

人工湿地的氮去除机理

卢少勇^{1,2}, 金相灿¹, 余刚²

(1. 中国环境科学研究院 湖泊生态环境创新基地国家环境保护湖泊污染控制重点实验室 100012; 2. 清华大学环境科学与工程系, 北京 100084)

摘要:湖泊等水环境的富营养化给人类带来诸多损害,如环境、生态和经济等方面的损害。富营养化的原因和控制途径引起了包括中国在内的很多国家的关注。我国针对水环境的富营养化问题开展了大量的工作。氮是引发水环境富营养化的主要营养物质之一。外源氮负荷(分点源和非点源两部分)是水环境污染负荷的重要组成部分。传统污水处理技术应用于收集系统欠缺的非点源污染的治理时成本过高。人工湿地是有效削减水环境中外源氮负荷的重要技术手段,在处理非点源污染源带来的氮负荷时更是如此。人工湿地具有氮去除效果好、耐冲击负荷能力强、投资低和生态环境友好等优点。因此人工湿地非常适合于水环境富营养化的防治。阐明人工湿地中氮的去除机理对水环境的富营养化等具有重要的意义。防渗人工湿地的氮去除机理主要包括挥发、氨化、硝化/反硝化、植物摄取和基质吸附。未防渗的人工湿地中,周围水体与人工湿地的氮交换影响着人工湿地中氮的去除。一般情况下,人工湿地中硝化/反硝化是最主要的氮去除机理。pH 值小于 7.5 时,氨挥发可忽略。pH 值在 9.3 以上时,氨挥发很显著。处理生活污水的人工湿地中氮的去除主要是依靠微生物的硝化/反硝化作用。在进水负荷低、气候适宜、植物物种适宜和收割频率与时机适宜的条件下,植物收割可能成为主要的去氮途径。人工合理导向的湿地的氮去除效果通常优于天然湿地。合理的设计(填料的搭配、植物物种的配置以及布水和集水的优化)对人工湿地系统中氮去除的改善有重要影响。合理的运行,如有效的水位控制,正确的植物培育、合理的植物收割等,能有效地改善湿地中的氮去除。

关键词:富营养化;人工湿地;氮;去除机理

文章编号:1000-0933(2006)08-2670-08 中图分类号:Q178 文献标识码:A

Nitrogen removal mechanism of constructed wetland

LU Shao-Yong^{1,2}, JIN Xiang-Can¹, YU Gang² (1. Research Center of Lake Environment, Chinese Research Academy of Environment Sciences, State Environmental Protection Key Laboratory for Lake Pollution Control, Beijing 100012, China; 2. Department of Environmental Science and Engineering, Tsinghua University, Beijing 100084, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26(8): 2670 ~ 2677.

Abstract: Eutrophication of lakes and aquatic systems deteriorate the ecosystem and economy. The causes and controls of eutrophication have attracted attentions worldwide, including China. Extensive research has been carried out on problems related to eutrophication in China. Nitrogen is one of the major nutrients contributing to the eutrophication in aquatic environments. The external nitrogen load (including point source and nonpoint source) is an important component of the total water-pollutant load. The traditional wastewater treatment technology, which lacks in integrated collection systems, poses excessive investment costs on the control of nonpoint pollution. The constructed wetland is an important technology to reduce the external nitrogen load, especially from the nonpoint source. It is capable of effectively removing nitrogen and handling a high pollutant load; moreover, it is friendly to eco-system and requires low investment costs. Thus the constructed wetland is especially fit for controlling the eutrophication. Illustrating the nitrogen removal mechanisms in constructed wetland has an important meaning on the eutrophication in aquatic systems. The nitrogen removal mechanism in the constructed wetland with a leak-proof layer consists of volatilization,

基金项目:国家重点基础研究发展规划项目(2002CB412302);国家重大科技专项资助项目(K99-05-35-02)

收稿日期:2005-06-09; **修订日期:**2006-02-15

作者简介:卢少勇(1976~),男,湖南人,博士,主要从事水污染治理与生态修复. E-mail:lushy2000@163.com

致谢:非常感谢美国 Cary T. Chiou 教授对本文英文摘要的润色

Foundation item: The project was supported by The Major State Basic Research Development Program of China (973Program) (No. 2002CB412304); The Major Special Program of the Ministry of Science and Technology "Non-point source pollution control in Dianchi Lake basin" (863 Program) (No. K99-05-35-02)

Received date: 2005-06-09; **Accepted date:** 2006-02-15

Biography: LU Shao-Yong, Ph.D., mainly engaged in water pollution control and ecological restoration. E-mail: lushy2000@163.com

ammonification, nitrification/denitrification, plant uptake, and matrix adsorption, is reviewed in this paper. In a constructed wetland without a leak-proof layer, the nitrogen exchange with the surrounding environments has significant effects on the nitrogen removal rate. Generally, nitrification/denitrification is the major nitrogen removal mechanism in constructed wetlands. Volatilization is insignificant when the pH of the wastewater is less than 7.5. Volatilization is significant when the pH is higher than 9.3. Nitrification/denitrification is the major nitrogen removal mechanism in constructed wetlands treating domestic wastewater. Under low influent loads, suitable climate conditions, and appropriate plant species, the plant-harvest process maybe the major nitrogen removal pathway. Well-managed artificial wetlands usually show a better nitrogen-removing efficiency than do natural wetlands. Sound system designs (e.g., the medium configuration, the arrangement of helophytes, and the optimization of water distribution and collection) have a direct impact on the nitrogen removal in constructed wetlands. Reasonable operations and maintenances, such as the effective control of the water level, the correct helophyte cultivation, and the sound helophyte harvest can effectively improve the nitrogen removal in a constructed wetland.

Key words: eutrophication; constructed wetlands; nitrogen; removal mechanism; mono

人工湿地是 20 世纪 70 年代在德国开始发展的污水处理工艺^[1],为由填料(原位土壤或人工填料)、生长在其上的水生植物和附着与悬浮在二者上的微生物所组成的生态系统。该系统中污水被人为投配到常处于淹没状态、生长有水生植物的填料中。沿一定方向流动的污水中的污染物在填料、耐水植物和微生物的协同作用下被去除^[1,2]。由于和传统污水处理工艺相比,人工湿地的污染物去除能力强、耐冲击负荷能力强、投资低、基本不需运行费和维护简便,故在国内外得到广泛应用^[1-7]。

具有大型挺水植物的污水处理系统通常可分为:表面流湿地(Free Water Surface Wetland / Surface Flow Wetland, FWS)、潜流湿地(Subsurface Flow Wetland, SF)和混合系统(包括分段布置的垂直流和水平流系统)^[4,5]。各类型湿地具有类似的脱氮机理。

随着全球湖泊富营养化程度的加剧,入湖污染源的氮的去除成为日益紧迫的问题,而湿地在湖泊富营养化的防治中有重要作用,天然湿地再辅以合理的人工举措后可大大提高污染物去除效率和提高生态效应,人工湿地的氮去除是一项重要功能,对人工湿地中氮去除机理的总结可为湿地的设计、运行和研究提供良好的理论依据。

1 人工湿地的氮去除机理

湿地系统通过多种机理去除进水中的氮,这些机理主要包括生物、物理和化学反应几方面的协同作用^[1,2,4,6-9],详见表 1。

表 1 湿地中的氮去除机理^[4,7]

Table 1 Nitrogen removal mechanism of constructed wetland^[4,7]

机理 Mechanism		备注 Remarks
物理 Physical	沉积 Sedimentation	固体物质的重力沉淀,通常对湿地中氮去除的影响很小 Gravitational settling of solids, usually has weak influence on nitrogen removal in the wetland
	挥发 Volatilisation	氨气从湿地中挥发,pH 值是影响湿地中氨氮挥发的重要因素 Volatilisation of NH ₃ from wetland, pH is an important factor of volatilisation of NH ₃
化学 Chemical	吸附 Adsorption	氨氮吸附通常是快速可逆,并非湿地中氮去除的长期显著途径 Adsorption of ammonia usually be quick and reversible, thus is not the long-term and significant removal pathways in the wetland
生物 Biological	微生物的作用 Bacterial metabolism	氨化和硝化/反硝化,湿地中硝化/反硝化去氮量通常较显著 Amination and nitrification, / denitrification, usually be significant nitrogen removal pathway in wetland
	植物吸收 Plant metablism	适宜条件下植物摄取的氮量较显著 Will be significant nitrogen removal pathway in wetland under feasible condition

在防渗湿地系统中,忽略湿地和周围水体的氮交换量,湿地中的氮去除机理包括挥发、氨化、硝化/反硝化、植物摄取和基质吸附。许多研究表明,湿地中的主要去氮机理是微生物硝化/反硝化^[7,10-13]。在 Santee^[7]的报道中,硝化反硝化去氮量占氮去除总量的 60%~86%。

湿地中氮的形态转化情况见图 1。未防渗湿地需要考虑湿地系统和周围水体的交换量,即图 1 中的⑩。

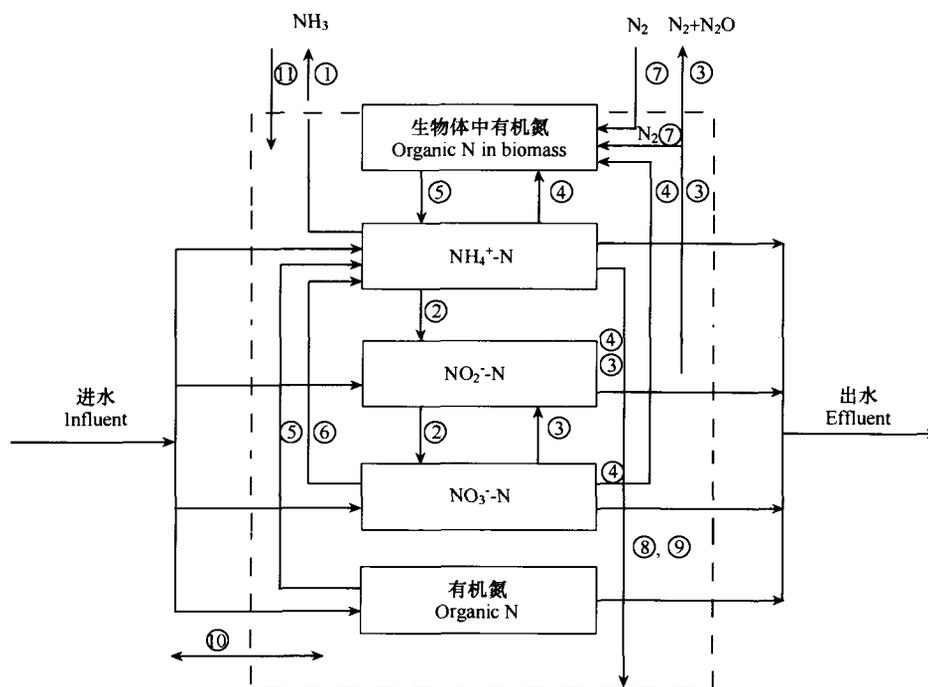


图 1 人工湿地污水处理系统中的氮形态转化图

Fig. 1 Nitrogen form transformation pathways in constructed wetland for wastewater treatment

①NH₃ 挥发 NH₃ volatilisation, ②硝化 Nitrification, ③反硝化 Denitrification, ④植物、动物和微生物吸收 Biological Uptake, ⑤氨化 Ammonification, ⑥硝酸盐氨化 Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonium, ⑦固氮 Nitrogen Fixation, ⑧离子交换 Ionic Exchange, ⑨吸附 Adsorption, ⑩与周围水体交换 Exchange with Surrounding Waters, ⑪降水带入的氮 Nitrogen in the precipitation

1.1 氨挥发

氨挥发是物化过程,水中的氨氮离解平衡方程为^[14]:



淹没土壤和沉积物中的 NH₃ 挥发和 pH 值密切相关:(1) pH = 9.3, NH₃ 和 NH₄⁺ 的比例为 1:1, 氨挥发显著;(2)pH = 7.5 ~ 8.0, 氨挥发不显著;(3) pH < 7.5, 氨挥发可忽略。湿地中藻类、浮水植物和沉水植物的光合作用常导致 pH 值升高。水平潜流湿地系统中可以忽略氨挥发作用,因为此系统中的 pH 值一般不超过 8.0^[2,3,14]。

氨挥发由水中的 pH 值、NH₄⁺ 浓度、温度、风速、太阳辐射、水生植物种类、状态和数量以及系统的 pH 值日变化等多种因素来综合决定。例如在有自由漂浮大型植物的系统中,氨挥发是重要的氮去除途径^[2,3,14]。

1.2 氨化

氨化(矿化)将有机氮转化为无机氮(尤其是 NH₄⁺-N)。有氧时利于氨化,而厌氧时氨化速度降低。湿地中氨化速度与温度、pH 值、系统的供氧能力、C/N 比、系统中的营养物以及土壤的质地与结构有关。温度升高 10℃,氨化速度提高 1 倍。氨化的最佳 pH 值为 6.5 ~ 8.5,饱水土壤中由于缓冲作用其 pH 值处于中性范围;排水良好时,由于矿化过程中硝酸盐的积累和 H⁺ 的生成导致 pH 值降低。由于氨化和硝化竞争氧气,因此系统的供氧能力对 NH₃-N 的去除的影响较大^[2,3,14]。

1.3 硝化/反硝化

硝化将铵离子生物氧化为硝酸根,是由两组自养型好氧微生物通过两个过程(方程 1-2)来完成的,亚硝酸根是此反应的中间体。硝化菌从铵或亚硝酸根的氧化过程获得能量,新细菌细胞合成以二氧化碳为碳源^[14]:





第一步,严格化能无机营养细菌(严格好氧)将 NH_4^+ 氧化为 NO_2^- ,该过程产能,在生理浓度下,产能 242.8 ~ 351.7kJ/mol,亚硝化菌可利用 5% ~ 14%。已鉴定的此类菌有:淡水和土壤中的亚硝化胞菌属(*N. europaea*)以及土壤中的亚硝化螺菌属(*N. briensis*)、*Nitrosovibrio* 属(*N. tenuis*)和亚硝化亚菌属(*N. multiformis*)。亚硝化菌将铵氧化为亚硝酸根的可能途径为:铵(NH_4^+)→羟胺(NH_2OH)→硝酰基(NOH)→硝基羟胺($\text{NO}_2 \cdot \text{NH}_2\text{OH}$)→亚硝酸根(NO_2^-)。其中 NOH 和 $\text{NO}_2 \cdot \text{NH}_2\text{OH}$ 为假设的中间化合物,二者参与反应过程。

第二步,即由兼性化能无机营养细菌将 NO_2^- 氧化为 NO_3^- 。该过程产能,在生理浓度下,产能 64.5 ~ 87.5kJ/mol,亚硝化菌可利用 5% ~ 10%。除亚硝酸根外,这种细菌还能以有机物为生长所需能源。在土壤和淡水中只发现一种亚硝酸氧化细菌,即硝化杆菌属(*Winogradskyi*),在海水中发现纤细硝化刺菌。此外,亚硝酸根氧化细菌至少有某些种能以亚硝酸根和碳源为食,甚至能在无氧环境下生长,这与铵氧化细菌不同^[2,3,6,14-19]。

可见硝化反应第一步的产能为第二步产能的数倍,欲获相同能量,所氧化的 NO_2^- 的量须为所氧化的 NH_4^+ 量的数倍,因此稳态条件下,人工湿地系统中不会积累 NO_2^- 。

硝化受温度、pH 值、溶解氧浓度、水的碱度、无机碳源、微生物数量、游离氨浓度、亚硝氮浓度、重金属、有毒有机物和碳氮比等的影响。不同环境中的最佳硝化温度为 25 ~ 35℃(纯培养液)和 30 ~ 40℃(土壤)。亚硝化胞菌属和硝化杆菌的最低生长温度分别为 5 和 4℃。硝化菌的最佳 pH 值为 7.0 ~ 8.6,经驯化后此 pH 值范围可拓宽;每氧化 1 g 氨氮为硝酸根消耗 4.37g 氧气和 7.14g 碱度(以 CaCO_3 计)。硝化反应中溶解氧浓度通常应高于 2mg/L^[2,3,6,14-19]。

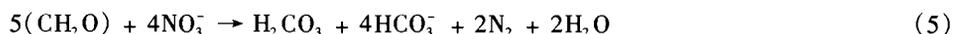
由于硝化反应第一步所产生的能量约为第二步所产生的能量的 4 ~ 5 倍,要想获得相同的能量,所氧化的 NO_2^- 的量也必须相当于所氧化的 NH_4^+ 的 4 ~ 5 倍,因此在稳态条件下,人工湿地系统中不会产生亚硝酸盐的积累。但是由于温度低于 15℃时硝化反应第一步受到明显抑制,因此在低温条件下(12 ~ 14℃)会出现亚硝氮的积累^[2,3,6,14-19]。

反硝化是指氧气耗尽后最先发生的缺氧反应,即由异养微生物将硝酸根还原为分子氮。反硝化以氮氧化物(离子和气体形式)为最终电子受体。电子从电子供体(常为有机化合物)经过几个载体系统转移到氧化程度更高的 N。得到的自由能存于 ATP 中,供反硝化细菌的呼吸所用。反硝化可用以下反应说明:



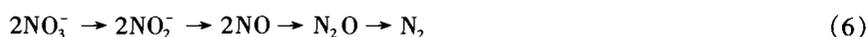
本反应不可逆,只在有机物基质存在于厌氧或缺氧条件($E_h = +350 \sim +100\text{mV}$)下发生,氮代替氧成为电子受体。从纯培养研究得到证据表明在有氧气时也可发生硝酸根还原^[2,3,6,14-19]。

反硝化过程中气态氮的产生可写成^[14]:



反硝化菌为兼性菌,多为化学异养型菌。它们只从化学反应获得能量,并以有机物为电子供体和细胞生长的碳源。土壤中最重要反硝化菌有芽孢杆菌属(*Bacillus*)、微球菌(*Micrococcus*)和假单胞菌属(*Pseudomonas*);水中最重要反硝化菌有假单胞菌属(*Pseudomonas*)、气单胞菌属(*Aerobacter*)和弧菌(*Vibrio*)。其它反硝化菌有无色细菌属(*Achromobacter*)、气杆菌属(*Aerobacter*)、产碱杆菌属(*Alcaligenes*)、*Azospirillum*、短杆菌属(*Brevibacterium*)、黄杆菌属(*Flavobacterium*)、*Spillum*、变形杆菌属(*Proteus*)和硫杆菌(*Thiobacillus*)。当存在氧气时,这些微生物将碳水化合物氧化为 CO_2 和 H_2O 。反硝化菌在好氧呼吸(电子受体为 O_2)和厌氧呼吸(电子受体为氮)时所用的电子转移系统相同,该系统在好氧和厌氧时均起作用,这非常重要,因为这使得缺氧条件(氧化还原电位约为 300mV)出现后硝化反应能进行较快而不引起微生物量的变化^[2,3,6,14-19]。

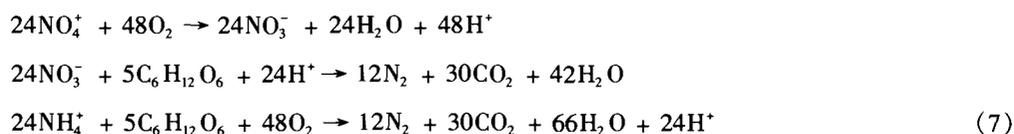
一般认为,硝酸根转化为气态氮的生物化学变化过程为^[14]:



影响反硝化的环境因素包括氧浓度、氧化还原电位、土壤湿度、温度、pH 值、反硝化细菌、土壤类型、有机物质和有无存水等。反硝化中产生的 N_2O 量取决于反硝化氮的量以及产生的 N_2 和 N_2O 的比例。该比例受充氧、pH 值、温度和反硝化系统中硝酸根与氨氮的比例的影响。低 pH 值时,反硝化的第二步受抑制,pH < 4.0 时,气态氮以 N_2O 为主;pH > 6.0 时,气态氮以 N_2 为主,大量排放温室气体 N_2O 会加剧全球变暖,因此用于污水处理的人工湿地的土壤的 pH 值应不低于 6.0^[2,3,6,14-19]。

氧的存在会抑制反硝化酶,反硝化细菌为兼性细菌,既可进行有氧呼吸又可进行无氧呼吸,但因为有氧呼吸产能多因此优先进行有氧呼吸。反硝化的最佳 pH 值为 7~8,反硝化产生碱度而导致 pH 值升高。温度变化会对反硝化有强烈影响,在温度低于 5℃ 时反硝化速度很慢。在湿地中可能由于前端有机物的大量降解而后端的碳源不足,限制反硝化作用的进行,可考虑增加碳源来解决此问题^[2,3,6,14-19]。

因为在淹水土壤中好氧区和厌氧区同时存在,硝化和反硝化作用在淹水土壤中可同时出现,在这些区域发生的反应可合并为^[14]:



如前文所述温度对氨化、硝化和反硝化的显著影响,因此在寒冷地区的冬季如何提高湿地的氮去除率,是研究者面临的难题。在夏季增加硝化速率和在冬季增加反硝化速率能够提高氮去除率,淹水深度的季节性控制是解决途径之一。冬季时在初始硝氮(NO_3^- -N)浓度为 2~14 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,人工湿地中的反硝化速率为 200~5000 $\text{mgN}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$,比天然湖泊、河口以及湿地沉积物中高 1~2 个数量级;旨在除氮的表面流湿地中,硝酸盐的反硝化明显遵从一级动力学;周期性干湿交替将大大促进湿地的硝化和反硝化。在碳源不足的系统中,利用系统自身的碳源(植物残体)可促进硝化反硝化过程^[2,3,6,14-19]。

1.4 植物摄取

植物吸收的氮素主要是铵态氮和硝态氮,也包括一些小分子含氮有机物如尿素和氨基酸等。芦苇和香蒲对 NO_3^- -N 的吸收速率分别约为 0.5 $\text{g}/(\text{m}^2\cdot\text{a})$ 和 3.3 $\text{g}/(\text{m}^2\cdot\text{a})$ ^[3,20-34]。

植物摄取氮的潜在速度受其净生长量和植物组织中氮浓度的限制。氮储存在植物组织中氮浓度和最终生物量积累潜力。因此在人工湿地的植物选择中宜选择生长快、组织氮含量高和单位面积产量高的植物作为氮同化和储存的植物^[3,20-34]。

国内外学者对植物氮含量和去氮能力进行了大量研究。研究表明湿地植物组织的氮浓度和储存量受植物类型、组织类型、进水浓度和季节的影响^[3,20-34]。

表 2 为不同植物的摄入量(即植物收获所能去除的量)^[3,20-34]。

Vymazal^[3]认为在用于二级处理的人工湿地系统(尤其是挺水植物的湿地系统)中,靠收割植物所能去除的营养物量占进水负荷的比例不显著;最佳条件下随生物量去除的氮量占氮去除总量的 10%~16%。用于深度处理的湿地系统,收割植物对营养物量的去除可能有更重要的作用。而研究^[28-31]表明,受收割频率、进水负荷等的影响,植物收割去除的氮量占湿地氮去除总量的比例占氮进水总量的 3%~71%。如 Koottatep 等^[29]报道了 4 种收割间隔下(2、4、8 周和 12 周收割 1 次)的香蒲人工湿地中的植物吸收氮量的研究,结果表明收割间隔为 8 周时氮的植物摄取为 7.1~7.5 $\text{kg}/(\text{hm}^2\cdot\text{d})$,为 TN 进水量的 66%~71%。对应这 4 种收割间隔的系统其 TN 去除效率分别为 73%,78%,86%

表 2 不同植物的摄氮量^[3,20-34]

Table 2 Nitrogen assimilation of various helophytes^[3,20-34]

植物类型 Helophyte type	摄氮量 $\text{kgN}/(\text{hm}^2\cdot\text{a})$ Nitrogen assimilation amount
浮水植物(如水葫芦) Floating plant (such as <i>Hyacinth</i>)	2000 ~ 6000
挺水植物 Submergent Helophyte	73 ~ 2737
沉水植物 Emergent Helophyte	700

和 80%。

综上所述,植物收割除氮量占湿地进水氮的比例取决于植物收割频率和时期、进水负荷、气候条件、湿地出水水质要求和植物物种(生物量和植物营养物含量)等因素。

人工湿地工程中,植物收割和植物自然凋落导致部分植物残体在湿地中滞留一段时间,若不收割,残体滞留量很大,残体会溶出释放部分碳、氮(以有机氮和氨氮的形式)和磷^[35],恶化出水水质;不过,残体形成的覆盖层利于系统的保温,残体中的碳可为反硝化提供碳源。因此适宜的收割频率、方式和时机是很重要的。

1.5 介质吸附

还原态氨氮稳定而能被吸附到介质的活性部位。但介质活性部位对氨氮的离子交换不可能作为氨氮去除的长期汇,通常认为氨氮吸附是快速可逆的。因为系统中的氨氮通过硝化作用而减少,系统会自动重新建立交换平衡,所以,在连续流系统中吸附的氨氮会与溶液中的氨氮保持平衡。间歇进水的系统会表现出由于吸附而去除大量的氨氮,因为吸附的氨氮在闲置阶段会损耗。Freundlich 方程可用于模拟氨氮的吸附过程。利用沸石的氨氮能力强的特点对暴雨径流、农田排灌水的人工湿地处理系统进行研究^{[32]①},研究表明沸石能快速吸附氮,而且条件适宜时可通过生物作用和自然充氧等作用促进沸石吸附能力的再生。

1.6 动物取食

湿地可作为一些底栖动物、野畜、哺乳动物、爬行类动物、节肢动物、脊柱动物和两栖类动物等的良好食物源,关于动物取食对湿地中氮去除的贡献的报道很少。

2 人工湿地氮去除机理实例分析

在昆明滇池东岸新村的两处处理农田排灌水的人工湿地(南、北湿地)的氮去向分析见表 3。其中出水排放中的氮不属于去除机理之列。

表 3 湿地概况与氮的主要去向*

Table 3 General situation and major nitrogen distribution of constructed wetland*

	湿地 1 Wetland 1	湿地 2 Wetland 2	南湿地 South Wetland	北湿地 North Wetland
面积 Area (m ²)	6	6	2800	4200
植物类型 Helophyte type	芦苇 (Phragmites australis)、茭白 (Zizania caduciflora)	芦苇 (Phragmites australis), 茭白 (Zizania caduciflora), 浮萍 (Lemna minor L.)	芦苇 (Phragmites australis), 茭草 (Zizania caduciflora)	芦苇 (Phragmites australis), 茭草 (Zizania caduciflora)
防渗 Impermeable	是 Yes	是 Yes	否 No	否 No
湿地类型 Wetland type	潜流 Sub-surface flow	表面流 Surface flow	表面流 Surface flow	表面流 Surface flow
进水负荷 Inlet load (kg/(hm ² ·a))	28.1	28.1	5.31	2.89
期间 Period	2001-03 ~ 2001-07		2003-01 ~ 2003-12	
收割 Harvest period	第 120 天收割 At days 120	第 120 天收割 At days 120	7 月收割茭草, 12 月收割芦苇和茭草 Zizania caduciflora at July, Phragmites australis and Zizania caduciflora at December	
植物收割带出 Helophyte harvest	19.1	23.5	18	32
出水排放 Discharge	39.4	38.8	44	44
硝化/反硝化 Nitrification/Denitrification	41.5	37.7	38	24
吸附沉淀络合 Adsorption, sedimentation and complexation	—	—	—	—

* 表中的硝化/反硝化项均包括了植物残体含量和湿地系统与周围水的交换量和降水中的氮;运行过程中 pH < 8.0, 忽略氨的挥发量 Nitrification/Denitrification including the nitrogen content in the relict of harvested helophyte, the exchange amount of wetland with surrounding water and the nitrogen in the precipitation; These wetlands have pH value lower than 8.0 during the operation period, thus the ammonia volatilisation amount is ignored here

① 卢少勇. 农田排灌水的人工湿地处理技术及工程示范研究. 北京:清华大学环境科学与工程系, 2004

刘超翔. 提高人工湿地处理生活污水效能的研究. 北京:清华大学环境科学与工程系, 2003

李旭东. 农田降雨径流氮磷污染控制沸石湿地研究. 北京:中国地质大学, 2003

唐琳鹏. 沸石潜流湿地技术脱氮除磷研究与工程应用. 北京:清华大学环境科学与工程系, 2004

南湿地进水氮的主要去除途径为硝化/反硝化,北湿地进水氮的主要去除途径为植物收割和硝化/反硝化。南北湿地的差别主要因为北湿地进水负荷低,面积大(植物生物量大),植物收割带出的氮的比例增加。

References:

- [1] Office of Water, US EPA. Subsurface Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: A Technology Assessment. 1993, 832-R-93-008 (4204).
- [2] Gao Z M, Li X F, Wang S T, *et al.* Treatment for Municipal Wastewater Treatment. Beijing: Standard Press of China, 1990. 458.
- [3] Vymazal J, Brix H, Cooper P F, *et al.* Removal mechanisms and types of constructed wetlands. In: Vymazal J, Brix H, Cooper P F, *et al.* eds. constructed wetlands for wastewater treatment in Europe. Leiden: Backhuys Publishers, 1998. 17 ~ 66.
- [4] Dierberg F E, DeBusk T A, Jackson S D, *et al.* Submerged aquatic vegetation-based treatment wetlands for removing phosphorus from agricultural runoff: response to hydraulic and nutrient loading. *Water Research*, 2002, 36(6):1409 ~ 1422.
- [5] Bai X H, Wang B Z, Yu M, *et al.* Development of constructed wetland and wastewater treatment technology and its application in China. *Journal of Harbin University of C. E. & Architecture*. 1999, 32(6): 88 ~ 92.
- [6] Verhoeven J T A, Meuleman A F M Wetlands for wastewater treatment: Opportunities and limitations. *Ecological Engineering*, 1999, 12(1-2):5 ~ 12.
- [7] US EPA. "Design manual of constructed wetlands and aquatic plant systems for municipal wastewater treatment", 1988, EPA 625/1-88/022:23 ~ 25.
- [8] Wu X L. Mechanism of Wastewater Treatment in Constructed Wetlands. *China Journal of Environmental Science*, 1995, 16(3): 83 ~ 86.
- [9] Li K D, Hu Z J. Mechanisms of sewage purification by reed bed system. *China Environmental Science*, 1995, 15(2): 140 ~ 144.
- [10] Stottmeister U, Wießner A, Kuschik P, *et al.* Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 2003, 22(1-2):93 ~ 117.
- [11] Lu S Y, Zhang P Y, Yu G, *et al.* Stabilization pond-plant bed composite system treatment of farmland irrigation and drainage water. *China Environmental Science*, 2004, 24(5), 605 ~ 609.
- [12] Bai J H, Ou Y H, Deng W, *et al.* A review on nitrogen transmission process in natural wetlands. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(2):326 ~ 333.
- [13] Liang W, Wu Z B. Review of removal mechanism in constructed wetland treating nitrogen and phosphorus from wastewater. *Environmental Science Trends*, 2000, (3): 32 ~ 37.
- [14] Vymazal J. Nitrogen removal in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow — can we determine the key process? In: Vymazal J ed. nutrient cycling and retention in natural and constructed wetlands. Leiden: Backhuys Publishers, 1999. 1 ~ 17.
- [15] Zheng X C, Li Y X. Technology of Phosphorus and Nitrogen Removal from Wastewater. Beijing: China Architecture & Building Press, 1998.
- [16] Ding J H, Shu Q. Application of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Agro-environmental Protection*, 2000, 19(5):320.
- [17] Gerke S, Baker L A, Xu Y. Nitrogen transformations in a wetland receiving lagoon effluent: sequential model and implications for water reuse. *Water Research*, 2001, 35(16):3857 ~ 3866.
- [18] Fleming-Singer M S, Horne A J. Enhanced nitrate removal efficiency in wetland microcosms using an episediment layer for denitrification. *Environment Science Technology*, 2002, 36:1231 ~ 1237.
- [19] Horne A J. Nitrogen removal from waste treatment pond or activated sludge plant effluents with free-surface wetlands. *Water Science Technology*, 1995, 31(12):341 ~ 351.
- [20] Tanner C C. Plant for constructed wetland treatment systems — A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. *Ecological Engineering*, 1996, 7(1):56 ~ 83.
- [21] Liao X D, Luo S M, Wu Y B, *et al.* Comparison of nutrient removal ability between *Cyperus alternifolius* and *Vetiveria zizanioides* in constructed wetlands. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2005, 16(1):56 ~ 160.
- [22] Xu H, Chen H Z, Xiong Q Q, *et al.* Studies on the effective and mechanisms of N and P removal in macrohydrophyte. *Journal of Harbin University of C. E. & Architecture*, 1999, 32(4), 8:69 ~ 73.
- [23] Song F, Chen Y Q, Qiao J R, *et al.* Study on the Removal Rate to Total Nitrogen in Caohai Lake (Including Sediments) by Common Submerged Macrophytes. *Research of Environmental Sciences*, 1997, 10(4):47 ~ 50.
- [24] Chen G Z, Mial S Y, Huang Y S, *et al.* Allocation, Cycle and Purged Effects of Nutrient Pollutant N in Artificial Wastewater in Simulated *Kandelia Candel* Wetland System. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 1996, 16(1):44 ~ 50.
- [25] Sun X L, Liu J S, Yu J B. A Dynamic Analysis of Nitrogen Nutrition in *Calamagrostis angustifolia* and *Carex lasiocarpa* in Sanjiang Plain, China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2000, 11(6):893 ~ 897.
- [26] Zhu Q H, Qu X R, Li X Z. Nutrient Cycling in the Reed Field. *Chinese Journal of Ecology*, 2000, 19(6): 21 ~ 23.
- [27] Reddy and Debusk. Nutrient removal potential of selected aquatic macrophytes. *Journal of Environmental Quality*, 1985, 14(4):459 ~ 462.
- [28] Tanner C C, Clayton J S, Upsdell M P. Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands II. Removal of

- nitrogen and phosphorus. *Water Research*, 1995, 29(1):27~34.
- [29] Koottatep T, Polprasert C. Role of plant uptake on nitrogen removal in constructed wetlands located in the tropics. *Water Science & Technology*, 1997, 36(12):1~8.
- [30] Meuleman Arthur F M, van Logtestijn Richard, Rijs Gerard B J, *et al.* Water and mass budgets of a vertical-flow constructed wetland used for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 2003, 20(1):31~44.
- [31] Comín F A, Romero J A, Astorga V, *et al.* Nitrogen removal and cycling in restored wetlands used as filters of nutrients for agricultural runoff. *Water Science & Technology*, 1997, 35(5):255~261.
- [32] Zhang X, Wu W Z, Wen D H, *et al.* Adsorption and desorption of ammonia-nitrogen onto nature zeolite. *Environmental Chemistry*, 2003, 22(2):166~171.
- [33] Burgoon P S, Reddy K R, Debusk T A, *et al.* Vegetated submerged beds with artificial substrates II. N and P removal^[1]. *J ASCE-EED*, 1991, 117(4):408~424.
- [34] Zhang J, Zhou Q, He R. Mechanism of nitrogen and phosphorus removal in free-water surface constructed wetland. *Ecology and Environment*, 2004, 13(1):98~101.
- [35] Lu S Y, Zhang P Y, Yu G, *et al.* The contaminants release rule of *Zizania caduciflora*, *Phragmites australis* and *Eichhornia crassipes*. *China Environmental Science*, 2005, 25(5):554~557.

参考文献:

- [2] 高拯民,李宪法,王绍堂,等. 城市污水土地处理利用设计手册. 北京:中国标准出版社, 1990.
- [5] 白晓慧,王宝贞,余敏,等. 人工湿地污水处理技术及其发展应用. 哈尔滨建筑大学学报, 1999, 32(6):88~92.
- [8] 吴晓磊. 人工湿地废水处理机理. 环境科学, 1995, 16(3):83~86.
- [9] 李科德,胡正嘉. 芦苇床系统净化污水的机理. 中国环境科学, 1995, 15(2):140~144.
- [11] 卢少勇,张彭义,余刚,等. 农田排灌水的稳定塘-植物床复合系统处理. 中国环境科学, 2004, 24(5):605~609.
- [12] 白军红,欧阳华,邓伟,等. 湿地氮素传输过程研究进展. 生态学报, 2005, 25(2):326~333.
- [13] 梁威,吴振斌. 人工湿地对污水中氮磷去除机制研究进展. 环境科学研究动态, 2000(3):32~37.
- [15] 郑兴灿,李亚新. 污水除磷脱氮技术. 北京:中国建筑工业出版社, 1998.
- [16] 丁疆华,舒强. 人工湿地在处理污水中的应用. 农业环境保护, 2000, 19(5):320.
- [21] 廖新佛,骆世明,吴银宝,等. 风车草和香根草在人工湿地中迁移养分能力的比较研究. 应用生态学报, 2005, 16(1):56~160.
- [22] 许航,陈焕壮,熊启权,等. 水生植物塘脱氮除磷的效能及机理研究. 哈尔滨建筑大学学报, 1999, 32(4):69~73.
- [23] 宋福,陈艳卿,乔建荣,等. 常见沉水植物对草海水体(含底泥)总氮去除速率的研究. 环境科学研究, 1997, 10(4):47~50.
- [24] 陈桂珠,缪绅裕,黄玉山,等. 人工污水中的 N 在模拟秋茄湿地中的分配循环及其净化效果. 环境科学学报, 1996, 16(1):44~50.
- [25] 孙雪利,刘景双,于君宝. 三江平原小叶章、毛茛苔草中氮素营养动态分析. 应用生态学报, 2000, 11(6):893~897.
- [26] 朱青海,曲向荣,李秀珍. 苇田养分生物循环的研究. 生态学杂志, 2000, 19(6):21~23.
- [32] 张曦,吴为中,温东辉,等. 氨氮在天然沸石上的吸附及解吸. 环境化学, 2003, 22(2):166~171.
- [34] 张军,周琪,何蓉. 表面流人工湿地中氮磷的去除机理. 生态环境, 2004, 13(1):98~101.
- [35] 卢少勇,张彭义,余刚,等. 茭草、芦苇与水葫芦的污染物释放规律. 中国环境科学, 2005, 25(5):554~557.