removal rate. The phosphorus removal rates decrease $5.9\%\sim 4.7\%$ and $2.4\%\sim 4.7\%$ when HRT decreases from 1 d to 0.5 d and from 2 d to 1 d , respectively. The phosphorus removal rates exceed 85% at 1 d HRT in WGS wetland. That means the optimized HRT is 1 d , and extending HRT infinitely is not helpful to phosphorus removal. The pollution load is in negative correlation with phosphorus removal rate under the conditions of steady influx concentration. The phosphorus removal rates maintain 85% when the pollution load is from $12.2\text{ g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$ to $36.8\text{ g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$. When the pollution load increases to $48.9\text{ g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$, the phosphorus removal rate decreases to 65% . The phosphorus removal rate exceeds 82% when the pollution load is less than $36.8\text{ g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$. That means higher pollution load will cause the calcium and aluminum active points of phosphorus adsorption shielded, which exist both on matrix surface and in inner pores. The range of optimized pollution load is from $24.5\text{ g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$ to $36.8\text{ g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$. The graduation mode of WGS in top layer and conventional materials in lower layer is helpful to phosphorus removal in vertical flow wetland. The phosphorus adsorptive capacities in up-flow and down-flow unit are $0.17\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ and $0.05\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ respectively. The WGS can be changed freely when the saturated adsorption occurs, which will extend the wetland service life.

Key words: wetland matrix; phosphorus removal; water-granulated slag(WGS); hydraulic residence time(HRT); pollution load

人工湿地(constructed wetland, CW)是人工化的自适应生态系统, 在构成湿地污水处理系统的四大基本要素(水体、基质、水生植物和微生物)中, 基质、水生植物和微生物或三者相互之间通过一系列物理的、化学的以及生物的途径, 可以完成对污染物的高效去除^[1]。其中, 利用湿地系统中的基质、水生植物和微生物的共同作用去除磷元素, 通常被认为是一

种廉价有效的废水处理技术^[2]。

基质一直被公认为是进入湿地系统的磷的最终

收稿日期: 2008-09-12; 修订日期: 2008-11-15

基金项目: 辽宁省陆地生态过程与区域生态安全重点实验室开放基金项目(KF2007-2); 国家高技术研究发展计划(863)项目(2007AA061101)

作者简介: 李海波(1974~), 男, 博士, 主要研究方向为污水生态处理技术, E-mail: iamllhb@126.com

* 通讯联系人, E-mail: neu_llhb@yahoo.com

归宿^[3,4],在某种程度上可被视为“磷缓冲器”^[5~7].富含 Al^{3+} 、 Fe^{3+} 、 Ca^{2+} 的基质可通过吸附和沉淀反应获得较好的除磷效果.基质吸附磷的能力受吸附点位数量、基质颗粒比表面积、床层氧化还原电位和 pH 值的影响.在碱性条件下,磷与含钙离子的碱性基质结合形成磷酸钙沉淀^[8,9];在酸性条件下,磷与 Al^{3+} 、 Fe^{3+} 及其氧化物发生置换反应生成沉淀^[10,11].虽然针对基质除磷的研究较多,但到目前为止,筛选高效湿地除磷基质材料仍存在很多问题^[12~20],综合考察基质的矿物组成、粒度级别、孔隙分布等相关性质,并以其作为主要依据来选择新型除磷基质,尚有待深入研究^[21~23].同时,在基质吸附饱和的情况下,研究可灵活更换基质的床体级配方式,有效延长湿地除磷寿命,也是湿地污水处理研究的热点^[2,9].

为此,本实验以工业副产物水淬渣为研究对象,重点考察了以水淬渣为基质的人工湿地除磷效果及其影响因素,并提出了一种适宜的床体级配方式,以期垂直流人工湿地强化除磷提供一种可选择新型材料.

1 材料与方法

1.1 湿地基质

细砂:主要成分为石英,购于沈阳市建材市场,粒度范围 0.12 ~ 2.24 mm.水淬渣:主要成分为石英、氧化钙,取自辽宁省某钢铁厂.以上各种基质材料均经球磨机湿磨,过 100 目筛,备用.

供试基质主要矿物含量及部分理化性质见表 1、2 所示.

表 1 供试基质的主要矿物含量(以氧化物计)/%

Table 1 Contents of major mineral elements in mediums used in experiments/%

矿物成分	SiO ₂	Al ₂ O ₃	MgO	Fe ₂ O ₃	CaO	P ₂ O ₅
砂子	93.06	3.19	0.17	0.63	0.19	0.001
水淬渣	33.24	16.95	7.62	0.68	37.41	0.02

表 2 供试基质部分理化性质

Table 2 Physicochemical properties of matrixes used in experiments

性质	砂子	水淬渣
pH(1:2)	6.82	7.54
比表面积/m ² ·kg ⁻¹	186	357
水溶性钙(CaO)/%	0.014	0.084

1.2 模拟人工湿地系统及采样点布置

模拟人工湿地系统由配水池、继电控制、湿地床体、运行控制、采样系统等组成.湿地采用垂直流形式,先下行流后上行流,设 2 组以备对照试验.具体

尺寸为:800 mm × 400 mm × 800 mm(长 × 宽 × 高,下行床体厚 600 mm,上行床体厚 500 mm).基质铺设如下:有水淬渣单元记为 VW₁,无水淬渣单元记为 VW₂.VW₁ 下行流池上层 10 cm 为粒径 2 ~ 3 mm 的水淬渣,中间 35 cm 为粒径 1 ~ 2 mm 的砂子,下层 15 cm 为粒径 5 ~ 10 mm 的砾石;上行流池上层 10 cm 为粒径 2 ~ 3 mm 的水淬渣,中间 25 cm 为粒径 1 ~ 2 mm 的砂子,下层 15 cm 为粒径 5 ~ 10 mm 的砾石.VW₂ 铺设基本与 VW₁ 相同,只是装置上层 10 cm 用粒径 1 ~ 2 mm 的砂子代替水淬渣.处理对象为生活污水.湿地植物为美人蕉.模拟人工湿地系统流程如图 1 所示.

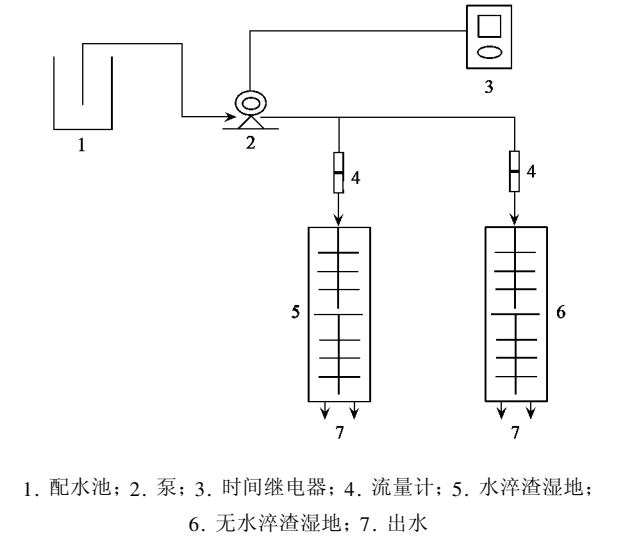


图 1 模拟人工湿地系统流程示意

Fig.1 Flow chart of constructed wetland system

模拟湿地装置运行稳定后,分别改变 HRT 和污染负荷,测试进出水 TP 浓度,并在装置的不同深度取基质样测 TP 浓度.基质取样点布置见表 3 所示.

表 3 湿地基质取样点布置

Table 3 Sampling sites in wetland

采样点	下行流			上行流		
	1	2	3	4	5	6
深度 h/cm	0 ~ 5	15 ~ 20	30 ~ 35	30 ~ 35	15 ~ 20	0 ~ 5

1.3 吸附等温线测定

称取 105℃ 下干燥的供试基质各 10 g(设 3 个平行),置于容积为 250 mL 的三角瓶中,分别加入由 0.02 mol·L⁻¹ KCl 溶液配置的不同磷浓度的 KH₂PO₄ 标准溶液(以 P 计,下同) 200 mL,含磷浓度分别为 1.0、2.0、5.0、10、20、50、100、200、400 mg·L⁻¹.将三角瓶置于恒温摇床中,在 140 ~ 150 r·min⁻¹、25℃ ± 1℃ 条件下振荡 24 h,过 0.45 μm 滤膜,测上

清液磷浓度,并根据其浓度的变化,计算基质吸附磷量,绘制磷吸附等温线.

1.4 饱和解吸率测定

取 1.3 中所述磷吸附饱和后的基质 1 g(设 3 个平行),置于塑料离心管中,加入 0.02 mol·L⁻¹ 的 KCl 溶液 20 mL,在 140 ~ 150 r·min⁻¹、25℃ ± 1℃ 条件下振荡不同时间后离心处理,测上清液磷浓度,计算解吸磷量,取平均值,计算饱和解吸率.

1.5 分析测试方法

水体和基质磷含量测定采用钼锑抗比色法及钼

锑抗紫外分光光度法;基质矿物全量测定采用 X 射线荧光分析法;水溶性钙测定采用蒸馏水浸提(基质:水 = 1:5)后原子吸收法;pH 值测定采用酸度计法(基质:水 = 1:2);比表面测定采用 N₂ 吸附法^[24].

2 结果与讨论

2.1 供试基质的磷吸附-解吸特征

砂子和水淬渣的等温吸附曲线如图 2 所示. 各供试基质的等温吸附曲线符合 Freundlich 和 Langmuir 吸附等温方程,相关参数见表 4 所示.

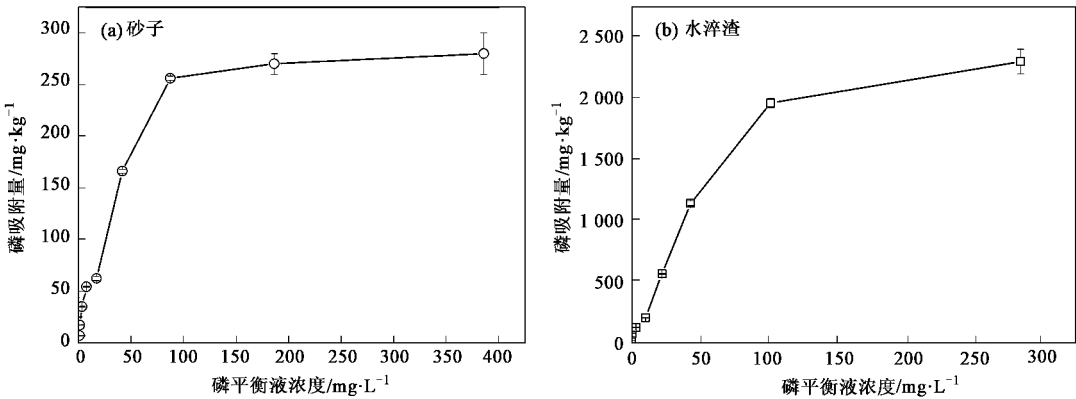


图 2 供试基质磷等温吸附曲线

Fig.2 Phosphate adsorption isotherm curves of different matrices

表 4 供试基质磷素吸附等温方程相关参数¹⁾

Table 4 Parameters of the Freundlich and Langmuir adsorption isotherms of phosphorus						
基质	Freundlich 吸附方程			Langmuir 吸附方程		
	k	n	r(n = 9)	A	G ⁰ /mg·kg ⁻¹	r(n = 9)
砂子	14.35	1.75	0.973 **	22.60	270	0.984 **
水淬渣	45.41	1.30	0.988 **	80.0	3 333	0.993 **

1) ** 表示极显著水平

各供试基质磷吸附饱和后的解吸试验结果见表 5 所示.

表 5 供试基质磷吸附饱和后解吸特性

Table 5 Characters of desorption of phosphorus in substrates saturated with phosphorus			
基质	理论最大吸附量 /mg·kg ⁻¹	理论最大解吸量 /mg·kg ⁻¹	解吸率 /%
砂子	270	20.5	7.59
水淬渣	3 333	22.6	0.68

依据 Langmuir 方程,砂子的理论最大吸附量为 270 mg·kg⁻¹,与文献结果几乎一致^[10,20,23].水淬渣比表面积达 357 m²·kg⁻¹(见表 2),理论最大磷吸附量为 3 333 mg·kg⁻¹,为砂子的 12 倍.由于水淬渣中水溶性钙含量较小,pH 值接近于中性,适合湿地植物

与微生物生长;同时,水淬渣中的铝、钙含量较高,容易与污水中的磷酸根反应生成磷酸钙、磷酸铝而使磷得到沉淀固定,因此作为湿地基质具有较好的应用前景.

2.2 水淬渣基质床垂直流人工湿地的除磷效果

模拟湿地装置内种植美人蕉,株距 10 cm,利用自来水进行系统养护,待美人蕉地上部分超过 1 m,根系长度超过 25 cm 后,利用沉淀 5 h 后的生活污水(SS 为 35 ~ 40 mg·L⁻¹,COD 为 165 ~ 200 mg·L⁻¹,BOD 为 120 ~ 130 mg·L⁻¹,TP 为 5.9 ~ 7.3 mg·L⁻¹,NH₄⁺-N 为 49 ~ 55 mg·L⁻¹)驯化,运行参数为:污染负荷(以 BOD 计,下同)为 33.6 g·(m²·d)⁻¹,HRT 为 1 d,环境温度范围 t 为 17 ~ 27℃.连续运行 60 d 后,模拟人工湿地系统进入稳定状态,分别改变 HRT 与污染负荷,测试进出水 TP 浓度,优化 HRT 与污染负荷,并测试基质磷含量,评价水淬渣基质床湿地的除磷效果.

2.2.1 HRT 对水淬渣人工湿地出水磷浓度的影响

设置 3 个 HRT:2、1 和 0.5 d.在每个 HRT 条件下均连续运行 40 d,进水水质同上,运行参数:污染负荷为 33.6 g·(m²·d)⁻¹,环境温度范围 t 为 24 ~ 32℃.进

出水 TP 含量变化和去除率变化如图 3、4 所示。

图 3 表明,有水淬渣基质湿地的出水 TP 浓度均低于无水淬渣的情形,其浓度差异随 HRT 缩短而加大.当 HRT 为 2 d 时,有无水淬渣基质的湿地出水 TP 浓度均小于 $1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,磷去除率 $> 85\%$.随着 HRT 缩短,有无水淬渣基质的湿地出水 TP 浓度都升高,且升高幅度与 HRT 缩短幅度基本一致.当 HRT 为 1 d 时,与 HRT 为 2 d 时相比,TP 去除率降低幅度为 $2.4\% \sim 4.7\%$;当 HRT 为 0.5 d 时,与 HRT 为 1 d 时相比,TP 去除率降低幅度为 $5.9\% \sim 9.5\%$ (见图 4).这种变化产生的原因是:湿地中磷去除主

要依靠基质吸附、沉淀作用,而充分的接触时间是基质发挥功效的保障,接触时间越短,基质的吸附效果越差^[25,26].但是,并非 HRT 越长越有利于湿地除磷,因为当污水中的磷浓度达到一定低的水平时,湿地基质对其的吸附作用将受到更多因素的制约,此时即便无限延长 HRT,对除磷的贡献率也不会无限增大^[26].HRT 存在一个优化的区间范围,在该范围内,污水中的磷去除效果能够维持在较高水平上,HRT 低于该范围,除磷效果将明显下降,HRT 高于此范围,除磷效果也不会明显增加.本试验条件下确定的适宜 HRT 为 1 d 左右.

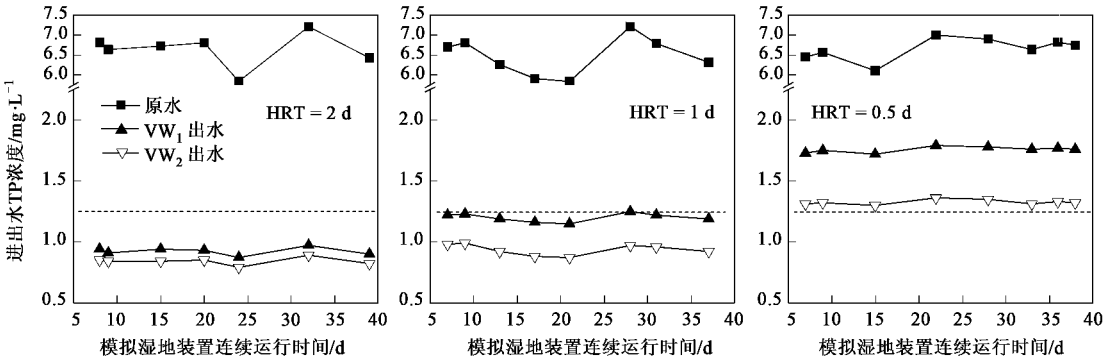


图 3 进出水 TP 浓度与 HRT 的关系
Fig.3 Relationships of HRT and TP concentrations in influent and effluent

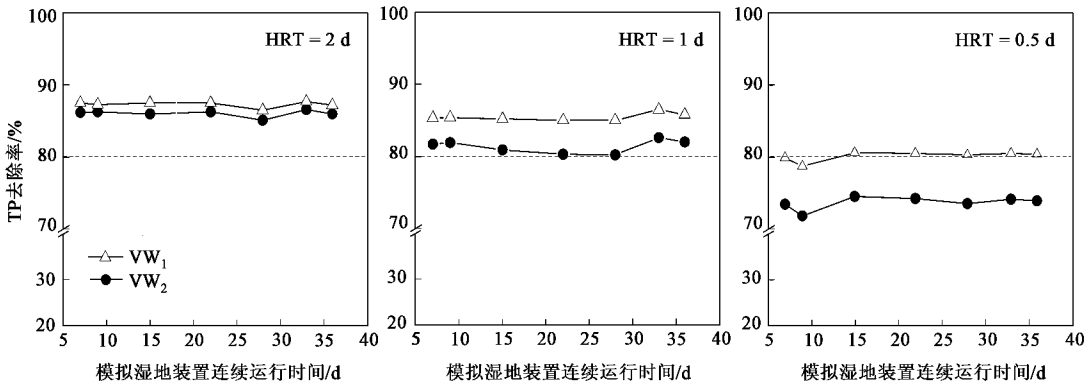


图 4 TP 去除率与 HRT 的关系
Fig.4 Relationships of HRT and TP removal rates

2.2.2 污染负荷对水淬渣湿地出水磷浓度的影响

设置 4 个污染负荷: 12.2 、 24.5 、 36.8 和 $48.9\text{ g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$.连续运行 40 d,进水水质同上,运行参数: HRT 为 1 d,环境温度范围 t 为 $18 \sim 26^\circ\text{C}$.进出水 TP 去除率变化如图 5 所示.

在进水水质稳定的条件下,污染负荷可以在某种程度上反映水力负荷.由图 5 可见,污染负荷变化明显影响湿地对磷的去除效果,这种影响在高污染

负荷时表现最为突出.当污染负荷在 $12.2 \sim 36.8\text{ g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$ 范围内时,湿地磷去除率随污染负荷提高略有降低,有水淬渣的湿地均可维持在 85% 左右,无水淬渣的湿地除磷率也可在 $75\% \sim 80\%$ 之间;当污染负荷超过 $36.8\text{ g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$ 达到 $48.9\text{ g}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$ 后,湿地除磷率急剧下降,有水淬渣的湿地除磷率下降至 65% 左右,而无水淬渣的湿地除磷率则下降到不足 55% .

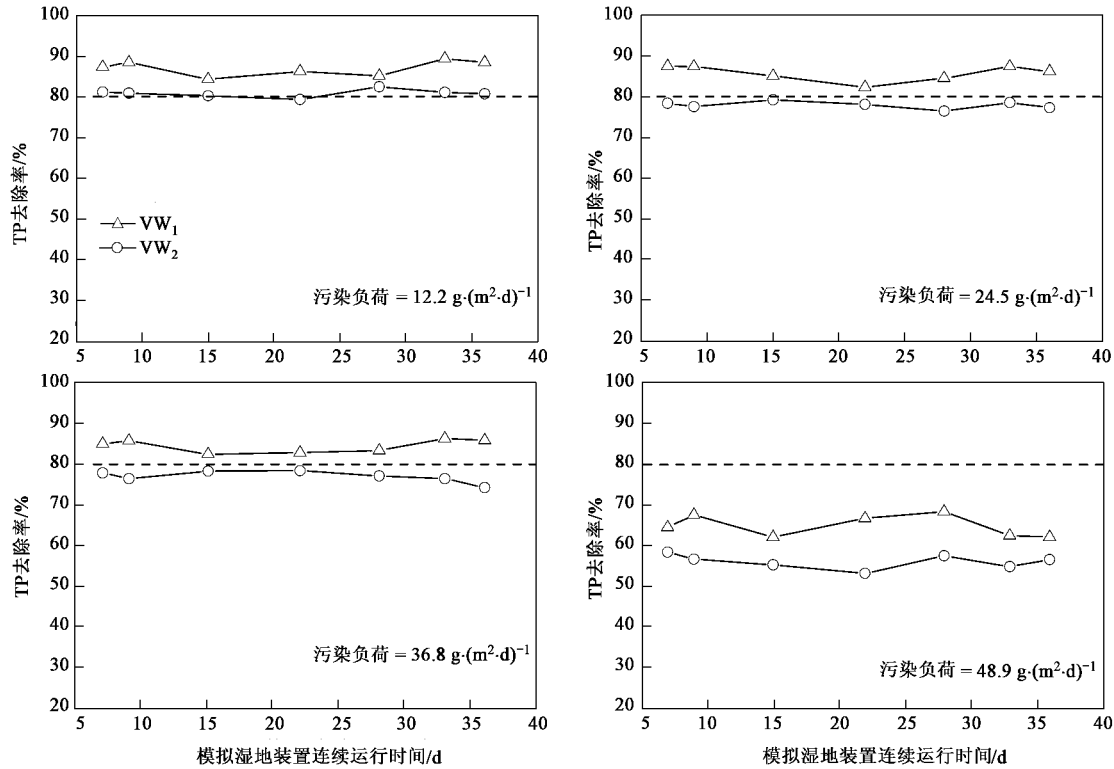


图 5 TP 去除率与污染负荷的关系

Fig.5 Relationships of pollution loads and TP removal rates

一种观点认为:由于在高污染负荷下,有机物在湿地基质表面沉积和吸附将覆盖基质对磷的吸附位点,弱化了基质的除磷效果^[26~28].另一种观点认为:污染负荷增加必然导致水力负荷提高,高水力负荷将促进湿地植物根系发育,当其根茎密度过大时将使湿地基质孔隙率下降,导致内部水流不畅,延长了实际的 HRT,不稳定吸附的磷将在根系生物、化学的复杂作用下产生二次释放^[5,29~31].由于在本试验周期内美人蕉生物量不大,掘开根茎后检查根系,未发现阻塞基质孔道的情况,因此,第一种观点更适合解释本试验结果.

在进水水质波动不大的情况下,高进水污染负荷(水力负荷亦高)决定了湿地技术的用地积必然增大,从而影响技术成本^[32~34],因此在综合考虑各种因素的条件,本研究认为,污染负荷介于 $24.5 \sim 36.8 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ 之间较为适宜.

2.2.3 垂直流湿地床层空间除磷作用差异分析

在优化的试验条件(HRT 为 1 d,污染负荷为 $33.6 \text{ cm}^3 \cdot \text{d}^{-1}$)下,连续运行 20 d,按照表 3 设置的采样点,分别取湿地上行和下行单元的基质样品,测定其含磷量,结果如图 6 所示.

从图 6 可知,垂直流湿地各基质层 TP 含量沿水

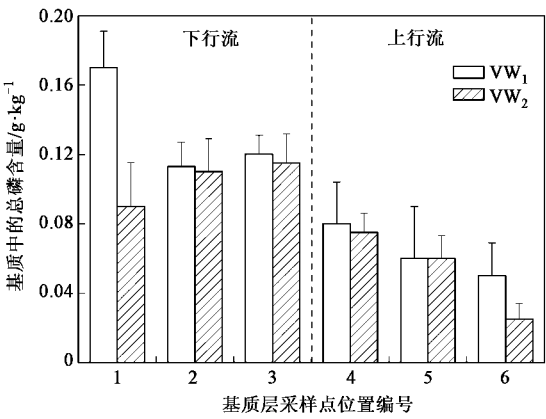


图 6 湿地基质床层竖向吸附磷的量

Fig.6 Content of TP in different substrates layer in wetland

流方向呈逐渐降低的趋势.其中,1 号和 6 号采样点位均为有水淬渣对照,2~5 号采样点位的基质在 VW₁ 和 VW₂ 中均相同.1 号和 6 号采样点,有水淬渣存在时,水淬渣中的磷含量分别为 $0.17 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $0.05 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,而对应无水淬渣(砂子)的情形,砂子中的磷含量为 $0.09 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $0.025 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,仅为有水淬渣时的 50%.2~5 号采样点基质中的磷含量在有水淬渣的湿地中差别不大.

以上结果表明:由于水淬渣基质表面和内部孔

隙的 Ca、Al 活跃点位数量多,污水中的不溶态磷首先被基质物理截留,在胞外磷酸酶作用下转化为无机磷酸盐(溶解态磷),然后与污水中其他溶解态磷一起,通过吸附和沉淀作用与水淬渣结合,生成 Ca-P、Al-P 沉淀^[20,31];此外,由于湿地床体表层植物根系发达,根系区呈酸性,可促进水淬渣 Ca、Al 成分溶解,从而沉淀生成非晶质的磷酸铝化合物(如 $\text{AlPO}_4 \cdot x\text{H}_2\text{O}$),然后进一步水解转化为晶质磷铝石($\text{AlPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$),形成闭蓄态磷酸盐^[9].下行流单元 2 号采样点基质磷含量较 3 号采样点略低,这是因为该区域美人蕉根系发达,美人蕉根额外摄取磷而使得该部分磷含量有所减少^[24].

试验还发现:水淬渣在长期淹水环境下,并未出现板结现象,美人蕉根茎在水淬渣层内生长状况良好,美人蕉根区呈弱酸性.这表明水淬渣可以作为一种优良的湿地除磷基质材料.

湿地基质除磷存在吸附饱和问题,为解决这一问题,本试验构建的模拟人工湿地装置采用垂直流构筑方式,在湿地表层铺设水淬渣,下层铺设常规基质,在下行流单元中,污水中的磷优先表层吸附,在上行流单元中,污水中的磷在出水之前再一次被表层水淬渣强制脱除.在美人蕉收割后分根时,可方便地更换表层水淬渣基质,提高湿地除磷的可靠性,增加湿地有效运行年限.

3 结论

(1) 水淬渣的吸附-解吸特征及其理化性质表明:水淬渣可以作为一种新型的湿地除磷基质材料.

(2) HRT 越短,水淬渣基质床湿地的磷去除率越低,但无限提高 HRT 不能持续提高磷的去除率,适宜的 HRT 为 1 d;进水污染负荷越小,水淬渣基质床湿地的磷去除率越高,高污染负荷将导致基质的表面和内部孔隙吸磷活跃位点受到阻隔,从而降低磷去除率,适宜的进水污染负荷范围介于 $24.5 \sim 36.8 \text{ g} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$.

(3) 垂直流湿地表层铺设水淬渣,下层铺设常规基质,可确保基质吸附磷饱和后,可以灵活更换,有效延长湿地的使用寿命.

参考文献:

[1] 张虎成. 人工湿地生态系统污水净化研究进展 [J]. 环境污染治理技术与设备, 2004, 5(2): 11-14.
[2] 李晓东, 孙铁珩, 李海波, 等. 人工湿地除磷研究进展 [J]. 生态学报, 2007, 27(3): 1226-1232.
[3] Wang N, Mitsch W J. A detailed ecosystem model of phosphorus

dynamics in created riparian wetlands [J]. Ecol Model, 2000, 126 (2): 101-130.
[4] Kadlec R H. The limits of phosphorus removal in wetlands [J]. Wetlands Ecol Manage, 1999, 7(3): 165-175.
[5] 吴振斌, 梁威, 成水平. 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.
[6] Richardson C J. Mechanisms controlling phosphorus retention capacity in wetlands [J]. Science, 1985, 228: 1424-1427.
[7] Gersberg R M, Elkins B V, Lynon S R, et al. Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands [J]. Water Res, 1986, 20(3): 363-368.
[8] Brix H. Functions of macrophytes in constructed wetlands [J]. Water Sci Technol, 1994, 29(4): 71-78.
[9] 赵桂瑜. 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. 12-14.
[10] Arias C A, Bubba M D, Brix H. Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds [J]. Water Res, 2001, 35(5): 1159-1168.
[11] Xu D F, Xu J M, Wu J J, et al. Studies on the phosphorus sorption capacity of substrates used in constructed wetland systems [J]. Chemosphere, 2006, 63: 344-352.
[12] 黄辉, 赵浩, 饶群, 等. 人工湿地基质除磷影响因素研究进展 [J]. 环境科学与技术, 2006, 29(11): 112-114.
[13] 卢少勇, 金相灿, 余刚. 人工湿地的磷去除机理 [J]. 生态环境, 2006, 15(2): 391-396.
[14] 汤显强, 李金中, 李学菊, 等. 聚丙烯小球对人工垂直潜流湿地氮磷去除性能的优化研究 [J]. 环境科学, 2008, 29(5): 1284-1288.
[15] 徐伟伟, 章北平. 植物在人工湿地净化污水过程中的作用 [J]. 安全与环境工程, 2005, 12(2): 41-44.
[16] Fraser L H, Carty S M, Steer D. A test of four plant species to reduce total nitrogen and total phosphorus from soil leachate in subsurface wetland microcosms [J]. Bioresource Technol, 2004, 94: 185-192.
[17] Huett D O, Morris S G, Smith G, et al. Nitrogen and phosphorus removal from plant nursery runoff in vegetated and unvegetated subsurface flow wetlands [J]. Water Res, 2005, 39(2): 3259-3272.
[18] 张荣社, 李广贺, 周琪. 潜流湿地中植物对脱氮除磷效果的影响中试研究 [J]. 环境科学, 2005, 26(4): 83-86.
[19] 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.
[20] 袁东海, 景丽洁, 高士祥, 等. 几种人工湿地基质净化磷素污染性能的分析 [J]. 环境科学, 2005, 26(1): 51-55.
[21] Vymazal J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands [J]. Sci Total Environ, 2007, 380(123): 48-65.
[22] Tanner C C. Substratum phosphorous accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetlands [J]. Water Sci Technol, 1999, 40(3): 14-154.
[23] Bubba M D, Arias C A, Brix H. Phosphorus adsorption maximum of sands for use medial in subsurface flow constructed reed beds as

- measured by the Langmuir isotherm [J]. *Water Res*, 2003, **37**(2): 3390-3400.
- [24] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法 [M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000. 65-78.
- [25] Tanner C C, Clayton J S, Upsdell M P. Effect of loading rate and planting in constructed wetlands II. Removal of nitrogen and phosphorus [J]. *Water Res*, 1995, **29**(1): 27-34.
- [26] 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*, 2003, **33**(3): 359-362.
- [27] Erich M S, Fitzgeald C B, Porter G A. The effect of organic amendments on phosphorus chemistry in a potato cropping systems [J]. *Agric Ecosys Environ*, 2002, **88**(1): 79-88.
- [28] 李剑波, 闻岳, 赵星洁, 等. 有机物对人工湿地基质除磷影响研究 [J]. *环境科学*, 2008, **29**(7): 1880-1883.
- [29] Ciceka N, Lamberta S, Venema H D, *et al.* Nutrient removal and bio-energy production from Netley-Libau Marsh at Lake Winnipeg through annual biomass harvesting [J]. *Biomass Bioenerg*, 2006, **30**: 529-536.
- [30] Kim S Y, Geary P M. The impact of biomass harvesting on phosphorus uptake by wetland plants [J]. *Water Sci Technol*, 2001, **44**(11): 61-67.
- [31] Patrick W H, Khalid R A. Phosphate release and sorption by soils and sediments: effect of aerobic and anaerobic conditions [J]. *Science*, 1974, **186**: 53-55.
- [32] Nwoke O C, Vanlauwe B, Diels J, *et al.* Assessment of labile phosphorus fractions and adsorption characteristics in relation to soil properties of West African savanna soils [J]. *Agric Ecosys Environ*, 2003, **100**: 228-294.
- [33] Liikanena A, Puustinen M, Koskiahob J, *et al.* Phosphorus Removal in a Wetland Constructed on Former Arable Land [J]. *J Environ Qual*, 2004, **33**: 1124-1132.
- [34] Gu B H. Phosphorus removal in small constructed wetlands dominated by submersed aquatic vegetation in South Florida, USA [J]. *Journal of Plant Ecology*, 2008, **1**(1): 67-74.