

DOI: 10.3969/j.issn.1004-6933.2011.02.010

水平潜流人工湿地脱氮除磷研究进展

周艳丽, 余宗莲, 孙文杰

(海洋环境与生态教育部重点实验室 中国海洋大学环境科学与工程学院, 山东 青岛 266100)

摘要 :总结了水平潜流人工湿地的脱氮除磷机理,分析了进水水质、植物、基质、温度和水力停留时间这 5 种影响处理效果的主要因素,从不同角度论述了提高脱氮除磷效果所采取的措施,并探讨了水平潜流人工湿地存在的局限性和发展趋势。

关键词 :水平潜流人工湿地;脱氮除磷;影响因素

中图分类号 :X703 文献标识码 :A 文章编号 :1004-6933(2011)02-0042-07

Progress of research on removal of nitrogen and phosphorus in horizontal sub-surface flow constructed wetlands

ZHOU Yan-li, SHE Zong-lian, SUN Wen-jie

(Key Laboratory of Marine Environmental Science and Ecology of Ministry of Education, Ocean University of China, Qingdao 266100, China)

Abstract :The nitrogen and phosphorus removal mechanisms in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow (HF CWs) are summarized, and dominant factors that affect the treatment performance, including the types of wastewater, macrophytes, substrate, temperature, and hydraulic retention time (HRT) were analyzed. Measures for improving removal efficiency of nitrogen and phosphorus were also determined from different aspects. The application limitation existing in the running of the HF CWs is discussed, and the developmental tendency is predicted.

Key words :horizontal sub-surface flow constructed wetland (HF CWs); nitrogen and phosphorus removal; influence factors

20 世纪 80 年代中期,人工湿地处理各种类型废水的研究和应用开始在全球范围大幅增长。目前,已在德国、捷克、比利时、葡萄牙、澳大利亚、法国等国得到了广泛的应用。过去二三十年来,人工湿地用于营养物去除的研究也逐渐兴起。

表面流人工湿地和潜流人工湿地是最常见的 2 种湿地类型。由于处理效果不理想,且存在卫生条件差、冬季易结冰等缺点,有关表面流人工湿地的应用和报道相对较少。潜流人工湿地是最常使用的湿地类型。从流型上,垂直潜流与水平潜流人工湿地相比,占地面积虽然较小,但是填料床深度一般为水

平潜流的两倍左右,易堵塞,建设方面所需的费用多,技术要求高^[1]。在北美和欧洲很多国家,大多数湿地目前采用水平潜流。欧洲各国中,德国水平潜流人工湿地的运行数量最多,已超过 50 000 座,奥地利约 1 000 座,英国约 800 座,意大利约 300 座,丹麦约 200 座,捷克约 160 座,葡萄牙、法国、挪威等国也都运行有为数不少的水平潜流人工湿地。北美的水平潜流人工湿地则达 8 000 座左右^[2]。

1 应用现状

潜流人工湿地由 Seidel 研究开发,首次出现于

基金项目 :国家水体污染控制与治理科技重大专项(2008ZX07106-003)教育部新世纪人才支持计划(NCET-07-0780)

作者简介 :周艳丽(1986—)女,河南洛阳人,硕士研究生,研究方向为水污染控制。E-mail: zyl1986_cool@163.com

通讯作者 :余宗莲 教授。E-mail: szlszl@ouc.edu.cn

20 世纪 60 年代的西欧。20 世纪 70 年代末 80 年代初由 Kickuth 改进,也在美国得到发展^[3]。中国第一个大规模的潜流人工湿地,平湖镇白泥坑村人工湿地于 1990 年 7 月在深圳经济特区龙岗区投入运行^[5]。研究表明,潜流人工湿地是一种可靠的、经济的污水处理方法,基建费用和运行管理费用较传统污水处理法低,且保温效果好,处理效果受气候、季节影响较小,运行中若管理得当可有效防止蚊蝇滋生和产生臭味,对周围环境影响小,可分散化和小型化建设等,适用于农村点源和面源污水治理以及城郊低密度社区污水就地处理^{5-6]}。

长期以来,水平潜流人工湿地广泛应用于城市和生活污水的二级和三级处理。即使在有机物浓度非常低的情况下,也可有效地处理污水,去除悬浮物、有机物、氮、磷和重金属等,实现对污水的高效净化。大量研究实践证明,水平潜流人工湿地处理污水处理厂尾水的效果可以达到三级深度处理水平,且系统运行稳定,处理效果良好,从而成为尾水净化工程中重要的生物—生态技术之一^[7]。20 世纪 90 年代,斯洛伐克的水平潜流湿地仅用于三级污水处理系统;在英国,水平潜流人工湿地用于三级处理也很常见,主要由 Severn Trent Water Ltd 建造,用于处理生物转盘、生物滤池和活性污泥系统的二级出水,截止 2006 年,英国 834 座水平潜流人工湿地中的 677 座都用于三级处理系统;中国采用水平潜流人工湿地处理污水处理厂尾水,优化出水水质的工程设计也日益增多^[3,8]。如表 1 所示,英国的 Wigmore 湿地、Leek Wootton 湿地、捷克的 Onšov 湿地等都是水平潜流湿地处理城市尾水的案例。近年来,水平潜流人工湿地已逐渐应用于其他不同类型的废水处理,包括农业废水、工业废水、暴雨径流及垃圾渗滤液的处理。

目前很多的研究结果表明,水平潜流人工湿地脱氮除磷存在一定程度的有效性。Vymazal 收集了包括全球的各大洲在内几十个国家的大型水平潜流人工湿地的长期稳定运行数据,研究对比了其对各种类型污水废水的处理效果,如表 2 所示^[9]。

表 2 水平潜流人工湿地对不同类型废水的氮磷去除率

项目	去除率/%		
	TN	TP	NH ₃ -N
城市和生活污水	39.4	40.9	21.1
工业废水	27.8	47.6	28.0
农业废水	51.3	54.3	33.8
垃圾渗滤液	33.1	66.1	38.7

2 脱氮除磷机理及影响因素

2.1 氮磷去除机理

水平潜流人工湿地为挺水植物系统,污水在地面以下填料中流动,由湿地前端布水区均匀布入湿地内,水平流经湿地基质,由湿地末端集水区收集排出。基质、植物及湿地中的微生物共同发挥脱氮除磷的作用。表 3 列出了部分水平潜流人工湿地实际工程和试验研究的脱氮除磷效果。

2.1.1 氮的去除机理

湿地中的氮主要通过物理、化学、生物等多方面的协同作用去除,即挥发、基质吸附、植物吸收、微生物的硝化、反硝化等。

水平潜流人工湿地系统的 pH 一般不超过 8.0,故氮的挥发作用可忽略^[10]。基质对氮的去除,典型的主要表现为沸石对氨氮的快速吸附截留以及作为微生物的理想载体。植物对氮、磷去除的贡献率,低氮磷负荷的贡献率较大,高氮磷负荷的贡献率则较小。王晟等^[11]的生产试验湿地中,处理氮质量浓度小于 0.5 mg/L 的低浓度地表水时,通过植物吸收贡献的氮去除率可达 60% 以上;当处理生活污水等高浓度废水,氮质量浓度高于 10 mg/L 时,植物吸收贡献的去除率非常有限,低至 2%。植物吸收去除的无机氮一般不到总氮去除量的 10%^[12]。微生物的氨化、硝化、反硝化作用是最主要的氮去除机理。植物通过根系释放的氧气可以使根系周围由远到近依次出现厌氧、缺氧和好氧环境,分别有利于不同细菌种群群落的生长,从而有效脱氮。

2.1.2 磷的去除机理

湿地中的磷主要通过植物和藻类吸收、介质吸附、化学沉淀和微生物同化作用去除。

表 1 水平潜流人工湿地深度处理市政和生活污水比较

国家	地区	面积/m ²	mg/L									
			$\rho(\text{BOD}_5)$		$\rho(\text{NH}_4\text{-N})$		$\rho(\text{TN})$		$\rho(\text{TP})$			
			进水	出水	进水	出水	进水	出水	进水	出水		
英国	Wigmore ^[3]	238	5.8	1.1	0.67	0.24						
英国	Leek Wootton ^[3]	920	9.1	1.0	6.60	1.90						
捷克	Onšov ^[3]	2100	5.9	2.7	5.20	4.20	17.9	10.7	1.3	1.00		
以色列	Netanya ^[3]	100	94.0	8.4			52.0	19.7	14.7	7.70		
美国	Bear Creek, AL ^[3]	2035	9.4	1.0	10.50	2.70	52.0	9.9	6.6	0.45		
中国	山东平阴 ^[9]	333333	20.0~40.0	2.37~9.11	20.00~5.00	0.24~0.78			0.5~2.0	0.11~0.56		

表3 水平潜流人工湿地脱氮除磷效果

国家地区	基质	植物	NH ₄ ⁺ -N			TN			TP		
			ρ _进 / (mg·L ⁻¹)	ρ _出 / (mg·L ⁻¹)	去除率 / %	ρ _进 / (mg·L ⁻¹)	ρ _出 / (mg·L ⁻¹)	去除率 / %	ρ _进 / (mg·L ⁻¹)	ρ _出 / (mg·L ⁻¹)	去除率 / %
中国山东荣成 ^[14]		芦苇为主	19.4±3.3	11.3±2.6	40.6±15.3				2.89±0.41	2.00±0.28	29.6±12.8
捷克 ^b Spálené Poříčie ^[21]	砾石(0~16 mm)	芦苇 + 草	5.9~11.6	5.0~9.4	19				1.25~2.25	1.52~2.09	7
		茭白		0.86±0.1	47.2±5.7		2.02±0.2	59.1±4.0		0.063±0.008	57.3±5.5
中国太湖 ^[15]	床体由下而上 砾石(25~35 mm) 砾石(16~25 mm) 沸石(5~10 mm)	水葱	1.61±0.2	0.93±0.1	42.4±6.3	4.79±0.2	2.21±0.3	55.2±4.5	0.152±0.005	0.071±0.008	54.6±5.3
		鸢尾		1.06±0.1	37.5±5.5		2.56±0.3	48.6±4.4		0.068±0.009	56.6±5.2
		空白		1.44±0.1	20±3.4		2.95±0.2	39.1±3.1		0.098±0.008	33.8±5.4
墨西哥 ^d Jalisco ^[16]	火山岩(1.2 cm) (tezontle gravel)	马蹄莲	15.7±0.8	8.3±1.6	48.6±1.6	28.7±1.3	13.1±1.9	53.7±6.1	8.3±1.2	4.2±0.4	44.7±3.3
		鹤望兰 + 红掌 + 百子莲		8.8±2.0	45.8±1.6		13.8±1.6	51.7±6.1		4.9±0.4	35.8±3.3
中国李旭东试验 ^[17]	沸石(20 mm) 砾石(20 mm)	芦苇	16.44		90	35.73		60	2.38		20 70
		Vymazal 总结的氮磷去除效果平均值 ^{*[18]}	38.9	20.1	48.3	46.6	26.9	42.3	8.75	5.15	41.1

注(1)表中a所处理的污水类型为市政污水,水力负荷4.4 m³/(m²·d),水力停留时间为120 h,湿地面积80 hm²;b所处理为农村雨污合流水,平均流量最高时可达200 m³/d,湿地面积2500 m²;c所处理为富营养化湖水,水力负荷0.64 m³/(m²·d),湿地面积30 m²;d所处理为生活污水,水力负荷0.128 m³/(m²·d),水力停留时间为4 h,湿地面积1.62 m²;e所处理为农村生活污水、农田降雨径流、农田回归水的混合污水,水力负荷0.6 m³/(m²·d),水力停留时间为1 h,湿地面积6 m²。(2)*表示的NH₄⁺-N、TN、TP分别为澳大利亚、美国、奥地利等国的151、137、149个水平潜流人工湿地运行数据的平均值。

微生物同化和植物吸收仅对正磷酸盐的去除有效。微生物同化作用对磷的去除影响很小,但是磷细菌的代谢活动可以将有机磷化合物转化为磷酸盐,将溶解性差的磷化合物转换成溶解性磷,以利于植物吸收和基质吸附。经植物吸收并收割去除的磷非常有限,与氮的去除相似,也和进水浓度有关。当处理低浓度地表水时,植物吸收贡献的去除率较大;当处理生活污水等高浓度污水时,植物贡献的去除率往往不到10%^[11]。基质对磷的物化吸附和化学沉降是最重要的去除机理,对以任何形式存在的磷均能有效去除。采用富含活性氢氧化铁或铝基团的基质,或采用能促进形成钙、磷沉淀的含钙基质,通过与磷形成难溶化合物沉淀去除,或发生离子交换将磷吸附到晶格中去除^[13],都能达到良好的除磷效果。由于磷滞留在湿地中,所以磷的最终去除是通过收割湿地植物和移除饱和介质实现的。

2.2 氮磷去除率的影响因素

如上所述,水平潜流人工湿地对氮磷的去除主要是由基质、植物和微生物共同作用完成的,各因素相互作用,使湿地实现净化功能。进水水质、植物、基质的选择以及环境条件和操作条件的不同都会对氮磷的净化效果产生影响。

2.2.1 进水水质

由于进水中污染物类型、浓度等的差异,进水水

质对氮磷去除率的影响多种多样。

水平潜流湿地的氧气主要来源于植物根区氧气的释放,然而根区氧气往往有限,影响了硝化作用的进行。当进水以硝态氮为主或进水中硝态氮提高时,氧气的限制减少,总氮去除率提高。当处理低浓度地表水时,根系泌氧和水中携带的氧气可使基质内为好氧环境,氮磷的去除较稳定;当处理生活污水时,基质内为缺氧/厌氧环境,总氮的去除率不高^[4]。

研究表明,在一定范围内,随进水氮磷负荷的提高,氮磷的去除率也会相应增大^[12]。

2.2.2 植物

大型挺水植物是水平潜流人工湿地系统中不可缺少的一部分,芦苇、茭白、水葱、鸢尾等都是常用的挺水植物类型。很多文献中都列举过有植物系统和空白无植物系统的对比实验。由于进水水质、湿地的构建和运行情况等各有不同,不同植物类型的湿地对氮磷的去除率也不相同,但变化趋势是一致的,即有植物的湿地系统脱氮除磷效果远好于空白湿地系统。

在湿地中,植物发挥着直接和间接的重要作用:如稳定床体表面,延长水力停留时间,提供有机物,促进微生物的生长、根系供氧、冬季保温,直接吸收营养物等。Chung等^[19]的研究表明,一方面,除了对氮的直接吸收、供氧、提供微生物生存的场所外,湿

地中植物的存在一定程度上提供了反硝化所需的有机物,从而间接改善脱氮效果;另一方面,湿地中虽然仅有1%的总磷被植物吸收,但是植物的存在可以有效地将有机磷转化为无机磷,促进磷去除率的提高。由于基质除磷易饱和,且受氧化还原电位和pH的影响,种植耐污的大型植物,通过定期收割以去除过量的磷是确保磷长效和稳定去除的最好方法^[20]。

大型植物在湿地系统中的重要性不容忽视,特别是在设计过程中优化脱氮效果或者划分硝化反硝化区时至关重要。但是不同植物种类对硝化反硝化的影响还没有得到很好的研究。针对植物种类的选择,大多是小试或中试试验得出的短期内试验结果,由于试验单元大小、处理水质以及植物成熟度的不同,其结果往往存在很大的差异,对各种大型植物的作用没有综合评价。Ruiz-Rueda等^[21]对芦苇和香蒲的试验结果表明:植物潜在的影响硝化作用、硝酸盐还原作用以及氨氧化细菌和反硝化细菌的种群结构,芦苇在除氮方面要优于香蒲,且在高营养物质浓度时更为明显,与Akratos等^[13]的试验结果指出的“香蒲作为湿地植物,强化作用优于芦苇”正好相反。有学者提出,大型植物影响的往往是硝酸盐氮的去除率,对磷酸盐去除率的影响不明显。

针对湿地的构建,植物对去除率的贡献都是由实验观察得出,真正的机理还未弄清。尽管如此,在构建过程中还是可以根据已有的应用实例作出选择。植物的选择被看做是湿地系统达到稳定或成熟阶段后进一步提高污染物去除率的有效方法^[22]。

2.2.3 基质

基质对磷的吸附和沉淀是湿地磷去除的最重要机理,因此对磷的吸附能力是基质选择时的首要参数^[23]。通透性好、比表面积大、具有吸附能力的多孔介质的应用往往大大提高氮磷的去除效果。在实际选择时,常从吸附效率、水力传导性、价格和材料易得性等方面综合考虑。常用的填充介质包括天然介质,工业副产品和人造介质,如沸石、砾石、粉煤灰,甚至是页岩、陶粒、钢渣等。据报道,各种工业副产品去除磷的效果最好,其次为天然基质和人工基质^[24]。另外,基质粒径大小对氮磷去除率也有一定的影响。

谭洪新等^[25]的研究认为,除磷效果最好的基质为高炉灰、页岩、钢矿渣,其次为铝矾土、石灰石、膨润土,而沸石和油页岩作为基质除磷效果较差。

李旭东等^[17]分别对沸石潜流人工湿地和砾石潜流人工湿地进行了脱氮除磷的中试研究,在相同的进水水质和水力停留时间下,沸石潜流湿地的除氮效果好,总氮去除率达60%,且抗氨氮冲击负荷

能力强,砾石人工湿地除磷效果好,总磷去除率达70%以上。

此外,研究高效除磷基质,探讨其合理的优化组合,以发挥最大的净化能力也是研究热点之一。徐丽花等^[26]通过试验证实了以沸石和石灰石混合作为基质使用,可发生协同作用,一方面不会降低沸石吸附氨氮的能力;另一方面,沸石促进难溶性磷的释放,使石灰石吸附的磷酸盐被植物和微生物利用,对总氮总磷的去除效果均好于单独使用。

2.2.4 温度

温度首先影响的是微生物活性,对总磷的去除效果影响不大,因其是影响微生物硝化作用的主要参数之一,因此,对总氮的去除效果影响较大。夏季总氮的去除效率往往较高,冬季气温的降低则在一定程度上影响人工湿地的正常运行。在寒冷地区的湿地容易发生堵塞和冰冻,从而造成优先流(preferential flow pathways)。

研究^[27]表明,种植植物能提供一定的热防护,曝气能起到增温和搅拌的作用,都可以在一定程度上减轻低温造成的优先流的影响。张建等^[28]的研究指出,冬季覆盖地膜保温能使微生物活性提高,从而大大提高湿地系统对污染物的去除效果。所采用地膜为农民构筑普通大棚所用的塑料薄膜,价格低廉,操作简便,利于推广。尹炜等^[5]则指出,适当增加人工湿地的构筑深度可起到一定的保温效果,解决冬季运行问题。

2.2.5 水力停留时间

在一定的范围内,氮磷的去除率随水力停留时间的延长而增加。Brooks等^[29]以硅灰石作为基质的试验即证明了这一点。一方面,废水与微生物的接触时间延长,可以充分发挥微生物的降解作用;另一方面,与空气的接触时间延长,可以改善湿地的缺氧状态。为达到一定的去除率所需的水力停留时间与温度有一定的关系,在较高的温度下,所需的时间较短;而较低的温度下,所需的时间较长。如Akratos等^[13]的试验中,在温度高于15℃时,8d的水力停留时间即可使凯氏氮的去除率达到80.2%,磷酸盐的去除率达到81.1%,再延长水力停留时间,去除率增加不明显;当温度低于15℃时,则需要14d甚至更长的水力停留时间以达到高的去除率。

3 提高氮、磷去除率的研究

结合湿地脱氮除磷的机理和影响因素,对湿地进行合理构建和管理,并采取各种可行性的改进措施克服现有的技术缺陷,是提高氮磷去除率的根本方法。

3.1 提高氮去除率

就水平潜流湿地来说,仅靠植物根系提供的氧气较有限,限制了硝化的充分进行,因此,提高氧气的供给以增强硝化能力是提高脱氮率的主要措施。

孙亚兵等^[30]在用潜流人工湿地处理农村生活污水时,采用了铺设3层PVC穿孔管,连续进水,间歇出水,以及在湿地上部填充3~8mm碎石的方法,保证了湿地系统较强的充氧能力,进而保证了氨氮的去除率,使系统有较好的抗冲击负荷能力。另外,前曝气,尾水回流反硝化等也能取得满意的脱氮效果^[31]。有学者提出,厌氧氨氧化菌在缺氧环境下将铵离子用亚硝酸根还原为氮气的过程也是湿地氮去除重要机理之一,但其所占去除率的大小尚无定论。将厌氧氨氧化菌群引入湿地,“解决溶解氧限制硝化的问题,同时充分利用缺氧环境提升脱氮效果”的可靠性有待进一步的研究^[18]。

另外,添加氮吸附介质进行介质优化可在一定程度上提高氮的去除率,如添加沸石除氮。但是其保持最初吸附效果的有效时间仅达数月,且沸石价格较高,增加了投资费用^[6]。

3.2 提高磷去除率

除磷的主要机理是基质的吸附作用,往往新建湿地基质有较大的磷吸附容量,随着基质逐渐饱和,除磷能力下降。表3中,中国山东荣成湿地的处理效果为6年运行的平均数据,捷克的湿地处理效果为10年运行的平均数据,除磷效率明显较低。

20多年前,有学者观测到通过干湿循环交替,基质的磷吸附能力可以得到再生。因此,多组交替、落干再生的方法,有利于保证除磷的高效性和稳定性。Drizo等^[23]以电弧熔炉钢渣为基质的试验中,4周的落干处理就可以使其吸附能力恢复74%。他提出,就磷的去除而言,设置2组或多组平行湿地单元,可以在理论上延长湿地系统的使用寿命。

另外,添加磷吸附介质以增加介质吸附容量的方法在技术和经济上均可行。其吸附饱和的时间通

常较长,达数年之久,且所用的介质通常为炉渣、废铁屑等工业废物,价格低廉^[7,17]。

3.3 组合湿地

组合湿地是一种较新的人工湿地工艺,是根据不同类型湿地各自的特点,为发挥最优功能,而将表面流、水平潜流和垂直潜流等类型湿地中的2种或2种以上组合形成的湿地系统,能有效提高净化效果。水平潜流人工湿地在实际应用中,常常与其他类型的湿地相组合,形成的组合工艺经过多年的发展,已经取得了许多经验和理论研究成果,在整个欧洲及其他国家得到了普遍应用,营养盐的处理效果得到了很大提高(表4)。

单一的水平潜流由于湿地内部大多为厌氧环境,硝化作用不足,总氮的去除率往往较低。与其他类型湿地组合后,可以有效克服这一缺点。水平潜流湿地和垂直潜流湿地的组合在提高脱氮效果时使用最多^[12]。水平流湿地床体被污水填满,适合反硝化菌的生长,即使碳氮比很低时反硝化作用也较好,垂直流湿地内部往往处于不饱和状态,有较好的硝化能力,两者的组合类似于硝化加反硝化工艺^[29]。许多垂直潜流-水平潜流(VF-HF)组合湿地系统都是以德国Krefeld的Max Planck研究院由Seidel建造的组合湿地为原型,经过合理的优化和变形发展而来的^[18]。

法国典型的人工湿地是2段式人工湿地,交替间歇运行,可保持床体的好氧环境,使得硝化更为充分,基质也可得到再生。组合类型多种多样,包括“垂直流+水平流”、“水平流+垂直流”,以及其他包括内循环的组合^[32]。

Seo等^[33]研究水平潜流和垂直潜流组合湿地系统,采用通风管曝气使垂直潜流湿地处于好氧状态,保持数月不供氧使水平潜流湿地处于厌氧状态,并通过实验确定其最优湿地高度及容积比。VF-HF 2级湿地的脱氮除磷效果分别为68%和72%,而VF/HF(Ⅰ)-HF(Ⅱ)3级湿地氮磷去除率分别达到

表4 组合湿地脱氮除磷效果

国家地点	组合类型	面积/m ²	TN			TP		
			$\rho_{进}/$ (mg·L ⁻¹)	$\rho_{出}/$ (mg·L ⁻¹)	去除率/%	$\rho_{进}/$ (mg·L ⁻¹)	$\rho_{出}/$ (mg·L ⁻¹)	去除率/%
爱沙尼亚 Paistu ^[35]	VF-HF	216+216	64.3±30.1	19.2±6.7	62.8±21.6	4.4±2.2	0.4±0.3	88.6±11.3
丹麦 Bjdstrup-Landborup ^[21]	HF-VF	456+30	72.2	28	61	9.9	0.11	99
意大利 Cecchi ^[21]	HF-FWS	480+850	18.9	4.8	82	4.7	1.5	72
尼泊尔 Dhulikhe ^[21]	HF-VF	140+120				4.6	1.4	70
意大利 Cecchi ^[21]	HF-FWS	480+850	18.9	4.8	82	4.7	1.5	72
韩国庆尚 国立大学 ^[33]	VF-HF VF/HF(Ⅰ)-HF(Ⅱ)	0.25+0.25 0.25+0.25+0.5	45.5±9.8		68 83	4.19±1.21		72 75
中国李晓东试验 ^[31]	VF-HF HF-VF	0.0625+0.2 0.2+0.0625	24.20 24.20	15.90 18.40	44.30 23.97	2.07 2.07	0.37 0.53	82.13 74.40

注:VF为垂直潜流人工湿地;HF为水平潜流人工湿地;FWS为表面流人工湿地。

83%和75%。

另外,也有不少的研究针对利用不同的基质,组成多级湿地,以提高氮磷去除效果。严立等^[34]证实了不同基质组合而成的3级人工湿地与单级人工湿地相比,具有更好的脱氮除磷性能,同时能减轻出水中的氨臭现象。在3级人工湿地系统中,砾石段去除了大部分的有机物,后续的沸石段通过对 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的吸附实现了对总氮的去除,而最后的粉煤灰段则具有良好的磷去除效果。

4 应用局限性及发展趋势

4.1 局限性

水平潜流人工湿地已逐渐发展成为一种切实可行的可替代传统污水处理的方法,其应用必将越来越广泛。然而,在应用的过程中仍有很多亟待解决的问题。

人工湿地是一个复杂的生态系统,有关大规模湿地建造及运行方面的数据不足,系统设计构造、建造材料选取、效果估算等方面往往通过经验获取参数,导致参数有效性不确定。如湿地中基质的使用寿命是很重要的实际应用参数,虽然可以通过基质对磷的吸附能力的认识,来估计给定废水的最大磷吸附去除量,但是由于影响因素较多,如磷饱和电位、水力停留时间、进水水质等,并不能精确估计出湿地的使用寿命^[23]。

堵塞问题是水平潜流人工湿地的主要问题,且难以避免,湿地的堵塞导致去除率降低。造成堵塞的原因多种多样。有机质积累,包括植物残体、环境中的有机物和进水中过量的有机物,沉积于湿地表面或基质孔隙中;悬浮固体在基质孔隙中的积累;基质粒径过小都能造成湿地的堵塞^[36]。

目前,大多数的研究都是根据百分去除率来评价湿地的运行情况,这种做法并不科学。如前所述,去除率和进水负荷相关,仅从去除百分率出发,出水水质得不到实际的保障。另外,如果进水磷浓度较低,即使去除量少也表现为较大去除率。

4.2 发展趋势

水平潜流人工湿地结构、管理等方面的特点,导致脱氮除磷效果受到限制。虽然目前已取得了许多经验和理论研究成果,大大提高了处理效率,但是还有许多工作有待于进一步开展。

积累已有的湿地运行的经验和数据,进一步加强净化机理和工艺动力学的研究,分析各影响因素的综合作用,建立适用于不同气候条件、环境条件和污废水水质特征的数据库。

组合湿地可以获得高的脱氮除磷处理效率,目

前常见的是水平流和垂直流的结合。水平潜流湿地与其他湿地类型及生物塘等其他处理工艺相结合的研究有待加强。

水平潜流湿地在处理市政和生活污水、工农业废水、暴雨径流、垃圾渗滤液等方面都得到了较广泛的应用,但在处理特殊污染物及富营养化河水湖水方面的应用相对较少,是今后的研究热点之一。

参考文献:

- [1] ZHANG D Q, GERSBERG R M, KEAT T S. Constructed wetlands in China[J]. *Ecol Eng* 2009, 35: 1367-1378.
- [2] VYMAZAL J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment[J]. *Ecol Eng* 2005, 25: 478-490.
- [3] VYMAZAL J, KROPFELOVÁ L. Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow[M]. Dordrecht Springer 2008: 292, 301, 325, 380, 390, 393, 426.
- [4] YANG Y, XU Z, HU K, et al. Removal efficiency of the constructed wetland: wastewater treatment system at Bainikeng, Shenzhen, China[J]. *Wat Sci Technol*, 1995, 32(3): 31-40.
- [5] 尹炜, 李培军, 尹澄清. 潜流人工湿地的局限性和运行问题[J]. *中国给水排水* 2004, 20(11): 36-38.
- [6] 王晟, 徐祖信, 李怀正. 潜流人工湿地处理生活污水时的强化方法[J]. *环境科学* 2006, 27(12): 2432-2438.
- [7] 杜娟, 倪天华, 刁维萍, 等. 区域尾水处置研究进展[J]. *水资源保护* 2006, 22(6): 81-85.
- [8] COOPER D J, GRIFFIN P, COOPER P F. Factors affecting the longevity of sub-surface horizontal flow systems operating as tertiary treatment[J]. *Wat Sci Technol*, 2005, 51(9): 127-135.
- [9] 孙久振, 刘志军, 贾西成. 人工湿地系统在二级污水处理厂尾水深度处理中的应用[J]. *中国高新技术企业* 2009(21): 121-122.
- [10] 卢少勇, 金相灿, 余刚. 人工湿地的氮去除机理[J]. *生态学报* 2006, 26(8): 2670-2677.
- [11] 王晟, 徐祖信, 李怀正. 潜流湿地处理不同浓度有机污水的差异分析[J]. *环境科学* 2006, 27(11): 2194-2200.
- [12] 杨晓忠. 人工湿地脱氮除磷研究进展[J]. *现代农业科技* 2007(4): 128-129.
- [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]. *Ecol Eng* 2007, 29: 173-191.
- [14] SONG Zhi-wen, ZHENG Zhao-pei, LI Jie, et al. Seasonal and annual performance of a full-scale constructed wetland system for sewage treatment in China[J]. *Ecol Eng*, 2006, 26: 272-282.
- [15] 李林峰, 王季槐, 年跃刚. 潜流式人工湿地处理富营养化湖水研究[J]. *贵州科学* 2008, 26(4): 23-29.

- [16] 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]. *Ecol Eng* 2009 35 861-869.
- [17] 李旭东,周琪,张荣社. 三种人工湿地脱氮除磷效果比较研究 [J]. *地质前沿* 2005 (12) :73-76.
- [18] VYMAZAL J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands [J]. *Sci Total Environ* 2007 380 48-65.
- [19] CHUNG A K C ,WU Y ,TAM N F Y ,et al. Nitrogen and phosphate mass balance in a sub-surface flow constructed wetland for treating municipal wastewater [J]. *Ecol Eng* 2008 , 32 81-89.
- [20] JING Shuh-ren ,LIN Yin-feng ,LEE Deryuan ,et al. Nutrient removal from polluted river water by using constructed wetland [J]. *Bioresource Technol* 2001 76 :131-135.
- [21] RUIZ-RUEDA O ,HALLIN S ,BAÑERAS L. Structure and function of denitrifying and nitrifying bacterial communities in relation to the plant species in a constructed wetland [J]. *FEMS Microbiol Ecol* 2009 67 308-319.
- [22] BRISSON J ,CHSZAREN F. Maximizing pollutant removal in constructed wetlands : should we pay more attention to macrophyte species selection ? [J]. *Sci of the Total Environ* , 2009 407 3923-3930.
- [23] DRIZO A ,COMEAU Y ,FORGET C ,et al. Phosphorus saturation potential : a parameter for estimating the longevity of constructed wetland systems [J]. *Environ Sci Technol* 2002 36 (21) 4642-4648.
- [24] VOHLA C ,KÖIV M ,BAVOR H J ,et al. Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands : a review [J]. *Ecol Eng* 2011 37 70-89.
- [25] 谭洪新,刘艳红,周琪. 新建组合填料潜流湿地脱氮除磷研究 [J]. *上海水产大学学报* 2007 16 (1) :73-78.
- [26] 徐丽花,周琪. 不同填料人工湿地处理系统的净化能力研究 [J]. *上海环境科学* 2002 (10) 603-605.
- [27] MUÑOZ P ,DRIZO A ,HESSION W C. Flow patterns of dairy wastewater constructed wetlands in a cold climate [J]. *Wat Res* 2006 40 3209-3218.
- [28] 张建,邵文生,何苗,等. 潜流人工湿地处理污染河水冬季运行及升温强化处理研究 [J]. *环境科学* ,2006 ,27 (8) :1560-1564.
- [29] BROOKS A S ,ROZENWALD M N ,GEOHRING L D ,et al. Phosphorus removal by wollastonite : a constructed wetland substrate [J]. *Ecol Eng* 2000 15 :121-132.
- [30] 孙亚兵,冯景伟,田园春. 自动增氧型潜流人工湿地处理农村生活污水的研究 [J]. *环境科学学报* ,2006 ,26 (3) 404-408.
- [31] 李晓东,郎咸明,师晓春. 不同人工湿地组合净化生活污水效果研究 [J]. *环境保护与循环经济* ,2009 ,29 (7) : 24-25.
- [32] MOLLE P ,STÉHANIE P B ,LIENARD A. Potential for total nitrogen removal by combining vertical flow and horizontal flow constructed wetlands : a full-scale experiment study [J]. *Ecol Eng* 2008 34 23-29.
- [33] SEO D C ,DELAUNE R D ,PARK W Y ,et al. Evaluation of a hybrid constructed wetland for treating domestic sewage from individual housing units surrounding agricultural villages in South Korea [J]. *J Environ Monit* 2009 11 :134-144.
- [34] 严立,刘志明,陈建刚,等. 潜流式人工湿地净化富营养化景观水体 [J]. *中国给水排水* 2005 21 (2) :11-13.
- [35] ÖÖVEL M ,TOOMING A ,MAURING T ,et al. Schoolhouse wastewater purification in a LWA-filled hybrid constructed wetland in Estonia [J]. *Ecol Eng* 2007 29 :17-26.
- [36] CLÀUDIA T ,JOAQUIM C ,MANEL P. Constructed wetland clogging : a proposal for the integration and reuse of existing knowledge [J]. *Ecol Eng* 2009 35 :1710-1718.

(收稿日期 2010-04-25 编辑 徐 娟)

(上接第 36 页)

- [4] 王彦梅. 浅谈水资源价值的内涵、构成及影响因素 [J]. *宿州学院院报* 2008 (4) :158-160.
- [5] 江中文. 南水北调中线工程汉江流域水源保护区生态补偿标准与机制研究 [D]. 西安 : 西安建筑科技大学 2008.
- [6] 谢季坚,刘承平. 模糊数学方法及其应用 [M]. 武汉 : 华中科技大学出版社 2006.
- [7] 姜文来. 水资源价值论 [M]. 北京 : 科学出版社 ,1998.
- [8] 雷少平,柳七一,阮娅,等. 南水北调中线一期工程环境影响复核报告书 [R]. 武汉 : 长江水资源保护科学研究所 2006.
- [9] COSTANZA R ,D 'ARGE R ,de GROOT R ,et al. The value of the world 's ecosystem services and natural capita [J]. *Nature* , 1997 387 (4) 253-260.
- [10] 欧阳志云,王效科,苗鸿. 中国陆地生态系统服务功能及生态经济价值的初步研究 [J]. *生态学报* ,1999 ,19 (5) 607-613.
- [11] 陈仲新,张新时. 中国生态系统效益的价值 [J]. *科学通报* 2000 45 (1) :17-22.
- [12] 谢高地,鲁春霞,冷允法,等. 青藏高原生态资产的价值评估 [J]. *自然资源学报* 2003 18 (2) :189-195.

(收稿日期 2010-05-15 编辑 徐 娟)