

文章编号: 1674-5566(2018)04-0531-12

DOI:10.12024/jsou.20171002156

## 人工湿地不同植物根系及基质重金属富集特征及其与环境因子相关性

朱加宾<sup>1</sup>, 李冰<sup>1,2</sup>, 侯诒然<sup>2</sup>, 余家辉<sup>1</sup>, 张成龙<sup>1</sup>, 朱健<sup>1,2</sup>

(1. 南京农业大学 无锡渔业学院, 江苏 无锡 214081; 2. 中国水产科学研究院淡水渔业研究中心, 农业部淡水渔业与种质资源利用重点实验室, 江苏 无锡 214081)

**摘要:** 为了研究复合垂直潜流人工湿地对池塘养殖水体中重金属的去除效果, 通过对水质指标以及重金属的测定, 进而分析了不同植物根系及其根系附近基质对重金属富集效果的差异以及不同环境因素与重金属富集速率之间的相关性。结果表明: 人工湿地对水体中铅、铜的去除效果分别为 77.20% 和 41.70%, 相比于其他类型的湿地, 复合垂直潜流人工湿地对铅、铜的去除具有一定优势; 砷在湿地中存在释放现象, 平均释放率为 8.40%。水蓼和再力花根系对铬、砷、铅、铜具有富集作用, 梭鱼草仅对铬、砷存在富集作用。水蓼、梭鱼草、再力花根系附近基质均对铬有较好的富集作用, 其中梭鱼草对铬的富集速率最大, 为 0.987 mg/(kg·d)。水蓼根系对铅和铜的富集速率与水温存在显著负相关性, 对铬、铜的富集速率与 pH 存在显著负相关性; 梭鱼草根对铬、砷富集速率与水温存在显著负相关性; 再力花根系对铅富集速率与水温、pH 存在显著负相关性, 对铜的富集速率与水温存在显著负相关性。本研究结果从重金属去除的角度为复合垂直潜流人工湿地的应用以及湿地植物的选择提供一定理论依据和参考。

**关键词:** 人工湿地; 重金属; 养殖水体; 根系; 基质

**中图分类号:** X 173      **文献标志码:** A

随着城镇化、工业、农业等的迅速发展, 随之带来的水环境污染问题日益凸显, 其中重金属污染是具有较大危害性的水污染问题<sup>[1-2]</sup>。由于重金属具有高毒性, 难代谢, 易被生物富集, 具有生物放大效应等特点, 不仅污染水体环境, 同时危害人类健康和水生生物生存<sup>[3]</sup>。因此, 人工湿地 (Constructed Wetland) 应用于池塘养殖水环境中重金属的处理, 对于改善水体环境以及保障水产品质量安全等方面是很有意义的。

人工湿地污水处理技术兼具环境、经济与社会效益, 且具有低投入、低能耗、运行稳定等优势而成为近年来国内外关注的热点<sup>[4]</sup>。自 20 世纪 60 年代末以来, 人工湿地水处理技术开始大量应用于城市污水、工业废水和自然水体等的处理<sup>[5]</sup>。人工湿地对重金属去除的研究相对晚一些,

LESAGE 等于 2007 年开始关注在人工湿地系统处理生活污水过程中一些重金属的去除效果以及重金属在沉积物和植物体内的迁移累积现象<sup>[6]</sup>。目前国内关于人工湿地的研究主要在有机物、营养物质的去除及其机理这些方面, 而有关重金属的研究相对较少<sup>[7]</sup>。

水体中重金属的净化主要是通过化学吸附、植物吸收以及微生物等作用, 因而植物、基质在受重金属污染水体的处理中具有重要的作用。据研究表明, 不同植物和基质构建的湿地系统对重金属的去除效果存在显著差异<sup>[8]</sup>。目前研究的湿地植物种类很多, 但更多是对有机物等有去除能力的植物的研究。据相关调查表明, 用于生活污水以及工业废水等处理的湿地类型主要为潜流型人工湿地, 其中垂直潜流型湿地占较大比

收稿日期: 2017-10-25      修回日期: 2018-01-08

基金项目: 现代农业产业技术体系建设专项资金 (CARS-45); 国家科技支撑计划项目 (2012BAD25B07); 无锡市农业科技支撑计划项目 (CLE02N1510)

作者简介: 朱加宾 (1992—), 男, 硕士研究生, 研究方向为水产健康养殖。E-mail: 1076226182@qq.com

通信作者: 朱健, E-mail: zhuj@ffrc.cn

例,因为它对有机物等有着更好的去除效果<sup>[9]</sup>。为了选择出更好适应本地生长且能体现本地特色的水生植物,湿地的植物应尽可能挑选根系发达、输氧能力强的当地水生植物<sup>[10]</sup>。本研究选取梭鱼草(*Pontederia cordata* L.)、再力花(*Thalia dealbata* Fraser)、水蓼(*Polygonum hydropiper*)这三种南方地区常见的根系发达且易于富集微生物的植物种类,作为湿地植物构建复合垂直潜流人工湿地系统的主要物种,研究并比较复合垂直潜流人工湿地和其它类型人工湿地的重金属富集能力以及不同植物根系、根系附近基质对重金属的富集能力,分析不同的环境因子与重金属富集速率之间的相关性,旨在为复合垂直潜流人工湿地更好地投入生产以及湿地植物的选择提供一定理论依据和参考。

表1 人工湿地-池塘循环水系统基本数据

Tab. 1 Constructed wetland-pond circulating water system basic data

湿地深度/m Wetland depth	基质孔隙度/% Matrix porosity	水力负荷/(mm/d) Hydraulic loading	水力停留时间/d Hydraulic retention time	池塘面积/m <sup>2</sup> Pond area	池塘水深/m Pond water depth	水体流量/(m <sup>3</sup> /d) Water flow
0.7	55	278	1.25	3 330	1.5	100

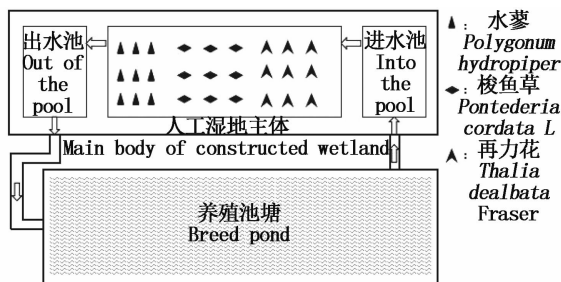


图1 复合垂直潜流人工湿地平面图

Fig. 1 Composite vertical subsurface flow constructed wetland plan

## 1.2 样品采集与处理

实验起止于2016年8月15—10月29日,为期75天,水、基质、根系每隔15天采样1次,采样时间为上午9:00—11:00,温度、pH、溶氧这3个指标每天现场测定。采集的样品包括进出口水样、湿地内水样、植物根系及根系附近基质。进出水口采样按照对角线取样,选取对角线上的3个点作为采样点,湿地内水样按照5点采样法采样;植物根系每次平行采集3次;基质样品取自植物根系附近,每次平行采集3次。水样保存

## 1 材料与方法

### 1.1 人工湿地的构建

本研究的复合垂直潜流人工湿地系统构建于中国水产科学研究院淡水渔业研究中心大浦科研试验基地,所选植物为梭鱼草、再力花、水蓼,基质为生物陶粒,处理对象是养殖池塘水体。湿地水力负荷(HLR)、水力停留时间(HRT)通过公式(1)、(2)计算得出。

$$HLR = W/S \times 1000 \quad (1)$$

$$HRT = \gamma \times h / HLR \quad (2)$$

式中: $S$ 为湿地主体面积(m<sup>2</sup>); $W$ 为污水设计流量(100 m<sup>3</sup>/d); $HLR$ 为湿地水力负荷(mm/d); $\gamma$ 为基质孔隙度; $h$ 为湿地深度(m); $HRT$ 为水力停留时间(d)。

方法参照水和废水监测分析方法(第四版)<sup>[11]</sup>。基质与植物根系进行清洗,除去其表面的大颗粒杂质,风干保存。为方便数据处理,将样品编号:8.15表示8月15日,时间段1表示8月15日—8月30日,其他以此类推。

### 1.3 样品的检测

#### 1.3.1 水质指标测定方法

水温和pH采用梅特勒—托利多便携式仪器测定,溶氧采用雷磁JPB-607A型便携式溶解氧测定仪测定。

#### 1.3.2 重金属含量测定方法

进出水口水样中的铜、砷、铅、六价铬的含量采用GB/T 5750.6—2006方法检测。根系中的铬、铜的含量采用诺安实力可商品检验(青岛)有限公司的In House Method SA/SOP/METH/446 V2.6方法进行检测,砷、铅的含量采用SN/T 0448—2011 SA/SOP/METH/446 V2.6方法进行检测。基质中铬、铅的含量通过诺安实力可商品检验(青岛)有限公司US EPA3052 1996 + US EPA 6020A 2007方法检测,铜、砷含量通过US EPA3051A 2007 + US EPA 6020A 2007方法检

测。

### 1.3.3 植物根系及根系附近基质对各重金属的富集速率计算

$$V = (C_t - C_0) / T \quad (3)$$

式中: $C_0$  为根系或基质中各重金属在实验开始时的含量(mg/kg); $C_t$  为根系或基质中各重金属在实验结束时的含量(mg/kg); $T$  为实验进行时间(d); $V$  为根系或基质对不同重金属的富集速率[mg/(kg·d)]。

### 1.4 数据处理

实验数据以平均值 ± 标准差 (Mean ± SD) 表示,使用 IBM SPSS Statistics 20.0 进行数据分析。对水体的温度、pH、溶氧值在不同时间段之间的差异以及重金属的富集速率在不同植物根系及根系附近基质间的差异均采用单因素方差分析;对特定时间点下,不同水质指标在湿地进出水口之间的差异采用独立样本 T 检验进行分析;通过 person 相关性分析探讨湿地水体、根系以及基质中重金属含量与一些水环境因子之间的相关性。在数据统计分析之前,进行数据的正态性和方差齐性检验<sup>[12]</sup>。

## 2 结果与分析

### 2.1 人工湿地水质指标

从表 2 可看出,在研究期间内,水温有下降趋势且不同时间段的温度之间存在显著性差异;水体 pH 整体有下降趋势;水体溶氧呈先增后减的趋势。表 3 是人工湿地进出水口水质数据,TN

在 8 月 30 日—10 月 14 日的进水显著大于出水, $\text{NO}_3^-$ -N 和总磷 TP 在 9 月 29 日—10 月 14 日的进水显著大于出水, $\text{PO}_4^{3-}$ -P 在 9 月 14 日—10 月 14 日的进水显著大于出水, $\text{COD}_{\text{Mn}}$  在 9 月 29 日—10 月 29 日的进水显著大于出水,铜在研究期间内的进水均显著大于出水,铅在 8 月 15 日~10 月 14 日的进水显著大于出水。

### 2.2 人工湿地对养殖池塘水体重金属去除效果

从表 4 可看出,本研究的复合垂直潜流人工湿地在研究期间对铅、铜的平均去除率为 77.20%、41.70%;砷在水体中存在释放现象,平均释放率为 8.40%。

### 2.3 人工湿地不同植物根系对重金属的富集效果

从图 2 可看出,在研究期间内,水蓼根系对铬、砷、铅、铜都有明显的富集效果,整体呈上升趋势,且对铜的富集效果最为明显。从图 3 可发现,在研究期间内,梭鱼草根对铬、砷有明显富集效果,整体呈上升趋势,对铅的富集效果不明显,而梭鱼草根中铜的含量整体呈下降趋势。从图 4 可看出,再力花根系对铬、砷、铅、铜均有富集效果,整体上呈上升趋势,且对铅、铜的富集效果较为明显。

如表 5 所示,在研究期间内,梭鱼草根对铬、砷的富集速率最大;水蓼根系对铅的富集速率最大;再力花根系对铜的富集速率最大。

表 2 人工湿地在不同时间段的温度、pH、溶氧值

Tab. 2 Constructed wetlands in different periods of temperature, pH value, dissolved oxygen

	时间段 1 Time period 1	时间段 2 Time period 2	时间段 3 Time period 3	时间段 4 Time period 4	时间段 5 Time period 5
平均温度/℃ Average temperature	31.365 ± 0.720 <sup>a</sup>	28.140 ± 0.694 <sup>b</sup>	25.200 ± 1.042 <sup>c</sup>	22.950 ± 0.824 <sup>d</sup>	17.868 ± 1.082 <sup>e</sup>
平均 pH Average pH	7.770 ± 0.714 <sup>a</sup>	7.415 ± 0.428 <sup>a</sup>	6.805 ± 0.476 <sup>a</sup>	6.801 ± 0.629 <sup>a</sup>	6.447 ± 0.390 <sup>b</sup>
平均溶氧值/(mg/L) Average DO	1.854 ± 0.510 <sup>a</sup>	2.039 ± 0.373 <sup>a</sup>	2.260 ± 0.425 <sup>a</sup>	1.958 ± 0.314 <sup>a</sup>	1.680 ± 0.265 <sup>a</sup>

注:同行数据上标不同表示组间存在显著差异( $P < 0.05$ )

Notes: Values in each row with different superscripts are significantly different ( $P < 0.05$ )

表 3 人工湿地进出水口水质指标

Tab.3 Constructed wetland inlet and outlet water quality index

		8.15	8.30	9.14	9.29	10.14	10.29
TN/(mg/L)	进水 Water inlet	3.897 ± 0.204 <sup>a</sup>	4.337 ± 0.115 <sup>a</sup>	4.540 ± 0.053 <sup>a</sup>	3.990 ± 0.161 <sup>a</sup>	3.327 ± 0.129 <sup>a</sup>	2.390 ± 0.154 <sup>a</sup>
	出水 Water outlet	3.640 ± 0.190 <sup>a</sup>	3.443 ± 0.182 <sup>b</sup>	3.617 ± 0.236 <sup>b</sup>	3.387 ± 0.337 <sup>b</sup>	2.853 ± 0.337 <sup>b</sup>	2.110 ± 0.200 <sup>a</sup>
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N/(mg/L)	进水 Water inlet	0.230 ± 0.046 <sup>a</sup>	0.283 ± 0.040 <sup>a</sup>	0.447 ± 0.049 <sup>a</sup>	0.357 ± 0.047 <sup>a</sup>	0.287 ± 0.025 <sup>a</sup>	0.223 ± 0.038 <sup>a</sup>
	出水 Water outlet	0.200 ± 0.060 <sup>a</sup>	0.197 ± 0.040 <sup>a</sup>	0.313 ± 0.021 <sup>a</sup>	0.243 ± 0.047 <sup>b</sup>	0.217 ± 0.047 <sup>b</sup>	0.207 ± 0.040 <sup>a</sup>
TP/(mg/L)	进水 Water inlet	0.277 ± 0.035 <sup>a</sup>	0.280 ± 0.066 <sup>a</sup>	0.350 ± 0.070 <sup>a</sup>	0.493 ± 0.035 <sup>a</sup>	0.407 ± 0.025 <sup>a</sup>	0.327 ± 0.040 <sup>a</sup>
	出水 Water outlet	0.263 ± 0.023 <sup>a</sup>	0.237 ± 0.067 <sup>a</sup>	0.273 ± 0.035 <sup>a</sup>	0.277 ± 0.032 <sup>b</sup>	0.323 ± 0.032 <sup>b</sup>	0.280 ± 0.046 <sup>a</sup>
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -P/(mg/L)	进水 Water inlet	0.015 ± 0.004 <sup>a</sup>	0.038 ± 0.012 <sup>a</sup>	0.058 ± 0.006 <sup>a</sup>	0.072 ± 0.011 <sup>a</sup>	0.077 ± 0.012 <sup>a</sup>	0.049 ± 0.018 <sup>a</sup>
	出水 Water outlet	0.011 ± 0.002 <sup>a</sup>	0.030 ± 0.009 <sup>a</sup>	0.038 ± 0.005 <sup>b</sup>	0.051 ± 0.012 <sup>a</sup>	0.055 ± 0.012 <sup>b</sup>	0.038 ± 0.008 <sup>a</sup>
COD <sub>Mn</sub> /(mg/L)	进水 Water inlet	8.973 ± 0.140 <sup>a</sup>	8.45 ± 0.120 <sup>a</sup>	9.427 ± 0.189 <sup>a</sup>	11.387 ± 0.420 <sup>a</sup>	10.383 ± 0.135 <sup>a</sup>	7.853 ± 0.281 <sup>a</sup>
	出水 Water outlet	8.880 ± 0.205 <sup>a</sup>	8.293 ± 0.085 <sup>b</sup>	9.237 ± 0.211 <sup>a</sup>	9.570 ± 0.173 <sup>b</sup>	8.997 ± 0.173 <sup>b</sup>	6.507 ± 0.715 <sup>b</sup>
铜/(μg/L)Cu	进水 Water inlet	4.105 ± 0.204 <sup>a</sup>	3.758 ± 0.193 <sup>a</sup>	2.94 ± 0.339 <sup>a</sup>	2.165 ± 0.187 <sup>a</sup>	1.665 ± 0.054 <sup>a</sup>	1.820 ± 0.029 <sup>a</sup>
	出水 Water outlet	2.479 ± 0.051 <sup>b</sup>	2.232 ± 0.060 <sup>b</sup>	1.419 ± 0.030 <sup>b</sup>	1.256 ± 0.035 <sup>b</sup>	1.024 ± 0.091 <sup>b</sup>	1.147 ± 0.105 <sup>b</sup>
铅/(μg/L)Pb	进水 Water inlet	1.825 ± 0.061 <sup>a</sup>	1.455 ± 0.055 <sup>a</sup>	0.940 ± 0.048 <sup>a</sup>	0.725 ± 0.017 <sup>a</sup>	0.744 ± 0.043 <sup>a</sup>	0.580 ± 0.345 <sup>a</sup>
	出水 Water outlet	0.794 ± 0.028 <sup>b</sup>	0.084 ± 0.017 <sup>b</sup>	0.132 ± 0.004 <sup>b</sup>	0.135 ± 0.011 <sup>b</sup>	0.138 ± 0.007 <sup>b</sup>	0.231 ± 0.112 <sup>a</sup>
砷/(μg/L)As	进水 Water inlet	8.324 ± 0.324 <sup>a</sup>	9.657 ± 0.516 <sup>a</sup>	8.378 ± 0.462 <sup>a</sup>	7.154 ± 0.298 <sup>a</sup>	9.465 ± 0.574 <sup>b</sup>	8.998 ± 0.135 <sup>b</sup>
	出水 Water outlet	8.758 ± 0.186 <sup>a</sup>	10.124 ± 0.293 <sup>a</sup>	8.964 ± 0.313 <sup>a</sup>	7.859 ± 0.352 <sup>a</sup>	10.874 ± 0.358 <sup>a</sup>	10.268 ± 0.356 <sup>a</sup>
铬/(μg/L)Cr	进水 Water inlet	N	N	N	N	N	N
	出水 Water outlet	N	N	N	N	N	N

注: 同列的同一水质指标的进出水口数据上标不同表示组间存在显著差异 (P < 0.05); N 表示该结果低于检测方法的检出限, 未检测到, 无法计算, 下同

Notes: The same column of the same water quality indicators of the water inlet and outlet data superscript of the difference between the groups showed significant differences (P < 0.05); N indicates that the result is below the detection limit of the detection method and is not detected and can not be calculated, the same below

表 4 不同类型人工湿地对重金属去除效率的对比

Tab.4 Comparison of removal efficiency of heavy metals by different types of constructed wetlands

湿地类型 Wetland type	去除率 Removal rate			水力负荷/(mm/d) Hydraulic loading	参考对象 Reference object
	铜 Cu	铅 Pb	铬 Cr		
复合垂直潜流 Composite vertical subsurface flow	0.417	0.772	N	278.000	本次研究 This research
表面流 (B5) Surface flow (B5)	0.058	0.555	0.900	46.751	杨俊 <sup>[13]</sup> YANG Jun
垂直潜流 (C 系统) Vertical subsurface flow (C system)	0.358	0.524	0.390	49.628	曹婷婷 <sup>[8]</sup> CAO Tingting
水平潜流 (B 系统) Horizontal subsurface flow (B system)	0.382	0.441	0.392	49.628	曹婷婷 <sup>[8]</sup> CAO Tingting
表面流 + 表面流 Surface flow + surface flow	0.380	0.440	0.940	46.751	葛光环 <sup>[14]</sup> GE Guanghuan

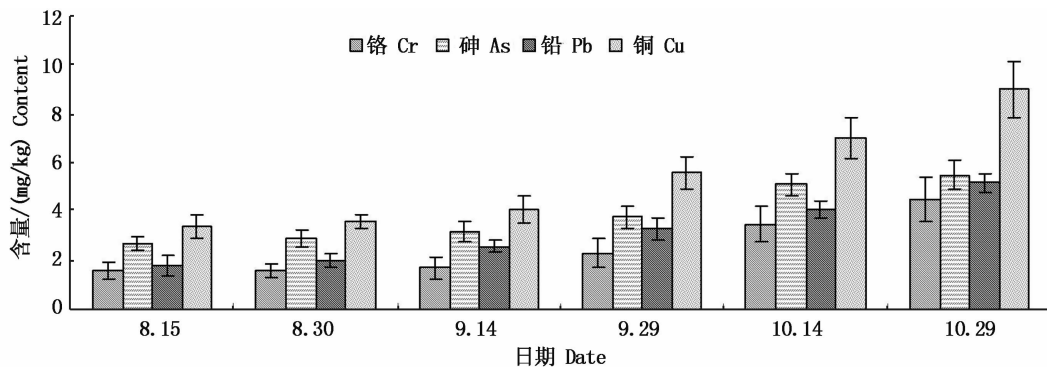


图 2 不同时间的水蓼根系中各重金属含量

Fig.2 The content of heavy metals in the roots of *Polygonum hydropiper* at different time

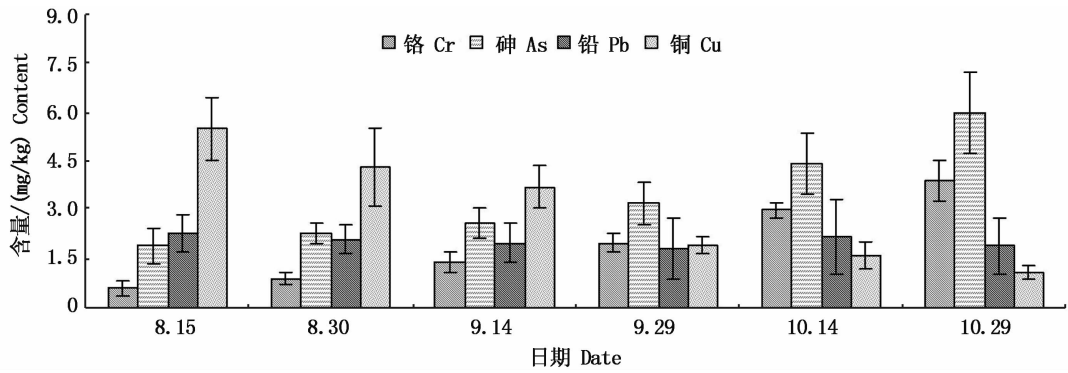


图3 不同时间的梭鱼草根系中各重金属含量

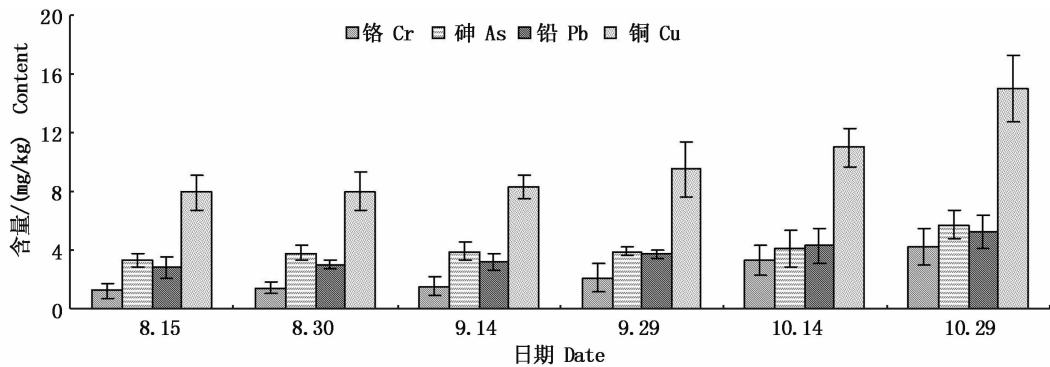
Fig. 3 The content of heavy metals in the roots of *Pontederia cordata* L. at different time

图4 再力花根系中各重金属含量

Fig. 4 The content of heavy metals in the roots of *Thalia dealbata* Fraser at different time

表5 三种植物根系对不同重金属的富集速率

Tab. 5 Enrichment rate of different heavy metals in three plant roots

mg/(kg · d)

	铬 Cr	砷 As	铅 Pb	铜 Cu
水蓼 <i>Polygonum hydropiper</i>	0.039 ± 0.014 <sup>a</sup>	0.037 ± 0.022 <sup>a</sup>	0.045 ± 0.013 <sup>a</sup>	0.075 ± 0.031 <sup>a</sup>
梭鱼草 <i>Pontederia cordata</i> L.	0.044 ± 0.016 <sup>a</sup>	0.055 ± 0.034 <sup>a</sup>	-0.005 ± 0.004 <sup>ab</sup>	-0.059 ± 0.035 <sup>ab</sup>
再力花 <i>Thalia dealbata</i> Frase	0.040 ± 0.012 <sup>a</sup>	0.032 ± 0.020 <sup>a</sup>	0.032 ± 0.026 <sup>b</sup>	0.095 ± 0.049 <sup>b</sup>

注:同列数据上标不同表示组间存在显著差异( $P < 0.05$ )Notes: Values in each column with different superscripts are significantly different ( $P < 0.05$ )

#### 2.4 人工湿地不同植物根系附近基质对重金属的富集效果

以第一次采样时基质中各重金属含量做背景值。从图5、6、7可看出,水蓼根系附近基质对铬、铜有明显的富集效果,整体呈上升趋势;对铅的富集效果不明显。梭鱼草根系附近基质对铬的富集效果最为明显,整体呈上升趋势;对砷的富集无明显变化规律;铅、铜的含量整体呈上升

趋势,存在一定富集效果。再力花根系附近基质对铬的富集效果最好,整体呈上升趋势;对铅富集效果无明显变化规律。

如表6所示,在研究期间内,水蓼根系附近基质对铜的富集速率最大;梭鱼草根系附近基质对铬、铅的富集速率最大;再力花根系附近基质对砷的富集速率最大。

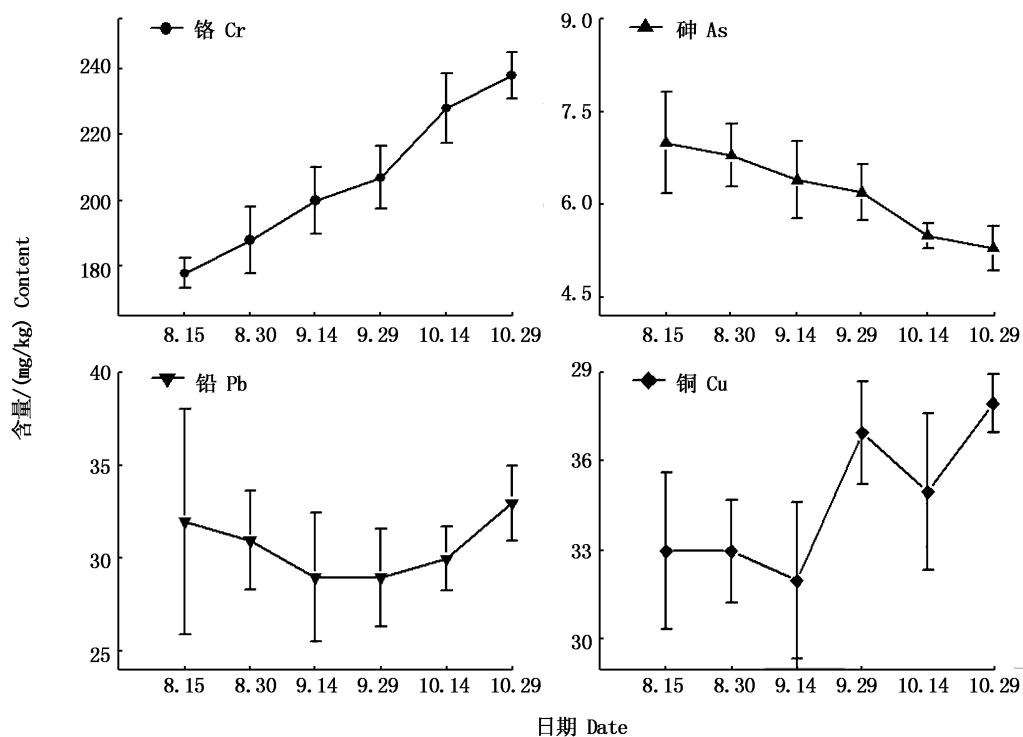


图5 水蓼根系附近基质重金属含量

Fig. 5 Concentration of heavy metals near the root of *Polygonum hydropiper*

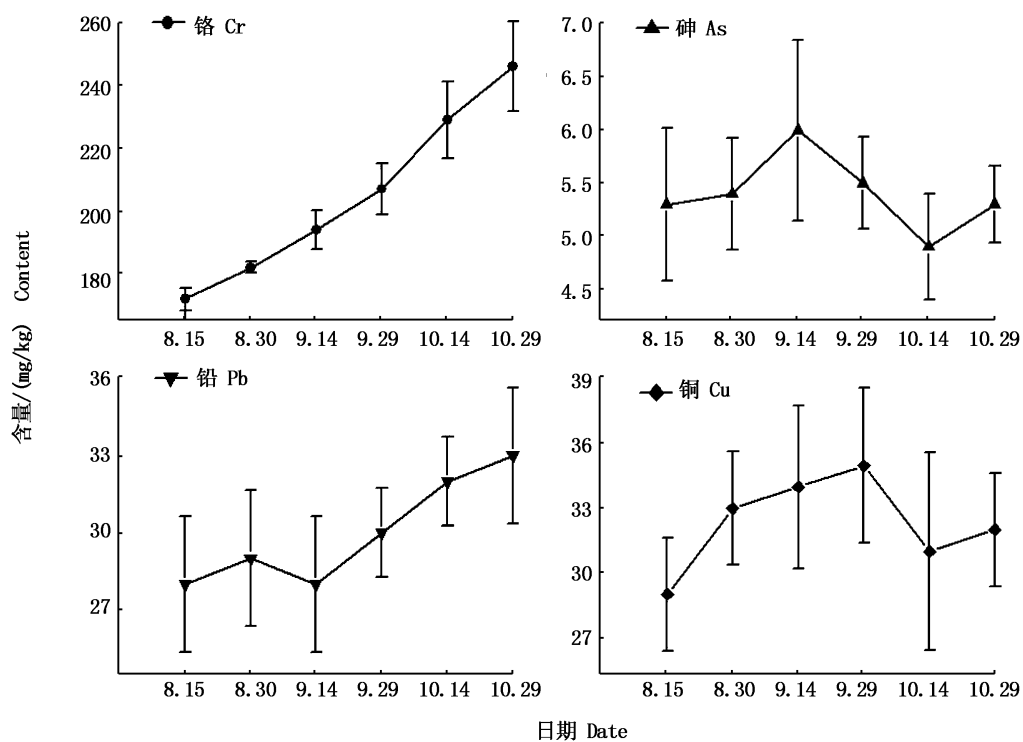


图6 梭鱼草根系附近基质重金属含量

Fig. 6 Concentration of heavy metals near the root of *Pontederia cordata L.*

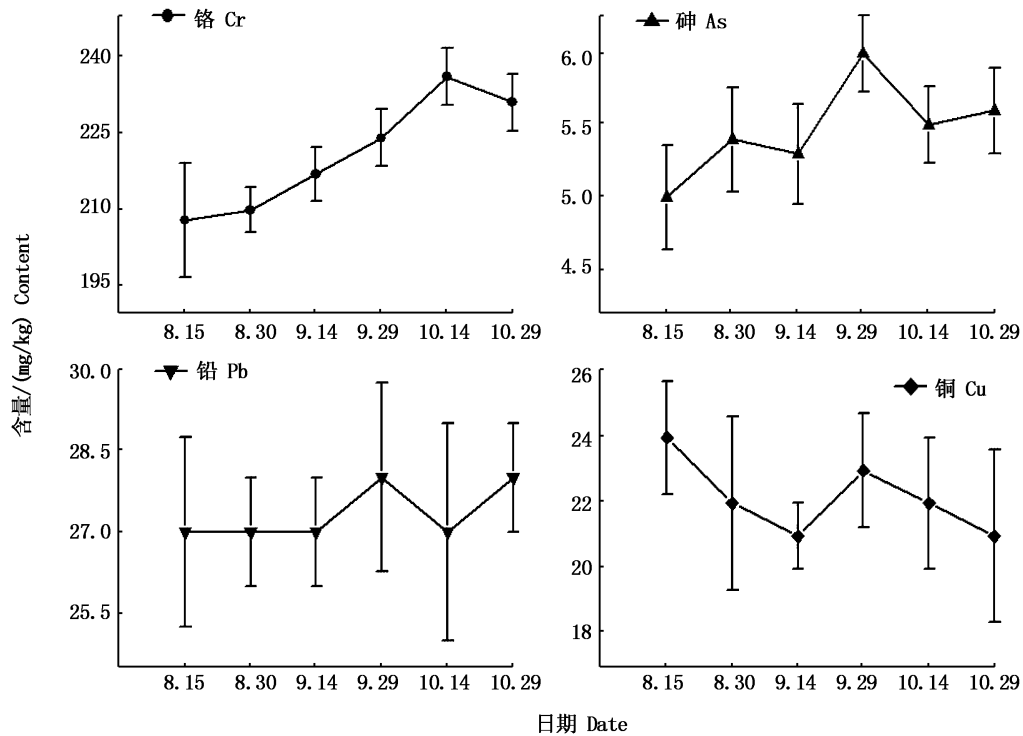


图 7 再力花根系附近基质重金属含量

Fig.7 Concentration of heavy metals near the root of *Thalia dealbata* Frase

表 6 三种植物根系附近基质对不同重金属富集速率

Tab.6 The enrichment rate of different heavy metals in the matrix near the three plant roots

	mg/(kg · d)			
	铬 Cr	砷 As	铅 Pb	铜 Cu
水蓼 <i>Polygonum hydropiper</i>	0.800 ± 0.150 <sup>a</sup>	-0.023 ± 0.016 <sup>a</sup>	0.013 ± 0.009 <sup>a</sup>	0.067 ± 0.023 <sup>a</sup>
梭鱼草 <i>Pontederia cordata</i> L.	0.987 ± 0.196 <sup>ab</sup>	0.000 ± 0.002 <sup>ab</sup>	0.067 ± 0.035 <sup>b</sup>	0.040 ± 0.051 <sup>ab</sup>
再力花 <i>Thalia dealbata</i> Frase	0.307 ± 0.179 <sup>b</sup>	0.008 ± 0.001 <sup>b</sup>	0.013 ± 0.008 <sup>b</sup>	-0.040 ± 0.013 <sup>b</sup>

注:同列数据上标不同表示组间存在显著差异 ( $P < 0.05$ )

Notes: Values in each column with different superscripts are significantly different ( $P < 0.05$ )

### 2.5 人工湿地水体、植物根系以及基质中各重金属与水环境因子的相关性

#### 2.5.1 人工湿地水体中各重金属去除率与水环境因子的相关性

如表 7 所示,可看出湿地水体中铅去除率与水体 pH 呈显著负相关;砷的去除率与水温呈显著正相关,与 pH 呈极显著负相关。

#### 2.5.2 人工湿地植物根系以及基质中各重金属富集速率与水环境因子的相关性

如表 8 所示,水蓼根系对铅和铜的富集速率

与水温呈显著负相关;对铬的富集速率与 pH 呈显著负相关;对铜的富集速率与 pH 呈极显著负相关。梭鱼草根对铬富集速率与水温呈显著负相关;对砷的富集速率与水温呈显著负相关。再力花根系对铅富集速率与水温、pH 呈显著负相关;对铜的富集速率与水温呈显著负相关。另外,3 种植物根系附近基质对重金属富集速率与水温、pH、溶氧均不存在显著的相关性。

表7 人工湿地水体中各重金属去除率与水环境因子参数的相关系数  
 Tab.7 Correlation coefficient of heavy metal removal rate and water environment factor parameters in constructed wetland water

	铬 (Cr)	砷 (As)	铅 (Pb)	铜 (Cu)
T	m	0.855 *	0.156	0.089
pH	m	-0.931 **	-0.762 *	0.061
Do	m	0.808	0.093	0.544

注:m 因为不存在一个变量为常量,无法进行计算; \*\* 在 0.01 水平(双侧)上显著相关,\* 在 0.05 水平(双侧)上显著相关;下同  
 Notes: m can not be calculated because at least one variable is constant, \*\* is significantly correlated at 0.01 level (bilateral), \* is significantly correlated at 0.05 level (bilateral), the same below

### 3 讨论

#### 3.1 人工湿地对养殖水体重金属去除效果分析

池塘水体的水质直接关系到水产品质量安全,渔业水质标准(GB 11607—89)对重金属含量(铬、砷、铅、铜等)给出了相应的标准值。池塘水体中有些重金属含量低于检出限,无法检出,本研究湿地水体中能够检测到的铅、铜在研究过程

中的平均去除率均高于其他类型人工湿地(表4),说明本研究的复合垂直潜流人工湿地对重金属的去除存在一定优势。湿地水体中砷存在释放现象,据相关资料表明在重金属浓度较低的情况下,沉积物会产生酸化腐化作用,对水体的 pH 和溶氧产生影响,会出现某些重金属的释放现象<sup>[7]</sup>,此结果与人工湿地对水体中砷的去除率与水体 pH 呈极显著负相关的结果一致(表7)。

表8 不同植物根系、根系附近基质中各重金属富集速率与水环境因子参数的相关系数  
 Tab.8 Correlation coefficient of enrichment rate and water environment factor of different plant roots and s near the root matrix

		铬 Cr	砷 As	铅 Pb	铜 Cu
LG	T	-0.870	-0.394	-0.973 *	-0.948 *
	pH	-0.890 *	-0.485	-0.950	-0.994 **
	Do	-0.214	0.199	-0.231	-0.125
CG		铬 (Cr)	砷 (As)	铅 (Pb)	铜 (Cu)
	T	-0.882 *	-0.934 *	-0.030	-0.441
	pH	-0.868	-0.844	-0.090	-0.213
HG	Do	-0.234	-0.579	0.155	-0.612
		铬 (Cr)	砷 (As)	铅 (Pb)	铜 (Cu)
	T	-0.786	-0.644	-0.972 *	-0.945 *
LJ	pH	-0.813	-0.440	-0.942 *	-0.867
	Do	-0.200	-0.868	-0.405	-0.545
		铬 (Cr)	砷 (As)	铅 (Pb)	铜 (Cu)
CJ	T	-0.163	0.114	-0.787	-0.334
	pH	-0.113	0.109	-0.835	-0.462
	Do	-0.113	0.109	-0.835	-0.462
HJ		铬 (Cr)	砷 (As)	铅 (Pb)	铜 (Cu)
	T	-0.719	0.069	-0.317	0.502
	pH	-0.707	0.285	-0.471	0.555
HJ	Do	-0.207	-0.487	0.132	-0.134
		铬 (Cr)	砷 (As)	铅 (Pb)	铜 (Cu)
	T	0.335	0.283	-0.290	0.420
HJ	pH	0.172	0.151	-0.331	-0.446
	Do	0.699	0.330	0.030	0.773

注:LG 代表水蓼根系,LJ 代表水蓼根系附近基质,CG 代表梭鱼草根系,CJ 代表梭鱼草根系附近基质,HG 代表再力花根系,HJ 代表再力花根系附近基质

Notes: LG stands for *Polygonum hydropiper* roots, LJ stands for matrix near the root of *Polygonum hydropiper*, CG stands for *Pontederia cordata* L. roots, CJ stands for matrix near the root of *P. cordata*, HG stands for *T. dealbata* roots, HJ stands for matrix near the root of *Thalia dealbata* Frase



### 3.2 人工湿地植物根系以及根系附近基质对重金属富集效果比较分析

根据图 2、3、4 以及表 5 的结果,水蓼和再力花根系对铬、砷、铅、铜均有明显的富集作用,梭鱼草对铬、砷均有明显的富集作用。根据以上结果可以总结出,水蓼根系和再力花根系对 4 种重金属存在富集作用,优于梭鱼草的 2 种。上述结果可能与植物根系发达情况<sup>[15]</sup>、根际微生物<sup>[16]</sup>、根系泌氧能力<sup>[17]</sup>等有关,因为水蓼和再力花相比于梭鱼草有着较发达的根系,可能对重金属的富集能力更强;另外发达的根系提供了相对复杂的根际环境,根际微生物群落结构会存在很大差异,可能存在更多起着不同净化作用的微生物,去除或者降低了污染物的毒性<sup>[18]</sup>;同时植物根系的泌氧作用会向根区输送氧气,在根部区域形成氧化态的环境,会改变根部区域水中重金属的溶解性及其氧化还原状态,影响湿地植物对重金属的富集,前两者植物根系泌氧能力可能优于梭鱼草,从而为微生物提供了更适宜的生境,更利于对重金属的富集<sup>[19-20]</sup>。

对图 5、6、7 及表 6 的分析可看出,三种植物根系附近基质对铬都存在富集作用,尤其是梭鱼草根系附近基质对铬的富集速率最大。基质富集重金属受到很多因素的影响,包括基质自身的理化特性(孔隙度等)、根系分泌物等。根据相关资料得知,基质的理化特性在很大程度上影响着湿地去除污染物的效率<sup>[21]</sup>;植物根系分泌物可通过络合、溶解作用改变重金属在水体中的存在形态,从而对植物根系吸收重金属产生影响<sup>[14]</sup>。上述结果可能是基质本身的理化性质决定了对铬有良好的富集作用,且梭鱼草根系的分泌物与铬有很好的络合反应,促进了根系附近基质对铬的富集。

### 3.3 人工湿地植物根系以及根际基质中重金属富集速率与水环境因子的相关性分析

根据相关性分析得出:水蓼根系对铅、铜的富集速率,梭鱼草根系对铬、砷的富集速率以及再力花根系对铅、铜的富集速率均与水温存在显著相负相关性。LI 等<sup>[22]</sup>对马铃薯块茎中重金属积累受温度影响的研究也出现了与本研究相一致的结果,但也有研究结果与本研究存在差异,FRITIOFF 等<sup>[23]</sup>研究发现沉水植物中对铜、锌、镉含量随温度的上升而增加,SARDANS 等<sup>[24-25]</sup>研

究发现,温度上升导致灌木埃里卡野蔷薇(*Erica multiflora*)中铝、砷、铬、铅等的含量增加。温度变化对植物吸收重金属的影响会因不同的植物物种以及不同的基因型物种的生物学特征而异,从而出现不同的结果<sup>[26]</sup>。前人的研究表明,随着温度的升高,改变了植物根系细胞膜的结构特性,导致细胞膜流动性的增加,有利于重金属离子通过主动或被动运输的方式穿过细胞膜,促进了根系对重金属的吸收<sup>[27]</sup>,但与此同时温度升高也增加了植物的生物量,稀释了根系中重金属的含量,如果生物量的增加占据了主导地位,导致“稀释”作用大于“促进”作用,虽然植物根系对重金属的累积量是上升的,但富集速率却是下降的<sup>[26]</sup>。因此,本研究中温度对生物量的影响有可能强于对植物根系细胞膜结构特性的影响,在高温阶段,较高的温度对植物生物量增长的促进作用要强于对细胞膜流动性增加的促进作用,从而使得生物量的增加占据了主导地位,导致“稀释”作用大于“促进”作用,根系对重金属富集速率较低,从而使得高温段根系对重金属的富集速率小于低温阶段。

水蓼根系对铬、铜的富集速率,再力花根系对铅富集速率均与水体 pH 呈显著负相关。李光辉等研究了几种湿地植物对重金属铬、镉、铅、铜、镍的积累量与水体 pH 之间的关系,结果表明不同湿地植物的重金属积累量与水体 pH 之间存在很好的负相关性<sup>[28]</sup>;杨秀敏等对植物体内重金属浓度与土壤 pH 之间相关性的研究发现,植物体中镉、锌、铅的浓度与土壤 pH 之间存在显著负相关性<sup>[29]</sup>。上述对植物富集重金属与 pH 之间相关性的研究结果与本研究结果均存在相似之处。相关研究表明水体中重金属有不同的存在形态,如碳酸盐结合态、可交换态、残渣态、有机物和硫化物结合态、铁锰氧化结合态,其中可交换态重金属可被植物直接吸收利用,水体 pH 升高导致可交换态重金属浓度降低,进而影响了植物对重金属的吸收<sup>[29-30]</sup>。因此,在本研究中,实验初期湿地水体 pH 较高,较高的 pH 有可能降低了水体中可交换态重金属的浓度,从而抑制了植物根系对可交换态重金属的吸收,降低了植物根系对重金属的富集速率,最终导致实验初期高 pH 阶段根系对重金属的富集速率小于实验末期低 pH 阶段。

## 4 结论

(1)人工湿地对水体中铅、铜的去除效果最好。(2)水蓼根系和再力花根系对4种重金属(铬、砷、铅、铜)有富集作用,优于梭鱼草的2种(铬、砷),但梭鱼草对铬、砷的富集速率最大。(3)人工湿地植物根系附近基质对铬有良好的富集作用。(4)人工湿地植物根系对重金属的富集速率与水温、pH存在显著相关性,基质对重金属的富集速率与水温、pH、溶氧无显著相关性。

## 参考文献:

- [1] 林阿彪. 浅析水体重金属污染现状与治理方法[J]. 农家科技, 2011(4): 46-46.  
LIN A B. Present situation and treatment of heavy metal pollution in water body [J]. NongJia KeJi, 2011(4): 46-46.
- [2] 孟多, 周立岱, 于常武. 水体重金属污染现状及治理技术[J]. 辽宁化工, 2006, 35(9): 534-536.  
MENG D, ZHOU L D, YU C W. Present situation of heavy metal pollution in water and its control technology [J]. Liaoning Chemical Industry, 2006, 35(9): 534-536.
- [3] 寇丹丹, 邹书成. 人工湿地处理重金属废水技术的研究现状[J]. 环境, 2011(s1): 44-47.  
KOU D D, ZOU S C. Research status of heavy metal wastewater treatment by constructed wetland [J]. Environment, 2011(s1): 44-47.
- [4] 杨舒. 重金属 Cu、Cd、Pb、Zn 在人工湿地中的形态分布与转化[D]. 兰州:兰州大学, 2011.  
YANG S. The distribution of heavy metals (Cu, Cd, Pb and Zn) in constructed wetlands [D]. Lanzhou: Lanzhou University, 2011.
- [5] JOHANSSON L. The use of LECA (light expanded clay aggregates) for the removal of phosphorus from wastewater [J]. Water Science and Technology, 1997, 35(5): 87-93.
- [6] 梁继东, 周启星, 孙铁珩. 人工湿地污水处理系统研究及性能改进分析[J]. 生态学杂志, 2003, 22(2): 49-55.  
LIANG J D, ZHOU Q X, SUN T Y. A research review and technical improvement analysis of constructed wetland systems for wastewater treatment [J]. Chinese Journal of Ecology, 2003, 22(2): 49-55.
- [7] 宁可佳. 重金属在新型复合型人工湿地中的去除、迁移及累积规律[D]. 重庆:重庆大学, 2011.  
NING K J. Kinetics on the removal, transport and accumulation of heavy metals in a novel hybrid constructed wetland system [D]. Chongqing: Chongqing University, 2011.
- [8] 曹婷婷. 人工湿地不同工艺对重金属的去除研究[D]. 西安:长安大学, 2015.  
CAO T T. Study on different process of heavy metal removal in artificial wetland [D]. Xi'an: Chang'an University, 2015.
- [9] 吴振斌, 詹德昊, 张晟, 等. 复合垂直流构建湿地的设计方法及净化效果[J]. 武汉大学学报(工学版), 2003, 36(1): 12-16.  
WU Z B, ZHAN D H, ZHANG S, et al. Design method and purification efficiency of integrated vertical flow constructed wetland [J]. Engineering Journal of Wuhan University, 2003, 36(1): 12-16.
- [10] 王林, 李冰, 余家辉, 等. 不同湿地模型中根系微生物的多样性[J]. 环境科学, 2017, 38(8): 212-218.  
WANG L, LI B, YU J H, et al. Rhizosphere microbial diversity in different wetland microcosms [J]. Environmental Science, 2017, 38(8): 212-218.
- [11] 国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法(第四版)[M]. 中国环境科学出版社, 2002.  
State Environmental Protection Administration "Water and Wastewater Monitoring and Analysis Methods" Editorial Board. Water and Wastewater Monitoring and Analysis Methods, Fourth Edition [M]. China Environmental Science Press, 2002.
- [12] ZAR J H. Biostatistical analysis [M]. Prentice Hall: Upper Saddle River, NJ, 1999: 389-394.
- [13] 杨俊. 表流人工湿地系统对污染物去除效果的研究[D]. 西安:长安大学, 2014.  
YANG J. Research on removal efficiency of pollutants in surface-flow constructed wetland [D]. Xi'an: Chang'an University, 2014.
- [14] 葛光环. 表流人工湿地中重金属的迁移及累积律研究[D]. 西安:长安大学, 2014.  
GE G H. Study on the migration and accumulation of heavy metals in a surface flow constructed wetland [D]. Xi'an: Chang'an University, 2014.
- [15] 严莉, 李龙山, 倪细炉, 等. 5种湿地植物对土壤重金属的富集转运特征[J]. 西北植物学报, 2016(10): 2078-2085.  
YAN L, LI L S, NI X L, et al. Accumulation of soil heavy metals in five species of wetland plants [J]. Acta Bot. Boreal. -Occident. Sin., 2016(10): 2078-2085.
- [16] 魏本杰. 微生物强化植物修复重金属污染土壤[D]. 长沙:湖南工业大学, 2014.  
WEI B J. Microbes enhance the phytoremediation for heavy metal contaminated soil [D]. Changsha: Hunan University of Technology, 2014.
- [17] 李光辉, 何长欢, 刘建国. 不同湿地植物的根系泌氧作用与重金属吸收[J]. 水资源保护, 2010(1): 17-20.  
LI G H, HE C H, LIU J G. Root oxygen release and heavy metal uptake of various wetland plants [J]. Water Resources Protection, 2010(1): 17-20.
- [18] 雷旭, 李冰, 李晓, 等. 复合垂直流人工湿地系统中不同

- 植物根际微生物群落结构[J]. 生态学杂志, 2015, 34(5): 1373-1381.
- LEI X, LI B, LI X, et al. Rhizosphere microbial communities of three plants in vertical-flow constructed wetland [J]. Chinese Journal of Ecology, 2015, 34(5): 1373-1381
- [19] 王倩. 人工湿地植物根系泌氧影响污染物去除的机制研究[D]. 济南:山东大学, 2015.
- WANG Q. Study on the mechanism of radial oxygen loss affected pollutant removal in constructed wetlands [D]. Jinan: Shan Dong University, 2015.
- [20] BRIX H. Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants—the root-zone method [J]. Water Science and Technology, 1987, 19(1-2): 107-118.
- [21] LAMBERT J M. The spartina story [J]. Nature. 1964, 204:1136-1138.
- [22] LI Y, ZHANG Q, WANG R Y, et al. Temperature changes the dynamics of trace element accumulation in *Solanum tuberosum* L. [J]. Climatic Change, 2012, 112(3/4): 655-672.
- [23] FRITIOFF A, KAUTSKY L, GREGER M. Influence of temperature and salinity on heavy metal uptake by submersed plants [J]. Environmental Pollution, 2005, 133(2): 265-274.
- [24] SARDANS J, PEUELAS J, PRIETO P, et al. Changes in Ca, Fe, Mg, Mo, Na, and S content in a Mediterranean shrubland under warming and drought [J]. Journal of Geophysical Research Biogeosciences, 2008, 113(G3): 564.
- [25] SARDANS J, PEUELAS J, ESTIARTE M. Warming and drought change trace element bioaccumulation patterns in a Mediterranean shrubland [J]. Chemosphere, 2008, 70(5): 874-885.
- [26] 徐笠, 陆安祥, 王纪华. 温度变化对重金属植物有效性影响的研究进展[J]. 江苏农业科学, 2016, 44(10): 26-26.
- XU L, LU A X, WANG J H. Research progress on the effect of temperature Variation on the effectiveness of heavy metal plants [J]. Journal of Jiangsu Agricultural Sciences, 2016, 44(10): 26-26.
- [27] LYNCH D V, TEPOKUS P L. Plasma membrane lipid alterations associated with cold acclimation of winter rye seedlings (*Secale cereale* L. cv puma) [J]. Plant Physiology, 1987, 83(4): 761.
- [28] 李光辉, 杨霞, 徐加宽, 等. 不同湿地植物的根系酸化作用与重金属吸收[J]. 生态环境学报, 2009, 18(1): 97-100.
- LI G H, YANG X, XU J K, et al. Variations among wetland plants in root acidification and heavy metal uptake [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2009, 18(1): 97-100.
- [29] 杨秀敏, 任广荫, 李立新, 等. 土壤 pH 值对重金属形态的影响及其相关性研究[J]. 中国矿业, 2017, 26(6): 79-83.
- YANG X M, REN G M, LI L X, et al. Effect of pH value on heavy metals form of soil and their relationship [J]. China Mining Magazine, 2017, 26(6): 79-83.
- [30] 王新伟, 何江, 李朝生. 水体中重金属的形态分析方法[J]. 内蒙古大学学报(自然版), 2002, 33(5): 587-591.
- WANG X W, HE J, LI C S. Speciation analytical methods for heavy metals in waters [J]. Journal of Inner Mongolia University, 2002, 33(5): 587-591.

## Heavy metal accumulation in roots and substrates of different plants in constructed wetlands and their correlations with environmental factors

ZHU Jiabin<sup>1</sup>, LI Bing<sup>1,2</sup>, HOU Yiran<sup>2</sup>, YU Jiahui<sup>1</sup>, ZHANG Chenglong<sup>1</sup>, ZHU Jian<sup>1,2</sup>

(1. Wuxi Fisheries College, Nanjing Agricultural University, Wuxi 214081, Jiangsu, China; 2. Freshwater Fisheries Research Center, Key Laboratory of Freshwater Fisheries and Germplasm Resources Utilization, Ministry of Agriculture, Wuxi 214081, Jiangsu, China)

**Abstract:** In order to study the effect of composite vertical subsurface flow constructed wetlands on the removal of heavy metals in pond aquaculture water, the correlation between different plant roots and their substrates near roots on heavy metal enrichment effect, different environmental factors and heavy metal enrichment rate were analyzed by measuring water quality index and heavy metal. The results showed that the removal efficiencies of Pb and Cu in constructed wetlands were 77.20% and 41.70%, respectively. Compared with other types of wetlands, the composite vertical subsurface flow constructed wetlands had some advantages for the removal of Pb and Cu; the As was released in wetland with an average release rate of 8.40%. The roots of *Polygonum hydropiper* and *Thalia dealbata* Fraser have enrichment effect on Cr, As, Pb and Cu, and the roots of *Pontederia cordata* L. have only enrichment of Cr and As. The substrates near the roots of *Polygonum hydropiper*, *Pontederia cordata* L., and *Thalia dealbata* Fraser have a good enrichment effect on chromium, and among them, the maximum rate of the concentration of *Pontederia cordata* L. to chromium is 0.987mg/(kg·d). The enrichment rate of Pb and Cu in *Polygonum hydropiper* root was negatively correlated with temperature and the enrichment rate of Cr and Cu was negatively correlated with pH; the enrichment rate of Cr and As in *Pontederia cordata* L. root was negatively correlated with temperature; the enrichment rate of Pb in *Thalia dealbata* Fraser root was negatively correlated with temperature and pH, the enrichment rate of Cu was negatively correlated with temperature. The results of this study provide a theoretical basis and reference for the application of composite vertical subsurface flow constructed wetlands and the selection of wetland plants from the perspective of heavy metal removal.

**Key words:** constructed wetland; heavy metal; aquaculture water; root; substrate