

水平潜流人工湿地处理邻二氯苯废水研究

丁成¹, 杨唐仪^{1,2}, 于谦^{1,2}, 李朝霞¹, 杨春生^{1,2}

(1. 盐城工学院环境科学与工程学院, 盐城 224051; 2. 江苏大学环境学院, 镇江 212013)

摘要: 采用水平潜流人工湿地(SFCW)处理邻二氯苯(*o*-DCB)废水, 构建了基质分别为壤土、细沙和粗砂的 3 套芦苇湿地中试系统 W-L、W-F、W-C 和无植物的壤土湿地对照组 W-Z。结果表明, 最佳水力停留时间为 5 d, 最适表面负荷率为 $150 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, 湿地组 W-L、W-F、W-C 和 W-Z 对 *o*-DCB 的去除率分别为 81.2%、71.1%、72.4% 和 65.2%; 8 月中旬湿地运行效果最好, 进入 10 月后性能有所下降, 各个湿地系统对 *o*-DCB 废水处理效果顺序为 W-L > W-C > W-Z > W-F, 壤土和粗砂基质具有各自的优势; *o*-DCB 浓度和溶解氧(DO)在湿地 W-L 和 W-Z 空间分布状况表明 DO 有利于 *o*-DCB 降解; *o*-DCB 残留量在各层土壤中沿水流方向递减, 随深度加深而增加; 在芦苇组织中呈阶梯状分布, 根、茎、叶中平均残留值分别为 30.28、14.85 和 $6.18 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ 。

关键词: 邻二氯苯; 水平潜流人工湿地; 芦苇; 基质; 处理效果

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2011)09-2582-06

Treatment of 1, 2-dichlorobenzene in Wastewater by Using Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands

DING Cheng¹, YANG Tang-yi^{1,2}, YU Qian^{1,2}, LI Zhao-xia¹, YANG Chun-sheng^{1,2}

(1. College of Environmental Science and Engineering, Yancheng Institute of Technology, Yancheng 224051, China; 2. School of Environment, Jiangsu University, Zhenjiang 212013, China)

Abstract: Pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands (SFCW) planted with *Phragmites australis* were constructed to treat in 1,2-dichlorobenzene (*o*-DCB) wastewater. Different soil substrates of loam (W-L), fine sand (W-F) and coarse sand (W-C) were used in the three SFCW and a loam wetland with no reeds W-Z was taken as control. Results showed that the optimal hydraulic retention time (HRT) and pollutants surface loading rate (ALR) were 5 d and $150 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$. Removal efficiencies for *o*-DCB of W-L, W-F, W-C and W-Z were 81.2%, 71.1%, 72.4% and 65.2%, respectively. The performance of systems achieved in mid-August and declined from October, with order of W-L > W-C > W-Z > W-F. Spatial concentration dynamics of *o*-DCB and dissolved oxygen (DO) were also investigated in W-L and W-Z, which indicated that DO was an important role to removal of *o*-DCB. The residual quantity of *o*-DCB in wetland substrate decreased along the flow direction and increased with the depth of substrate layers, the mean residual in the root, stem and leaf of reeds were 30.28, 14.85 and $6.18 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$.

Key words: 1, 2-dichlorobenzene (*o*-DCB); horizontal subsurface flow constructed wetlands (SFCW); *Phragmites australis*; substrate; removal efficiency

氯苯类化合物是一类重要的有机氯污染物, 化学性质稳定, 不易生物降解, 可在人体内蓄积, 毒性较大^[1]。其中, 氯苯、邻、间、对二氯苯、六氯苯被美国 EPA 列为 129 种优先控制污染物^[2], 也在我国环境优先污染物黑名单上。邻二氯苯(*o*-DCB)可作为杀虫剂、消毒剂、有机溶剂、脱脂剂、热交换剂广泛应用于农药、医药、染料、金属工业等领域, 大量排放到环境中。

国内外对于氯苯类废水的处理取得一定进展^[3-6], 常见的方法有微生物法、物化法和生态处理法等, 但目前大多难以用于工程实践。人工湿地通过基质吸附、植物吸收和微生物降解等多种途径去除污染物, 能降解一些特殊有机污染物^[7]。由于湿地系统具有处理效果好, 工程造价低, 运行管理方便

等优点, 近年来得到广泛的应用^[8-11], 但有关湿地处理氯苯类化合物的文献很少。本试验采用水平潜流人工湿地中试系统处理 *o*-DCB 废水, 以期对湿地技术处理此类废水的可行性和安全性提供了理论依据和工程实践指导。

1 材料与方 法

1.1 仪器与试剂

仪器: 气相色谱仪(6890, Agilent); 电子分析天平 (AY220, 日本岛津公司); 溶解氧测定仪

收稿日期: 2010-11-03; 修订日期: 2010-12-26

基金项目: 江苏省自然科学基金项目(BK2009171); 盐城工学院科研基金项目(XKY2009003)

作者简介: 丁成(1971~), 男, 副教授, 主要研究方向为环境污染控制, E-mail: ycdingc@163.com

(YSI550A, 上海优浦科学仪器有限公司); 恒流泵 (HL-2, 上海嘉鹏科技有限公司); 旋转蒸发器 (RE5298A, 上海亚荣生化仪器厂) 等。

试剂: 邻二氯苯标准样品, 加少量无水乙醇助溶, 配制成浓度为 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的标准储备液, 存放于棕色瓶中 4°C 保存; 葡萄糖、氯化铵、磷酸二氢钾、正己烷、氯化钠, 无水硫酸钠、无水乙醇等均为 AR。

1.2 供试土壤样品

按文献 [12] 测定湿地系统表层土壤 (1 ~ 10 cm) 土样的理化性质, 结果见表 1。

表 1 3 种土壤基质的理化性质

Table 1 Chemico-physical properties of three soil substrates

土壤类型	pH	有机质/%	土壤颗粒组成/%		
			黏粒	粉粒	沙粒
壤土	6.90	6.45	30.2	49.7	20.1
细沙	6.92	0.87	10.3	16.2	73.5
粗砂	6.93	0.54	5.5	11.2	83.3

1.3 试验装置

试验装置由 4 套水平潜流人工湿地模拟系统组成 (长 × 宽 × 高 = $1.5 \text{ m} \times 0.80 \text{ m} \times 1.2 \text{ m}$), 如图 1 所示。其中 3 套湿地系统分别填充壤土、细沙和粗砂并种植芦苇, 标记为 W-L、W-F 和 W-C; 另 1 套填充壤土, 但不种植芦苇, 作为有无植物作用的对照组, 记为 W-Z。芦苇插植密度为 $16 \sim 20 \text{ 株} \cdot \text{m}^{-2}$ 。株间距 $20 \sim 25 \text{ cm}$, 每株 3 ~ 5 根茎蘖。为了便于取样分析, 在湿地起始端、距起始端 $1/4$ 处、 $2/4$ 和 $3/4$ 处以及湿地末端处等 5 处设置了预留的中通管。

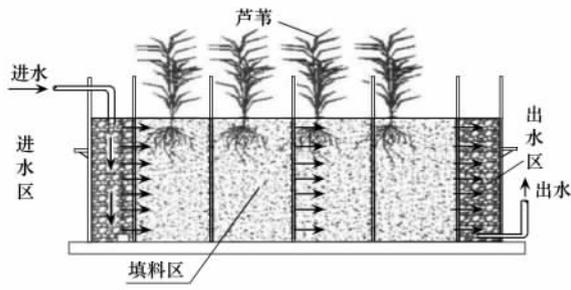


图 1 水平潜流人工湿构造示意

Fig. 1 Structure graph of sub-surface constructed wetland

1.4 试验设计

人工湿地系统于 2009 年 3 月初栽种芦苇, 4 月上旬开始试运行, 首先用恒流泵泵入低浓度的 *o*-DCB 废水 ($< 0.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 进行驯化, 之后逐步提高进水浓度 ($> 2.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 使之达到稳定状态。5、6 月进行水力停留时间和表面负荷率影响试验; 接

着在芦苇生长旺盛的夏 (7、8 月)、秋 (9、10 月) 两季考察湿地系统的运行状况, 并在线分析溶解氧的分布状况; 最后在 12 月考察 *o*-DCB 在土壤和芦苇组织中的残留分布。为了减少 *o*-DCB 的挥发, 进水箱上方覆盖黑色薄膜^[13], 同时每 2 d 测定 *o*-DCB 进水浓度, 以确保稳定性。

1.5 土壤中 *o*-DCB 残留量的测定

称取 10 g 风干土样, 装入玻璃离心管中, 加入 30 mL 正己烷: 丙酮 (1:1) 混合溶液浸泡过夜, 超声提取时间 20 min^[14]。提取液离心分离后, 在旋转蒸发器上浓缩至 2 mL。然后过无水硫酸钠-硅胶柱 (3 g 硅胶, 上层加 2 cm Na_2SO_4) 净化, 用正己烷淋洗, 浓缩定容到 1 mL, 气相色谱仪测定。

1.6 芦苇中 *o*-DCB 残留量的测定

称取 5 g 植物组织样品, 放入滤纸筒中, 在 250 mL 平底烧瓶中加入正己烷: 丙酮 (1:1) 混合溶液 100 mL, 在水浴温度 75°C 下, 索式提取 12 h。提取液离心浓缩分离至 10 mL, 加入浓硫酸重复酸洗至硫酸呈无色, 2% 的 Na_2SO_4 水溶液水洗直至有机层接近中性 (pH 试纸测定)^[15], 将有机相浓缩至 2 mL。萃取液过无水硫酸钠-硅胶柱后, 浓缩定容到 1 mL, 气相色谱仪测定。

1.7 检测方法

邻二氯苯浓度采用气相色谱法测定, 具体条件为: 色谱柱为 Agilent 19091J-413 毛细管色谱柱 ($30 \text{ m} \times 320 \mu\text{m} \times 0.25 \mu\text{m}$); 柱温: 采用程序升温, 初温 70°C , 保留 2 min, 升温速度 $20^\circ\text{C} \cdot \text{min}^{-1}$, 终温 140°C , 保留 5 min; 汽化室温度: 240°C ; 检测器温度: 280°C ; 气体流速: $1.8 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$; 分流比是 20:1; ECD 检测器。

2 结果与讨论

2.1 水力停留时间对处理效果的影响

人工湿地系统运行稳定后, 在不同水力停留时间下, 分别测定湿地对 *o*-DCB 的去除率, 试验结果如图 2 所示。

由图 2 可以看出, 随着 HRT 的延长, *o*-DCB 在人工湿地中的去除率都逐渐提高并且趋于稳定。其原因主要有: 湿地系统中基质、微生物和植物的吸附和降解是污染物去除的重要途径, 当 HRT 过短时, 基质、微生物和植物根系对 *o*-DCB 的吸附尚未达到平衡, 同时污染物降解需要一定的作用时间, 而较短的 HRT 使 *o*-DCB 未完全降解即被带出系统, 去除率较低。

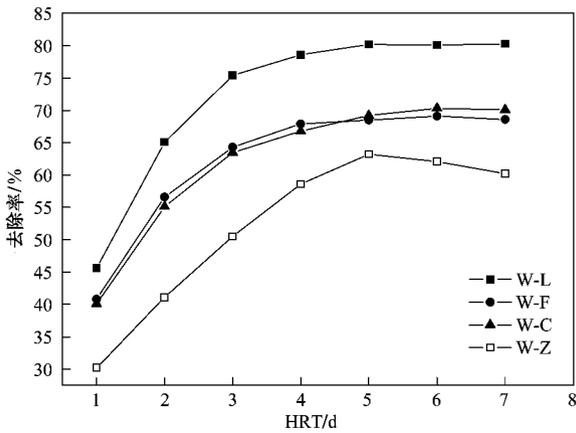


图2 水力停留时间对去除率的影响

Fig. 2 Effect of HRT on *o*-DCB removal efficiency

但 HRT 过长也会因厌氧作用而产生负面效应^[16], 由于部分好氧微生物进入内源呼吸, 降解活性下降, 导致处理效率反而降低, 如图 2 缺乏植物系统的湿地 W-Z 所示. 此外, 水力停留时间过长也会造成整个工程运行成本提高, 且 5 d 之后的去除率无统计学意义差异, 因此本试验取 HRT 5 d 为最佳水力停留时间.

2.2 污染物负荷对处理效果的影响

湿地系统在最佳水力停留时间 5 d, 表面负荷率分别为 32.5、75、150 和 300 $\text{mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$ 的条件下运行, 试验结果如图 3 所示.

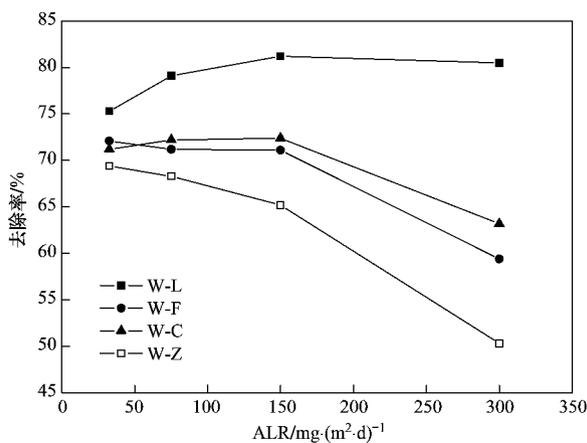


图3 表面负荷率对去除率的影响

Fig. 3 Effects of ALR on removal efficiency of *o*-DCB

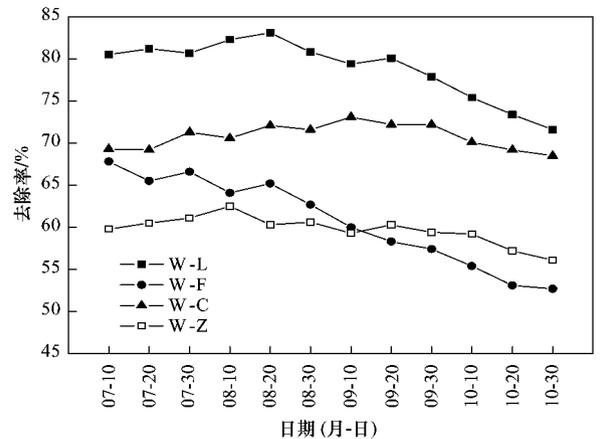
从图 3 可以看出, 随着 *o*-DCB 废水表面负荷率的增大, 除未种植芦苇的湿地 W-Z 去除率一直下降外, 其他 3 组种植芦苇的湿地去除率基本呈现先平稳上升后逐渐下降的趋势. 在低污染物负荷时, 人工

湿地系统本身丰富的基质和微生物量足以吸附、固定、降解废水中的污染物, 因此在表面负荷率为 $37.5 \text{ mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$ 时, 4 组湿地系统对 *o*-DCB 的去除率都高达 70% ~ 75%; 随着表面负荷率的提高, 湿地系统基质的吸附作用难以接纳大量的污染物, 微生物也难以及时降解过量的 *o*-DCB, 所以去除率出现下降的趋势.

污染物负荷的增加虽会使去除率下降, 但去除量不一定减少, 因此有利于发现一些性能优越的湿地系统^[17], 从图 3 人工湿地 W-L 的趋势线来看, 当 *o*-DCB 表面负荷率在 $300 \text{ mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$ 之内, 其去除率一直较高 (75% ~ 80%) 且无明显变化, 说明 W-L 系统性能优越、抗污染物负荷冲击强. 本试验确定最佳表面负荷率为 $150 \text{ mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$. 在该条件下, 人工湿地 W-L、W-F、W-C 和 W-Z 对 *o*-DCB 的去除率分别为 81.2%、71.1%、72.4% 和 65.2%.

2.3 人工湿地在夏秋季节的运行状况

湿地系统在最佳水力停留时间 5 d, 污染物表面负荷率 $150 \text{ mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$ 的条件下, 从 2009 年 7 ~ 10 月连续运行 4 个月, 先后经历夏 (7、8 月)、秋 (9、10 月) 2 个季节, 运行结果如图 4 所示.

图4 湿地系统运行期 *o*-DCB 去除率的变化Fig. 4 Removal efficiency of *o*-DCB during operation period

从图 4 可以看出, 由夏初到秋末的过程中, 湿地 W-L、W-C 和 W-Z 对 *o*-DCB 的去除率呈现先上升后下降的趋势; 而 W-F 的去除率则基本上一直处于下降状态, 特别是后期的去除率甚至低于对照组 W-Z, 下降幅度达 22.3%.

从 7 月初到 8 月中旬, 湿地气温从 25.4°C 升高到 35.1°C , 能够降解 *o*-DCB 的优势菌微生物活性增

强, *o*-DCB 去除率提高;同时,气温的升高有利于芦苇的生长,使植物组织对 *o*-DCB 的吸附(收)固定作用加强;此外,微生物膜系统的形成可以进一步加快污染物的降解速率^[18]。

湿地系统进入秋季后,气温下降,微生物活性降低,降解速率减慢;芦苇植株也逐渐衰亡,对污染物的固定作用减弱;同时湿地系统的供氧能力下降^[16],导致降解 *o*-DCB 的部分好氧微生物缺乏足够的 DO, *o*-DCB 去除率明显下降。

从湿地系统整个运行状况来看,壤土基质的 W-

L 对 *o*-DCB 的处理效果最好,而对照组 W-Z 由于缺乏湿地植物,去除率比 W-L 低 25% 左右,可见植物对于人工湿地系统具有重要作用.但粗砂基质的 W-C 也有一定的优点,在植物衰落期的 9 月下旬仍能保持较高的去除率.张士萍等^[19]的研究也表明砂质型芦苇湿地土壤有利于微生物的呼吸、代谢与繁殖,具有较高的有机污染物净化能力。

2.4 邻二氯苯和溶解氧浓度沿程变化

选取湿地 W-L 和 W-Z,检测沿程 5 点 3 个不同水位的 *o*-DCB 和 DO 浓度,结果见图 5 和图 6。

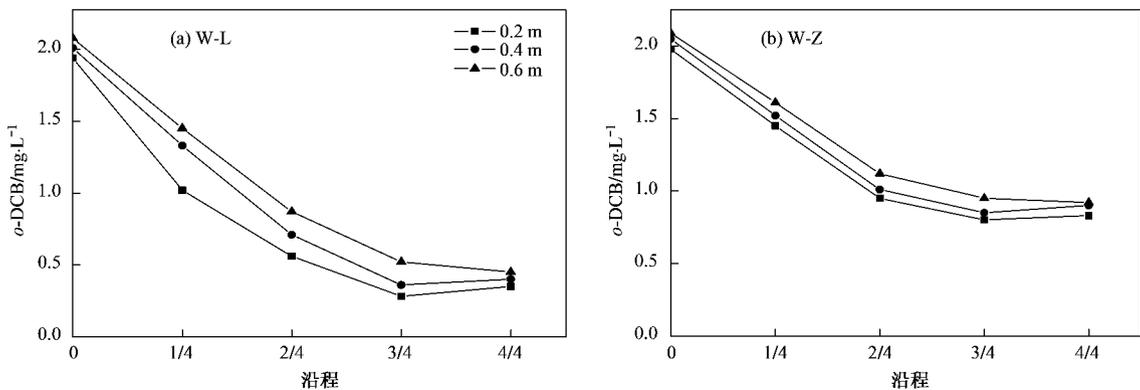


图 5 人工湿地系统沿程和水位深度 *o*-DCB 浓度变化

Fig. 5 Concentrations of *o*-DCB depending on depth and distance of the constructed wetlands

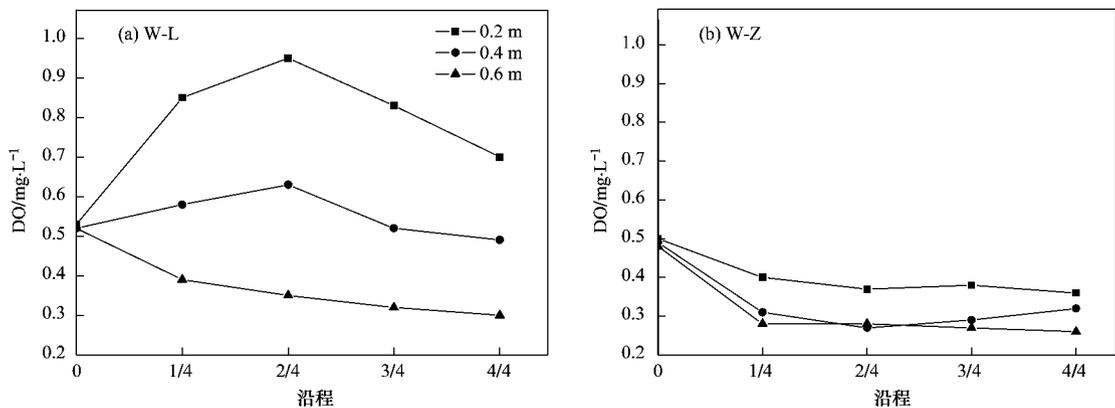


图 6 人工湿地系统内溶解氧空间分布

Fig. 6 Distribution of DO depending on depth and distance of the constructed wetlands

从图 5 可以看出, W-L 和 W-Z 湿地中的 *o*-DCB 浓度都随着沿程水平距离的增加而下降,在沿程 3/4 后趋于平缓;在同一区域,湿地 W-L 比 W-Z 中的 *o*-DCB 浓度更低,例如沿程 2/4 处,湿地 W-Z 中 *o*-DCB 平均浓度为 $1.03 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,而 W-L 仅为 $0.71 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,种植芦苇可以大大提高污染物的去除率.但 W-L 沿程 3/4 ~ 4/4 段中上层的 *o*-DCB 浓度还略

有所回升,可能是由于植物的蒸腾作用和水分的蒸发^[20],导致污染物浓度相对提高。

由图 6 可以得出,种植芦苇的湿地 W-L 中 3 个水位的平均 DO 值分别为 0.83、0.56 和 0.34 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$,远高于对照组 W-Z 的 DO 值 0.38、0.29 和 0.27 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$,这表明湿地系统中的 DO 主要来自于芦苇根系释放的氧气,同国外一些相关研究^[21,22]

一致。

湿地 W-L 上层(0.2 m)芦苇根系发达,且大气复氧速度快,使能够降解 *o*-DCB 的好氧微生物活性增强,加快了污染物降解,*o*-DCB 浓度较低;湿地下层(0.6 m)DO 值较低,不适合好氧微生物生存,*o*-DCB 浓度较高.这是图 5 湿地上层 *o*-DCB 浓度低于下层的原因.从图 6 还能看出,W-L 中 DO 值沿程先增大后减小,其主要原因可能是:进水区污染物浓度高,微生物耗氧量大,导致 DO 较低;由于营养充分,芦苇长势较好,根系供氧能力强,DO 沿程上升;但 2/4 段后由于缺乏营养物,芦苇长势不佳,根系供氧不足,从而 DO 下降.

湿地 W-L 中,处于不同水位深度的邻二氯苯浓度有很大差异,例如沿程 1/4 ~ 3/4 的地段,水位深度 0.2 m 处的 *o*-DCB 平均浓度比 0.4 m 处低 29%,比 0.6 m 处低 53%,这主要由于 0.2 m 附近是芦苇根系最为发达,微生物资源最为丰富的区域^[23],邻二氯苯污染物吸收代谢非常旺盛,去除率很高;而湿地 W-Z 中处于不同水位深度的邻二氯苯浓度则并无显著差异,这表明无芦苇种植的 W-Z 缺乏这种植物的根际效应.

2.5 *o*-DCB 在土壤中的残留分布

湿地系统 10 月底停止运行,静置一个月后于 12 月初采用蛇形布点法取样,测定 *o*-DCB 在土壤中的残留量,结果见图 7,其中点 A、B、C 分别表示表层土(1 ~ 10 cm)、中层土(10 ~ 20 cm)和底层土(20 ~ 30 cm)的布点,点 1、2、3 为延水流方向的布点.

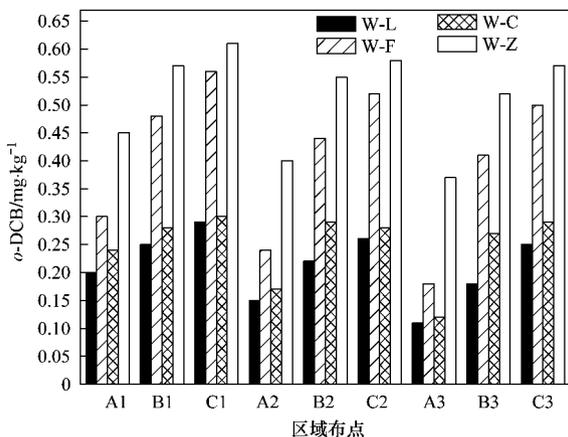


图 7 人工湿地系统土壤中邻二氯苯残留分布

Fig. 7 Residual of *o*-DCB in the CWs soils

由图 7 中可以看出,4 组湿地土壤中的 *o*-DCB 残留量均沿水流方向递减,污染物被土壤基质吸附、

微生物降解和植物吸收而被逐步去除.同一区域的 *o*-DCB 残留量随土壤深度加深而增加,是由于土壤表层拥有充足的 DO 和丰富的养分,加快了微生物对污染物的降解,*o*-DCB 残留量少.4 组湿地系统土壤中的 *o*-DCB 残留量由小到大的顺序为 W-L < W-C < W-F < W-Z,残留量均小于 $0.65 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.

2.6 *o*-DCB 在植物组织中的残留分布

o-DCB 的辛醇/水分配系数 $\lg K_{ow} = 3.43$,具有一定的生物蓄积性^[24],从图 8 可以看出,芦苇的确能够吸收富集废水中的污染物,*o*-DCB 在芦苇根、茎、叶中的平均残留量呈阶梯状分布,即根 $30.28 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} >$ 茎 $14.85 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1} >$ 叶 $6.18 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$.

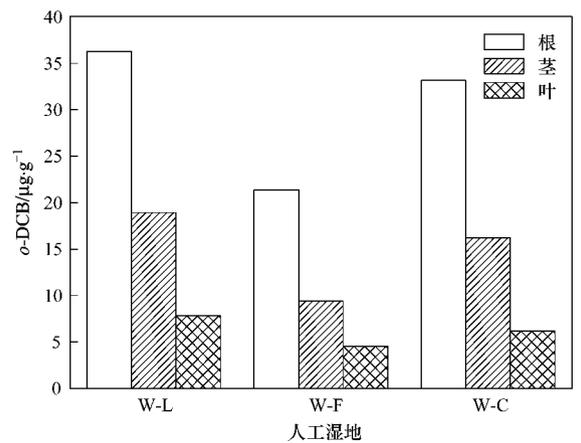


图 8 植物组织中邻二氯苯残留分布

Fig. 8 Residual of *o*-DCB in the tissue of plants

芦苇通过发达的根系吸收废水中的 *o*-DCB 污染物,然后由蒸腾作用从下往上转移至茎、叶等组织,实现污染物在整个植物体内由高到低的残留分布^[25],鉴于芦苇叶中 *o*-DCB 残留量相比于根、茎较低,推测可能部分 *o*-DCB 可通过植物蒸腾作用而去除,今后将就这方面开展针对性研究.

3 结论

(1) 水平潜流人工湿地处理 *o*-DCB 废水的最佳水力停留时间为 5 d,最佳表面负荷率为 $150 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$.

(2) 整个运行过程中,湿地在 8 月中旬对 *o*-DCB 废水处理效果最好,10 月后性能有所下降,湿地系统对 *o*-DCB 废水处理效果由高到低为 W-L > W-C > W-Z > W-F,壤土和粗砂基质各有优势,而细沙基质的 W-F 系统到后期出现阻塞,运行不畅.

(3) *o*-DCB 的降解与 DO 值有很大关系,芦苇的存在能够大大改善湿地内 DO 状况,提高 *o*-DCB

的去除率.

(4) *o*-DCB 在土壤中的残留量沿水流方向递减,随深度加深而增大;在芦苇组织中的残留量呈现阶梯状分布,根、茎、叶中 *o*-DCB 平均值分别为 30.28、14.85 和 6.18 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

参考文献:

- [1] 王玉芬,张肇铭,胡筱敏,等. 微生物法去除水中氯苯类化合物的研究进展[J]. 微生物学通报,2008, **35** (6): 949-954.
- [2] U.S.EPA. Ambient water quality criteria for chlorinated-benzenes [S]. Department of Commerce National Technical Information Service VA, 1980. 22151.
- [3] Fagan S B, Girao E C, Filho J M, *et al.* First principles study of 1,2-dichlorobenzene adsorption on metallic carbon nanotubes [J]. International Journal of Quantum Chemistry, 2006, **106** (13):2558-2563.
- [4] 周明华,吴祖成,汪大晔. 难生化降解芳香化合物废水的电催化处理[J]. 环境科学, 2003, **24** (2):121-124.
- [5] 王玉芬,张肇铭,胡筱敏,等. 球形红细菌厌氧降解邻二氯苯及其机理研究[J]. 微生物学通报,2008, **35** (5): 666-673.
- [6] Braeckevelt M, Mirschela G, Wiessner A, *et al.* Treatment of chlorobenzene contaminated groundwater in a pilot-scale constructed wetland [J]. Ecological Engineering, 2008, **33** (1):45-53.
- [7] Matamoros V, Puigagut J, Garcia J, *et al.* Behavior of selected priority organic pollutants in horizontal subsurface flow constructed wetlands: A preliminary screening [J]. Chemosphere, 2007, **69** (9):1374-1380.
- [8] Scholz M. Treatment of gully pot effluent containing nickel and copper with constructed wetlands in a cold climate [J]. Journal of Chemical Technology,2004, **79** (2):153-162.
- [9] Ji G D, Sun T H, Ni J R. Surface flow constructed wetland for heavy oil produced water treatment [J]. Bioresource Technology, 2007, **98** (2):436-441.
- [10] Zurita F, Anda J D, Belmont M A. Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands [J]. Ecological Engineering, 2009, **35** (5):861-869.
- [11] Zhang D, Gersberg R M, Keat T S. Constructed wetlands in China [J]. Ecological Engineering, 2009, **35** (10): 1367-1378.
- [12] 林大仪. 土壤学实验指导[M]. 北京:中国林业出版社, 2004. 165-169.
- [13] Keefe S H, Barber L B, Runkel R L, *et al.* Fate of volatile organic compounds in constructed wastewater treatment wetlands [J]. Environmental Science and Technology,2004, **38** (7):2209-2216.
- [14] 杜青平,贾晓珊,吴迪. 生物样品中氯苯类化合物的提取和测定[J]. 生态环境学报,2009, **18** (1):201-204.
- [15] 全灿,李淑芬,田松江. 超临界流体萃取脱除人参中痕量有机氯农药 [J]. 化学工程,2006, **34** (1):1-4.
- [16] Akratos C S, Tshirintzis V A. Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands [J]. Ecological Engineering, 2008, **29** (2):173-191.
- [17] Vymazal J. Horizontal subsurface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment [J]. Ecological Engineering, 2005, **25** (5):478-490.
- [18] Ghadiri H. Degradation of endosulfan in a clay soil from cotton farms of western Queensland [J]. Journal of Environmental Management, 2001, **62** (2): 155-169.
- [19] 张士萍,张文俭,李艳丽,等. 崇明东滩湿地土壤生物活性差异性及其环境效应分析[J]. 农业环境科学学报,2009, **28** (1): 112-118.
- [20] Wand H, Vacca G, Kusch P, *et al.* Removal of bacteria by filtration in planted and non-planted sand columns [J]. Water Resources, 2007, **41** (1): 159-167.
- [21] Garcia J, Aguirre P, Mujeriego R, *et al.* Initial contaminant removal performance factors in horizontal flow reed beds used for treating urban wastewater [J]. Water Resources, 2004, **38** (7): 1669-1678.
- [22] Chimney M J, Wenkert L, Pietro K C. Patterns of vertical stratification in a subtropical constructed wetland in south Florida (USA) [J]. Ecological Engineering,2006, **27** (4):322-330.
- [23] Wießner A, Kappelmeyer U, Kusch P, *et al.* Influence of the redox condition dynamics on the removal efficiency of a laboratory-scale constructed wetland [J]. Water Research, 2005, **39** (1): 248-256.
- [24] Burken J G. Uptake and metabolism of organic compounds: green-liver model, Phytoremediation transformation and control of contaminants [M]. New Jersey: Wiley, 2003. 59-84.
- [25] Rose M T, Bayo S F, Crossan A N, *et al.* Pesticide removal from cotton farm tailwater by a pilot-scale ponded wetland [J]. Chemosphere, 2006, **63** (11): 1849-1858.