

用于污水处理的人工湿地的基质、植物及其配置

徐德福¹, 李映雪²

(1. 贵州大学资源与环境工程学院, 喀斯特环境与地质灾害防治教育部重点实验室, 贵州 贵阳 550003;
2. 南京信息工程大学应用气象学院, 江苏 南京 210044)

摘要: 从工程角度探讨了人工湿地中基质与植物的筛选以及配置问题。基质是人工湿地不可缺少的组成部分, 大部分物理、化学和生物反应等都在基质中进行。不同基质对污染物的净化能力存在明显差异, 筛选对污染物净化能力强的当地材料作为人工湿地基质, 不但能提高人工湿地的净化能力和使用寿命, 还能减少人工湿地的投资成本。植物在人工湿地中有着重要的作用, 包括直接吸收氮、磷和重金属等污染物质, 提高人工湿地的渗透系数, 增强根际微生物活性和输送氧气到根际增加根际的溶解性氧含量等, 但不同植物对污染物的净化能力也存在很大差异, 选用本地区净化力强的植物用于人工湿地, 一方面可以提高人工湿地对污染物的去除效率, 另一方面可以减少引用外来植物的投资成本, 还可以避免引用外来植物造成的生物入侵危险。在筛选人工湿地基质和植物的基础上合理的配置基质和植物是提高人工湿地净化效率的重要保障。

关键词: 人工湿地; 基质; 植物; 污水

中图分类号: X192 **文献标识码:** A **文章编号:** 1672 - 5948(2007)01 - 032 - 07

随着点源污染治理力度的加大和治理技术的日趋发展, 面源污染特别是农业面源污染已成为全球范围内水体污染的主要原因, 相对于点源污染来说, 面源污染的污染源范围广、不集中且污染物浓度变化比较大。现有的污水生物处理技术虽能够有效地去除有机物, 但总体对氮(N)、磷(P)的去除效率不高; 化学方法虽对去除污水中的N和P有效, 但其成本比较高且容易产生二次污染; 而人工湿地技术能有效的控制面源污染, 除此之外, 人工湿地技术还可用来处理城市污水、矿山污水和家禽污水等, 其应用前景越来越广泛。

人工湿地是由填料(基质)、植物和微生物组成的复合系统, 该系统依靠物理、化学和生物的三重协同作用, 通过过滤、吸附、共沉、离子交换、植物吸收和微生物分解来实现对污染物的高效净化, 同时通过营养物质和水分的生物地球化学循环, 促进绿色植物生长并使其增产, 实现废水的资源化和无害化^[1]。另外, 人工湿地具有去除污染物效率高、低投资、低运行费用、低耗能和美观等特点^[2, 3]。但如果工程设计不合理, 特别是不合理地选用和配

置基质与植物, 就会存在人工湿地去除效率低、使用寿命短等问题^[4, 5]。因此, 本文主要从人工湿地的设计出发, 讨论人工湿地修复工程中基质与植物的筛选和配置, 这对于指导人工湿地的设计和改善其对污染物的去除效率具有重要的理论和现实意义。

1 人工湿地基质

1.1 基质的种类

人工湿地中的基质又称填料、滤料, 一般由土壤、细砂、粗砂、砾石、碎瓦片、粉煤灰、泥炭、页岩、铝矾土、膨润土、沸石等介质的一种或几种所构成, 因此, 多种材料包括土壤、砂子、矿物、有机物料以及工业副产品如炉渣、钢渣和粉煤灰等都可作为人工湿地基质。人工湿地基质在为植物和微生物提供营养的同时, 还通过吸附、沉淀、过滤等作用直接去除污染物。

1.2 基质对污染物的净化能力

不同的基质对污染物的去除能力不同。Viraraghavan用泥炭处理屠宰废水和奶牛场废水的

收稿日期: 2006 - 08 - 22; 修订日期: 2006 - 11 - 17

基金项目: 南京信息工程大学校基金(QD49)和2006年江苏省高校自然科学研究指导性计划项目(06KJD210116)资助。

作者简介: 徐德福(1975 -), 男, 贵州省遵义人, 博士, 副教授, 主要从事污染水体生态修复控制研究。E-mail: defuxul@163.com

研究表明^[6],当滤速为 $2.13 \sim 3.55 \text{ m}^3 / (\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 时,经 5 d 的处理运行,废水中悬浮固体的去除率达 94% ~ 99%。Nichols 也报道^[7],由于泥炭中微生物对泥炭中所吸附的有机物的降解作用,BOD₅ 的去除率可达 90% 以上,另外,泥炭对大肠杆菌的去除率也可达 99% 以上。粉煤灰对废水中重金属离子 Hg^{2+} 、 Pb^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Ni^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Cr^{3+} 等的去除效果可达 30% ~ 95%,而对废水中的 COD、BOD₅、SS、色度和油类的去除率分别达到 40% ~ 70%、85%、60%、87% 和 90%;此外,当粉煤灰用于含氟废水的处理时,其对氟的去除率也可高达 50% ~ 60%^[8]。膨润土对 Cu、Zn、Ni、Cr、Cd 和 Pb 的去除效率可分别达 55.6% ~ 99.3%、69% ~ 99%、48.0% ~ 98%、48% ~ 100%、60.4% 和 >99%^[9]。还有研究表明,膨润土对印染废水中酸性阳离子染料具有明显的脱色作用,其脱色率可达 90% 以上^[10]。页岩对 P 的吸附能力比较强,而油页岩对 P 的吸附能力比较差^[11]。笔者也曾比较了 9 种基质(黄筋泥、红沙土、膨润土、炉渣、粉煤灰和 4 种砂子)对污水中 P 的吸附能力^[12]。结果表明,不同基质对 P 的吸附能力存在显著差异,炉渣对 P 的吸附能力最高,粉煤灰次之,而砂子则最低,炉渣对 P 的吸附能力是砂子 (pH 为 6.74,铁、钙、铝和镁含量分别为 2.31 g/kg、32.5 g/kg、1.58 g/kg 和 0.89 g/kg) 的 68.4 倍。不同的砂子对 P 的吸收能力也存在差异,其中以砂子 (pH 为 8.08,铁、钙、铝和镁含量分别为 6.34 g/kg、56.3 g/kg、1.34 g/kg 和 1.26 g/kg) 最高,而砂子最低,砂子对 P 的吸附能力是砂子 的 2.2 倍。

1.3 基质的渗透系数

基质的渗透系数亦是影响人工湿地净化能力的一个重要因素。基质渗透系数比较低,容易在人工湿地中形成表面流(或短流),以致基质与污染物不能有效的接触而降低人工湿地的净化能力,特别是在垂直流和潜流人工湿地中,这一现象尤为突出^[13]。另外人工湿地在实际运行中存在堵塞问题,导致人工湿地不能继续使用或需改变设计时的运行方式才能继续使用。人工湿地的堵塞受基质、有机负荷、植物和微生物、温度、运行周期等因素的影响,其中基质的渗透系数是一个重要的因素,基质的渗透系数越小,人工湿地越容易堵塞,如雷明等报道土壤的粒径大小是影响人工湿地土壤堵塞的主要因素^[14]。笔者也研究了 3 种基质的渗透系

数,其中炉渣和砂子的渗透系数比较大,分别达到 $153.7 \text{ m}^3 / (\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 和 $184.2 \text{ m}^3 / (\text{m}^2 \cdot \text{d})$,而黄筋泥的渗透系数比较低,只有 $0.03 \text{ m}^3 / (\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ^[15]。因此不同的基质渗透系数存在显著差异。

2 人工湿地植物

2.1 植物的种类

植物是人工湿地的重要组成部分,在人工湿地净化污水中有着重要的作用。常见可以作为人工湿地的植物包括^[16]: 湿生植物:莎草 (*Cyperus rotundus*)、河柳 (*Salix chaenan eloides*)、水杉 (*Metasequoia glyptostroboides*)、池杉 (*Taxodium ascendens*) 等; 挺水植物:芦苇 (*Phragmites australis*)、茭白 (*Zizania caduciflora*)、灯心草 (*Juncus effusus*) 等; 浮叶植物:睡莲 (*Nymphaea terragona*)、莼菜 (*Brasenia schreberi*)、菱 (*Trapa matans*) 等; 沉水植物:苦草 (*Vallisneria*)、黑藻 (*Hydrilla verticillata*) 等; 漂浮植物:凤眼莲 (*Eichhemia crassipes*)、水浮莲 (*Pistia stratiotes*)、满江红 (*Azolla imbricata*) 等。

2.2 植物的物理作用

植物能稳定人工湿地床,为物理过滤污染物提供良好的条件,并且提供微生物吸附和生长的良好环境;湿地植物能减小水的流速,有利于悬浮颗粒污染物的沉降;除此之外,由于植物根系对基质的穿透作用、根系横向和纵向的扩张作用,在基质中形成许多微小的间隙,增强了基质的疏松度,使基质的水力传导力作用得到增强,而且死亡的植物根系也能在人工湿地基质中形成比较大的空隙,增加人工湿地的水力传导力(渗透系数),促进污水与植物或基质的相互反应。成水平等进行的人工湿地处理污水的试验发现,经过 3 ~ 5 个月的污水处理后,不种植物(对照)土壤板结,发生淤积,而种植水烛 (*Typha angustifolia*) 和灯心草的人工湿地渗透性能好,污水能很快渗入基质^[17]。在板结的土壤上种植植物 2 ~ 5 a 之内,经过植物根系的穿透作用,其土壤的水力传导力与沙石、碎石相当^[18]。因此,植物能提高人工湿地的渗透率,增加停留时间,延长污水与植物根表或基质的接触时间,从而提高对污染物的去除能力。

2.3 植物产生根系分泌物为根际微生物提供碳源

植物生长过程中,通过光合作用将大气中的 CO₂ 和根吸收的水分合成碳水化合物,把太阳能转

化为化学能,并储存在碳水化合物中,然后通过韧皮部将碳水化合物输送到植物体各个生长部位,用于形态建成、维持生长和繁殖以及其它生命活动。输送到根部的碳水化合物可将其中很大一部分释放到根际,形成根际沉积。根分泌物是根际沉积的重要组成部分^[19],主要包括糖类、有机酸、维生素、苯酚和其他化合物,它不仅能增加土壤中矿质元素的溶解、吸附和向根表的运输,而且还为微生物提供能源和碳源,从而维持根际旺盛的微生物活性^[20]。另外湿地中死亡植株的分解亦为微生物群落提供持久性和有效性的碳源,有利于微生物的生长和繁殖。在人工湿地系统中,微生物是系统中有机污染物和 N 去除的主要执行者,植物根系及其分泌物能显著的增加人工湿地系统中的微生物数量(*Typha orientalis*),但不同的植物,由于产生的根系分泌物不同,导致根际的微生物种类和数量存在差异,如项学敏报道^[21],芦苇根际比香蒲更适合亚硝酸细菌的生长。

2.4 植物有利于人工湿地生物膜的形成

人工湿地对污水的净化作用与其形成的生物膜有关,大部分生物学过程包括 N 的还原以及有机物的吸附、降解和转化等主要由生物膜完成,且发育程度直接影响人工湿地系统的处理效率^[22]。人工湿地中的植物为生物膜的形成创造了条件,一方面湿地植物的茎和叶凋落到基质表面形成多层有机碎片层,另一方面未充分分解的植物残体在人工湿地中积累而形成高孔隙度的基质层,这些都为微生物提供大量的吸附表面。此外,植物的根系亦为微生物生物膜的生长提供了一个大的表面积,有利于生物膜的形成。

2.5 植物输送氧气

湿地植物通过中空的组织输送氧气至根系,然后通过根系释放氧气到根际并形成氧化层,氧化层的形成对人工湿地中的生物化学反应有着重要的影响。根际氧化层有利于人工湿地中有机物氧化分解和脱 N 反应,从而达到去除有机物、N 和其他污染物的目的。微生物反硝化反应是人工湿地中 N 去除的限制性因子,根际氧化量的多少直接影响人工湿地对 N 的去除。若根系生物量越高,输送的氧气越多,根际产生的氧化层也越高,则硝化反应越容易进行。

湿地植物长期生长在渍水环境条件下(淹水或半淹水),厌氧环境容易导致铁以亚铁离子存

在,但植物能输送氧气到根际,使根际形成氧化环境并将 Fe^{2+} 氧化形成 Fe^{3+} ,从而在植物根表形成铁氧化物胶膜。铁氧化物胶膜对人工湿地的生物化学性质有非常重要的影响,它是人工湿地中化学反应的一部分,并且在人工湿地去除有毒物质和净化废水中扮演了一个重要的角色。根际氧化层的形成使根际的铁氧化物含量高于非根际,有利于根际铁氧化物对 P 的吸附和固定。Andersen 和 Olsen 报道^[23],有植物(*Littorella uniflora*)的底泥释放到水体中的 P 比没有种植物的底泥低。Christensen 也认为有植物的底泥对 P 的保持力比没有种植的高^[24]。这些结论都说明高价铁氧化物增强了底泥对 P 的吸附而减少了向水体的释放量,这也是采用植被恢复技术修复污染水体的重要机理。

2.6 植物具有美化环境的作用

人工湿地可以增加绿化面积,保持植物的多样性,也为动物提供了栖息地,同时也给人类提供了良好的休息和娱乐场所。在设计人工湿地时,可以选择一些景观效果比较好的植物如睡莲、黄花鸢尾(*Iris pseudoacorus*)、再力花(*Thalia dealbata*)、美人蕉(*Canna Chinesesis*)、千屈菜(*Lythnum salicaria*)和菖蒲(*Acon scalam us*)等以增加人工湿地的景观效果,特别是在旅游景区和风景名胜区等采用人工湿地处理污水并结合景观设计,可以增添更多的风景。

2.7 植物对污染物质的净化能力

植物在人工湿地中的生长和繁殖,需要吸收大量的营养元素如 N、P 等,因此,植物吸收 N、P 是人工湿地去除 N、P 的重要机理之一。研究表明^[25],湿地植物对 N 的吸收量为 $0.03 \sim 0.3 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$,对 P 的吸收量为 $1.8 \sim 18 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ 。由于不同植物的吸收能力不同,导致对 N、P 的去除能力存在差异。池杉、水葱(*Scirpus validus*)、茭白、菖蒲、水烛、灯心草等去除 N、P 的效果比较明显^[26]。Adcock 等报道水麦冬(*Triglochin palustre*)对 N、P 的去除效果是芦苇的 5 倍^[27]。Gerberg 在研究人工湿地净化城镇污水时发现当进水中氨氮的浓度为 24.7 mg/L 时,分别经过芦苇和香蒲人工湿地处理后,出水氨氮浓度分别为 5.37 mg/L 和 7.77 mg/L ^[28],说明芦苇对污水中氨氮的去除能力明显高于香蒲。笔者研究了杭州的 11 种植物如美人蕉、凤眼莲、菩提子(*Coix lacrymajobi*)等对富营养化水体 N、P 的净化能力,结果表明,不同植物对

N、P的吸收能力差异比较大,以凤眼莲、美人蕉和菩提子对 N、P的吸附能力较强,而石菖蒲(*Aconus calamus*)和接骨草(*Sambucus chinensis*)等较差^[29]。

除此之外,植物还能吸收污水中的重金属,并且在植物体内富集。戴全裕等利用凤眼莲修复无锡电影胶片厂的含银废水效果显著,并成功地从净化含银废水的植物残体中提炼出了大量白银^[30]。Ellis等人的研究结果也表明^[31],湿地中宽叶香蒲(*Typha latifolia*)和黑三棱(*Sparganium* sp.)对高速公路径流中的铅和锌有较强的摄取、同化、吸附、富集能力。Cheng报道风车草(*Cyperus altemifolius*)能吸收富集水体中30%的铜和锰,对锌、镉、铅的富集也在5%~15%^[32]。宽叶香蒲已被用来处理开采铅锌矿所产生的废水^[33]。

3 人工湿地中基质和植物的配置

3.1 基质配置

基质配置影响了人工湿地植物的生长,最终影响人工湿地的净化能力。如当以碎石作为深圳白泥坑人工湿地的基质时,灯心草生长受阻,生物量下降,人工湿地净化能力比较低^[34];而把粘土与砂子混合作为基质时,灯心草生长良好,人工湿地的净化效果良好^[35]。产生这一结果的主要原因一方面是不同的基质影响了植物生长,影响了植物的生物量,从而影响植物对污染物的吸收能力;另一方面是不同的基质根际微生物活性(微生物生物量碳、N、基础呼吸以及酶活性)存在差异,特别是根际基质的微生物活性,这使得根际微生物对污染物的分解、转化与去除作用受到影响,最终影响到人工湿地的净化能力。

由于不同基质对污水中不同污染物的去除能力不同,因此,应针对不同的污染物类型选用不同的基质。例如对大肠杆菌、BOD₅和颗粒悬浮含量高的污水(如屠宰废水和奶牛场废水),可选用泥炭作为基质;对于重金属含量高的废水或染料废水,最好选用膨润土作为基质;而对于P含量比较高的富营养化水体,可选用炉渣、页岩为基质,不宜选用油页岩;粉煤灰能有效地去除废水中多种污染物(如重金属、BOD₅、脱色等),可选其作为净化城市污水、印染废水、重金属废水、含油废水、酸性废水以及含氟废水等人工湿地的基质。不同的基质搭配对污水的净化能力也存在差异,如鲁铈等采

用粗砂、粉煤灰、细煤渣、活性炭和空心砖粉块作为基质,并按适当的比例搭配处理低浓度生活污水时发现^[36],粉煤灰和细煤渣搭配使用能去除70%的COD;粉煤灰和空心砖粉块配合使用的综合效果比较好,能去除89%的NH₄⁺-N和81%的TP。

由此可见,在设计和建造生态修复工程前,应首先筛选对污染物去除能力强的当地材料作为人工湿地的基质,这样既能提高人工湿地对污水的净化能力和减少成本投入又能延长生态工程的使用寿命。另外,由于不同基质的渗透系数存在比较大的差异,在人工湿地设计时,应根据不同的人工湿地设计而选用不同的基质,如对于表面流人工湿地,土壤可作为人工湿地的基质,而潜流和垂直流人工湿地对基质的渗透系数要求比较高,应选用砂子、炉渣或它们与土壤的混合物等作为人工湿地的基质为宜。

3.2 植物配置

3.2.1 根据气候因素配置植物

有研究表明,温度影响植物对污水的净化效果,如在30℃条件下,池杉对总N、总P的去除效果明显地高于20℃时的去除效果^[37]。另外植物对污水的净化能力也受季节性影响,如一些植物生长具有明显的季节性,在冬季,植物地上部分开始枯黄,生命活动降低,吸收养分的能力降低,对污水的净化效果下降,然而在夏季植物新陈代谢旺盛、生命活动加强,生物量大,即使增加污染负荷,人工湿地仍表现出比较高的净化能力^[18]。除此之外,在夏季,植物生长良好,植物的覆盖度高,使得根际的微生物活性增强,有利于有机物的分解。Garcia等也报道植物的覆盖率影响土壤微生物活性^[38],其原因可能是植物的覆盖率不同,其根际产生的分泌物存在差异,由于根际分泌物是微生物的碳源,从而导致根际微生物活性也存在差异。因此,在人工湿地的设计过程中,应根据本地区的气候特点配置植物,在温度比较高的地区(如热带或亚热带)配置一些喜温植物,而在温度比较低的地区,可配置一些抗冻性比较强的植物,另外在冬季,可以选择一些周年生常绿植物,如石菖蒲(*Aconus tatarinowii*)、麦冬(*Ophiopogon japonicus*)等,以提高冬季植物的覆盖度,以增强人工湿地的净化能力,同时也增加人工湿地的景观效果。

3.2.2 根据不同的基质和人工湿地类型配置植物
基质的理化性质影响了植物的生长,同时也影

响了植物根际的微生物活性,最终影响人工湿地的净化能力。人工湿地的基质选择比较广泛包括土壤、砂子、矿物、工业副产品等,然而这些材料的理化性质差异比较大,如以 pH 为例,红砂土的 pH 为 4.4,炉渣的 pH 为 12.3^[12],而不同的植物生长的最适 pH 不同,为此,应根据基质的 pH 而配置不同的植物。另外,基质的理化性质如含盐量对植物的生长影响也比较大,如对一些含盐比较高的土壤作为人工湿地基质,或在盐碱地建立人工湿地时,应选用一些抗盐性比较强的植物如盐角草 (*Salicornia europaea*) 等。除此之外,还应根据不同的人工湿地类型而配置植物。对于表面流人工湿地可配置沉水植物、浮叶植物和漂浮植物以及挺水植物,而对潜流和垂直流人工湿地可配置湿生植物和挺水植物。

3.2.3 人工湿地植物应以本地植物为主

植物生长具有明显的地域性,选用本地土著植物作为人工湿地植物有利于增加人工湿地的净化能力,同时也能降低引用外来植物的高额费用(如运费和植物驯化费用等),还可避免引种带来的生物入侵的危险。目前,中国湿地系统中外来入侵的植物已有 10 种,包括香根草 (*Vetiveria zizanioides*)、凤眼莲、空心莲子草 (*Alectanthera philoxeroides*)、大米草 (*Spartina anglica*) 等^[39],在这些植物中凤眼莲、空心莲子草等净化污水效果相对较好,但由于其生长速度和繁殖速度比较快,容易导致生物入侵,因此,必须慎重采用,在工程实践中,对于面积比较小的人工湿地,可以适当的采用,以便通过人工收割而控制,但人工湿地植物的选择最好以本地植物为主。

4 展望

人工湿地基质和植物配置是影响人工湿地净化能力的重要因素,为了合理的在人工湿地中配置基质和植物,提高人工湿地的净化能力,应展开以下方面的研究工作。

首先,应研究不同植物种群配置对人工湿地净化能力的影响。一般人工湿地不只是配置单一的某一种植物,而是配置比较多的植物,但不同植物的搭配对污染物的去除能力存在差异,如吴振斌报道^[40],芦苇和水葱的搭配对藻毒素的去除能力高于茭白和菖蒲搭配。因此,不同植物的搭配影响了人工湿地的净化能力,为此,研究不同植物种群

(如挺水植物、漂浮植物和沉水植物等)内的搭配以及种群间(如挺水植物—沉水植物,挺水植物—漂浮植物,漂浮植物—沉水植物以及沉水植物—漂浮植物—挺水植物等)的搭配对污染物的净化能力有利于提高人工湿地的净化能力。

其次,应开展植物根际化学和生物学特性研究,主要研究根表铁氧化物胶膜、根际分泌物的种类、数量对氮磷和重金属的去除影响。不同的植物,由于其输氧能力存在差异以及根的氧化能力不同,导致植物根表铁氧化物胶膜存在差异,因此,研究植物根表铁氧化物的形成机理及其对磷和重金属的影响具有重要意义。另外,植物的种类不同,其根际的分泌物也不同,有关不同植物根际分泌物的种类和数量与污染物去除率间的相互关系有待进一步研究。

第三,开展基质—植物的搭配研究。筛选出的植物和基质合理的搭配才能体现出最佳的综合效应,可从以下几个方面进行研究:不同基质—植物搭配后植物的生理生化指标变化以及生物量的变化;不同基质—植物搭配后根际微生物活性变化,包括微生物生物量碳、微生物生物量 N、基础呼吸以及酶活性变化等;不同基质—植物搭配后根际的硝化与反硝化强度变化以及铁氧化物的变化。

参考文献

- [1] 籍国东. 人工湿地及其在工业废水处理中的应用 [J]. 应用生态学报, 2002, 13 (2): 224 ~ 228.
- [2] Brix H. 1987. Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants - The root-zone method [J]. Wat Sci Technol, 19: 107 - 118.
- [3] Green M B, Upton J. 1994. Constructed reed beds: A cost-effective way to polish wastewater effluents for small communities [J]. Water Environ Res, 66 (3): 188 - 192.
- [4] Man P F, Bavor H J. 1993. Phosphorus removal in constructed wetlands using gravel and industrial waste substrata [J]. Water Sci Technol, 27 (1): 107 - 113.
- [5] Schierup H, Brix H, Lorenzen B. 1990. Wastewater treatment in constructed reed beds in Denmark - state of the art [C] // Copper P F, Findlater B C. Constructed Wetland in Water Pollution Control Oxford: Pergamon Press 495 - 504.
- [6] Viraragharan T. 1989. Treatment of dairy farm wastewater in horizontal and constructed wetland [J]. Environ Technol Lett, 10 (2): 385 - 394.
- [7] Nichols D D. 1983. Movement of bacteria and nutrient from canoe area [J]. Water Air and Soil Pollution, 20 (1): 171 - 180.
- [8] 刘希波, 何凤鸣, 张振声, 等. 粉煤灰在废水处理中的应用

- [J]. 环境工程, 1993, **11** (8): 37~39.
- [9] 朱利中, 刘春花. 酸性膨润土处理含重金属废水探讨 [J]. 环境污染与防治, 1993, **15** (1): 33~36.
- [10] 赵东源, 王起斌, 徐萍, 等. 天然蒙托土对印染废水吸收处理研究 [J]. 环境污染与防治, 1993, **15** (5): 23~27.
- [11] 吴晓磊. 人工湿地废水处理机理 [J]. 环境科学, 1995, **16** (3): 83~85.
- [12] Defu Xu, Jianming Xu, Jianjun Wu, *et al* 2006. Studies on the phosphorus sorption capacity of substrates used in constructed wetland systems [J]. *Chemosphere*, **63**: 344 - 352.
- [13] Drizo A, Frost C A, Smith K A, *et al* 1999. Physico-chemical screening of phosphate-removal substrates for use in constructed wetland systems [J]. *Water Res*, **33**: 3 595 - 3 602.
- [14] 雷明, 李凌云. 人工湿地土壤堵塞现象及机理探讨 [J]. 工业水处理, 2004, **24** (10): 9~12.
- [15] 徐德福. 富营养化水体人工湿地生态修复机理及应用研究 [D]. 杭州: 浙江大学博士学位论文, 2005.
- [16] 金相灿. 湖泊富营养化控制和管理技术 [M]. 北京: 化学工业出版社, 2001.
- [17] 成水平, 夏宜琤. 香蒲、灯心草人工湿地的研究——净化污水的机理 [J]. 湖泊科学, 1998, **10** (2): 66~71.
- [18] 刘衍君. 人工湿地在污水处理中作用及其展望 [J]. 云南环境科学, 2003, **22** (4): 42~45.
- [19] Eissenstat D M, Yanai R D. 1997. The Ecology of root life span [C]//Advances in ecological research Washington D. C.: Academic Press Limited **27**: 1 - 60.
- [20] 申建波, 张福锁, 毛达如. 根际微生物系统中的碳循环 [J]. 植物营养与肥料学报, 2001, **7** (2): 232~240.
- [21] 项学敏, 宋春霞, 李彦生, 等. 湿地植物芦苇和香蒲根际微生物特性研究 [J]. 环境保护科学, 2004, **30** (124): 35~38.
- [22] 李今, 马剑敏, 张征, 等. 复合垂直流人工湿地中基质生物膜的特性 [J]. 长江流域资源与环境, 2006, **15** (1): 54~57.
- [23] Andersen F ϕ , Olsen K R. 1994. Nutrient cycling in shallow, oligotrophic Lake Kvie Denmark: effects of isoetid on the exchange of phosphorus between sediment and water [J]. *Hydrobiologia*, **275/276** (1): 267 - 277.
- [24] Christensen K K, Andersen F ϕ . 1996. Influence of *Littorella uniflora* on phosphorus retention in sediment supplied with artificial porewater [J]. *Aquatic Botany*, **55**: 183 - 197.
- [25] 尹炜, 李培军, 裘巧俊, 等. 植物吸收在人工湿地去除氮、磷中的贡献 [J]. 生态学杂志, 2006, **25** (2): 218~221.
- [26] 吴振斌, 陈辉蓉. 人工湿地磷的去除研究 [J]. 水生生物学报, 2001, **25** (1): 28~35.
- [27] Adcock P W, Ganf G G. 1987. Growth characteristics of three macrophyte species growing in a natural and constructed wetland system [J]. *Wat Sci Technol*, **29** (4): 95 - 102.
- [28] Gersberg R M. 1986. Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetland [J]. *Wat Res*, **20** (3): 363 - 368.
- [29] 徐德福, 徐建民, 王华胜, 等. 湿地植物对富营养化水体中氮磷吸收能力研究 [J]. 植物营养与肥料学报, 2005, **11** (5): 597~601.
- [30] 戴全裕, 蒋兴昌, 王耀斌, 等. 太湖入湖河道污染物控制生态工程模拟研究 [J]. 应用生态学报, 1995, **6** (2): 201~205.
- [31] Ellis J B, Revitt D M, Shutes R B E, *et al* 1994. The performance of vegetated biofilters for high way run off control [J]. *Sci Total Environ*, **146/147**: 543 - 550.
- [32] Cheng S. 2001. Efficiency of constructed wetlands decontamination of water polluted by heavy metal [J]. *Ecol Eng*, **18** (5): 317 - 325.
- [33] 阳承胜, 蓝崇钰, 束文圣. 重金属在宽叶香蒲人工湿地系统中的分布与积累 [J]. 水处理技术, 2002, **28** (2): 101~103.
- [34] 朱彤, 许振成, 胡康萍. 人工湿地污水处理系统应用 [J]. 环境科学研究, 1991, **4** (5): 17~22.
- [35] 成水平, 夏宜琤. 香蒲、灯心草人工湿地研究 [J]. 湖泊科学, 1997, **9** (4): 351~358.
- [36] 鲁锐, 章北平, 刘真, 等. 人工湿地处理低浓度生活污水的填料优化级配 [J]. 武汉理工大学学报, 2006, **28** (1): 81~84.
- [37] 成水平. 人工湿地植物研究 [J]. 湖泊科学, 2002, **14** (2): 179~184.
- [38] Garcia C, Hernandez T, Roldan A, *et al* 2002. Effect of plant cover decline on chemical and microbiological parameters under Mediterranean climate [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, **34**: 635 - 642.
- [39] 王虹扬, 黄沈发, 何春光, 等. 中国湿地生态系统的外来入侵种研究 [J]. 湿地科学, 2006, **4** (1): 7~12.
- [40] 吴振斌, 陈辉蓉. 人工湿地系统去除藻毒素研究 [J]. 长江流域资源与环境, 2000, **9** (2): 66~67.

Screen Plants and Substrates of the Constructed Wetland for Treatment of Wastewater

XU De-Fu¹, Li Ying-Xue²

(1. College of Resource and Environmental Science, Guizhou University, Key laboratory of East Environmental and Geohazard Prevention, Ministry of Education, Guiyang 550003, Guizhou, P. R. China; 2. Institute of Applied Meteorology, Nanjing University of Information Science and Technology, Nanjing 210044, Jiangsu, P. R. China)

Abstract: The key techniques of the constructed wetlands including choose substrates and vegetations, and combination substrates with plants was discussed in this paper from point of view engineering. Substrates were main components in constructed wetlands, and purification capacity and lifetime of constructed wetlands were directly influenced by substrates. However, Phosphorus(P) sorption capacity of different substrates was significantly different. P sorption capacity of furnace slag was the highest, followed by fly ash, and that of sand was the lowest. In terms of maximum P sorption of the substrates tested, furnace slag was 68.4 times as compare with the sand II, and the sand I was 2.2 times as compared with the sand II. The purification capacity of constructed wetland was influenced by filter coefficient of substrates and low purification capacity and clogging phenomena in constructed wetlands might be happen resulted from low filter coefficient of substrates. However, filter coefficient of the substrates tested was also obviously different. Filter coefficient of fine-clay kaolinitic themic typic plinthudults was lower than that of sand and furnace slag. The filter coefficients for the 3 substrates was that the sand's ($184.2 \text{ m}^3 / (\text{m}^2 \cdot \text{d})$) was more than that of furnace slag ($153.7 \text{ m}^3 / (\text{m}^2 \cdot \text{d})$) and fine-clay kaolinitic themic typic plinthudults ($0.03 \text{ m}^3 / (\text{m}^2 \cdot \text{d})$). Due to the different characteristics for different section, the local substrates with the high purifying capacity were usually screen and used for the constructed wetland to reduce the constructed cost and improve the purifying efficiency and increase the lifetime of the constructed wetland.

Plants were the important components in constructed wetlands and played an important role in constructed wetlands to purify wastewater, which had the important function, such as direct uptake nitrogen(N), P and heavy metal, enhance filter coefficient of constructed wetlands, improved microbial activity and dissolve oxygen content in rhizosphere by transport secretion and oxygen from plant photosynthesis. Many plants might be used in constructed wetland, such as *Cyperus rotundus*, *Salix chaenameloides*, *Phragmites australis*, *Zizania caduciflora*, *Juncus effusus*, *Nymphaea terragona*, *Brasenia schreberi*, *Vallisneria*, *Hydrilla verticillata*, *Eichhemia crassipes*, *Pistia stratiotes* and *Azolla imbricata*. However, the capacity to purify wastewater for different plants greatly varied. The capacity of N and P uptake by *Eichhemia crassipes*, *Canna chinesis* and *Coix lacrym-jobi* was higher than that of *Acorus calamus* and *Sambucus chinensis*. The ideal plants for constructed wetlands to remove N and P should have the following characteristics of quick growth, high biomass, high content of N and P in plant, no significant pest and disease, high tolerance to stress, high uptake and removal of N and P. The local plants with the high purifying capacity were usually screened and used in constructed wetlands to enhance the purifying efficiency, to reduce the constructed cost, and to prevent invasive species.

In engineering, the purification capacity of constructed wetland was influenced by type of substrates and plants, and type of combination substrates with plants. Substrates of the constructed wetland should be chosen according to type of contamination to treat and wetland to construct. Plants of the constructed wetland should be chosen according to climate and type of substrate. In addition, the rationally plants and substrates chosen, and combination plants and substrates were insured to improve purifying efficiency of the constructed wetlands.

Key words: constructed wetland; substrate; plant; wastewater