

人工湿地对病原微生物去除的研究进展

陈迪^{1,2}, 杨勇³, 郑祥^{1*}, 魏源送^{2*}

(1.中国人民大学环境学院, 北京 100872; 2.中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085; 3.中国环境科学学会, 北京 100082)

摘要: 水体微生物污染及其控制不容忽视, 人工湿地技术能有效控制水体污染, 但目前对其病原微生物的去除缺乏系统研究。因此, 本文从环境卫生安全角度出发, 讨论了水体的病原微生物种类及其指示微生物, 综述了不同人工湿地类型对病原微生物的去除效果以及主要影响因素, 如植物、基质和操作运行参数条件; 同时, 从截留和消除两个方面探讨了病原微生物在人工湿地中的归宿, 分析了病原微生物被人工湿地截留的过滤和吸附机理及其影响因素, 讨论了影响病原微生物被人工湿地消除的非生物因素和生物因素; 最后, 对人工湿地病原微生物去除研究进行了展望。

关键词: 人工湿地; 病原微生物; 归趋

中图分类号: X703.1 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2013)09-1720-11 doi:10.11654/jaes.2013.09.003

Removal of Pathogenic Microorganisms by Constructed Wetland: An Overview

CHEN Di^{1,2}, YANG Yong³, ZHENG Xiang^{1*}, WEI Yuan-song^{2*}

(1.School of Environment and Natural Resources, Renmin University of China, Beijing 100872, China; 2.Research Center for Eco-Environment Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; 3.Chinese Society for Environmental Sciences, Beijing 100082, China)

Abstract: Pollution and control of pathogenic in surface water of China should be paid more attention because river quality is assessed mainly by physic-chemical parameters at present. Though constructed wetland is a widely used ecological technology for controlling water pollution, there is a missing gap between removal and fate of pathogen in the constructed wetland. Therefore the purpose of this study is to summarize the state art of removing pathogenic microorganisms by the constructed wetland through literature review. Firstly, this paper briefly introduced the species of pathogenic and indicator microorganisms in the polluted water. Secondly, the removal performances of pathogen by different constructed wetlands were compared and summarized, including factors of pathogen removal such as plants, substrate and operation parameters. Meanwhile the fate of pathogenic microorganisms in the constructed wetland was discussed from the view point of interception and inactivation, e.g. the mechanism and factors of interception caused by adsorption and filtration, abiotic and biotic factors of inactivation. Finally the trends are proposed to promote pathogen removal by the constructed wetland in the near future.

Keywords: constructed wetland; pathogenic microorganism; fate

目前我国水质评价以常规理化指标为主, 较少考虑微生物指标, 而有关水体微生物指标的研究表明我国各大水系均受到一定程度的微生物污染^[1]。以北京

温榆河流域为例, 其干流下游粪大肠菌群(FC)均值达 6.3×10^6 个 $\cdot L^{-1}$ 以上, 高出 V 类标准(40 000 个 $\cdot L^{-1}$, 《地表水环境质量标准》GB 3838—2002)2 个数量级^[1]。污水中的病原微生物是传播疾病的主要媒介, 据报道由不卫生水引发的疾病占全球疾病发病率的 5.7%, 占全世界死亡率的 4%^[2]。水体的环境卫生安全问题, 已引起了世界各国的广泛关注。

污染水体中的病原微生物主要来源于生活污水、畜禽养殖、分散式污水处理系统和污水厂排水等^[3], 加强对污染源头的污水治理, 是解决水体微生物污染的主要途径之一。人工湿地技术以其投资少、

收稿日期: 2013-01-07

基金项目: 国家科技重大专项“水体污染控制与治理”(2009ZX07209-005); 中科院生态环境研究中心“一三五”项目(YSW2013 B02); 新世纪优秀人才支持计划资助(NCET-12-0531)

作者简介: 陈迪(1989—), 女, 河南南阳人, 硕士研究生, 主要从事人工湿地去除病原微生物的研究。

E-mail: xinmaichen919@163.com

* 通信作者: 郑祥 E-mail: zhengxiang7825@163.com;

魏源送 E-mail: ysw@rcees.ac.cn

运行费用低、维护管理简便等优点,在农村分散污水处理和污水厂尾水深度处理方面存在一定的优势,目前已在我国得到了规模化推广和应用^[4]。利用人工湿地技术处理后的污水达到相应卫生学标准后,可作为景观补充用水、绿化用水和农业灌溉用水,不仅能有效削减容纳水体的污染负荷,同时具有一定的景观和经济效益^[5]。

目前国内对于人工湿地的研究主要集中于其对有机污染物、氮和磷等常规污染物的去除等方面^[6-7],对其病原微生物去除关注相对较少^[8-9]。虽然国外对于人工湿地去除病原微生物已进行了不少研究,然而多数研究以“黑箱”或“灰箱”模式进行,研究缺乏系统性,对其去除过程和机理也尚未得到很好的解释。

综上,本文从环境卫生安全角度出发,系统分析了人工湿地对病原微生物的去除效果及其影响因素,探讨了病原微生物在人工湿地中的归宿,以期为进一步领域的进一步探索提供参考和依据。

1 病原微生物种类及指示微生物

水体中的病原微生物主要来源于人畜粪便、污水污染,从种类上可划分为细菌、病毒和原生动物三大类。表1列举了水体中可能存在的各种不同病原微生物及其可能引发的疾病^[10]。

水中致病微生物种类繁多,由于目前还缺乏对这些病原体进行有效定量分离的方法^[11],并且直接检测水中的各种病原体方法较为复杂且安全性较差^[9],通常用指示微生物估计水体微生物污染状况。大肠菌群

(*Coliformgroup*)是应用最广泛的水体指示微生物^[12],常用的包括两类,总大肠菌群(TC, *Total Coliforms*)和粪大肠菌群(FC, *Fecal Coliforms*)。粪链球菌(FS, *Faecal Streptococci*)和产气荚膜梭菌(CP, *Clostridium Perfringens*)也常被用于指示粪便污染,其中FS可以作为新近污染的指示^[13]。除细菌外,水中的病毒具有体积小、抗性和稳定性强、致病率高等特点^[14],以病毒作为水质微生物指标具有更显著的环境卫生学意义^[15],通常选用噬菌体评估水体的病毒学安全性^[9,16]。大肠杆菌噬菌体(*Coliphage*)以其检测方便、不对人类致病,且在形状、尺寸、表面电荷和耐受性等方面与人类肠道病毒具有高度的相似性等特点,是理想的模型病毒(model virus)^[17]。常用的模型病毒包括噬菌体MS2、PRD-1、ΦX174^[18]和f2^[15]。其中MS2和f2均属于F-RNA病毒,与脊髓灰质炎病毒具有相似的理化特性^[19]。

2 人工湿地病原微生物去除效果及影响因素

2.1 不同湿地类型的去除效果

根据水流方式,人工湿地分为两种基本类型:自由表面流人工湿地(FWS, Free Water System)和潜流人工湿地(SSF, Subsurface Flow),其中潜流人工湿地按水流方向可分为水平潜流人工湿地(HSF, Horizontal Subsurface Flow)和垂直潜流人工湿地(VSF, Vertical Subsurface Flow)。表面流人工湿地在北美应用最为广泛,其优点在于设计简单、投资少,适用于农村地区污水处理,但由于其负荷较小,卫生条件差,现在较少采用^[20]。潜流湿地水流在地表下流动,受气候影响

表1 水体中可能存在的病原体
Table 1 Probably pathogenic microorganisms exist in water

类别	病原体	大小或(直径×长)/μm	疾病
细菌	志贺氏菌(<i>Shigella</i> sp.)	1.0~3.0	痢疾
	沙门氏菌(<i>Salmonella</i> sp.)	(0.7~1.5)×(2.0~5.0)	肠胃炎、伤寒
	霍乱弧菌(<i>Vibrio cholerae</i>)	(1.5~2.0)×(0.3~0.4)	霍乱
	埃希氏大肠杆菌(<i>Escherichia coli</i>)	(1.1~1.5)×(2.0~6.0)	多种肠胃疾病
	耶尔森氏菌(<i>Yersinia</i>)	(0.5~0.8)×(1.0~3.0)	肠胃炎
病毒	肝炎病毒(<i>Hepatitis viruses</i> , HV)	0.027	传染性肝炎
	诺沃克病毒(<i>Norovirus</i>)	0.027~0.032	急性肠胃炎
	轮状病毒(<i>Rotavirus</i> , RV)	0.075	急性肠胃炎
	脊髓灰质炎病毒(<i>Poliovirus</i>)	0.026~0.031	急性脊髓灰白质炎
	库克萨基病毒(<i>Coxsackie virus</i>)	<0.03	流感
	艾柯病毒(<i>Echovirus</i>)	0.017~0.028	流感
原生动物	阿米巴原虫(<i>Entamoebahis tolytica</i>)	22	阿米巴病
	贾兰第鞭毛虫(<i>Giardia lamblia</i>)	14	肠胃炎
	隐孢子虫(<i>Cryptosporidium</i>)	3	肠胃炎

小,卫生条件好,目前应用较为广泛^[9]。

对于不同类型湿地对病原微生物的去除效果,Vymazal^[21]对52个人工湿地(其中FWS 14个,SSF 38个)的调查结果表明,FWS对FC、FS和TC的平均去除率分别为85.6%、84.0%和65.1%,而SSF对FC、FS和TC的平均去除率分别为91.5%、92.6%和88.1%,潜流人工湿地(SSF)对病原微生物去除效果优于自由表面流人工湿地系统(FWS)。

然而,由于人工湿地应用较为广泛,进水病原微生物浓度范围波动也较大,仅凭百分去除率不能完全表征人工湿地的去除效果。当进水浓度较高时,即使百分去除率较高,出水病原微生物数目仍较多,依然存在安全风险。表2列举了不同规模和类型的人工湿地系统对病原微生物的去除效果,在此用对数去除率表示,根据进水病原微生物浓度的不同,分为以下几类:

(1)低浓度:进水病原微生物浓度 $<4.0 \lg \cdot 100 \text{ mL}^{-1}$,即 1×10^5 个 $\cdot \text{L}^{-1}$,如编号1和4。在进水FC浓度 $3.36 \lg \text{ CFU} \cdot \text{mL}^{-1}$ 条件下,表面流湿地的去除率为0.63 lg,出水浓度为 9×10^3 个 $\cdot \text{L}^{-1}$,达到地表水Ⅲ类标准(GB 3838—2002)。在进水FC浓度 $3.86 \lg \text{ CFU} \cdot 100 \text{ mL}^{-1}$ 条件下,潜流湿地的FC去除率为1.74 lg,出水浓度为 1×10^3 个 $\cdot \text{L}^{-1}$,达到地表水Ⅱ类标准(GB 3838—

2002)。可以看出在低浓度情况下,两种类型人工湿地对病原微生物均有一定的去除效果,出水能满足地表水Ⅲ类标准,且潜流湿地去除效果优于表面流湿地。

(2)中浓度:进水病原微生物浓度在 $4.0 \sim 6.0 \lg \cdot 100 \text{ mL}^{-1}$ 范围,即 $10^5 \sim 10^7$ 个 $\cdot \text{L}^{-1}$,如编号2、4和5。在进水FC浓度 $(5.25 \pm 0.03) \lg \text{ CFU} \cdot 100 \text{ mL}^{-1}$ 条件下,表面流人工湿地的FC去除率为0.84 lg,出水浓度为 1.8×10^5 个 $\cdot \text{L}^{-1}$,低于地表水Ⅴ类标准(GB 3838—2002)。对于潜流人工湿地,当进水总大肠菌群(TC)和粪大肠菌群(FC)的浓度分别为 $4.23 \lg \text{ CFU} \cdot 100 \text{ mL}^{-1}$ 和 $4.70 \lg \text{ CFU} \cdot 100 \text{ mL}^{-1}$ 时,TC和FC的去除率分别为1.92 lg和1.50 lg,出水TC和FC的浓度分别为 2.0×10^3 个 $\cdot \text{L}^{-1}$ 和 1.5×10^3 个 $\cdot \text{L}^{-1}$,达到地表水Ⅲ类标准。显而易见,中浓度情况下,潜流人工湿地仍能保持较高的病原微生物去除率,出水能达到地表水Ⅲ类标准;而表面流人工湿地出水病原微生物浓度仍较高,低于地表水Ⅴ类标准。

(3)高浓度:进水病原微生物浓度 $>6.0 \lg \cdot 100 \text{ mL}^{-1}$,即超过 10^7 个 $\cdot \text{L}^{-1}$,如编号3和6。当进水FC和TC的浓度分别为 $6.38 \lg \text{ CFU} \cdot 100 \text{ mL}^{-1}$ 和 $7.65 \lg \text{ CFU} \cdot 100 \text{ mL}^{-1}$ 时,表面流人工湿地的FC和TC去除率分别为2.48 lg和3.67 lg,出水浓度分别为 6.30×10^4 个 $\cdot \text{L}^{-1}$ 和 9.30×10^6 个 $\cdot \text{L}^{-1}$ 。而对于潜流人工湿地,在进水TC浓

表2 不同类型人工湿地病原微生物去除效果

Table 2 Removal effect of pathogenic microorganisms by different types of constructed wetland

编号	湿地类型	植物	进水浓度/ $\lg \text{ CFU} \cdot 100 \text{ mL}^{-1}$ 或 $\lg \text{ PFU} \cdot 100 \text{ mL}^{-1}$	湿地规模	处理规模/ $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$	工艺参数	去除效果/ $\lg \text{ CFU} \cdot 100 \text{ mL}^{-1}$ 或 $\lg \text{ PFU} \cdot 100 \text{ mL}^{-1}$	参考文献
1	表面流	—	TC: 3.73 ± 0.26 FC: 3.36 ± 0.26	140 m $\times$ 32 m 99个	3×10^4	HL: $135 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$	TC: 0.77 FC: 0.63	[22]
2	表面流	香蒲、芦苇	FC: 5.25 ± 0.03 FS: 3.96 ± 0.04	15 m $\times$ 6 m 4个	—	—	FC: 0.84 FS: 0.68	[23]
3	表面流	芦苇	TC: 7.65 ± 0.02 FC: 6.38 ± 0.03 大肠菌群: 6.2 ± 0.02	150 m $\times$ 30 m 108个	2×10^5	—	TC: 3.67 FC: 2.48 大肠菌群: 2.43	[6]
4	潜流	香蒲、芦苇、 黑柳、三角杨	TC: 4.23 FC: 3.86 大肠杆菌噬菌体: 4.39	61 m $\times$ 8.2 m $\times$ 1.4 m	—	HRT: 3.8 d	TC: 1.92 FC: 1.74 大肠杆菌噬菌体: 1.32	[24]
5	潜流	芦苇	FC: 4.70 <i>E. coli</i> : 4.40 肠道病毒: 4.10 F-RNA: 3.60	50 m $\times$ 0.65 m	—	HL: $200 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$	FC: 1.50 <i>E. coli</i> : 1.50 肠道病毒: 1.20 F-RNA: 0.70	[25]
6	潜流	芦苇	TC: 8.99 ± 0.55 <i>E. coli</i> : 8.59 ± 0.64 EC: 8.06 ± 0.40 HPC: 8.22 ± 0.32	1 m $\times$ 0.5 m	小试	HL: $60 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$	TC: 4.30 <i>E. coli</i> : 4.35 EC: 4.80 HPC: 2.85	[26]

注:TC(Total coliforms):总大肠菌群;FC(Fecal coliforms):粪大肠菌群;FS(Faecal streptococci):粪链球菌;*E. coli*(*Escherichia coli*):大肠埃希氏菌;EC(*Enterococci*):肠球菌;HPC(Heterotrophic plate counts):异养细菌平板计数。HL(Hydraulic loading):水力负荷;HRT(Hydraulic retention time):水力停留时间。

度为 $8.99 \lg \text{CFU} \cdot 100 \text{ mL}^{-1}$ 条件下,去除率为 $4.30 \lg$,出水浓度为 $4.9 \times 10^5 \text{ 个} \cdot \text{L}^{-1}$ 。可以看出,在高浓度病原微生物条件下,虽然潜流人工湿地的去除效果仍优于表面流人工湿地,但因出水病原微生物浓度依然较高,单级人工湿地的出水可能存在安全风险。

以上结果表明,两种类型的人工湿地均对病原微生物具有一定的去除效果,其中潜流人工湿地的去除效果较优。但在进水较高浓度病原微生物的情况下,人工湿地出水仍存在安全风险,可考虑多级人工湿地,以增强其去除效果。不同构型人工湿地的组合目前也有广泛应用。Vymazal^[21]总结了 60 个不同类型人工湿地对病原微生物的去除效果,粪大肠菌群(FC)、粪链球菌(FS)和总大肠菌群(TC)的去除效果依次分别为多级湿地>潜流湿地>表流湿地。多级湿地(multi-stage)的去除效果明显优于单级湿地(one-stage)。Ulrich 等^[27]的研究也证明了这一结论,通过对德国 3 座运行 18 年的生活污水人工湿地处理湿地的调查,单级人工湿地的病原微生物的平均去除率为 $1.5 \sim 2.5 \lg$,而多级人工湿地可增加到 $3.0 \sim 5.0 \lg$ 。

2.2 不同植物湿地去除效果

人工湿地中植物的存在可改善湿地床体的物理结构,影响湿地微生物群落结构^[28],提高营养物质的循环和再利用,并强化湿地的净化能力^[29]。

多数研究结果表明,湿地中植物的存在对病原体

的去除有积极作用,能显著提高病原体的去除效率。Everardo Vega 等^[30]的研究结果表明,种植植物的 HSF 系统对病毒的去除率近 3 个数量级(99.9%),而砂滤系统中病毒的去除率仅为两个数量级(99%)。Rivera 等^[31]研究发现,有植物存在的湿地中大肠杆菌的去除率能够维持在 31%~91%,没有植物存在的湿地系统去除率仅有 0~35%。表 3 列出了有植物湿地的病原微生物去除效果。

然而也有部分研究对植物的病原体去除作用存在部分争议。Quinonez-diaz 等^[32]认为植物的存在降低了表面流人工湿地的病原体去除率,可能是因为无植物湿地系统暴露于太阳光下,阳光中的紫外线对病原体有灭活作用,从而使得无植物系统有较高去除率。但也有研究表明植物存在对病原体去除没有影响,Antonina 等^[25]通过试验比较了垂直潜流人工湿地(VSF)和间歇砂滤系统对细菌和病毒指示物的去除效果,其中 VSF 的植被类型为芦苇,结果表明两系统的微生物的去除没有显著差异。而 Karim M.R 等^[33]则认为,这些研究结论没有统计学意义,分析其可能原因:一方面由于植物根区的充分形成一般需要数年的时间^[34],而大多数研究的时间跨度小,以致根际作用并不明显;另一方面实验室试验系统规模过小,不能形成有效的生物群落,发挥生物效应,因此不能代表实际工程的运行效果。如 O.Decamp 等^[35]研究表明,对于同类型的

表 3 栽种植物人工湿地的病原微生物去除效果

Table 3 Removal effect of pathogenic microorganism by constructed wetlands with plants

植物种类	进水浓度/ $\lg \text{CFU} \cdot 100 \text{ mL}^{-1}$	湿地规模	工艺操作参数	出水浓度/ $\lg \text{CFU} \cdot 100 \text{ mL}^{-1}$	参考文献
灯芯草(<i>Juncus effusus</i>)	大肠菌群: 7.14 ± 0.18 沙门氏菌: 6.20 ± 0.67 FS: 6.30 ± 0.13	砂柱: $d0.145 \text{ m} \times 0.5 \text{ m}$	HL: $116 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$	大肠菌群: 2.00 沙门氏菌: ND FS: ND	[36]
芦苇(<i>Phragmites australis</i>)	大肠菌群: 7.90 ± 0.09 沙门氏菌: 7.14 ± 0.30 FS: 6.50 ± 0.04	砂柱: $d0.145 \text{ m} \times 0.5 \text{ m}$	HL: $116 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$	大肠菌群: 2.47 沙门氏菌: 1.47 FS: ND	[36]
芦苇(<i>Phragmites australis</i>)	大肠菌群: 8.2 ± 0.1 HPC: 8.3 ± 0.1	$5.6 \text{ m} \times 0.6 \text{ m} \times 1.2 \text{ m}$	HL: $60 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$	大肠菌群: $6.1(0.1)$ HPC: $6.5(<0.1)$	[37]
美人蕉(<i>Canna flaccida</i>)	TC: 6.5 ± 0.9 FC: 5.6 ± 1.5	$7.5 \text{ m} \times 3.0 \text{ m} \times 0.2 \text{ m}$	Q: $0.57 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$	TC: 5.3 ± 0.8 FC: 3.8 ± 1.1	[38]
莎草(<i>Cyperus alternifolius</i>)	TC: 6.7 ± 1.3 FC: 5.4 ± 1.4	$9.0 \text{ m} \times 4.2 \text{ m} \times 0.2 \text{ m}$	Q: $1.14 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$	TC: 5.3 ± 1.0 FC: 4.0 ± 1.2	[38]
慈姑(<i>Sagittaria lancifolia</i>)	TC: 6.6 ± 0.4 FC: 6.2 ± 0.7	$9.0 \text{ m} \times 3.6 \text{ m} \times 0.2 \text{ m}$	Q: $0.85 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$	TC: 5.4 ± 1.4 FC: 3.8 ± 1.3	[38]
芦苇(<i>Phragmites australis</i>)	TC: 6.1 ± 0.6 FC: 5.5 ± 1.2	$9.0 \text{ m} \times 3.6 \text{ m} \times 0.3 \text{ m}$	Q: $0.57 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$	TC: 5.6 ± 0.9 FC: 5.1 ± 1.2	[38]
香蒲(<i>Typha latifolia</i>)	TC: 7.3 ± 0.7 FC: 6.8 ± 0.9	$9.0 \text{ m} \times 3.6 \text{ m} \times 0.2 \text{ m}$	Q: $0.85 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$	TC: 5.4 ± 0.8 FC: 4.8 ± 0.8	[38]
剑兰(<i>Gladiolus</i> sp.)	TC: 6.5 ± 0.5 FC: 6.1 ± 0.6	$9.0 \text{ m} \times 3.6 \text{ m} \times 0.2 \text{ m}$	Q: $0.85 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$	TC: 5.3 ± 1.8 FC: 5.3 ± 1.5	[38]
鸢尾花(<i>Iris</i> sp.)	TC: 6.5 ± 0.6 FC: 5.2 ± 1.2	$9.0 \text{ m} \times 3.6 \text{ m} \times 0.2 \text{ m}$	Q: $0.57 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$	TC: 5.1 ± 1.3 FC: 4.3 ± 1.3	[38]
毛杨梅(<i>Collocasia esculenta</i>)	TC: 7.1 ± 0.6 FC: 6.8 ± 1.6	$7.5 \text{ m} \times 3.0 \text{ m} \times 0.2 \text{ m}$	Q: $0.57 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$	TC: 5.1 ± 1.1 FC: 4.0 ± 1.3	[38]
垂花水竹芋(<i>Thalia</i> sp.)					

注: TC(Total coliforms): 总大肠菌群; FC(Fecal coliforms): 粪大肠菌群; FS(*Faecal streptococci*): 粪链球菌; HPC(Heterotrophic plate counts): 异养细菌平板计数。HL(Hydraulic loading): 水力负荷; Q: 进水量。

人工湿地系统,实验室系统(1.25 m×0.3 m×0.25 m)的大肠埃希氏菌去除率为41%~72%,而中试系统(6.0 m×2.8 m×0.6 m)对其去除率为96.6%~98.9%。

人们对于植物对人工湿地去除病原微生物的促进机理有不同的解释,这有待今后的深入研究。Vy-mazal^[21]认为由于植物根际高溶解氧浓度和植物分泌物的存在,不仅为微生物的存在提供了有利的生活环境,而且提高了人工湿地内部微生物群落丰富性,进而增加了人工湿地内部微生物之间对营养物质的竞争、种间和种内竞争和捕食,从而提高了湿地系统对病原微生物的去除效果。植物的特性也决定了其促进效果的不同,如 Ottova 等^[39]发现种植芦苇的湿地比种香蒲的人工湿地对病原体去除效果好。Karim 等^[33]研究表明,含浮萍的湿地系统比含水葫芦的人工湿地对 MS2 病毒有更高的去除灭活效果。

2.3 基质作用

基质是人工湿地的重要组成部分之一,通过吸附、过滤等物化作用直接净化污水中的病原微生物^[40],同时保证一定的水力传导性能,防止床体很快堵塞^[41]。影响基质吸附、过滤病原微生物的主要因素包括基质的粒径大小和表面性质等。

2.3.1 粒径

部分研究^[40]认为污水通过基质时病原微生物的截留效果与过滤基质的粒径成反比,即基质粒径越小,对病原微生物的去除效果越好。Garcia 等^[42]的研究结果较好地证实了这一结论,表明细砂(5~13 mm)对粪大肠菌群(FC)和 Sc 噬菌体的去除效果优于粗砂(5~25 mm)。Ottova 等^[39]的研究表明,即使在较短 HRT(水力停留时间)的条件下,细粒径沙粒仍然能取得较好的粪大肠菌群去除效果。这可能是由于较大粒径基质使得湿地内部大孔隙和通道所占比例增加,微生物迁移速率增加,进而影响了基质对病原微生物的截留和吸附^[43]。然而 Decamp 等^[35]认为基质粒径对病原微生物去除效果的影响主要是由于基质粒径的差异导致湿地内部水力传导性和充氧性能的不同,进而影响湿地内部微生物群落结构和病原微生物的去除效果。并通过实验证明大粒径的砾石基质对 *E.coli* 的去除效果要优于土壤基质,同时砾石基质内部纤毛虫对细菌有更高的捕食速率。

2.3.2 表面性质

不同基质的比表面积、表面结构和电荷会影响病原微生物在基质表面的吸附,进而影响其去除效果^[40]。比表面积大的基质能提供更多的吸附点位,因此吸附

效果较好。Moore 等考察了不同土壤对病毒的吸附特性,结果表明病毒易吸附在比表面积大的土壤上,同时发现土壤颗粒中带正电荷总量的多少与病毒的吸附量存在显著的相关性^[44-45],但比表面积对微生物吸附的作用大于电荷的作用^[46]。基质和病原微生物之间的吸附受静电引力和范德华力的作用^[40],当基质和微生物带相反电荷时,更利于病原微生物的吸附去除。例如,带负电的病毒,更易吸附于带正电的基质表面, Jin 等^[47]的研究证实了 Φ174 在砂砾上的吸附主要集中在以针铁矿覆盖的含有正电荷的砂砾上。

选择合适的基质是人工湿地设计和运行的关键。现有研究主要集中在基质的氮磷去除效果,例如沸石对氨氮的去除效果较好^[48],砾石、钢渣、煤灰渣、镁橄榄石等除磷效果显著^[49-51],极少研究其对病原微生物的去除效果^[52-53]。因此,在满足氮磷污染物去除的基础上,需进一步研究基质对病原微生物的吸附去除效果,例如,本课题组研究结果表明,钢渣和无烟煤对模型病毒-f2 噬菌体的吸附去除效果较好^[53]。通过筛选合适湿地基质,从而提高人工湿地的综合去除效果。

2.4 运行操作参数影响

在实际应用中,当人工湿地的构型、植物和基质类型等确定后,运行操作参数是影响人工湿地水质净化效果的关键因素^[21]。运行操作参数主要包括水力负荷(HL, Hydraulic loading)和水力停留时间(HRT, Hydraulic retention time)等。其中水力停留时间是指示微生物去除的关键参数,足够的 HRT 可促进指示微生物与介质的接触吸附,而水力停留时间又取决于水力负荷^[25]。不同运行条件下人工湿地对病原微生物的去除效果如表 4 所示。

人工湿地系统的病原微生物去除效果受多种因素的影响,不同参数影响程度不同。为确定 HRT 的影响程度,Okurut 等^[54]以表流湿地为研究对象,进行了以 HRT 为单因素的控制试验,试验结果表明,当 HRT 为 4.0、7.0、12.0 d 时,出水粪大肠菌群浓度分别为 1.16×10^4 、 4.8×10^3 、 1.0×10^3 CFU·100 mL⁻¹,主要因为 HRT 越长,粪大肠菌群越久暴露于不利环境中,进而其去除效果更好。Tanner^[55]对潜流人工湿地的研究也得到类似的结论,当 HRT 为 2.0、3.0、5.5、7.0 d 时,细菌去除率分别为 76.2%、79.4%、92.1%、95.3%。

然而 HRT 并不是越长越好,Green 等^[56]的研究表明,潜流人工湿地对病原体的去除存在“饱和值”,即此后增加 HRT 不会增加去除率。在实际应用中,应根据实际需要的去除效果,确定合理的运行操作参数,

以减小湿地面积,提高处理效率。

3 病原微生物在人工湿地中的归趋

污水进入人工湿地后,病原微生物通过截留和消除两个途径得以去除。病原微生物的截留,主要包括过滤^[57]和吸附^[58]等过程;病原微生物的消除,主要包括灭活^[59-60]、自然死亡、竞争、捕食^[33]等过程。

3.1 截留及其影响因素

病原微生物会黏附于水中的悬浮颗粒或悬浮于水中^[4],当污水通过湿地床时,其随悬浮颗粒的截留而沉积或吸附于基质表面,进而使得湿地基质病原微生物浓度远高于水体浓度^[61]。Van Donsel^[62]和孙群等^[22]的研究均表明湿地沉积物中病原微生物数量比表层水体多100~1000倍。

3.1.1 过滤

污水流经湿地系统时,当细菌或悬浮固体的粒径大于基质间小孔孔径时发生物理截留现象。影响过滤过程的主要因素包括基质粒径、微生物形状和大小、水体饱和程度和过滤介质的堵塞等^[40]。

基质粒径和微生物大小是决定过滤过程的两个最重要因素,两者之间的差异大小是决定过滤过程发生的主要机理。研究表明细菌在过滤介质上的截留效果与过滤介质的粒径成反比^[64],当微生物平均粒径大于基质粒径的5%时,过滤是其主要去除机理,这与悬浮颗粒在基质中的截留机理一致^[4]。Matthess和Pekdeger^[65]

提出了饱和过滤基质中细菌截留的计算公式:

$$\eta_{sc} = \frac{d_p}{F_s \cdot d_k} \geq 1.5 \quad (1)$$

式中: η_{sc} 为几何填充度,只有当其 ≥ 1.5 时才能截留细菌; d_p 为微生物直径; F_s 为弥漫经验参数; d_k 为孔道当量直径, $d_k=0.2d_{10}$ 或者 $0.455(Ued_{17})^{\frac{1}{6}}$,其中 U 为均匀系数(d_{60}/d_{10}), e 为孔隙率, d_{10} 、 d_{17} 和 d_{60} 分别代表10%、17%和60%质量时的平均颗粒直径。

基于以上理论,细菌越大,基质间空隙越小,则细菌越容易以过滤的形式被截留。Gannon等^[66]通过试验证实了细菌在多孔介质中的运动与其大小具有显著的相关性($P=0.01$),并且指出长形、杆状的细菌更容易被截留。

水体饱和程度主要与操作运行参数有关,当处于高水力负荷条件下时,水流通过湿地床体的速度较快,抽吸力更强,使得病原体更易通过湿地基质孔隙,造成去除效率的下降^[40]。过滤基质的堵塞可影响病原微生物的去除效果,一方面由于基质间形成了滤饼层,增加了细菌通过基质间孔径的阻力;另一方面,造成堵塞的主要为生物膜,细菌粘附于生物膜上,微生物间的竞争和捕食加速了细菌的去除。

3.1.2 吸附

目前已有较多研究表明吸附是病原体去除的一个重要机理^[67]。Derjaguin和Verwey等^[40]提出可用双

表4 不同运行条件下湿地系统对病原微生物的去除效果

Table 4 Removal effect of pathogenic microorganism by constructed wetlands with different operation parameters

进水浓度/ lg CFU·100 mL ⁻¹	湿地类型	湿地规模	植物	填料	水力学参数(HL或HRT)	去除效果/ lg CFU·100 mL ⁻¹	参考文献
TC: 8.7±0.2 FS: 8.3±0.4 FC: 2.9	垂直潜流	4.0 m×1.0 m×1.2 m	—	砂子	HL: 40 mm·d ⁻¹	TC: 3.6 FS: 7.6 FC: 2.9	[63]
TC: 5.46±0.46 FS: 4.38±0.38 FC: 5.17±0.45	垂直潜流	10 m ² ×1.0 m	芦苇	碎石	HL: 260 mm·d ⁻¹	TC: 1.46 FS: 0.57 FC: 0.61	[57]
TC: 7.85±0.22 FS: 5.72±0.1 FC: 7.59±0.34	垂直潜流	5 m ² ×1.0 m	芦苇	碎石	HL: 520 mm·d ⁻¹	TC: 1.55 FS: 0.71 FC: 2.20	[57]
TC: 6.9±0.13 FS: 5.2±0.11 FC: 6.74±0.25	垂直潜流	5 m ² ×1.0 m	芦苇	碎石	HL: 1370 mm·d ⁻¹	TC: 1.47 FS: 1.54 FC: 1.09	[57]
FS: 3~6 Sc噬菌体: 4~5	水平潜流	6.7 m×1.7 m×0.6 m	—	河沙、碎石	HRT: 1.0 d	FS: 1.8~2.8 Sc噬菌体: 0.6~0.9	[42]
					HRT: 3.0 d	FS: 2.4~3.4 Sc噬菌体: 1.7~1.9	[42]

注: TC(Total coliforms): 总大肠菌群; FC(Fecal coliforms): 粪大肠菌群; FS(Faecal streptococci): 粪链球菌。HL(Hydraulic loading): 水力负荷; HRT(Hydraulic retention time): 水力停留时间。

层理论来解释病原微生物的吸附,主要是通过细菌和基质之间的作用力大小来确定吸附过程。细菌吸附于基质表面可分为两个步骤:第一步为可逆吸附,推动力为静电力和范德华引力^[68],这个过程的吸附是不稳定的,当水的电导率或者化学组成发生变化时,病原体易解吸进入水体;第二步为不可逆吸附,由细菌和基质的接触时间决定,当细菌和基质之间形成微生物架桥作用时发生不可逆吸附。影响病原体吸附于基质的因素较多,主要包括基质表面性质、微生物性质、水体化学性质和环境 pH 等。

(1)基质表面性质:主要包括其大小、表面结构、表面电荷、表面粗糙度、亲疏水性等,其中基质的表面带电性还受水体电导率和化学性质的影响,当病原体和基质带相反电荷,且带电荷数越多,越容易发生吸附过程^[40]。

(2)微生物性质:不同微生物的表面性质和结构有较大的差异,这影响微生物在湿地中吸附的自身性质,包括种类、粒子大小和表面性质^[59],表面性质主要包括表面电荷和等电点。研究表明当病毒粒子直径小于 60 nm 时,等电点在其迁移中起主要作用,而当直径大于 60 nm 时,病毒粒子的大小是主要影响因素^[69]。病毒和基质之间的相互作用主要发生在其蛋白质外壳与介质之间,当病毒所带电荷与基质所带电荷相反时有利于病毒的吸附^[70]。

(3)水体化学性质:主要包括离子强度、离子组成等。研究表明分散的病毒颗粒在水中形成双电层,离子强度影响双电层的厚度,高离子强度压缩双电层,进而促进病毒吸附^[71]。不同离子对病原体吸附具有影响,研究表明 Ca^{2+} 存在时 MS2 在硅粒上的吸附量较没有 Ca^{2+} 存在时高 10 倍以上^[72],这是由于多价阳离子可在病毒和相同电荷的基质颗粒间形成盐桥^[44,73],进而促进病原体的吸附。一般而言,当 pH 大于病毒和基质的等电点时,病毒的吸附与阳离子的价数呈正比关系,即三价>二价>一价^[74]。

(4)pH 值:pH 值主要通过影响病毒蛋白质外壳的离子化程度,进一步影响其吸附和解吸行为^[75]。吸附过程还与病原体的等电点(PI, Isoelectric Point)有关,Dowd 等^[76]研究发现,PI 值是控制较小病毒被吸附的主要因素。Loveland 等^[46]发现,在 pH 大于病毒 PI 值 2.5~3.5 的范围内存在一个吸附临界值,当 pH 在吸附临界值之内时,几乎所有的噬菌体 PRD1 都吸附在矿物质表面且不可逆,当 pH 高于吸附临界值时,噬菌体被吸附的量很少且可逆。

3.2 消除及其影响因素

不同于常规有机污染物,病原微生物具有生物活性,会发生自然死亡、灭活、竞争和捕食等过程,减少了湿地出水中活性病原微生物的数量。病原微生物的消除受多种因素的影响,过程上可分为非生物因素和生物因素两大类^[40]。

3.2.1 非生物因素

影响病原微生物在湿地中消除的非生物因素主要包括温度、pH 值、太阳辐射、水体有机物含量、基质表面性质和水饱和度如气-水界面^[77]等。

(1)温度:大多微生物不耐热,温度是影响微生物死亡率的最重要因素。当温度超过一定范围后,温度越高,微生物死亡率越高^[75]。如病毒的蛋白质在 55~60 °C 数分钟后就变性^[78],即使在适宜温度范围内,温度越高,病毒的存活时间越短,研究表明^[79]脊髓灰质炎病毒在 4 °C 的饱和砂土和砂壤土中可存活 180 d,而当温度升到 37 °C 时,12 d 后病毒全部死亡。

(2)pH:当 pH=7 左右时,多数微生物比较稳定,但在极端 pH 条件下(pH<3 或 pH>12)大多微生物易失活^[79]。

(3)太阳辐射:对于实际应用的人工湿地,尤其是表流湿地,太阳辐射可能由于能破坏 DNA 而对病原微生物的灭活去除有重要的作用^[24]。

(4)水体有机物含量:不同于化学污染物质,病原微生物在水体中存在自然增殖和死亡,并且由于细菌等生长需要较丰富的营养物质,湿地系统营养的相对缺乏对微生物数量的增长也是一个限制因素。当水体有机物含量较低时,增强了微生物种群间的营养竞争,部分微生物由于营养缺乏而自然死亡。

(5)基质表面性质:Zhuang 和 Jin^[80]利用砂性土柱的研究结果表明,砂砾用 Al-氧化物包裹后,其病毒的去除能力大大增强,Gerba^[71]认为这与病毒吸附在金属氧化物表面而导致的病毒退化有关。

(6)水饱和度:极端含水量是决定微生物死亡率的另一重要因素,Jin 等^[81]发现 MS2 在非饱和条件下死亡率增加,认为非饱和条件下气-水界面的存在是导致其死亡的主要原因,但死亡率高因病毒类型而异。

3.2.2 生物因素

影响病原微生物在湿地系统中去除的生物因素包括植物作用、自然死亡、竞争和捕食等。

(1)植物作用:Decamp 等^[82]发现植物的存在有利于大肠杆菌的去除,有植物的人工湿地中纤毛虫的平均捕食能力 (49 bacteria/ciliate/hour)5 倍于没有植物

的池中(9.5 bacteria/ciliate/hour)。这可能是由于植物分泌物的作用,研究发现水生植物分泌物可能含有病毒抑制物质,从而造成病毒的灭活^[33]。目前报道已有150种植物能分泌病毒抑制物质,植物湿地中病毒灭活机理可能是水生植物的抗病毒特性^[83]。对于具体植物分泌物的作用效果,Ottová V等^[39]研究表明,芦苇等水生植物的根际分泌物能够灭活粪大肠杆菌、沙门氏菌等病原微生物。除此之外,由于根系释氧而富集的根际微生物(如假单胞菌属)对大肠菌群也有抑菌性^[39]。

(2)微生物作用:主要包括原生动物捕食、自然死亡和种间竞争等。对于湿地中细菌数量减少的生物因素,Thurston等^[24]认为主要是线虫和原生动物的捕食和噬菌体作用下的裂解;Decamp和Warren^[84]的研究验证了纤毛虫能够去除人工湿地中的大肠杆菌。另外,湿地中水生植物的存在为根际环境提供了丰富的营养,提高了根际微生物群落的丰富度,从而造成微生物种间和种类对营养物质的竞争和掠食,Karim等^[33]的研究结果表明,有植物湿地的细菌衰减主要是由于微生物竞争和掠食,而病毒的衰减可能是由于微生物和植物代谢物的共同作用。

4 结论与展望

人工湿地系统对病原微生物有一定的去除效果,但目前不同类型及规模湿地的病原微生物去除效果仍波动较大,同时其去除机理及其影响因素仍缺乏系统研究。根据我国地表水环境卫生安全性的要求,在满足常规污染物去除的基础上,亟需加强人工湿地的病原微生物去除研究,为人工湿地技术的推广应用提供科技支持。今后研究和应用工作重点展望如下:

(1)选取广泛有代表性的指示微生物,如兼顾细菌和病毒,综合评价湿地的病原微生物去除效能及其对水体安全性的影响。

(2)以病原微生物为研究对象,在满足氮磷和有机污染物去除的前提下,优化人工湿地工艺操作参数,提高病原微生物去除效果,降低水体的环境安全风险。

(3)深入研究人工湿地的病原微生物去除机理,明确其时空分布特征以及与其他污染物的相关性,确定环境因子和工艺操作参数对其影响程度与过程。

(4)结合人工湿地水力学和污染物去除的特性,开展人工湿地水力学-常规污染物(COD、氮磷营养物)去除-病原微生物去除的模型模拟与优化研究,为人工湿地的推广应用提供理论依据和技术支持。

(5)目前多数试验研究结果来自于小试和中试,今后亟待加强大型人工湿地的病原微生物去除研究。

参考文献:

- [1] 杨勇,魏源送,郑祥,等.北京温榆河流域微生物污染调查研究[J].环境科学学报,2012,32(1):9-18.
YANG Yong, WEI Yuan-song, ZHENG Xiang, et al. Investigation of microbial contamination in Wenyu River of Beijing[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2012, 32(1):9-18.
- [2] Pruss A, Kay D, Fewtrell L, et al. Estimating the burden of disease from water, sanitation, and hygiene at a global level[J]. *Environment Health Perspect*, 2002, 110(5):537-542.
- [3] James E, Joyce M. Assessment and management of watershed microbial contaminants[J]. *Environmental Science and Technology*, 2004, 34(2):109-139.
- [4] 徐敏,宋志文,杨光,等.人工湿地与环境健康安全[J].生态杂志,2007,26(11):1873-1877.
XU Min, SONG Zhi-wen, YANG Guang, et al. Constructed wetland and environmental sanitary safety[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2007, 26(11):1873-1877.
- [5] 张丽,朱晓东,邹家庆.人工湿地深度处理城市污水处理厂尾水[J].工业水处理,2008,28(1):85-87.
ZHANG Li, ZHU Xiao-dong, ZOU Jia-qing, et al. Application of constructed wetland to the advanced treatment of effluent in a municipal sewage plant[J]. *Industrial Water Treatment*, 2008, 28(1):85-87.
- [6] 宋志文,王仁卿,席俊秀,等.荣成人工湿地净化效果的季节和年际变化[J].农村生态环境,2005,21(4):43-48.
SONG Zhi-wen, WANG Ren-qing, XI Jun-xiu, et al. Seasonal and annual variations of wastewater purification efficiency of Rongcheng constructed wetlands[J]. *Rural Eco-environment*, 2005, 21(4):43-48.
- [7] 管策,郁达伟,郑祥,等.我国人工湿地在城市污水处理厂尾水脱氮除磷中的研究和应用进展[J].农业环境科学学报,2012,31(12):2309-2320.
GUAN Ce, YU Da-wei, ZHENG Xiang, et al. Removing nitrogen and phosphorus of effluent from wastewater treatment plants by constructed wetlands in China: An overview [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2012, 31(12):2309-2320.
- [8] 闫亚男,张列宇,席北斗,等.人工湿地去除病原菌的途径及影响因素分析[J].农业环境与发展,2011,28(2):55-59.
YAN Ya-nan, ZHANG Lie-yu, XI Bei-dou, et al. Removing way and influence factors of pathogenic bacteria by constructed wetland[J]. *Agro-Environment & Development*, 2011, 28(2):55-59.
- [9] 李明,周巧红,吴振斌,等.人工湿地对病原体去除的研究概况[J].环境科学与技术,2011,34(12H):134-138.
LI Ming, ZHOU Qiao-hong, WU Zhen-bin, et al. Removal of pathogens in constructed wetland: A review[J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, 34(12H):134-138.
- [10] 郑祥,吕文洲,杨敏,等.膜技术对污水中病原微生物去除的研究进展[J].工业水处理,2005,25(1):1-5.
ZHENG Xiang, LÜ Wen-zhou, YANG Min, et al. Progress in the re-

- removal of pathogenic microorganisms from wastewater by membrane technology[J]. *Industrial Water Treatment*, 2005, 25(1):1-5.
- [11] 刘芳, 吴晓磊. 指示水体病原污染的微生物及其检测[J]. 环境工程学报, 2007, 1(2):139-144.
- LIU Fang, WU Xiao-lei. Microorganisms indicating pathogen contamination in waters and their detection[J]. *Chinese Journal of Environment Engineering*, 2007, 1(2):139-144.
- [12] Skraber S, Gassilloud B, Schwartzbrod L, et al. Survival of infectious Poliovirus-1 in river water compared to the persistence of somatic coliphages, thermotolerant coliforms and Poliovirus-1 genome[J]. *Water Research*, 2004, 38(12):2927-2933.
- [13] Litsky W, Rosenbaum M J, France R L. A comparison of the most probable numbers of coliform bacteria and enterococci in raw sewage[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 1953, 1(5):247-250.
- [14] 李梅, 胡洪营. 噬菌体作为水中病毒指示物的研究进展[J]. 中国给水排水, 2005, 21(2):23-26.
- LI Mei, HU Hong-ying. Research progress in the use of bacteriophages as viral indicators in water[J]. *China Water & Wastewater*, 2005, 21(2):23-26.
- [15] 郑祥, 刘俊新. MBR对污水中肠道模型病毒的去效应[J]. 中国科学:B辑, 2007, 37(4):390-396.
- ZHENG Xiang, LIU Jun-xin. Removal efficiency of enteric model virus in wastewater by MBR[J]. *Science Chinese:B part*, 2007, 37(4):390-396.
- [16] Durán A E, Muniesa M, Méndez X, et al. Removal and inactivation of indicator bacteriophages in fresh waters[J]. *Journal of Applied Microbiology*, 2002, 92(2):338-347.
- [17] Calci K R, Burkhardt W R, Watkins W D, et al. Occurrence of male-specific bacteriophage in feral and domestic animal wastes, human feces, and human-associated wastewaters[J]. *Applied and Environment Microbiology*, 1998, 64(12):5027-5029.
- [18] Schijven J F, Hassanizadeh S M. Removal of viruses by soil passage: Overview of modeling, processes, and parameters[J]. *Environmental Science and Technology*, 2000, 30(1):49-127.
- [19] 李梅, 胡洪营. F-RNA噬菌体及其作为水中肠道病毒指示物的研究进展[J]. 生态环境, 2005, 14(4):585-589.
- LI Mei, HU Hong-ying. Review of F-specific RNA bacteriophages as enteroviruses indicators in water[J]. *Ecology and Environment*, 2005, 14(4):585-589.
- [20] 诸惠昌, 胡纪萃. 新型废水处理工艺——人工湿地的设计方法[J]. 环境科学, 1993(2):39-43.
- ZHU Hui-chang, HU Ji-cui. Design methods for constructed wetland: A new wastewater treatment process[J]. *Chinese Journal of Environmental Science*, 1993(2):39-43.
- [21] Vymazal J. Removal of enteric bacteria in constructed treatment wetlands with emergent macrophytes: A review[J]. *Journal of Environmental Science and Health*, 2005, 40(6-7):1355-1367.
- [22] 孙群, 吴蕾, 夏文香, 等. 人工湿地中指示和病原微生物分布与衰减研究[J]. 安全与环境学报, 2009, 9(5):63-66.
- SUN Qun, WU Lei, XIA Wen-xiang, et al. Distribution and degradation of indicator and pathogenic microorganisms in artificial wetlands [J]. *Journal of Safety and Environment*, 2009, 9(5):63-66.
- [23] Perkins J, Hunter C. Removal of enteric bacteria in a surface flow constructed wetland in Yorkshire, England[J]. *Water Research*, 2000, 34(6):1941-1947.
- [24] Thurston J A, Gerba C P, Foster K E, et al. Fate of indicator microorganisms, Giardia and Cryptosporidium in subsurface flow constructed wetlands[J]. *Water Research*, 2001, 35(6):1547-1551.
- [25] Torrens A, Molle P, Boutin C, et al. Removal of bacterial and viral indicator in vertical flow constructed wetlands and intermittent sand filters[J]. *Desalination*, 2009, 246(1):169-178.
- [26] Sleytr K, Tietz A, Langergraber G, et al. Investigation of bacterial removal during the filtration process in constructed wetlands[J]. *Science of the Total Environment*, 2007, 380(1-3):173-180.
- [27] Ulrich H, Klaus D, Irmgard F, et al. Microbiological investigations for sanitary assessment of wastewater treated in constructed wetlands[J]. *Water Research*, 2005, 39(20):4849-4858.
- [28] 陆松柳, 张辰, 徐俊伟. 植物根系分泌物分析及对湿地微生物群落的影响研究[J]. 生态环境学报, 2011, 20(4):676-680.
- LU Song-liu, ZHANG Chen, XU Jun-wei. Root exudates of wetland plants and the influence on the microbial community in constructed wetlands[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2011, 20(4):676-680.
- [29] 奉小忧, 宋永会, 曾清如, 等. 不同植物人工湿地净化效果及基质微生物状况差异分析[J]. 环境科学研究, 2011, 24(9):1035-1041.
- FENG Xiao-you, SONG Yong-hui, ZENG Qing-ru, et al. Purification effects and differences in substrate microorganism status in constructed wetlands vegetated with different plants[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2011, 24(9):1035-1041.
- [30] Vega E, Lesikar B, Pillai S D. Transport and survival of bacterial and viral tracers through submerged-flow constructed wetland and sand-filter system[J]. *Bioresource Technology*, 2003, 89(1):49-56.
- [31] Rivera F, Warren A, Ramirez E, et al. Removal of pathogens from wastewaters by the root zone method(RZM)[J]. *Water Science and Technology*, 1995, 32(3):211-218.
- [32] Quinonez-Diaz M J, Karpiscak M M, Ellman E D, et al. Removal of pathogenic and indicator microorganisms by a constructed wetland receiving untreated domestic wastewater[J]. *Journal of Environment Science and Health, Part A Environmental Science*, 2001, 36(7):1311-1320.
- [33] Karim M R, Glenn E P, Gerba C P. The effect of wetland vegetation on the survival of Escherichia coli, Salmonella typhimurium, bacteriophage MS2 and polio virus[J]. *Journal of Water and Health*, 2008, 6(2):167-175.
- [34] 雷志栋, 杨石秀, 谢森穿. 土壤水动力学[M]. 北京:清华大学出版社, 1988.
- LEI Zhi-dong, YANG Shi-xiu, XIE Sen-chuan. Water dynamics of soil [M]. Beijing: Qinghua University Press, 1988.
- [35] Decamp O, Warren A. Investigation of Escherichia coli removal in various designs of subsurface flow wetlands used for wastewater treatment[J]. *Ecological Engineering*, 2000, 14(3):293-299.
- [36] Wand H, Vacca G, Kuschik P, et al. Removal of bacteria by filtration in

- planted and non-planted sand columns[J]. *Water Research*, 2007, 41(1):159-167.
- [37] Vacca G, Wand H, Nikolausz M, et al. Effect of plants and filter materials on bacteria removal in pilot-scale constructed wetlands[J]. *Water Research*, 2005, 39(7):1361-1373.
- [38] Neralla S, Weaver R W, Lesikar B J, et al. Improvement of domestic wastewater quality by subsurface flow constructed wetlands[J]. *Bioresource Technology*, 2000, 75(1):19-25.
- [39] Ottova V, Balcarova J, Vymazal J. Microbial characteristics of constructed wetlands[J]. *Water Science and Technology*, 1997, 35(5):117-123.
- [40] Kristian Stevik T, Kari A, Ausland G, et al. Retention and removal of pathogenic bacteria in wastewater percolating through porous media: A review[J]. *Water Research*, 2004, 38(6):1355-1367.
- [41] 付融冰. 强化人工湿地对富营养化水体的修复及作用机理研究[D]. 上海:同济大学, 2007.
- FU Rong-bing. Remediation of eutrophic water and mechanism using enhanced constructed wetlands[D]. Shanghai: Tongji University, 2007.
- [42] Garcia J, Vivar J, Aromir M, et al. Role of hydraulic retention time and granular medium in microbial removal in tertiary treatment reed beds[J]. *Water Research*, 2003, 37(11):2645-2653.
- [43] Quanrud D M, Carroll S M, Gerba C P, et al. Virus removal during simulated soil-aquifer treatment[J]. *Water Research*, 2003, 37(4):753-762.
- [44] Moore R S, Taylor D H, Reddy M M, et al. Adsorption of reovirus by minerals and soils[J]. *Applied and Environment Microbiology*, 1982, 44(4):852-859.
- [45] Moore R S, Taylor D H, Sturman L S, et al. Poliovirus adsorption by 34 minerals and soils[J]. *Applied and Environment Microbiology*, 1981, 42(6):963-975.
- [46] Loveland J P, Ryan J N, Amy G L, et al. The reversibility of virus attachment to mineral surfaces[J]. *Colloids and Surfaces A: Physico-chemical and Engineering Aspects*, 1996, 107:205-221.
- [47] Jin Y, Yates M V, Thompson S S, et al. Sorption of viruses during flow through saturated sand columns[J]. *Environmental Science and Technology*, 1997, 31(2):548-555.
- [48] 张兵, 崔福义, 左金龙, 等. 斜发沸石对氨氮的去除效果及其再生试验研究[J]. 中国给水排水, 2008, 24(23):85-88.
- ZHANG Bing, CUI Fu-yi, ZUO Jin-long, et al. Study on ammonia removal by clinoptilolite and its regeneration[J]. *China Water & Wastewater*, 2008, 24(23):85-88.
- [49] 张翔凌, 张晟, 贺锋, 等. 不同填料在高负荷垂直流人工湿地系统中净化能力的研究[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(5):1905-1910.
- ZHANG Xiang-ling, ZHANG Sheng, HE Feng, et al. Effect of different filter media on the treatment performances of vertical flow constructed wetlands at high hydraulic loading[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2007, 26(5):1905-1910.
- [50] 管策, 王亚伟, 魏源送, 等. 镁橄榄石与钢渣除磷特性的比较研究[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(7):1413-1422.
- GUAN Ce, WANG Ya-wei, WEI Yuan-song, et al. Research of characteristics for phosphorous removal by forsterite and steel slag[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32(7):1413-1422.
- [51] 陈彩云, 鲁立强, 童蕾, 等. 钢渣和沸石去除猪场废水中的磷酸盐和氨氮[J]. 环境科学与技术, 2009, 32(9):32-35.
- CHEN Cai-yun, LU Li-qiang, TONG Lei, et al. Removal of phosphate and ammonia nitrogen from hogpen wastewater by steel slag and zeolite[J]. *Environmental Science & Technology*, 2009, 32(9):32-35.
- [52] 李明, 周巧红, 武俊梅, 等. 不同填料对人工湿地模拟柱中指示菌的去除[J]. 生态与农村环境学报, 2010, 26(1):68-72.
- LI Ming, ZHOU Qiao-hong, WU Jun-mei, et al. Effect of fillings on removal of indicator bacteria from column of simulated wetland[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2010, 26(1):68-72.
- [53] 陈迪, 郑祥, 魏源送, 等. 4种人工湿地填料的 $\phi 2$ 噬菌体吸附特性[J]. 环境科学, 2013, 34(10):178-185.
- CHEN Di, ZHENG Xiang, WEI Yuan-song, et al. Adsorption characteristics of $\phi 2$ bacteriophages by four substrates in constructed wetland[J]. *Environmental Science*, 2013, 34(10):178-185.
- [54] Okurut T O, van Bruggen J. Distribution and removal of faecal coliforms in a constructed wetland in Uganda[C]//Proc. 7th International Conference. Wetland Systems for Water Pollution Control, 2000.
- [55] Tanner C C, Clayton J S, Upsdell M P. Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands: I. Removal of oxygen demand, suspended solids and faecal coliforms[J]. *Water Research*, 1995, 29(1):17-26.
- [56] Green M B, Griffin P, Seabridge J K, et al. Removal of bacteria in subsurface flow wetlands[J]. *Water Science and Technology*, 1997, 35(5):109-116.
- [57] Arias C A, Cabello A, Brix H, et al. Removal of indicator bacteria from municipal wastewater in an experimental two-stage vertical flow constructed wetland system[J]. *Water Science and Technology*, 2003, 48(5):35-41.
- [58] Gannon J T, Mingelgrin U, Alexander M, et al. Bacterial transport through homogeneous soil[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1991, 23(12):1155-1160.
- [59] 肖波, 赵允格. 病毒在土壤和地下水中迁移研究综述[J]. 土壤通报, 2006, 37(1):177-183.
- XIAO Bo, ZHAO Yun-ge. Review of virus transport in soil and groundwater[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2006, 37(1):177-183.
- [60] Chrysikopoulos C V, Sim Y. One-dimensional virus transport in homogeneous porous media with time-dependent distribution coefficient[J]. *Journal of Hydrology*, 1996, 185(1):199-219.
- [61] Gerba C P, McLeod J S. Effect of sediments on the survival of *Escherichia coli* in marine waters[J]. *Applied and Environment Microbiology*, 1976, 32(1):114-120.
- [62] Van Donsel D J, Geldreich E E. Relationships of salmonellae to fecal coliforms in bottom sediments[J]. *Water Research*, 1971, 11(5):1079-1087.
- [63] Ausland G, Stevik T K, Hanssen J F, et al. Intermittent filtration of wastewater removal of fecal coliforms and fecal streptococci[J]. *Water Research*, 2002, 36(14):3507-3516.
- [64] Hagedorn C, McCoy E L, Rahe T M. The potential for ground water

- contamination from septic effluents[J]. *Journal of Environmental Quality*, 1981, 10(1):1-8.
- [65] Matthess G, Pekdeger A. Survival and transport of pathogenic bacteria and viruses in groundwater[M]//Ward C, Giger W, McCarty P. Groundwater quality. New York: Wiley, 1985:472-482.
- [66] Gannon J T, Manilal V B, Alexander M. Relationship between cell surface properties and transport of bacteria through soil[J]. *Applied and Environment Microbiology*, 1991, 57(1):190-193.
- [67] Zhang H, Zhang J, Zhao B, et al. Removal of bacteriophages MS2 and phiX174 from aqueous solutions using a red soil[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 180(1-3):640-647.
- [68] Mozes N, Marchal F, Hermesse M P, et al. Immobilization of microorganisms by adhesion: Interplay of electrostatic and nonelectrostatic interactions[J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 1987, 30(3):439-450.
- [69] Maxwell R M, Welty C, Tompson A F B. Streamline-based simulation of virus transport resulting from long term artificial recharge in a heterogeneous aquifer[J]. *Advances in Water Resources*, 2003, 26(10):1075-1096.
- [70] Jin Y, Flury M. Fate and transport of viruses in porous media[J]. *Advances in Agronomy*, 2002, 77:39-102.
- [71] Gerba C P. Applied and theoretical aspects of virus adsorption to surfaces[J]. *Advances in Applied Microbiology*, 1984, 30:133-168.
- [72] Bales R C, Hinkle S R, Kroeger T W, et al. Bacteriophage adsorption during transport through porous media: Chemical perturbations and reversibility[J]. *Environmental Science and Technology*, 1991, 25(12):2088-2095.
- [73] Sobsey M D, Dean C H, Knuckles M E, et al. Interactions and survival of enteric viruses in soil materials[J]. *Applied and Environment Microbiology*, 1980, 40(1):92-101.
- [74] Bitton G. Adsorption of viruses onto surfaces in soil and water[J]. *Water Research*, 1975, 9(5):473-484.
- [75] 赵炳梓, 张佳宝. 病毒在土壤中的迁移行为[J]. 土壤学报, 2006, 43(2):306-313.
- ZHAO Bing-zi, ZHANG Jia-bao. Transport of viruses in the soil: An overview[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2006, 43(2):306-313.
- [76] Dowd S E, Pillai S D, Wang S, et al. Delineating the specific influence of virus isoelectric point and size on virus adsorption and transport through sandy soils[J]. *Applied and Environment Microbiology*, 1998, 64(2):405-410.
- [77] 张 辉, 赵炳梓, 张佳宝, 等. 气-水界面对病毒静态吸附实验结果的影响[J]. 环境科学, 2007, 28(12):2800-2805.
- ZHANG Hui, ZHAO Bing-zi, ZHANG Jia-bao, et al. Virus adsorption from batch experiments as influenced by air-water interface[J]. *Environmental Science*, 2007, 28(12):2800-2805.
- [78] 张楚瑜. 肠道病毒在水环境中的分布及其行为[J]. 动物学报, 1984, 4(4):321-327.
- ZHANG Chu-yu. Distribution and behavior of human enteric viruses in water environment[J]. *Acta Zoologica Sinica*, 1984, 4(4):321-327.
- [79] 张楚瑜, 李 劲. 环境、病毒与人[J]. 环境科学, 1987, 8(4):91-94.
- ZHANG Chu-yu, LI Jin. Environment, virus and human[J]. *Environmental Science*, 1987, 8(4):91-94.
- [80] Zhuang J, Jin Y. Virus retention and transport through Al-oxide coated sand columns: Effects of ionic strength and composition[J]. *Journal of Contaminant Hydrology*, 2003, 60(3-4):193-209.
- [81] Jin Y, Chu Y, Li Y. Virus removal and transport in saturated and unsaturated sand columns[J]. *Journal of Contaminant Hydrology*, 2000, 43(2):111-128.
- [82] Decamp O, Warren A, Sanchez R. The role of ciliated protozoa in subsurface flow wetlands and their potential as bioindicators[J]. *Water Science and Technology*, 1999, 40(3):91-98.
- [83] Chessin M, DeBorde D, Zipf A. Antiviral proteins in higher plants[M]. CRC Press, 1995.
- [84] Decamp O, Warren A. Bacterivory in ciliates isolated from constructed wetlands (reed beds) used for wastewater treatment[J]. *Water Research*, 1998, 32(7):1989-1996.