



水平渗滤系统的污染物去除效果及动力学分析

廖俭霞^{1,2,✉}, 黄智^{1,2,✉}, 高澍^{1,2}, 宿程远^{1,2}

1. 广西师范大学环境与资源学院, 桂林 541006; 2. 珍稀濒危动植物生态与环境保护教育部重点实验室 (广西师范大学), 桂林 541006

摘要 基于人工快渗 (CRIS) 和水平潜流人工湿地 (HSSFCWs) 构建了水平流人工渗滤系统 (HFCIS), 研究了该系统对耗氧有机物 (以 COD 计)、氨氮 ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) 的沿程去除情况和污染物在系统内的垂向分布情况, 并进行了动力学分析。结果表明, 在水力负荷为 $0.083 \text{ m}\cdot\text{d}^{-1}$ 、进水耗氧有机物 (以 COD 计) 浓度为 $220\sim 630 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度为 $13\sim 47 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率分别为 88.6% 和 91.9% 以上。在水力负荷为 $0.25 \text{ m}\cdot\text{d}^{-1}$ 的条件下, 进水耗氧有机物 (以 COD 计) 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度分别为 $613\sim 690 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $36\sim 48 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时, 总去除率分别为 95.5% 和 78.2% 以上。水平方向沿程污染物质量浓度呈现逐渐衰减的趋势, 污染物降解符合一阶动力学模型, 去除速率常数在 CRIS 和 HSSFCWs 的速率常数范围内并处于较高水平。该 HFCI 系统填料简单, 复氧效果好, 污染物去除性能优异, 提高了土地利用效率, 建造位置选择较为灵活, 在分散式污水处理中有独特的优势。

关键词 水平渗滤系统; 动力学; 去除速率常数; 分散式污水处理

自然土地处理系统因其成本低且运行管理简单的优点而被广泛应用于小规模分散式污水处理, 其中人工湿地 (constructed wetlands, CWs) 在分散式污水处理应用方面最为常见, 在世界范围内都有大量建造^[1-3]。但诸多实践结果表明, CWs 易受土地面积、气候条件、自身基质和操作参数等因素制约, 且经常出现内部溶解氧不足的问题, 导致在营养物质去除效果方面不尽如人意^[4-5]。人工湿地有机负荷较低, 也限制了其使用范围。

人工快速渗滤系统 (constructed rapid infiltration system, CRIS) 也属于土地渗滤处理类型, 是在传统快速渗滤系统的基础上开发的, 常以河砂代替天然土壤充当填料基质^[6]。CRI 系统运行具备经济和生态上的优势, 且无需额外曝气, 能综合物理、化学和生物反应机理有效处理污水^[7]。目前关于 CRIS 的研究多集中于垂直流, 垂直流 CRIS 应用研究的相关报道已较为丰富。

为了更好地满足分散式污水处理的要求, 本研究设计构建了一个水平流人工渗滤系统 (horizontal flow constructed infiltration system, HFCIS)(简称水平渗滤系统)。该系统结合了 CRIS 和水平潜流人工湿地 (horizontal subsurface flow constructed wetlands, HSSFCWs) 的特点, 运行时无需种植植物。目前对 HFCIS 的研究报道极少, 对于该技术的滤层结构、进水工艺参数、污染物处理影响因素和规律等, 尚无深入的研究。本研究优化了水平渗滤系统的滤层结构和填料组成, 并研究该系统在不同污染物质量浓度和水力负荷条件下的沿程去除效果, 粗略分析系统内部污染物垂向分布情况, 以此建立水平渗滤过程污染物去除的一级反应动力学方程, 得出一阶去除速率常数, 并与 CRIS 和 HSSFCWs 的速率常数做对比, 为水平渗滤技术在小型分散式污水处理方面的实际应用化提供参考。

1 材料与方法

1.1 实验用水

查询相关研究^[8]可知, 应用 HSSFCWs 处理废水的耗氧有机物 (以 COD 计) 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度通常分

收稿日期: 2023-10-10; 录用日期: 2024-01-08

基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (52060003)

第一作者: 廖俭霞 (1999—), 女, 硕士研究生, 2633055639@qq.com; ✉通信作者: 黄智 (1972—), 男, 博士, 教授, 77466325@qq.com

别约 $200\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。但废水所含污染物也可能达到较高质量浓度，如 COD 值在 $600\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以上、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度在 $40\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以上^[9-10]。为了更好地考察 HFCI 系统的处理性能，将实验分为 4 个阶段进行，编号为 S1~S4，相关水质参数如表 1 所示。进水的营养物质由糖蜜或葡萄糖和氯化铵提供。

1.2 实验装置

实验装置如图 1 所示。该水平流人工渗滤系统为自制，室外构建，采用厚度不低于 10 mm 的 PVC 板制作，槽体长宽高为 $2\text{ m}\times0.2\text{ m}\times0.4\text{ m}$ ，沿长度方向设置有 4 个出水口，每个出水口之间相距 0.4 m，分别编号为 1[#]、2[#]、3[#]和 4[#]，4[#]出水口为最终出水口。槽以一定角度倾斜放置，进水一端抬高约 5 cm，使槽的另一端顺利出水。

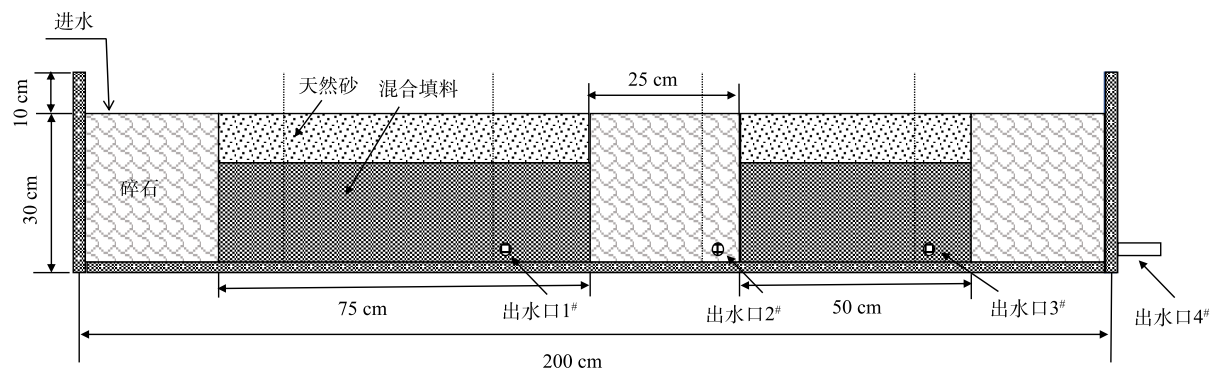


图 1 水平渗滤系统填料结构图
Fig. 1 Packing structure of horizontal flow infiltration system

槽所用填料为天然砂、碎石和木炭粉。天然砂尺寸为 $0.25\sim2\text{ mm}$ ；碎石为石灰石，主要成分是碳酸钙，尺寸为 $2\sim5\text{ cm}$ ；木炭粉是一种常见的用于 CRIS 的基质，廉价易得，对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 有较好的吸附效果^[11]，适量添加进系统也有利于提高有机物的去除效率^[12]，此处将其过 50 目筛。填充天然砂和木炭粉的两段区域是废水处理的主要区域，前一段长 75 cm，后一段长 50 cm。底下一层（20 cm）是以 5:1 体积比混合的天然砂与木炭粉的混合填料，上面一层（10 cm）为纯天然砂。孔隙率较大的碎石在槽体前面、中间和后面部分都有填充，每一段长 25 cm。

1.3 实验方法和内容

4 个运行阶段皆采用间歇进水方式，直接将配制好的废水迅速倾倒入前面碎石段，每次进水量为 5 L。S1 和 S2 阶段进水 COD 值均为 $300\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右，S3 和 S4 阶段分别提至约 $550\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $650\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ；S1 阶段进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度在 $20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右，S2~S4 阶段在 $40\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右。前 3 阶段的进水频率为 $1\text{ 次}\cdot\text{d}^{-1}$ ，进水量为 $5\text{ L}\cdot\text{d}^{-1}$ ，水力负荷皆为 $0.083\text{ m}\cdot\text{d}^{-1}$ ，湿干比为 1:5。S4 阶段的进水频率增加到 $3\text{ 次}\cdot\text{d}^{-1}$ ，进水量为 $15\text{ L}\cdot\text{d}^{-1}$ ，间隔约 8 h，水力负荷变为 $0.25\text{ m}\cdot\text{d}^{-1}$ ，湿干比为 3:5。每天取系统进水及 4 个出水口出水，水质检测指标为 COD 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 。待系统运行稳定后，检测 4 个出水口的溶解氧（DO）质量浓度和 pH。分别采用快速消解分光光度法和纳氏试剂分光光度法测定水样的 COD 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 。使用便携式 pH 计和溶氧仪测定水中 pH 和 DO。

污染物垂向分布实验方法：在系统运行稳定的情况下，某次进水后，出水基本完全时，分别在第 1 段填料区域 $L=15、30、45\text{ cm}$ 处取上中下层填料，沿程取样点编号 A、B、C，上层（5~10 cm）取样为纯天然砂，中（15~20 cm）、下层（25~30 cm）取样为混合填料。之后，取一定体积填料于 50 mL 锥形瓶中，加入一定量 $\text{pH}=1$ 的硫酸溶液，填料与加入溶液体积比为 1:3，保鲜膜密封瓶口后，放入恒温水浴振荡器， $25\text{ }^\circ\text{C}$ 、 $160\text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$ 振荡 24 h，离心后 $0.45\text{ }\mu\text{m}$ 滤膜过滤，取滤液进行 COD 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 指标的检测分析。对照为不

加填料的相应体积溶液。做3次平行,结果取平均值。

2 结果与讨论

2.1 污染物沿程去除情况

1) 耗氧有机物(以COD计)的沿程去除效果。4个阶段的进出水COD值及去除率变化如图2所示。4个阶段的进水COD值分别为 (300.00 ± 76.67) 、 (323.33 ± 60.00) 、 (546.67 ± 76.66) 和 (651.67 ± 38.34) $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。出水COD值分别为 (18.33 ± 15) 、 (18.34 ± 11.66) 、 (16.67 ± 13.33) 和 (16.67 ± 13.34) $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。系统运行稳定后平均去除率分别达到94.48%、93.69%、98.98%和96.42%。S1阶段为微生物群落培养阶段,系统刚开始运行时,出水口1#、2#的出水COD值不断下降,且沿程4个出水口出水COD值有非常明显的递减关系。此时系统内部的微生物群落在不断生长富集,生物降解已开始发挥作用,还伴有一定的吸附作用。运行约13 d后,随着系统的生化降解性不断提高,截至出水口1#的COD去除率增加,后面填料区域的降解差异缩小,各出水口耗氧有机物(以COD计)浓度的递减关系逐渐弱化,表明有机物去除开始主要发生在系统的前半部分区域。

在系统稳定状态下,4个阶段中,截至出水口1#的长度分别能去除约80%、84%、87%和76%的耗氧有机物(以COD计);截至出水口2#的长度分别能去除约87%、92%、96%和83%的耗氧有机物(以COD计),后续耗氧有机物(以COD计)去除率平缓增长。该结果与AKRATOS等^[13]在HSSFCWs得到的结果相似,即三分之二的有机物会在系统前三分之一的区域被去除。结果表明,尽管S3和S4阶段中进水COD值和水力负荷有明显提高,但最终COD去除率仍保持在95%以上,表明水平渗滤系统能承受较高有机负荷。

2) NH_4^+-N 的沿程去除效果。4个阶段的 NH_4^+-N 进出水质量浓度及去除率变化如图3所示。4个阶段的 NH_4^+-N 进水质量浓度分别为 (23.70 ± 10.65) 、 (40.17 ± 5.83) 、 (43.00 ± 3.97) 和 (42.03 ± 5.92) $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。出水质量浓度分别为 (0.80 ± 0.60) 、 (0.90 ± 0.50) 、 (1.13 ± 0.93) 和 (5.28 ± 3.59) $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$,系统运行稳定后平均去除率达到98.75%、97.59%、97.48%和85.30%。在S1阶段,系统内部的 NH_4^+-N 质量浓度为沿程降低。期间前3个出水口的出水 NH_4^+-N 质量浓度在不断变化,但总去除率在运行15 d后稳定下来。S2和S3阶段加大进水污染物质量浓度后,出水口1#的出水质量浓度逐渐增加,之后保持在一定范围内波动,而出水口2#和3#出水质量浓度都表现为先增加后下降。与耗氧有机物(以COD计)降解规律相同。前3个阶段的 NH_4^+-N 降解也主要发生在系统的前段填料区域,截至出水口2#分别能去除约76%、83%和83%的 NH_4^+-N 。在水力负荷明显提升的S4阶段中,除了各出水口出水 NH_4^+-N 质量浓度都有明显增加, NH_4^+-N 的主要去除区域也有所改变,其中出水口3#、4#间填料区域能去除约40%的 NH_4^+-N ,与前3个阶段(14%~17%)相比有明显提高。

在整个系统运行期间,出水口2#、3#的 NH_4^+-N 出水质量浓度总是比较接近,甚至S3阶段稳定期的出水口3#出水质量浓度更高。推测是因为出水口2#、3#之间填料区域对 NH_4^+-N 的吸附已经达到极限,有部分 NH_4^+-N 解吸返回溶液中。有研究^[14]表明,在渗滤过程中, NH_4^+-N 会先被渗滤介

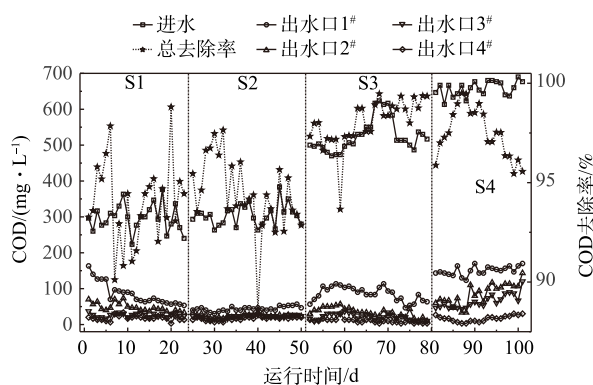


图2 4个阶段的耗氧有机物(以COD计)沿程去除情况

Fig. 2 Oxygen consuming organic matter (COD) removal at four stages along the system

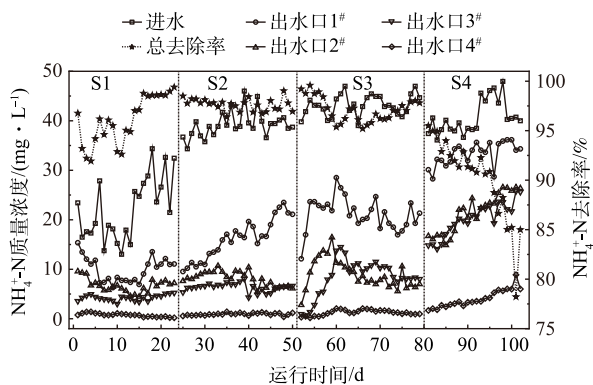


图3 4个阶段的 NH_4^+-N 沿程去除情况

Fig. 3 NH_4^+-N removal at four stages along the system

质所吸附,之后在硝化菌的作用下被氧化去除,渗滤介质又恢复对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的吸附能力,依此循环。S3 阶段中,因为流入后段填料区域的溶液中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度较小,培养繁殖起来的硝化菌较少,无法满足快速转化 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 恢复填料吸附能力的要求,就会有部分 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 解吸回到质量浓度较小的溶液中。而 S4 阶段后期未出现此类情况,此时流入后段填料区域的溶液中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度翻了一倍,利于硝化菌生长。

综上所述,在较低水力负荷条件下,进水 COD 值为 $220\sim 630\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,总去除率为 $88.6\%\sim 99.5\%$; 进水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度为 $13\sim 47\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,总去除率为 $91.9\%\sim 99.6\%$ 。此时系统的最终出水污染物质量浓度能一直保持在较低水平,尽管进水污染物质量浓度有所变动,系统内部也能进行调节,最终达到稳定有效的污染物去除效果。加大水力负荷到 $0.25\text{ m}\cdot\text{d}^{-1}$ 后,进水 COD 值和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度分别为 $613\sim 690\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $36\sim 48\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的条件下,总去除率也能分别保持在 $95.5\%\sim 99.5\%$ 和 $78.2\%\sim 95.5\%$ 。在相似的耗氧有机物(以 COD 计)进水质量浓度为 $211\sim 652\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 为 $38.9\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和水力负荷为 $0.042\sim 0.16\text{ m}\cdot\text{d}^{-1}$ 的条件下,比常规水平潜流湿地系统(COD 去除率 $47\%\sim 89\%$; $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率 48.3%)^[9,15-17] 对污染物的处理效果要好。

有研究^[18]表明,CRI 系统比 CWs 系统的处理能力高,其原因在于 CRI 系统的复氧能力强。因此,该系统运行稳定后,检测各出水口的 DO 出水质量浓度,结果如表 2 所示。

由表 2 可知,S1~S3 阶段中系统内部的 DO 质量浓度为 $3.36\sim 7.31\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$; S4 阶段的 DO 质量浓度有所下降,为 $1.67\sim 5.75\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,整个系统内部基本处于好氧环境中。其中,各出水口 DO 质量浓度呈逐渐增加的趋势。系统运行期间内部 DO 质量浓度普遍高,可以猜测系统的复氧效率非常好,利于降解有机物的好氧微生物和硝化细菌生长,从而实现优异的耗氧有机物(以 COD 计)和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除性能。

2.2 污染物垂向分布

以出水基本完全、落干期刚开始时所取不同高度填料对各污染物的吸附量粗略判断污染物在系统内部的垂向分布情况,并使用 origin 软件进行单因素方差分析,对沿程各污染物吸附量的垂向变化进行差异性分析。 P 为显著性系数 ($0.01\leq P<0.05$ 表示显著, $P<0.01$ 表示极显著, $P\geq 0.05$ 表示不显著),结果如图 4 所示。

由图 4 可知,各层填料对各污染物的吸附量基本满足沿程减小的规律,其中下层的变化趋势最为明显。耗氧有机物(以 COD 计)的垂向分布最为均匀,A、B、C 3 个取样点的上中下层吸附量之间均没有显著性差异。 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的垂向分布不均匀,各取样点的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 下层吸附量皆为最高,A、B 取样点的各层吸附量间存

表 2 4 阶段各出水口出水 DO 质量浓度

Table 2 DO concentration of each outlet at four stages $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$

运行阶段	出水口1 [#]	出水口2 [#]	出水口3 [#]	出水口4 [#]
S1	3.49~4.04	5.91~6.27	6.50~6.89	7.20~7.31
S2	3.50~3.95	5.83~6.21	6.66~6.78	7.21~7.28
S3	3.36~3.61	5.81~6.00	6.47~6.77	7.19~7.30
S4	1.67~2.93	3.60~4.34	3.79~5.59	5.51~5.75

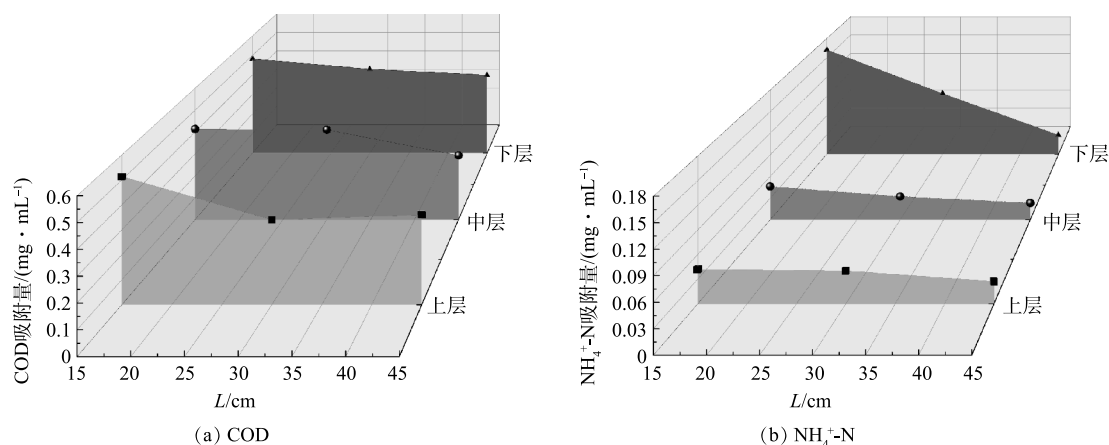


图 4 系统内部耗氧有机物(以 COD 计)和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的垂向分布情况

Fig. 4 Vertical distributions of oxygen consuming organic matter (COD) and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ in the system

在显著性差异。越靠近进水端的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 垂向吸附量差异越明显, 随着污染物沿程逐渐降解, 各高度层吸附量越接近, 垂向分布越均匀。

因为污水主要在系统下层流动, 所以通常下层填料的污染物吸附截留量最大。另一方面, 由于自然环境土壤中普遍存在的毛细作用和蒸发作用, 溶于溶液中的污染物质会被向上的水流带到土壤上、中层, 水被蒸发后, 一定量的污染物质就会附着在填料表面^[19]。耗氧有机物 (以 COD 计) 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的垂向分布不同的原因可能在于, 充当有机碳源的葡萄糖在水中溶解度较高, 所以极易随着水流进行快速迁移。而大多数带正电荷的铵离子很容易首先被底部带负电荷的填料介质和微生物吸附截留下来^[14]。

2.3 污染物去除动力学分析

HFCIS 内污染物质量浓度的沿程变化呈现一种逐渐衰减的趋势, 假设系统稳定后在水平流向 (X 轴) 上为理想推流, 污染物只在 X 轴向发生质量浓度变化, 反应期间系统内部每个微小单元是混合均匀的。对于理想推流式生物反应器, 可采用一级反应动力学方程 (式 (1))^[20] 来描述系统内部的污染物降解。

$$\frac{\rho_L}{\rho^*} = \exp(-mL) \quad (1)$$

式中: ρ_L 为系统沿程长度为 L 处污染物出水质量浓度, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; ρ^* 为进水污染物质量浓度, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$; m 为污染物去除速率常数, 反映系统中污染物降解效率。 m 值与进水质量浓度 ρ^* 和水力负荷 q 密切相关。

根据每天系统进水质量浓度 ρ^* 及各出水口出水质量浓度 ρ_L , 计算 ρ_L/ρ^* 。取每个阶段最后稳定期的 7 d 数据, 分别编号为 FT1~FT7、ST1~ST7、TT1~TT7 和 HT1~HT7, 以 L 为横坐标, ρ_L/ρ^* 为纵坐标, 设定经过约束点 (0,1), 进行指数拟合。其中, L 为两段填充天然砂和木炭粉区域的长度。

1) 动力学拟合情况。根据沿程 COD 值和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度数据对式 (1) 进行指数拟合如图 5、图 6 所示。

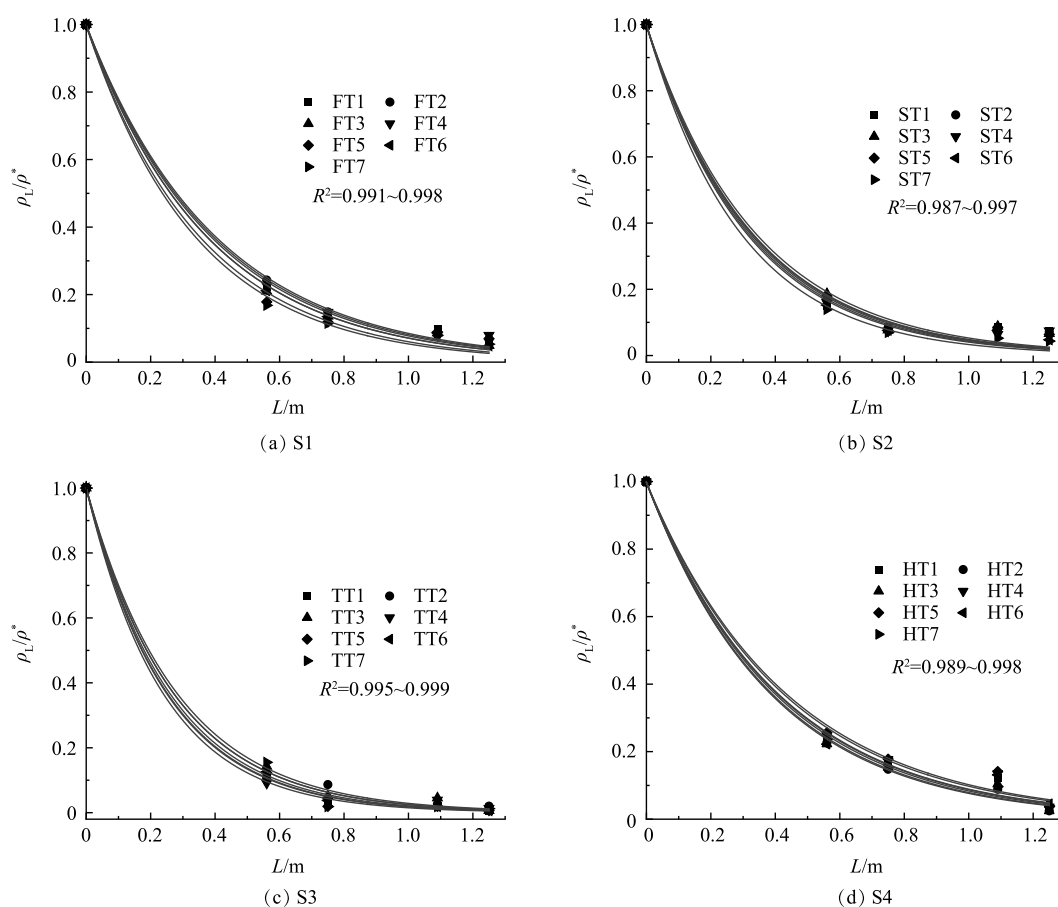


图 5 4 阶段耗氧有机物 (以 COD 计) 的 ρ_L/ρ^* 随 L 变化的指数拟合曲线

Fig. 5 Exponential fitting curve of changes in ρ_L/ρ^* of oxygen consuming organic matter (COD) at four stages with L

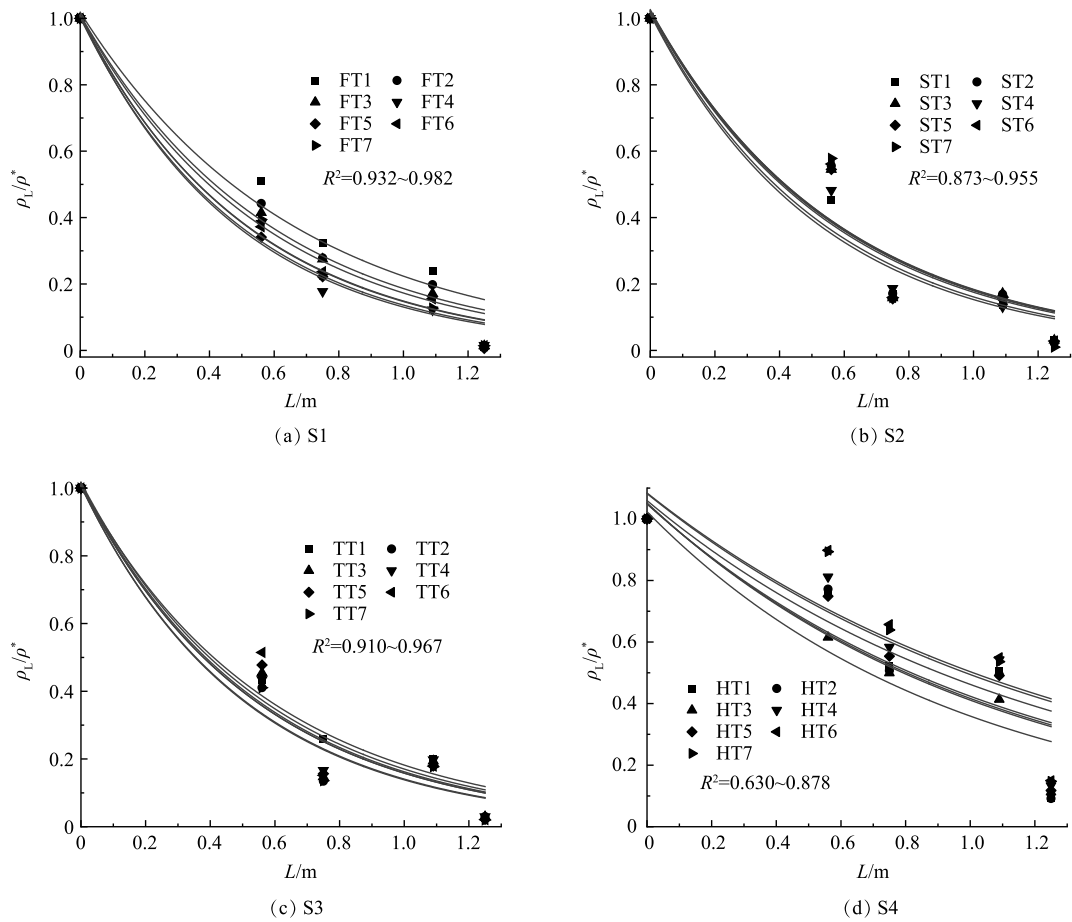


图 6 4 阶段 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的 ρ_L/ρ^* 随 L 变化的指数拟合曲线

Fig. 6 Exponential fitting curve of changes in ρ_L/ρ^* of ammonia nitrogen at four stages with L

耗氧有机物 (以 COD 计) 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 指数拟合所得 A 值和 m 值如表 3 所示。实际拟合方程如式 (2) 所示。

$$\frac{\rho_L}{\rho^*} = A \exp(-mL) \tag{2}$$

式中： A 为系数，修正实际拟合模型与理论模型之间的差距^[21]。由图 5、图 6 拟合曲线经过数据点情况和表 3

表 3 4 阶段耗氧有机物 (以 COD 计) 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 指数拟合的相关参数

Table 3 Relevant parameters for the index fitting of oxygen consuming organic matter (COD) and ammonia nitrogen at four stages

水质指标	实验编号	$\rho^*/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	去除率/%	A	m
COD	FT1~FT7	308.34±68.34	93.62±1.57	0.997~0.998	2.691±0.228
	ST1~ST7	325.00±58.33	94.08±1.58	0.997~0.999	3.171±0.233
	TT1~TT7	511.67±25.00	98.69±0.69	0.999~1.001	3.873±0.322
	HT1~HT7	663.34±26.67	96.50±1.05	0.996~0.999	2.425±0.146
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	FT1~FT7	27.92±6.44	98.95±0.46	1.003~1.019	1.780±0.264
	ST1~ST7	38.60±2.03	97.97±1.07	1.013~1.026	1.803±0.087
	TT1~TT7	43.90±3.08	97.52±0.51	1.006~1.017	1.848±0.136
	HT1~HT7	44.11±3.85	87.94±2.93	1.023~1.084	0.907±0.140

数据可知,使用式(2)表示有机物和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 降解动力学有较好的准确性。其中,4个阶段耗氧有机物(以COD计)拟合曲线 R^2 值为0.987~0.999;前3个阶段的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 拟合曲线 R^2 值为0.873~0.982,S4阶段 R^2 值较低,最高仅0.878。由表3可知,耗氧有机物(以COD计)和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 拟合所得 m 值在已报道的垂直流CRIS的 m 值($m_{\text{COD}}=0.81\sim3.36$; $m_{\text{氨氮}}=0.01\sim2.72$),甚至处于较高的水平^[22-26]。整体上看,相同水力负荷条件下,随着进水质量浓度的增加,耗氧有机物(以COD计)去除率及 m 值呈上升趋势;而 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率随着进水质量浓度增加呈下降趋势, m 值却有所升高。水力负荷的增加使耗氧有机物(以COD计)、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率和 m 值都有所降低。

为了更直观表示进水质量浓度 ρ^* 与 m 值之间的关系,将前3个阶段稳定期的 ρ^* 与 m 值分别为横纵坐标进行线性拟合,结果如图7所示。由图7可知,耗氧有机物(以COD计)进水浓度与 m 值拟合得到一条明显为上升趋势的直线, ρ^* 与 m 为显著正相关,相关方程为 $m=(0.004\ 5\pm5.22\times10^{-4})\rho^*+(1.503\ 1\pm0.20)$ ($R^2=0.798$)。当水力负荷固定时,系统 m 值随着进水有机物浓度的增加而增加,输入有机负荷的增加或者减小会带动系统有机物去除速率的上升或者降低,这是系统在不同进水质量浓度下能保持稳定良好出水质量浓度的原因,表明该系统有较高的有机负荷承受能力。这也说明,该系统的耗氧有机物(以COD计)去除速率常数并不是固定的,而是取决于进水质量浓度、水力负荷、填料结构等一系列影响因素。另一方面, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 进水质量浓度的增加没有明显提高 m 值,且 m 值与 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 进水质量浓度间相关性不显著,表明 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除还明显受到除进水质量浓度因素之外的限制,可能是因为氧交换速率、硝化菌总量无法在短期内迅速增加,所以导致硝化能力没有随着进水质量浓度增加而明显提高。

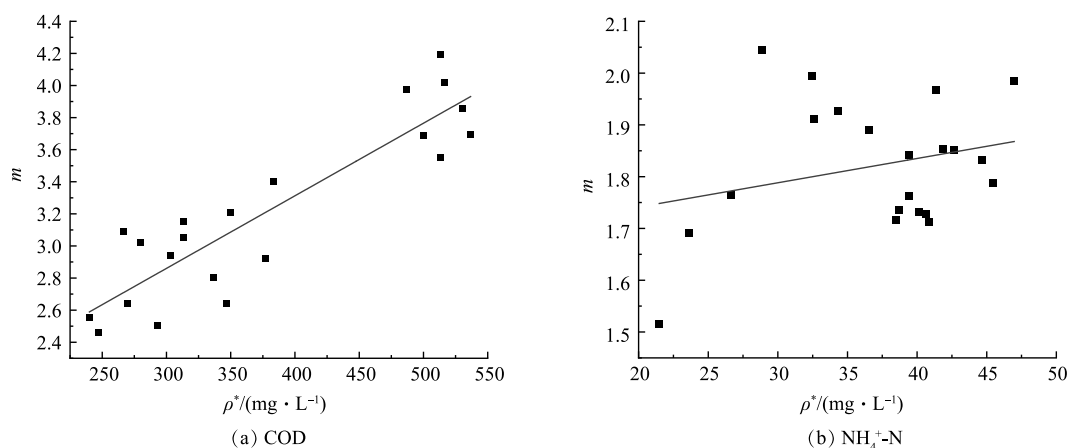


图7 m 值与进水质量浓度 ρ^* 的线性关系

Fig. 7 Linear relationship between m value and influent mass concentration ρ^*

2) 动力学常数比较。湿地系统也常采用一级动力学模型来反映污染物去除规律,但与本研究不同的是,HSSFCWs的一阶建模多集中于水力负荷变化的影响,主要考虑水力负荷或水力停留时间与处理效率之间的关系。水平潜流人工湿地的一阶动力学方程(式(3)、式(4))^[27]有2种表现形式,可相互转化(式(5)、式(6)和式(7))^[28]。

$$\ln \frac{\rho_L}{\rho^*} = -\frac{k_A}{q} \quad (3)$$

$$\ln \frac{\rho_L}{\rho^*} = -k_v t \quad (4)$$

$$q = \frac{Q}{A} \quad (5)$$

$$t = \frac{V}{Q} = \frac{ALn}{Q} \quad (6)$$

$$k_A = k_v nL \quad (7)$$

式中： t 为水力停留时间，d； Q 为流量， $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ ； n 与填料特性有关，此处为填料有效孔隙率，%。 k_A 和 k_V 分别为基于面积和体积的一阶速率常数，分别用于确定湿地所需的面积和体积，可分别转化表示为式 (8) 和式 (9)^[29]。

$$A = \frac{Q}{k_A} \ln \frac{\rho^*}{\rho_L} \quad (8)$$

$$V = \frac{Q}{k_V} \ln \frac{\rho^*}{\rho_L} \quad (9)$$

k_A 和 k_V 同样反映系统处理效率，该值越大，达到相同去除效果所需湿地面积或体积越小。将 HFCI 系统所得动力学系数与 HSSFCWs 的作对比评价，则换算 $m=(k_V n)/q$ ， $k_V=mq/n$ 。将求得各 m 值及 $q=0.083/0.25 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$ 、 $n=36\%$ 代入关系式求得 k_A 和 k_V 值如表 4 所示。由表 4 可知，随着水力负荷增加，耗氧有机物 (以 COD 计) 和 NH_4^+-N 的 k_A 和 k_V 值也有所增加。

表 4 4 阶段耗氧有机物 (以 COD 计) 和 NH_4^+-N 的 k_A 和 k_V 值

Table 4 The k_A and k_V values of oxygen consuming organic matter (COD) and ammonia nitrogen at four stages

指标	实验编号	m	k_V/d^{-1}	$k_A/(\text{m} \cdot \text{d}^{-1})$
COD	FT1~FT7	2.691±0.228	0.621±0.053	0.280±0.024
	ST1~ST7	3.171±0.233	0.731±0.054	0.329±0.024
	TT1~TT7	3.873±0.322	0.893±0.075	0.402±0.034
	HT1~HT7	2.425±0.146	1.677±0.101	0.755±0.045
NH_4^+-N	FT1~FT7	1.780±0.264	0.405±0.055	0.185±0.028
	ST1~ST7	1.803±0.087	0.416±0.020	0.187±0.009
	TT1~TT7	1.848±0.136	0.426±0.031	0.192±0.014
	HT1~HT7	0.907±0.140	0.627±0.097	0.283±0.043

目前已报道的一些 HSSFCWs 的 k_A 和 k_V 值如表 5 所示。由表 4、表 5 可知，在相似的水力负荷率下，HFCIS 的速率常数数值在报道的 HSSFCWs 速率常数范围内，与近年来文献报道的潜流湿地速率常数数值相比，也处于较高的水平。表明 HFCI 系统内耗氧有机物 (以 COD 计) 和氨氮的反应速率普遍高于 HSSFCWs，能在实现污染物高效率去除的基础上大大缩小占地面积。

表 5 已报道的一些 HSSFCWs 的 k_A 和 k_V 值

Table 5 The reported k_A and k_V values of some HSSFCWs

指标	$q/(\text{m} \cdot \text{d}^{-1})$	k_V/d^{-1}	$k_A/(\text{m} \cdot \text{d}^{-1})$	文献
NH_4^+-N	0.047	—	0.027	[3]
COD	0.042	—	0.113~0.135	[17]
BOD	0.002~0.300	0.170~6.110	0.060~1.000	[28]
BOD	—	—	0.080~0.310	[29]
COD	0.08	—	0.136	[30]
COD	0.055~0.440	—	0.283、0.271	[31]
BOD	—	—	0.018~0.092	[32]
NH_4^+-N	—	—	0.013~0.086	[32]
COD	0.031~0.146	—	0.060~0.082	[33]

生物膜系统中，基质反应速率通常与物质在液相和生物膜相的传质过程密切相关^[34]。另一方面，本研究所得污染物降解模型与曝气生物滤池遵循的一级动力学模型相似，即 Eckenfelder 方程 (式 (10))^[35]。

$$\frac{\rho_L}{\rho^*} = e^{-(\frac{K}{q^n})L} \quad (10)$$

式中： K 和 n 分别是与微生物量、生物膜活性和填料特性相关的常数^[36]。

上述由式(1)、式(2)所求得的 m 值可近似于式(7)的 K/q^n 。另有研究者从微生物作用出发，推导土地渗滤系统的一级反应速率常数 k_v 近似于 $v_{\max}/K_s$ ，而 $v_{\max}$ 和 K_s 均与微生物活性有关^[18]。因此，考虑到HFCIS所用天然砂表面较为光滑，系统内部实际微生物量非常少，推测HFCRI系统污染物去除效果更好的原因在于该系统内部基质和氧的传质速率高、微生物活性强。因为填料间空隙很小，导致附着在填料表面的水膜和微生物膜很薄，基质和氧气都能更快速的传质进入微生物细胞，使微生物活性增强。

本研究计算所得去除速率常数主要用于与水平潜流湿地的去除速率常数作对比，在系统设计方面能在一定程度上预测污染物在系统内部的预期去除效果，从而优化HFCI系统的尺寸设计，以节约成本和占地面积。另一方面，因为湿地传统的一阶模型基于理想推流流态，通常无法完美反映系统内部的流体和污染物行为，且估计的去除速率常数取决于进水质量浓度和水力负荷等因素^[37]。根据TRANG等^[33]的研究结果，本文以系统从入口到出口的沿程污染物浓度分布为基础估算去除速率常数，或许能更准确地反映系统内部污染物去除的动力学过程。

3 结论

1) 水平渗滤系统有优异的耗氧有机物(以COD计)和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除性能，系统内部的高溶解氧质量浓度利于好氧微生物生存。整个运行期间的耗氧有机物(以COD计)和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 最终去除率分别为88.61%~99.47%和78.22%~99.58%，最终出水质量浓度满足《城镇污水处理厂污染物排放标准(GB 18918-2002)》一级A类标准。

2) 耗氧有机物(以COD计)的垂向分布均匀，各取样点的上中下层吸附量之间没有显著性差异； $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 主要分布在系统下层进行去除，前段区域不同高度间吸附量存在显著性差异。

3) 沿程污染物出水质量浓度基本呈现逐渐衰减的趋势，以耗氧有机物(以COD计)和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 相关数据进行动力学拟合，有机物拟合效果更好，其速率常数 m 与进水质量浓度 ρ^* 为显著正相关，而 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的 m 与进水质量浓度之间不存在显著相关关系。水力负荷的增加导致两指标的 m 值降低，但 k_A 和 k_v 值却有所增加。两指标的去除速率常数的变化在CRIS和HSSFCWs的速率常数范围内，甚至处于较高水平。

4) 构建的水平渗滤系统结合了人工快渗和人工湿地的优点，构建、运行和管理简单，具备优异的污染物去除性能和污染负荷承受能力，在污水处理方面可大大改善水质，明显提高了土地利用效率，能很好地满足分散式污水处理的要求。

参考文献

- [1] ZHONG L, DING J, WU T, et al. Bibliometric overview of research progress, challenges, and prospects of rural domestic sewage: Treatment techniques, resource recovery, and ecological risk[J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2023, 51: 103389.
- [2] ROUSSEAU D P L, VANROLLEGHEM P A, PAUW N D. Constructed wetlands in Flanders: A performance analysis[J]. *Ecological Engineering*, 2004, 23(3): 151-163.
- [3] KNIGHT R L, JR V W E P, BORER R E, et al. Constructed wetlands for livestock wastewater management[J]. *Ecological Engineering*, 2000, 15(1/2): 41-55.
- [4] PENG X X, YANG W, JIN Q, et al. Biofilter-constructed wetland-trophic pond system: A new strategy for effective sewage treatment and agricultural irrigation in rural area[J]. *Journal of Environmental Management*, 2023, 332: 117436.
- [5] WU H, ZHANG J, NGO H H, et al. A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation[J]. *Bioresource Technology*, 2015, 175: 594-601.
- [6] YANG L, KONG F L, XI M, et al. Environmental economic value calculation and sustainability assessment for constructed rapid infiltration system based on emergy analysis[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2017, 167: 582-588.
- [7] WANG M C, ZHANG H Z. Chemical oxygen demand and ammonia nitrogen removal in a non-saturated layer of a strengthened constructed rapid infiltration system[J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2017, 228(11): 440.
- [8] LI X Y, DING A Z, ZHENG L, et al. Relationship between design parameters and removal efficiency for constructed wetlands in China[J]. *Ecological Engineering*, 2018, 123: 135-140.
- [9] VYMAZAL J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands[J]. *Science of the Total Environment*, 2007, 380(1/2/3): 48-65.
- [10] ANDREO-MARTÍNEZ P, GARCÍA-MARTÍNEZ N, QUESADA-MEDINA J, et al. Domestic wastewaters reuse reclaimed by an improved horizontal subsurface-flow constructed wetland: A case study in the southeast of Spain[J]. *Bioresource Technology*, 2017, 233: 236-246.

- [11] 庞俊玲. 多级土壤渗滤系统处理模拟生活污水研究[D]. 沈阳: 沈阳师范大学, 2022.
- [12] 姚琪. CRI 系统 COD 降解试验及滤池有效高度模型构建[D]. 成都: 西南交通大学, 2012.
- [13] AKRATOS C S, TSIHRINTZIS V A. Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands[J]. *Ecological Engineering*, 2007, 29(2): 173-191.
- [14] 刘家宝. 人工快速渗滤系统污染物去除机理及其处理效果研究[D]. 北京: 中国地质大学, 2006.
- [15] ÇAKIR R, GIDIRISLIOGLU A, ÇEBİ U. A study on the effects of different hydraulic loading rates (HLR) on pollutant removal efficiency of subsurface horizontal-flow constructed wetlands used for treatment of domestic wastewaters[J]. *Journal of Environmental Management*, 2015, 164: 121-128.
- [16] LI J Y, WANG J J, ZHANG Q, et al. Efficient carbon removal and excellent anti-clogging performance have been achieved in multilayer quartz sand horizontal subsurface flow constructed wetland for domestic sewage treatment[J]. *Journal of Environmental Management*, 2023, 335: 117516.
- [17] VYMAZAL J. Is removal of organics and suspended solids in horizontal sub-surface flow constructed wetlands sustainable for twenty and more years?[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2019, 378: 122117.
- [18] 何江涛, 段光杰, 张金炳, 等. 污水渗滤土地处理系统中水力停留时间与出水效果的讨论[J]. *地球科学*, 2002(2): 203-208.
- [19] ZHANG Z, CHEN Y Z, CHEN H H, et al. Novel efficient capture of Cr(VI) from soil driven by capillarity and evaporation coupling[J]. *Chemosphere*, 2022, 288: 132593.
- [20] XU W L, ZHANG J Q, LIU Y. $\text{NH}_3\text{-N}$ degradation dynamics and calculating model of filtration bed height in Constructed Soil Rapid Infiltration[J]. *Chinese Geographical Science*, 2011, 21(6): 637-645.
- [21] 肖璐. 水平潜流人工湿地净化府河水的试验研究[D]. 保定: 河北农业大学, 2019.
- [22] 曹帆. 人工快渗生物滤池中污染物归趋机制及滤料界面反应动力学研究[D]. 合肥: 合肥工业大学, 2010.
- [23] 石国玉. 人工快渗系统处理工业园区污水厂尾水研究[D]. 合肥: 合肥工业大学, 2011.
- [24] 陈佼. 人工快渗系统 PN-ANAMMOX 耦合脱氮性能及机理研究[D]. 成都: 西南交通大学, 2018.
- [25] 许文来. 人工快速渗滤系统污染物去除机理及动力学研究[D]. 成都: 西南交通大学, 2011.
- [26] 陈佼, 李晓媛, 刘欢, 等. 生物炭对人工快渗系统氨氮去除的影响研究[J]. *成都工业学院学报*, 2022, 25(3): 35-41.
- [27] 史云鹏, 周琪. 人工湿地污染物去除动力学模型研究进展[J]. *工业用水与废水*, 2002(6): 12-15.
- [28] ROUSSEAU D P L, VANROLLEGHEM P A, PAUW N D. Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: a review[J]. *Water Research*, 2004, 38(6): 1484-1493.
- [29] AGUADO R, PARRA O, GARCÍA L, et al. Modelling and simulation of subsurface horizontal flow constructed wetlands[J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2022, 47: 102676.
- [30] KANTAWANICHKUL S, KLADPRASERT S, BRIX H. Treatment of high-strength wastewater in tropical vertical flow constructed wetlands planted with *Typha angustifolia* and *Cyperus involucatus*[J]. *Ecological Engineering*, 2009, 35(2): 238-247.
- [31] KONNERUP D, KOOTATEP T, BRIX H. Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with *Canna* and *Heliconia*[J]. *Ecological Engineering*, 2009, 35(2): 248-257.
- [32] ÖÖVEL M, TOOMING A, MAURING T, et al. Schoolhouse wastewater purification in a LWA-filled hybrid constructed wetland in Estonia[J]. *Ecological Engineering*, 2007, 29(1): 17-26.
- [33] TRANG N T D, KONNERUP D, SCHIERUP H H, et al. Kinetics of pollutant removal from domestic wastewater in a tropical horizontal subsurface flow constructed wetland system: Effects of hydraulic loading rate[J]. *Ecological Engineering*, 2010, 36(4): 527-535.
- [34] 侯云霞. 人工快速渗滤系统有机物质量浓度随机模型研究[D]. 成都: 西南交通大学, 2014.
- [35] YAN G, XU X, YAO L R, et al. Process of inorganic nitrogen transformation and design of kinetics model in the biological aerated filter reactor[J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102(7): 4628-4632.
- [36] 王春荣, 李军, 王宝贞, 等. 2 种不同填料曝气生物滤池处理生活污水的经验模型[J]. *环境污染治理技术与设备*, 2005(12): 56-60.
- [37] FERREIRA A G, BORGES A C, ROSA A P. Comparison of first-order kinetic models for sewage treatment in horizontal subsurface-flow constructed wetlands[J]. *Environmental Technology*, 2020(12): 1-17.

(责任编辑: 曲娜)

Analysis of performance and kinetics of pollutant removal by a horizontal flow infiltration system

LIAO Jianxia¹, HUANG Zhi^{1,2,*}, GAO Shu^{1,2}, SU Chengyuan^{1,2}

1. School of Environment and Resources, Guangxi Normal University, Guilin 541006, China; 2. Key Laboratory of Ecology of Rare and Endangered Species and Environmental Protection(Guangxi Normal University), Ministry of Education, Guilin 541006, China

*Corresponding author, E-mail: 77466325@qq.com

Abstract In this study, a horizontal flow constructed infiltration system (HFCIS) was constructed based on the artificial rapid infiltration (CRIS) and the horizontal subsurface flow constructed wetland (HSSFCWs). The removal of oxygen consuming organic matter (COD) and ammonia nitrogen ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) along HFCIS and the vertical distribution of pollutants in HFCIS were studied, as well as the kinetic analysis. The results showed that at the hydraulic load of $0.083 \text{ m}\cdot\text{d}^{-1}$, the influent oxygen consuming organic matter (COD) concentration of $220\sim 630 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, and the influent $\text{NH}_4^+\text{-N}$ mass concentration of $13\sim 47 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, the removal rates of COD and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ were higher than 88.6% and 91.9%, respectively. When the hydraulic loading was $0.25 \text{ m}\cdot\text{d}^{-1}$, the mass concentrations of influent oxygen consuming organic matter (COD) and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ were $613\sim 690 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ and $36\sim 48 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, the total removal rates were over 95.5% and 78.2%, respectively. The pollutant mass concentration along the horizontal direction showed a gradually decreasing trend. The pollutant degradation accorded with the first-order kinetic model, and the removal rate constant was at a high level in the range of CRIS and HSSFCWs rate constants. HFCI system had a simple filling, a good reoxygenation effect, an excellent pollutant removal performance, improved the land utilization rate with a flexible construction location selection. It has unique advantages in decentralized sewage treatment.

Keywords horizontal flow infiltration system; kinetics; removal rate constant; decentralized wastewater treatment