

潜流水平沸石湿地系统的脱氮调节再生功能

付融冰, 杨海真, 顾国维, 张 政

(同济大学 污染控制与资源化研究国家重点实验室, 上海 200092)

摘要: 构建了潜流型芦苇沸石人工湿地. 通过两块并行湿地的相互切换运行, 使得湿地具备了较强的氮去除能力, 也实现了沸石在湿地中的生物再生. 系统出水总氮和氨氮质量浓度分别低于 $1.98 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $0.697 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均去除率分别达到了 93.4% 和 97.8% 以上. 研究了铵交换饱和的沸石分别在湿地系统中和在沸石床中生物再生过程, 模拟了沸石生物再生时的动力学方程, 探究了湿地中沸石生物再生的机理. 沸石在湿地系统中经过 1 个月的再生, 交换容量恢复到了原来的 60.3%~62.6%, 3 个月后恢复到了原来的 94.6%~94.8%. 结果显示, 沸石在湿地中再生比在沸石床中再生效果好. 测定了再生后沸石再次交换氨氮的能力, 氨氮交换容量可以恢复到原来的 87.0% 以上.

关键词: 潜流型人工湿地; 芦苇; 斜发沸石; 生物再生; 脱氮; 调节再生功能

中图分类号: X 172

文献标识码: A

文章编号: 0253-374X(2006)04-0523-05

Adjustable and Regenerative Function of Constructed Zeolite-Wetlands for Nitrogen Removal from Domestic Wastewater

FU Rongbing, YANG Haizhen, GU Guowei, ZHANG Zheng

(State Key Laboratory of Pollution Control and Resource Reuse, Tongji University, Shanghai 200092, China)

Abstract: Phragmites australis zeolite-wetlands were constructed to remove nitrogen efficiently from wastewater through alternating influent between two paralleled wetlands. High ability of nitrogen removal and bio-regeneration of zeolite in constructed wetlands were all achieved. Concentrations of TN and $\text{NH}_3\text{-N}$ in effluent were below $1.98 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ and $0.697 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, with a mean load reduction percentage of 93.4% and 97.8%. Bio-regeneration processes of ammonia-saturated zeolite in planted wetlands and bed system were evaluated, and the kinetic models were gained. The mechanism of bio-regeneration process of ammonia-saturated zeolite in planted wetlands was investigated. After a month of bio-regeneration, the ion exchange capacity of zeolite restored to 60.3% of the original, and 94.6%~94.8% after three months. The results denoted that planted wetlands had much better bio-regeneration effect than zeolite bed system. The ion-exchange capacity of zeolite in wetlands after bio-regenerating was monitored, which could restore to 87.0% of the original.

Key words: subsurface horizontal constructed wetland; *Phragmites australis*; clinoptilolite; bio-regeneration; nitrogen removal; adjustable and regenerative function

提高人工湿地系统的脱氮能力是人工湿地污水处理技术面临的重要课题, 目前报道的人工湿地的脱氮效率多在 20%~95% 之间^[1~4]. 沸石人工湿地

是提高脱氮能力的一种强化湿地系统, 相关研究^[5]表明, 其具有极强的污水脱氮能力. 但是这些研究都是针对沸石发挥主要作用的前期阶段, 当沸石逐渐

收稿日期: 2004-10-25

基金项目: 江苏省交通厅高速公路污水处理资助项目 (02Y031)

作者简介: 付融冰 (1973-), 男, 山东日照人, 博士生. E-mail: 0410050014@mail.tongji.edu.cn

达到交换饱和时,系统持续去除氨氮的能力大为下降,湿地中沸石面临生物再生问题,对该阶段湿地脱氮效果及沸石在湿地系统中的再生缺乏研究.

本试验构建了脱氮调节再生湿地系统,通过两块并行湿地的相互切换运行,使沸石湿地具备了较高的脱氮能力,同时使沸石在湿地中的生物再生得以实现,湿地系统的强脱氮能力得以持续.系统在运行时,污水先排到 1 号湿地系统中进行除氮,随着运行时间的延长,沸石铵交换逐渐趋向饱和,出水氨氮质量浓度逐渐升高.当出水水质达不到排放标准时,停止向 1 号湿地进水,将污水切换到 2 号沸石湿地系统,继续处理污水.停止运行的 1 号湿地进行生物再生.在系统中的植物—微生物—土壤的综合作用下,铵被解吸出来,并在微生物的硝化、反硝化作用下转变为 N_2 ,湿地中沸石重新获得铵交换吸附能力,可继续处理污水.这种通过并行湿地的相互切换,实现污水脱氮和湿地沸石的生物再生,从而使湿地重新获得高效、持续的脱氮能力.本试验称其为沸石人工湿地系统的脱氮调节再生功能.

试验研究了沸石湿地在沸石再生前后的脱氮效果以及铵交换饱和的沸石在湿地中的生物再生可行

性,模拟了沸石再生过程动力学方程,探讨了沸石生物再生的机理.

1 试验材料和方法

1.1 试验材料

(1) 试验装置 脱氮效果研究采用两块设计相同的湿地 1 号和 2 号,试验装置材料为 PVC,长 2 0 m,宽 0.5 m,深 1.0 m,底部填充厚度为 0.2 m、粒径为 2~4 cm 的石灰石,上部是 0.4 m 厚的沙砾(粒径 1 mm 左右)、沸石(粒径 2 mm)和土壤三者混匀而成的介质层,床体深度为 0.6 m,运行水位高度为 0.5 m.湿地系统在 11 月份进行芦苇(*Phragmites australis*)根茎培植,6 个月之后开始试验.

沸石生物再生研究采用 1 号、3 号湿地以及 4 号沸石床.3 号系统为内径 30 cm、高 40 cm 的 PVC 桶,桶底部设有出水阀,内部填充沙砾、土壤以及沸石混合介质,种植芦苇.4 号为内径 80 cm 的无植物沸石床,装填沸石,底部设有曝气头.3 号和 4 号中所装沸石量相同.

(2) 污水水质 试验用水取自同济大学同济西苑生活小区下水道生活污水,水质情况见表 1.

表 1 新建和再生湿地进出水氮污染物质量浓度

Tab 1 N-species concentrations in inlet and outlet and load reduction percentage of wetland $mg \cdot L^{-1}$

湿地	状况	$\rho(TN)$	$\rho(NH_4^+-N)$	$\rho(NO_3^--N)$	$\rho(NO_2^--N)$
新生湿地	进水	17.86~34.50	15.53~26.10	0~0.837	1.100~4.700
	出水	0.436~1.660	0.001~0.647	0~0.028	0.045~0.300
	平均去除率/%	95.6	98.2	—	94.5
再生湿地	进水	22.1~27.4	18.67~25.69	0~0.064	0.060~2.076
	出水	1.077~1.980	0.321~0.697	0~0.003	0~0.170
	平均去除率/%	93.4	97.8	—	90.7

1.2 试验方法

(1) 沸石湿地系统脱氮效果研究.试验固定进水水力负荷为 $60 mm \cdot d^{-1}$.生活污水经预处理后,连续向 1 号湿地进水,当出水总氮(TN)质量浓度达到排放标准(设定为 $20 mg \cdot L^{-1}$)时,将进水切换到 2 号湿地.1 号停止运行,进行沸石的生物再生.3 个月后再向 1 号湿地进水,考察脱氮效果.每周监测进出水 3 次.

(2) 铵交换饱和的沸石生物再生过程模拟.3 号和 4 号系统中的沸石预先用高浓度 NH_4Cl 溶液交换饱和,测得铵饱和交换容量为 $13.74 mg \cdot g^{-1}$.运行时,污水在 3 号系统中处于淹水状态,淹水时间为 2 d,然后使湿地污水落干,空气进入系统内部复氧,为硝化细菌提供好氧环境.落干时间为 6 h,排出的污水回流到系统中,使出水中的氨氮重新回到湿地系统中转化掉.定期向系统中补充新鲜污水,弥补

蒸发损失并提供反硝化作用的碳源.4 号沸石床采用连续曝气运行,溶解氧质量浓度 $\rho(DO)$ 控制在 $3.26 \sim 5.34 mg \cdot L^{-1}$.对 3、4 号系统,每 3 d 分别向系统的进水中加入 200 mL 硝化污泥(污泥质量浓度 $\rho(VSS) = 1.2 g \cdot L^{-1}$,亚硝酸细菌为 1.4×10^7 个 $\cdot mL^{-1}$,硝酸细菌为 2.5×10^8 个 $\cdot mL^{-1}$).

分别在第 30、62、87 和 120 d 时,同时取出 1、3、4 号系统中的沸石,测定其中的 NH_4^+-N 质量分数.

(3) 湿地土壤阳离子交换容量及沸石中元素质量分数测定.分别在 3 月 21 日、7 月 25 日和 11 月 22 日,在 1 号湿地中距进水端 0、65、135、200 cm 处取土壤样品,用硫酸钡交换滴定法测定土壤阳离子交换容量.沸石中元素用交换液交换出来,采用 ICP 法(电感耦合等离子发射光谱法)测定.

(4) 沸石微生物量测定. 分别在 5 月, 7 月, 8 月和 11 月份从 3, 4 号系统中取出沸石, 用涡流器脱掉沸石上的生物膜, 用稀释法测定硝化细菌数量.

2 结果与分析

2.1 沸石湿地脱氮效果

由表 1 可知, 新建 1 号沸石湿地在负荷为 $60 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$ 的情况下, 出水 $\rho(\text{TN})$ 低于 $1.66 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均去除率 95.6%; $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 低于 $0.647 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均去除率 98.2%. $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})$ 低于 $0.028 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$ 低于 $0.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

对再生之后的 1 号沸石湿地, 在相同的运行条件下, 出水 $\rho(\text{TN})$ 低于 $1.98 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均去除率为 93.4%; $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 低于 $0.697 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均去除率为 97.8%; $\rho(\text{NO}_2^- - \text{N})$ 低于 $0.003 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\rho(\text{NO}_3^- - \text{N})$ 低于 $0.170 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 再生后的湿地对氮的去除效果和新建沸石湿地的去除效果都很好, 对总氮和氨氮的去除分别达到地表水环境质量的 V 类和 II 类. 系统维持这样的处理效果可达 3.5 个月. 试验证明, 这种交替调节再生湿地系统可以持续地具备较高的脱氮能力.

2.2 系统氨氮中交换饱和的沸石生物再生模拟

图 1, 2 为湿地中沸石生物再生动力学模拟情况.

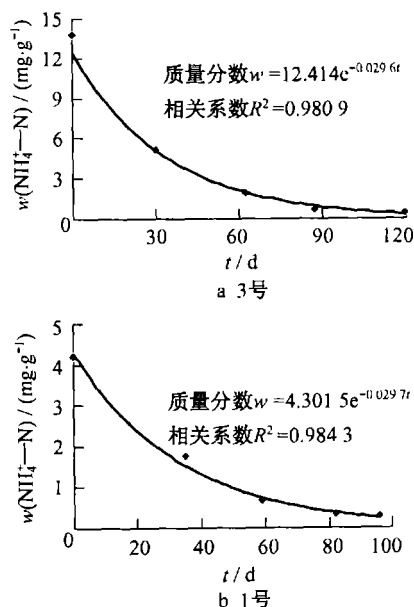


图 1 芦苇沸石系统沸石生物再生过程模拟

Fig 1 Model of bio-regeneration process of ammonium-saturated zeolite in *Phragmites australis*-wetland

从各图可见, 3 号芦苇沸石湿地中的沸石生物再生过程模拟方程为 $w = 12.414e^{-0.0296t}$ ($K =$

0.0296 , $R^2 = 0.9809$), 符合指数关系; 1 号芦苇湿地的模拟方程为 $w = 4.3015e^{-0.0297t}$ ($K = 0.0297$, $R^2 = 0.9843$). 4 号沸石床系统, 指数模拟方程为 $w = 13.559e^{-0.0041t}$ ($K = 0.0041$, $R^2 = 0.9831$), 线性模拟方程为 $w = -0.0445t + 13.438$ ($R^2 = 0.9669$). 式中, $w(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 为沸石中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的质量分数, t 为时间, K 为一级反应动力学常数, R 为相关系数.

在 3 号湿地系统中, 在再生开始后的 30 d 内, 沸石中的 $w(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 从 $13.74 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 降至 $5.14 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, 交换容量恢复了 62.6%; 在随后的近 2 个月的时间内, 沸石中 $w(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 已降至 $0.71 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, 交换容量分别恢复了 94.8%; 在第 120 d 时, 沸石中 $w(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 为 $0.45 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$.

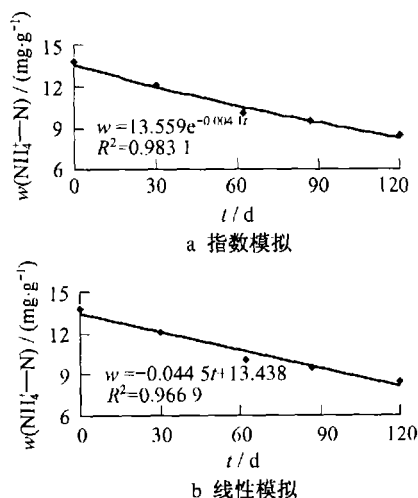


图 2 沸石床中沸石生物再生过程模拟 (4 号)

Fig 2 Model of bio-regeneration process of zeolite in bed ammonium-saturated zeolite in bed (No. 4)

由图 1b 知, 在生活污水所含氨氮质量浓度范围内, 湿地中沸石达到动态交换平衡时的交换容量为 $4.2 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, 生物再生至 $0.29 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ (即恢复的交换容量约为原来的 93.1%) 时, 所需时间约 3 个月.

在整个再生期间内, 4 号沸石床中沸石的 $w(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 从 $13.74 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 降至了 $8.47 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$. 根据指数模拟方程, 如果要降至 $0.45 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, 需 851 d, 用线性模拟要降至这个水平需 292 d 可见, 沸石在湿地中再生与在沸石床中再生的效果差别较大. 主要是因为沸石床中, 沸石周围缺乏大量可以与沸石中的铵交换的阳离子, 影响了沸石的再生进程.

2.3 铵交换饱和的沸石生物再生机理

测定了新鲜沸石、3 号湿地中再生后的沸石, 和 4 号沸石床中再生后的沸石中的阳离子种类和质量

分数.新鲜沸石中的可交换性阳离子一般是碱金属和碱土金属,试验测得新鲜沸石中交换出的主要元素是 Na, K, Ca, Sr, Mg, S, Si 等,以 Na 和 Ca 最多,是新鲜沸石中主要代换性阳离子,在每克沸石中分别含有 4 105 0 mg 和 18 880 0 mg,折合成氮氮为 11.706 mg,占饱和交换容量的 85.2%. 剩余的部分由其他阳离子占据,这些非碱金属和非碱土金属离子是通过非离子交换的方式引入沸石结构中的^[6].

测得 3 号、4 号湿地中再生后的沸石中主要元素是 Al, Ca, K, Si, S 等,这些元素来自土壤中的阳离子.土壤阳离子交换容量见表 2,其交换性能主要由土壤本身性质所决定,因此,测得的交换容量在不同空间位置 and 不同月份上相差很小.在湿地中再生后的沸石中测出了一些新鲜沸石中没有的元素,如 B, Ru, Te, Zr 等,而这些元素是土壤和废水中所含有的.这也证明了在沸石再生过程中,这些元素是通过离子交换的形式进入到沸石结构中的.

表 2 湿地系统土壤阳离子交换容量

Tab 2 Ion exchange capacity of soil in wetland $10^{-5} \text{ mol} \cdot \text{g}^{-1}$

月份	取样点 (距进水端距离) /cm				平均
	0	65	135	200	
3	11.36	11.25	11.74	11.13	11.37
7	11.56	11.34	11.07	11.42	11.35
11	11.04	11.28	11.45	11.12	11.22

在湿地系统沸石开始再生时,沸石中的 $w(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 远高于界外溶液中的 $w(\text{NH}_4^+ - \text{N})$. 首先,沸石表层结构上的孔道和空腔中的 NH_4^+ 与穿过沸石表面生物膜和液膜的土壤阳离子发生离子交换,交换速率取决于阳离子穿过沸石上生物膜和液膜的速率.在开始阶段,交换主要发生在沸石表层结构中,所以这个交换速度是较快的.从图 1a, b 可以看出,曲线的前期阶段下降较快.试验也证明,铵从沸石内部往外释放的速度要远远大于硝化细菌对 NH_4^+ 的转化速度,在再生进行到 67 d 时,测得湿地中 NH_4^+ 质量浓度仍高达 $113.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 这也说明,尽管在沸石界外 NH_4^+ 浓度很高,但是 NH_4^+ 从沸石结构中解吸出来的过程仍可以继续.

随着再生过程的延续,沸石外层结构中的 NH_4^+ 因发生离子交换而被土壤阳离子替代,交换逐渐向沸石内部通道和空腔转移.这时,交换速率取决于土壤阳离子和 NH_4^+ 在沸石内部 8 元环和 10 元环中分别向内和向外的扩散速率.由于离子在沸石深层的孔道和空腔中的扩散比较缓慢,因此沸石深层的 NH_4^+ 与外界的土壤阳离子的交换速率也变得缓慢.

图 1a, b 中的曲线在后期也变得平缓.

硝化过程需要氧,湿地系统采用连续曝气和间歇进水的方式为系统复氧.在连续曝气和落干时,硝化细菌利用氧气不受抑制.在浸水状态时,湿地内部主要是厌氧环境,利于反硝化过程.但是由于湿地植物根系具有较强的输氧能力,使得根系周围形成许多局部的好氧、缺氧区域.特别是与根系接触的沸石,与根系表面区域形成好氧微环境^[7~9].如图 3 所示,远离根系的区域呈厌氧状态,这些好氧、缺氧和厌氧微环境,使得硝化过程和反硝化过程能够同时进行.在沸石再生时,系统出水中的氨氮浓度很高,这些出水再回流到湿地中,利用湿地微生物的反硝化作用使其转化为 N_2 和 N_2O . 反应过程中产生的 NO_3^- 可以直接被湿地植物部分吸收利用.

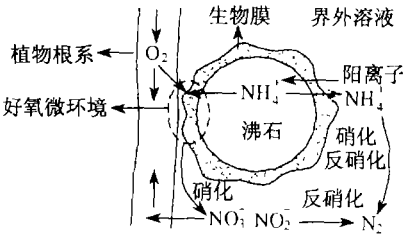


图 3 沸石生物再生时沸石界面内外的物质转换和迁移
Fig 3 Transition and reaction of matter inside and outside the zeolite surface when bio-regenerating

在湿地中,沸石既作为交换吸附铵的材料又作为硝化细菌和附着生长的载体.沸石生物膜和土壤中的硝化细菌,对维持沸石界内外的 NH_4^+ 质量浓度差起重要作用^[10].与沸石表面接触的亚硝酸细菌和硝酸细菌能直接与沸石表层结构孔道中的 NH_4^+ 作用,促进交换位的空出,从而加快再生速度.如表 3 所示,亚硝酸细菌的数量比硝酸细菌的数量少约 1 个数量级,亚硝酸细菌的生长是硝化作用的限制步骤^[11].比较 3, 4 号系统中沸石上的硝化细菌,沸石柱中沸石上的硝化细菌多于湿地系统,但是再生效果反而不好.原因是湿地中土壤具有较大的阳离子交换容量,而沸石柱中为单纯的沸石,缺乏大量可交换性离子,因此直接影响沸石的再生速率和程度.

2.4 生物再生沸石铵交换容量的恢复

将湿地中经过生物再生后的沸石取出,分别用 $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 为 $35.82 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $61.48 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $500.00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $1000.00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的溶液交换处理,然后再测定沸石中的 $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$. 见图 4.

表 3 沸石表面的微生物量

系统	亚硝酸细菌 / (个 · g ⁻¹)				硝酸细菌 / (个 · g ⁻¹)			
	30 d	62 d	87 d	120 d	30 d	62 d	87 d	120 d
3号沸石	1.0 ×10 ⁴	2.5 ×10 ⁴	3.3 ×10 ⁵	1.3 ×10 ⁵	1.4 ×10 ⁵	1.9 ×10 ⁶	3.1 ×10 ⁶	3.8 ×10 ⁵
4号沸石	1.8 ×10 ⁴	3.2 ×10 ⁵	1.7 ×10 ⁶	2.7 ×10 ⁵	2.5 ×10 ⁵	3.2 ×10 ⁶	1.7 ×10 ⁷	2.6 ×10 ⁶

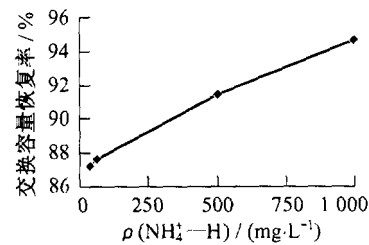


图 4 再生沸石的交换容量随交换液质量浓度的变化

Fig 4 Relationship between exchange capacity and concentration of exchange solution of zeolite after bio-regeneration

结果显示,不同质量浓度的交换液,处理的沸石交换容量的恢复程度不同.随着交换液中 $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 的升高,沸石的交换容量恢复程度也大.用 $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 为 $1\,000.00\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的交换液交换的沸石的交换容量,恢复到了原来的 94.7%,而用 $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$ 为 $35.82\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $61.48\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的交换液交换的再生沸石分别恢复到原来的 87.2%和 87.6%.可见,未使用过的沸石在湿地系统中经一定时间运行后,逐渐达到交换饱和;经湿地系统生物再生后,氨氮交换能力可恢复到原来的 87%以上.

3 结论

- (1) 芦苇沸石湿地具有很强的脱氮能力.湿地出水中总氮和氨氮的质量浓度分别控制在 $1.98\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $0.697\text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,平均去除率分别为 93.4%和 97.8%,二者分别达到地表水环境质量标准 V 类和 II 类标准.铵交换饱和的沸石在湿地植物—微生物—土壤等综合作用下,可以实现生物再生,脱氮和再生可以交替进行.
- (2) 芦苇沸石湿地中的沸石生物再生过程模拟符合指数关系.沸石在湿地中经过 1 个月的再生,交换容量恢复到了原来的 60.3%~62.6%,3 个月后恢复到了原来的 94.6%~94.8%.模拟结果显示,沸石在湿地中再生和在沸石床中再生有很大的差异.沸石的生物再生速率主要取决于其周围是否具有大量可以与铵交换的阳离子以及硝化细菌的数量.
- (3) 在湿地系统中,生物再生后的沸石再次处

理生活污水时,其氨氮交换能力至少可以恢复到原来的 87%以上.

参考文献:

[1] Bastain P K, Hammer D A. The use of constructed wetlands for wastewater treatment and recycling[M] //Moshri G A. Constructed wetlands for water quality improvement Florida: Lewis Publ, 1993: 59 - 68.

[2] Cooper P E. The use of reed bed systems to treat domestic sewage: the European design and operations guidelines for reed bed treatment systems[M] //Moshri G A. Constructed wetlands for water quality improvement Florida: Lewis Publ, 1993: 203 - 217.

[3] Juwarkar A S, Oke B, Juwarkar A, et al Domestic wastewater treatment through constructed wetlands in India[J]. Wat Sic and Tech, 1995, 32 (3) : 291.

[4] Ottova, Balcarova J, Vymazal J. Microbial characteristics of constructed wetlands[J]. Wat Sci and Tech, 1997, 35 (5) : 117.

[5] 徐丽花,周琪.人工湿地控制暴雨径流污染的试验研究[J].上海环境科学,2002,21 (5) : 274.

XU Lihua, ZHOU Qi. Experimental study on artificial wetland for controlling stormwater runoff pollution[J]. Shanghai Environmental Science, 2002, 21 (5) : 274.

[6] 张铨昌,杨华蕊,韩成.天然沸石离子交换性能及其应用[M].北京:科学出版社,1986.

ZHANG Quanchang, YANG Huarui, HAN Cheng. Characteristics and application of natural zeolite [M]. Beijing: Science Press, 1986.

[7] Armstrong W, Armstrong J, Beckett P M. Measurement and modeling of oxygen release from roots of *Phragmites australis* [M] //Cooper P F, Findlater B C. The use of constructed wetlands in water pollution control Oxford: Pergamon, 1990: 41 - 51.

[8] Sorrell B K, Armstrong W. On the difficulties of measuring oxygen release by root systems of wetland plants[J]. Journal of Ecology, 1994, 82: 177.

[9] Jespersen D N, Sorrell B K, Brix H. Growth and root oxygen release by *Typha latifolia* and its effects on sediment methanogenesis [J]. Aquatic Botany, 1998, 61: 165.

[10] Lahav O, Green M. Bioregenerated ion-exchange process: The effect of the biofilm on ion-exchange capacity and kinetics[J]. Water S A, 2000, 26 (1) : 51.

[11] Antoniou P, Hmilton J, Koopman B, et al Effect pf temperature and pH on the effective maximum specific growth rate of nitrifying bacteria[J]. Water Research, 1990, 24 (1) : 97.

(编辑:陶文文)