第 8 卷 第 3 期
1996 年 9 月

湖 泊 科 学
JOURNAL OF LAKE SCIENCES

Vol. 8, No. 3
Sep., 1996

人工湿地废水处理系统的生物学基础研究进展

成 水 平

(中国科学院水生生物研究所,武汉 430072)

提要 主要阐述了人工湿地废水处理系统中生物学基础的研究进展。至今,对作为湿地生产者的水生植物研究较多,水生植物除直接吸收利用废水中的营养物质、吸附和富集重金属外,还起输送氧气至根区、形成根区多种微环境和维持湿地水力传输的作用;而对作为湿地分解者的微生物(包括细菌、放线菌、真菌、原生动物和藻类)的研究较少,湿地微生物的代谢活动是废水中有机物质降解的基础机制。应加强人工湿地中生物学基础、特别是湿地中微生物的结构与功能的研究,以有利于进一步探讨人工湿地净化废水的机理及改善和提高人工湿地的废水净化效果。

关键词 人工湿地 废水处理 水生植物 微生物

国际上认为湿地(wetland)为陆地和水域交汇处,地表有暂时或永久性的浅层积水,以水生植物为优势种。包括沼泽、海涂、湖滩、湿草地及水深 6m 以内的浅水湖泊。而人工湿地尚无完整的概念,国际上常以 constructed wetland 或 artificial wetland 名词出现,可见其继承了湿地的水陆交汇处的概念,并参入了人为的因素,由人工构筑而成,以示与天然湿地相区别。其实广义而言,水稻田也是一类人工湿地。本文论及的人工湿地,是专指为充分发挥湿地生态系统的废水处理功能、提高污水净化效果而构筑的人工湿地。在本世纪 70 年代以前,国际上采用天然湿地进行废水处理,鉴于其有淤积、负荷低、效果不太理想等缺点,70 年代以来,科研工作者于是对天然湿地进行改造或人工建造湿地,从而形成了快速有效的人工湿地废水处理新技术。基于此,用于污水净化的人工湿地可以解释为一种由人工将石、砂、土壤、煤渣等介质按一定比例构成的、且底部封闭,并有选择性植入水生植被的废水处理生态系统。介质、水生植物和微生物是其基本构成,净化废水是其主要功能,水资源保护与持续利用是主要目的。

最早开发湿地资源,利用湿地进行废水处理的要数美国麻萨诸塞州的香蒲沼泽地,总体上对磷的去除率可达 68%,到目前已运行了 80 多年[1]。Fetter(1976)等则较早地采用了人工湿地净化地表废水(包括村镇、畜牧业、道旁废水等),BOD_5 去除率达 77%,大肠杆菌的去

收稿日期:1995-06-26;接收日期:1995-09-05。

作者简介:成水平,男,1969 年生。1991 年毕业于武汉大学环境科学系,1996 年于中国科学院水生生物研究所获硕士学位。

除率达 99%，认为人工湿地是一种价廉有效的废水处理新技术[2]。人工湿地废水处理系统净化废水的原理是：湿地生态环境中所发生的物理、化学和生物学作用的综合效应，包括沉淀、吸附、过滤、分解、固定、离子交换、络合反应、硝化和反硝化作用、营养元素的摄取、生命代谢活动的转化和细菌、真菌的异化作用等。

人工湿地废水处理的效果与湿地的构成（介质、水生植物和微生物）密切相关，更好地发挥湿地生态环境中的物理、化学和生物学效应，快速有效地处理废水是人工湿地建成的初衷。下面将介绍人工湿地废水处理系统的生物学效应及生物学基础研究进展。

1　人工湿地中的水生植物

水生植物作为湿地的优势种，在治理受有机物污染的土壤和地下水的过程中有以下优势：(1) 通过光合作用为净化作用提供能量来源；(2)具有美观可欣赏性，能改善景观生态环境；(3) 可以收割回收资源；(4)可作为介质所受污染程度的指示物；(5) 能固定土壤中的水分，圈定污染区，防止污染源的进一步扩散；(6) 水生植物庞大的根系为细菌提供了多样的生境，根区的细菌群落可降解多种污染物质；(7) 输送氧气至根区，有利于微生物的好氧呼吸[3]。Brix 提出了人工湿地废水处理的根区方法（root-zone method），认为原理是通过人工湿地的植物根区，经过微生物的降解、植物的吸收利用和一些物理、化学等过程而净化废水的[4]。水生植物除直接吸收利用废水中的营养物质及吸附、富集一些有毒有害物质外，还有两个重要的功能：输送氧气至根区和维持介质的水力传输[4]。由于水生植物将氧气输送至根区，致使人工湿地植物根区的还原态介质中形成了氧化态的微环境，这种根区有氧区域和缺氧区域的共同存在为根区的好氧、兼性厌氧和厌氧微生物提供了不同适宜的小生境；同时，由于植物的根和根系对介质穿透作用，在介质中形成了许多微小的气室或间隙，减小了介质的封闭性，增强了介质的疏松度，从而介质的水力传输得到加强和维持。Dunbabin 等测试了小型湿地根区的氧浓度、pH 值及氧化能力，发现三者在有植物系统中皆高于无植物系统，即使在人工湿地中补充碳量加大耗氧量，无植物系统中氧浓度大量下降的情况下，有植物系统根区仍然能保持着氧化状态[5]。基于水生植物在人工湿地废水处理中的重要功能，有植物系统对废水中的总氮、BOD_5、氨氮和重金属等的去除能力明显高于无植物系统[5~7]。

水生植物本身主要是通过根系从废水中吸收营养物质加以利用、吸附和富集重金属及一些有毒害的物质，其净化效果与根系的组成、长式和生长深度密切相关，同时水生植物对介质的输氧能力和穿透介质的作用也与根系的发达程度相关，因此，不同水生植物的人工湿地废水净化效果存在着差异。例如，香蒲属植物在我国有 12 种之多，有的种类高达几米，有的则高不足 30cm。因此，选择香蒲作为净水植物时，要选择长苞香蒲（*Typha angustata*）和水烛（*Typha angustifolia*）等大型种类，它们不仅有粗壮的根系，还有许多发达的不定根，而小型种类根系的发达程度无法与前者相比拟。Gersberg 等作了不同高等水生植物人工湿地净化市政综合废水的研究[8]，发现进水中氨氮的浓度为 24.7mg/L 时，经过藨草（*Scirpus validus*）、芦苇（*Phrogmites communis*）和香蒲（*Typha latifola*）三种单一植物的人工湿地处理后，出水氨氮的浓度分别为 1.4、5.3 和 17.7mg/L，藨草、芦苇对废水中氨氮的去除能力明显高于香蒲；从三块湿地对废水中 BOD_5 的去除效果来看，藨草（去除率为 96%）优于芦苇（81%）和香蒲（74%），它们的出水 BOD_5 浓度为 5.3～30.4mg/L，好于或等效于常规二级水

处理出水质量(30mg/L)。

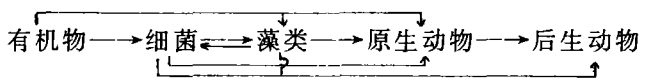
人工湿地中水生植物对废水的净化效果也受温度等环境因子的影响。不同季节植物的生长状况和代谢活动不一,因而,植物吸收和利用营养物质、吸附和富集重金属和一些有毒有害物质的能力存在着差异。池杉(*Taxodium ascendens*)人工湿地在32℃条件下对总氮、总磷的去除效果好于20℃条件下的去除效果[7]。在不同气候的地区,有的水生植物不仅不能很好地净化废水,还可能不适应当地气候条件而不能旺盛生长。例如,深圳白泥坑水源保护的人工湿地中,灯芯草(*Juncus effesusl*)因生长不好而遭淘汰[9],而安徽马钢采用灯芯草对金属矿酸性废水处理效果良好[10]。

水生植物,特别是挺水植物,有许多种类可以应用于人工湿地废水处理系统中。目前,据文献报道部分利用种类有藨草、芦苇、香蒲、灯芯草、菖蒲(*Acorus calamus*)、莎草(*Cyperus* sp.)、荆三棱(*Scirpus maritimus*)、茭草(*Zezania latifolia*)、水花生(*Hydrocotyl ranunculoides*)和田边草(*Festuca* spp.)、黑麦草(*Lolium* spp.)、兰花草(*Poa* spp.)以及池杉等[7~13]。这些植物的人工湿地较广泛地应用于生活污水、金属矿酸性废水、畜牧业、食品工业废水等的处理研究及实际应用之中。对于净化有机废水的湿地水生植物由于根系的吸收作用固定了部分营养物质,因此,应对水生植物进行收割,以防植物残体腐烂、营养物质重新进入人工湿地废水处理系统;而对于净化金属酸性矿水的湿地水生植物也应及时处理,对植物残体进行收集、焚烧回收或固定重金属。

人工湿地水生植物的研究如上所述已比较多。而目前如何形成适宜的人工生境,即建造适宜的人工湿地生态系统,供水生植物良好生长,充分发挥其各种功能;如何选择植物种类以及多种类的优化组合,达到更好地调控人工湿地的净化功能以及回收废水资源等均需进一步研究。为了更好地回收资源,种植水稻、蔬菜等种类进行有机废水处理的人工湿地的研究也已经开始。

2 人工湿地中的微生物

传统废水生物处理生态系统中,主要的生物有细菌、藻类、原生动物、真菌和后生动物等[14]。这些生物形成如下食物网来完成废水处理过程:



在这个食物网中,细菌起分解作用,直接分解、吸收利用有机质;藻类为供氧者,也直接吸收、利用一些营养物质,原生动物、后生动物则通过摄食维持生态系统的平衡。我们知道,活性淤泥法主要是利用细菌→原生动物→轮虫的生物链完成废水处理过程。综合生物氧化塘系统中的细菌、藻类在去除水体有机物时起着重大作用[15,16]。人工湿地中微生物同样起着分解作用。植物根区好氧微生物的活动有利于硝化作用[4,6],并加强湿地对重金属的吸附和富集作用[5]。

人工湿地处理废水时,有机物的降解和氮化合物的脱氮作用、磷化合物的转化等主要是由植物根区的微生物活动来完成。植物根将氧气输送到根区,形成了根表面的氧化状态,废水中大部分的有机物质在这一区域被好氧微生物利用氧(O)这一终端电子受体而分解成为

二氧化碳和水，另外，氨则被这一区域的硝化细菌硝化；离根表面较远的区域氧气浓度降低，属于兼性区，硝化作用仍然存在，但主要是依靠反硝化细菌将有机物降解，并使氮素物质以氮气的形式释放到大气中。在根区的还原状态区域，则是经过厌氧细菌的发酵作用，将有机物质分解成二氧化碳和甲烷释放到大气中。由于人工湿地存在着这样一些氧化区、兼性区、还原区，不同区域微生物群的相互配合作用而将有机物以及氮素化合物等去除；此外，这种多样的生境中，微生物也可将有机氯等化合物降解[4,17,18]。对于废水中的磷化合物，有机磷及溶解性较差的无机磷酸盐都不能直接被水生植物吸收利用，只有经过磷细菌等的代谢活动，将有机磷化合物转变为简单的磷化物（主要是磷酸盐）和使诸如磷酸钙等可溶解性差的磷化合物溶解[19]，才能被植物吸收利用，从而通过水生植物的收割而将磷从废水和湿地系统中带走。由此可见，人工湿地微生物的代谢活动是废水中有机物降解的基础机制，废水中的有机污染物质包括含氮、磷等元素的物质，主要是经过人工湿地中的微生物代谢活动，降解成终极产物释放到大气中，或为水生植物及微生物可以吸收利用的营养物质，或转化成为对水环境无害或毒害减少的物质。

人工湿地的微生物群是极其丰富的，其群落结构与活力也随生境的不同而不同。Duncan 等以土壤呼吸量、反硝化酶活动（DEA）等为指标比较了人工湿地与天然湿地微生物之间的差异，发现人工湿地中 DEA 显著高于天然湿地（$P<0.05$），而土壤呼吸量则正好相反，天然湿地中明显高于人工湿地（$P<0.05$）[20]；Vecchioli 等则在人工湿地中加入营养物质，发现碳源的补充更有利于微生物的生长和废水中碳水化合物的降解[21]；温度的变化引起人工湿地对废水中总氮、总磷净化效果发生变化[7]，这有可能是由于温度变化引起湿地微生物的结构发生一些变化的结果。尽管有这样的一些研究和推测，但对于不同湿地中微生物的组成、微生物所发生的不同反应和不同的降解作用等研究较少。对于藻类的研究，目前一直以水体中藻类较多，人工湿地藻类研究偏少。因此，较系统地研究人工湿地中的细菌、放线菌、真菌、原生动物和藻类对于进一步了解湿地净化废水的机理是必要的，人为适当地改造湿地微生物群落结构对调控人工湿地的废水净化功能将起积极作用。

总之，人工湿地废水处理系统是一种价廉、快速有效的、可广泛应用的废水处理新技术，应加强人工湿地的生物学基础研究，特别是加强人工湿地微生物的研究，充分地发挥生物学效应，使人工湿地技术更加完善。

致谢　本文随蒙夏宜琤研究员审阅，谨表谢意。

参 考 文 献

1 Yonika D & Lowry D. Wetland disposal of wastewater treatment plant effluent. Interdiscip Environ Planning Inc, Wayland, Mass, 1978

2 Fetter C W, Sloey W E & Spanger F L. Potential replacement of septic tank drain fields by artificial marsh wastewater treatment systems. *Ground Water*, 1976, **14**(6):396～402

3 Shimp J F *et al*. Beneficial effect of plants in the remediation of soil and groundwater contaminated with organic materials. *Critical Reviews in Environ Sci Tech*, 1993, **23**(1):41～47

4 Brix H. Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants—the root-zone method. *Water Sci Tech*, 1987, **19**:107～118

5 Dunbabin J S, Pokorny J & Bowmer K H. Rhizosphere oxygenation by *Typha domingensis* Pers. in miniature artificial wetland filters used for metal removal from wastewaters. *Aquatic Botany* 1988, **29**:303～317

6 Rogers K H, Breer P F & Chick A J. Nitrogen removal in experimental wetland treatment systems: evidences for the role of aquatic plants. *Res JWPCF*, 1991, **63**(7):934～941

7 杨昌凤等. 模拟人工湿地处理污水的试验研究. 应用生态学报, 1991, **2**(4):350～354

8 Gersberg R M, *et al*. Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands. *Water Res*, 1986, **20**(3): 363～368

9 朱 彤等. 人工湿地污水处理系统应用研究. 环境科学研究, 1991, **4**(5):17～22

10 唐述虞等. 金属矿酸性废水的湿地生态工程处理研究. 中国环境科学, 1993, **13**(5):356～360

11 Schwer C B & Clausen J C. Vegetative filter treatment of dairy milkhouse wastewater. *J Environ Qual*, 1989, **18**:446～451

12 Pride E E, Nohrsteds J S & Benefield L D. Utilization of createds wetlands to upgrand small municipal wastewater treatment systems. *Water Air Soil Pollution*, 1990, **50**:371～385

13 Rickerl, D H, Sancho F O & Ananth S. Vesicular-arbuscular endomy corrhizal colonization of wetland plants. *J Environ. Qual*, 1994, **23**(5):913～916

14 漆国先. 废水处理中生态系统的研究. 环保科技, 1993, **15**(2):6～11

15 夏宜琤等. 综合生物氧化塘污水净化的生物学基础研究. 见:国家环境保护局编. 水污染防治及城市污水资源化技术. 北京:科学出版社, 1993. 637～643

16 詹发萃等. 凤眼莲根区异养细菌的群落特征与异养活性的研究. 水生生物学报, 1993, **17**(2):150～156

17 Breen P F. A mass balance method for assessing the potential of artificial wetlands for wastewater treatment. *Water Res*, 1990, **24**(6):689～697

18 Conley L M, Dick R I & Lion L W. An assessment of the root zone method of wastewater treatment. *Res JWPCF*, 1991, **63**:239～247

19 许光辉, 郑洪元. 土壤微生物分析方法手册. 北京:农业出版社, 1986. 314

20 Duncan C P & Groffman P M. Comparing microbial parmeters in natural and constructed wetlands. *J Environ Qual*, 1994, **23**(2):298～305

21 Vecchioli G I, *et al*. Use of selected autichthonous soil bacteria to enhance degradation of hydrocarbons in soil. *Environ Pollut*, 1990, **67**(3):249～258

ADVANCES IN BIOLOGICAL FUNDAMENTAL STUDIES ON ARTIFICIAL WETLAND WASTEWATER TREATMENT SYSTEM

Cheng Shuiping

(*Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan* 430072)

Abstract

This paper describes the advances in biological fundamental studies on artificial wetland wastewater treatment systems. In general, wetlands are the overlappd parts of the land and water area, temporary or permanent shallow water is over the surfaces, and macrophytes are the dominant species. From the 1970s, artificial wetland wastewater treatment systems were developed from wetlands to enhance the wetlands' water purifying function. Mediums, macrophytes, microorganisms are the basic elements and wastwater treatment is the main function of the artificial wetlands.

At present, much more studies are carried out on the role of macrophytes in artificial wetlands, but fewer on microorganisms(including bacteria, actionomyces, fungus, protozoan, algae). Macrophytes uptake nutrients, adsorb and accumulate metals and other pernicious substances directly, also supply oxygen to the rhizosphere, establish diversified microcosms, increase and stabilish the hydraulic conductivity of the wetland. However, microorganisms are decomposers in wetland. The metabolic activities of microorganisms are the basic mechanisms of the organic content decomposing. During the microorganisms' metabolic activities, organic substances can be decomposed into terminal products which evaporate into the atmosphere, or nutrients which macrophytes and microorganisms can uptake, or substances which no or less pernicious to water area.

Therefore, the studies on biological fundamental in artificial wetland must be developed, especially on microorganisms. Making systematic studies on the bacteria, actinomyces, fungus, protozoans and algae of the wetland are very useful for pursuing the mechanisms of wastewater treatment further and enhancing pollutant removal effects in artificial wetland.

Key Words　artificial wetland, wastewater treatment, macrophyte, microorganism