DOI:10.11705/j.issn.1672-643X.2018.04.20

人工湿地基质组合去除氨氮方案筛选及 影响因素的动力学分析

赵东源¹,张生¹,赵胜男¹,赵育军²,田伟东¹,刘晶晶¹ (1.内蒙古农业大学水利与土木建设工程学院,内蒙古呼和浩特010018; 2.西咸新区空港新城城乡统筹发展局,陕西咸阳712034)

摘 要:采用等温吸附方程对 6 种基质吸附氨氮的能力进行筛选,并将效果较优的 3 种材料组合成人工湿地基质试样, 通过筛选实验和不同因素影响下的动力学实验,得到不同组合基质的氨氮去除效果,分析不同温度、进水浓度和粒径下 的动力学特征。结果表明:沸石、生物陶粒和石灰石质量比在 3:1:1 时除氨氮效果最优,吸附量达到 283.814 mg/kg,去 除率为 94.61%。随着温度增高,氨氮吸附量减小。进水浓度的增加虽然可以增加吸附量,但会降低吸附效率。改变粒 径对吸附量有一定影响,但并不显著。从相关系数来看,准二级比一级动力学能更好地模拟基质吸附氨氮的过程,在估 算改变温度对平衡吸附量影响时,一级动力学估算更为准确,在改变进水浓度和粒径时,二级动力学较优。 关键词:人工湿地;基质组合;氨氮去除率;动力学分析;等温吸附方程 中图分类号:X524 文献标识码:A 文章编号: 1672-643X(2018)04-0121-06

Screening of ammonia nitrogen removal schemes from construct wetland matrix and dynamic analysis of influencing factors

ZHAO Dongyuan¹, ZHANG Sheng¹, ZHAO Shengnan¹, ZHAO Yujun², TIAN Weidong¹, LIU Jingjing¹

Water Resources and Civil Engineering College, Inner Mongolia Agricultural University, Hohhot 010018, China;
 Urban and Rural Overall Development Bureau of Airport New City of Xixian New Area, Xianyang 712034, China)

Abstract: The isothermal adsorption equation was applied to screen the adsorption capacities of ammonia nitrogen of six substrates, three of which with the best adsorbability were selected and mixed with different ratios for the base of constructed wetlands. Adsorption kinetics experiments were carried out on remove ammonia nitrogen of the substrates under the different effect factors of temperature, initial concentration, and particle size. The removal efficiencies of ammonia nitrogen of different substrate combinations were tested, which were mixed in different ratios of the selected materials. The results showed that the best removal efficiency was at the ratio of 3: 1: 1 (zeolite: bio-ceramic: limestone), at which the adsorption capacity reached 283.814 mg/kg with a removal rate of 94.61%. Meanwhile, the adsorption amount of ammonia nitrogen decreased with increase of the test temperature. Although the increase of influent load could raise the adsorption amount, the adsorption efficiency decreased. The adsorption amount did not significantly vary with the particle size distribution. The correlation coefficient showed that the adsorption processes of ammonia nitrogen were better simulated by the quasi – second – order kinetics than the first – order kinetics. When estimating the influence of temperature on the amount of equilibrium adsorption, the first – order kinetic estimation was more accurate; however, the quasi – second – order kinetics was better when the influence of temperature on the amount of equilibrium adsorption, the first – order kinetic estimation was more accurate; however, the quasi – second – order kinetics was better when the influence of temperature on the amount of equilibrium adsorption, the first – order kinetic estimation was more accurate; however, the quasi – second – order kinetics was better when the influence of temperature on the amount of equilibrium adsorption and the influence of temperature on the amount of equilibrium adsorption and the influence of temperature on the am

Key words: constructed wetland; substrate combinations; ammonia nitrogen removal; kininetics analysis; isothermal adsorption equation

收稿日期:2018-01-13; 修回日期:2018-03-28

基金项目:国家自然科学基金项目(51569019、51509133、51339002、51669022);内蒙古乌梁素海湿地生态站项目 作者简介:赵东源(1993-),男,陕西城固人,硕士研究生,研究方向:水文学与水资源。

通讯作者:张生(1960-),男,内蒙古包头人,博士,教授,博士生导师,研究方向:地下水及土壤污染控制与修复。

1 研究背景

氯磷等营养元素排入水体是造成水体富营养化 的主要原因之一^[1-2],入湖营养元素的去除受到各 界人士的广泛关注,寻找高效脱氮除磷的方式对于 控制富营养化具有重要意义^[3]。现阶段去除水中 氨氮最常见的方法有吹脱、硝化与反硝化等,但是这 些方法运行维护成本高、处理工艺复杂^[4-5]。人工 湿地以其投资少、建设运营成本低、净化效果好、工 艺简单、去除氨氮能力强等优点^[6],对湖泊富营养 化的防治起着重要的作用^[7-9]。人工湿地对污染 物的去除主要是通过水生植物的吸收^[10]、微生物硝 化作用和基质的物理化学作用共同完成的[11-12],其 中基质吸附是去除氨氮最基础方式之一[13]。在设 计人工湿地时,正确选择人工湿地基质,是使人工湿 地有效而稳定运行的关键因素^[14]。有学者通过单 一基质如活性炭、沸石、无烟煤和陶粒等对氨氮的吸 附效率筛洗,得到对氨氯吸附效果由大到小为沸石 >活性炭>粉煤灰>陶粒^[15],也有学者发现将沸石 和石灰石组合使用后氨氮的吸附量高于使用单一基 质的吸附量^[16],目前在人工湿地的基质选择上多采 用单一基质,对多种基质组合配比的选择研究相对 较少,本文不仅以粗砂、沸石、生物陶粒、陶瓷滤料、 页岩、石灰石6种常见的人工湿地基质作为研究对 象,还选择了其中去除效果较优的3种进行了组合 配比,利用等温吸附实验和吸附动力学实验,测试了 它们对氨氮的吸附能力和去除效率,并分析了不同 初始浓度、温度和粒径对组合基质吸附氨氮的动力 学影响,为科学选取基质填料提供了理论依据。

2 材料和方法

2.1 材料选取

实验选取的粗砂、沸石、生物陶粒、陶瓷滤料、页 岩、石灰石粒径为2~4 mm,均来源于河南某生物环 保公司。上述基质均用去离子水反复冲洗,自然风 干待用。6种实验用基质的理化指标详见表1。

表1 试验用基质主要氧化物含量

矿物成分	粗砂	沸石	生物陶粒	陶瓷滤料	页岩	石灰石
SiO_2	90.10~98.20	68.20 ~ 71.30	62.13~67.10	60.10~75.20	68.09 ~ 80.01	0.20~1.05
Al_2O_3	$0.20 \sim 0.25$	$17.07 \sim 25.05$	$15.04 \sim 18.05$	13.10 ~14.30	10.20 ~ 12.30	0.20~2.51
$\mathrm{Fe}_2\mathrm{O}_3$	$0.20 \sim 0.60$	1.10~1.80	6.15~8.02	$0.50 \sim 0.60$	$2.07 \sim 5.04$	0.10~1.09
CaO	0.17~0.22	$1.70 \sim 2.20$	$4.02 \sim 6.03$	$0.40 \sim 0.50$	$0.20 \sim 0.80$	48.08 ~ 55.10
MgO	0.30~0.60	$0.90 \sim 1.30$	$2.04 \sim 4.04$	$0.60 \sim 0.70$	$0.10 \sim 1.05$	$0.08 \sim 1.04$
K_2O	未检出	1.50~4.10	1.03 ~ 1.81	2.20~2.30	未检出	未检出

2.2 基质对氨氮吸附的筛选试验

2.2.1 单一基质对氨氮的等温吸附试验 称取经 去离子水浸泡冲洗自然风干后的6种基质各10g 放于不同的250 mL 具塞锥形瓶中,分别加入氨氮质 量浓度5、10、20、50、100 mg/L 的 NH₄Cl 溶液150 mL,并加入2~3 滴氯仿溶液,防止由微生物活动造 成的试验误差。将锥形瓶置于温度20±1℃,转速 150 r/min的恒温振荡摇床中连续振荡48 h。振荡 停止后取上清液,通过试验初始和最终的氨氮含量 的变化来计算氨氮吸附量和去除率,以溶液平衡质 量浓度和基质平衡吸附量作等温吸附曲线。每组试 验设置2组平行,3次重复,结果取平均值。

2.2.2 组合基质对氨氮吸附试验 通过 2.2.1 节 的等温吸附试验选择对氨氮吸附量较大的 3 种基 质,按不同质量比例(见表 2)称取混合基质材料 7 份各 10g于 250 mL 具塞锥形瓶中,加入试验室配 置的氨氮质量浓度为 20 mg/L 的 NH₄Cl 溶液 150 mL,取样时间设定为0.5、1、2、4、8、12、24、36、48 h, 其余步骤同2.2.1。绘制随时间变化的基质对氨氮 的吸附动力学曲线和去除率曲线。每组试验设置2 组平行,3次重复,结果取平均值。

表 2 基质材料组合表

填料组合	处理编号	质量比例
沸石: 生物陶粒:石灰石	FSH111	1: 1: 1
沸石: 生物陶粒: 石灰石	FSH211	2:1:1
沸石: 生物陶粒: 石灰石	FSH311	3: 1: 1
沸石: 生物陶粒: 石灰石	FSH121	1: 2: 1
沸石: 生物陶粒: 石灰石	FSH131	1: 3: 1
沸石: 生物陶粒: 石灰石	FSH112	1: 1: 2
沸石: 生物陶粒: 石灰石	FSH113	1: 1: 3

2.2.3 组合基质吸附氨氮效果的影响因素试验 准确称取2.2.2节中最优组合基质10g于250mL 具塞锥形瓶中,试验方法同2.2.2。改变温度(5、 10、15、25℃)、进水浓度(1、10、50 mg/L)、基质粒径 (1~2、4~8 mm)进行对比试验。

2.3 测定和分析方法

振荡结束后取上清液,使用纳氏试剂光度法测 定氨氮质量浓度,测定氨氮前需要经过 0.45 μm 滤 膜过滤,此时溶液浓度即为吸附后平衡浓度。吸附 量计算公式如下:

 $G_m = (C_o - C_t)V \times 0.001/M$ (1) 式中: G_m 为吸附量, mg/kg; $C_o \, C_t$ 分别为吸附前、 后溶液中氨氮的浓度, mg/L; V 为吸附试验中加入 的溶液体积, mL; M 为基质质量, kg。

在研究等温条件下基质表面的吸附现象时可采用 Langmuir 和 Freundlich 方程来描述基质的吸附量 和溶液平衡浓度之间的关系,还可以通过吸附等温 公式确定吸附剂的吸附量及吸附类型,为选择吸附 剂提供可比较的依据^[17]。Langmuir 吸附方程可化 为线性表达式:

$$\frac{C}{G} = \frac{C}{G_m} + \frac{1}{K_L G_m} \tag{2}$$

Freundlich 方程的线性表达式:

$$\ln G = \ln K_F + \frac{1}{n} \ln C \tag{3}$$

式中:C 为吸附平衡时溶液中氨氮的质量浓度, mg/L; G 为单位质量基质的吸附量,mg/kg; G_m 为 单位 质 量 基 质 的 最 大 吸 附 量,mg/kg; K_L 为 Langmuir 平衡常数,其值越大,吸附能力越强; K_F 为 Freundlich 系数,代表基质的的吸附能力; n 为方 程常数,可以代表基质的吸附强度。

3 结果与分析

3.1 单种基质对氨氮的去除效果

通过等温吸附试验中6种单一基质对氨氮的吸 附量结果,绘制他们的等温吸附曲线,如图1所示。

由图 1 可知,不同种类的基质对氨氮的吸附量 存在较大差异。其中沸石对氨氮的饱和吸附量在各 浓度下均明显高于其他 5 种基质材料,6 种基质材料和砂、沸石、生物陶粒、陶瓷滤料、页岩、石灰石的 饱和吸附量分别为:50.25、1250、666.68、172.41、 155.52、294.12 mg/kg。在相同进水浓度的条件下 沸石、生物陶粒和石灰石对氨氮的饱和吸附量显著 高于页岩、陶瓷滤料和粗砂。曲线斜率可以反映吸 附的剧烈程度,除沸石外其余基质的吸附速率均随 进水浓度增加而逐步放缓,这也充分说明沸石对于 氨氮吸附效果更好。用等温吸附方程对 6 种基质吸 附氨氮过程进行拟合,参数见表 3。

就相关系数而言 Langmuir 和 Freundlich 方程都可 以较好地拟合6种基质对于氨氮的吸附机理(表3),相 关系数都在0.98 以上。利用 Langmuir 模拟6 种基质 的最大吸附量,可以看出沸石的最大吸附量为1250 mg/kg,远大于其他5种基质,是吸附量最小的粗砂的 近 25 倍。Langmuir 中的 K_l 值可以反映基质吸附氨氮 的牢固程度,K,值越大基质与氨氮的结合越紧密越不 易解析。沸石对氨氮的吸附最牢固,其次是生物陶粒 和粗砂,石灰石、陶瓷粒料和页岩对氨氮吸附的牢固程 度比较相近,都十分容易使吸附的氨氮再次释放。在 Freundlich 方程中, n 代表基质对氨氮的吸附强度, 可 见,当1/n在0.1~0.5时吸附容易发生,大于2时,吸附 难以发生。这6种基质的1/n 值较为相近,对氨氮均有 一定的吸附作用。 $K_{\rm F}$ 值可以反映基质的吸附能力和容 量,K_F值越大基质的吸附能力越大,饱和吸附量越大。 各基质 K_e 值由大到小分别为:沸石>生物陶粒>石灰 石>陶瓷滤料>粗砂>页岩,这与 Langmuir 方程模拟 出的结果较为一致。结合试验和等温吸附方程的模拟 结果得出对氨氮吸附效果由大到小依次为:沸石>生 物陶粒>石灰石>陶瓷滤料>页岩>粗砂。

3.2 组合基质配比对氨氮的去除效果

根据吸附动力学试验,得到不同时间下组合基 质对氨氮的吸附量动态变化和组合基质与最优的单 基质去除率比较,如图2所示。

Freundlich Langmuir 基质 R^2 $K_F / (L \cdot kg^{-1})$ $X_m / (\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1})$ $K_L/(L \cdot kg^{-1})$ 1/n R^2 0.9907 粗砂 50.25 0.0287 0.9884 2.2636 0.6752 0.0741 0.9973 85.1922 0.8112 0.9998 沸石 1250.00 0.0462 0.9983 36.6606 0.6945 0.9952 生物陶粒 666.68 陶瓷滤料 0.00970.9985 2.4558 0.8592 0.9998 172.41 页岩 155.52 0.0095 0.9990 1.7730 0.8535 0.9998 294.12 0.0197 0.9960 7.3536 0.7856 0.9995 石灰石

表 3 6 种基质对氨氮的等温吸附模型参数

注:X_m为最大吸附量。





图1 不同单一基质对氨氮的等温吸附曲线

随着运行时间的增加各组合基质对氨氮吸附量整 体呈上升趋势,不同组合基质对氨氮的吸附量有所差 异。在试验初期基质对氨氮的吸附量迅速增加,在36 h 时增速有所放缓,基本在48 h 时达到吸附平衡。其 中组合基质 FSH111、FSH211、FSH311 的去除率都比单 一去除效果最好的沸石要高,FSH112、FSH121 基本没 有变化,FSH131 和 FSH113 甚至出现了降低。组合基 质FSH311 对于氨氮的吸附效果最好,吸附量达到 283.814 mg/kg,去除率为94.61%,较单一基质去除效 果最好的沸石相比去除率提高了12.94%,各基质组合 对氨氮去除率由大到小依次为:FSH311 > FSH211 > FSH111 > FSH121 > FSH112 > FSH131 > FSH113。在沸 石质量占优的组合基质 FSH311 和 FSH211 中,氨氮吸 附量在反应初始阶段上升迅猛,吸附反应进行剧烈,在 24 h 时基本达到了吸附平衡较其他组合基质提前了12 h。这可能是由于沸石的四面体架状结构上的金属阳 离子和铝硅酸盐结合不是很紧密,在溶液的渗透作用 下,沸石中的金属氧化物会溶解于水中与游离铵根离 子发生离子交换^[18-20],同时沸石的内部构架中存在大 量的与外界相连的孔隙和通道,可以吸附截留其他物 质的分子[21]。生物陶粒和石灰石质量占比较多的基质 组合去除率下降的主要原因是由于对氨氮的吸附过程 沸石占主导地位,生物陶粒没有沸石表面微孔丰富,虽 含有较多的金属氧化物,但是氧化物的溶解性较差,不 足以提供更多的阳离子与铵根离子发生离子交换,而 石灰石主要成分为CaO,在水中会产生少量的 Ca^{2+} ,这 些 Ca²⁺离子的半径较大,可能会进入沸石内部,使沸石 空间位阻变小,影响吸附和离子交换性能^[22]。反应过 程溶液显酸性,H*浓度的增加也会和 NH4 产生一定 的静电排斥力,导致组合基质的吸附效果降低^[23]。

3.3 影响因素分析

3.3.1 温度的影响 在氨氮质量浓度为 20 mg/L 时,根据试验结果绘制不同温度条件下组合基质 FSH311 对氨氮吸附动力学特征曲线如图 3。结果 表明,组合基质 FSH311 对氨氮的吸附量是随着温 度的升高而降低。在 5℃时,组合基质 FSH311 对氨

图 2 不同组合基质对氨氮的吸附量和去除率

氮的吸附量为 295.27 mg/kg,较 10、15、20、25℃时 分别提高了 3.53、7.93、11.46、17.3 mg/kg,总体来 看温度的改变对吸附量的影响不明显。温度越高越 先达到吸附平衡状态,当环境温度为 5℃时,基本在 12 h 时达到吸附平衡状态,较 25℃提前了 36 h。

温度对组合基质 FSH311 吸附能力的影响可能 有两个原因,一是 NH₄⁺ 与基质中的其他金属离子发 生离子交换反应的过程是放热的,温度降低可以加 快反应的进行。二是 NH₄⁺ 在温度较高的水中会发 生水解反应,生成 NH₃ · H₂O,降低离子交换量,使 去除率下降^[24]。因此,温度的降低会增加组合基质 的吸附量,对吸附能力和效率有一定的提高。

3.3.2 溶液浓度的影响 不同浓度条件下组合基质对 氨氮的吸附动力学特征曲线如图4所示。由图4可以 看出,在吸附的开始阶段,随着进水浓度的增加,组合 基质对氨氮的吸附量也在增加,且进水浓度越高,曲线 斜率越大,吸附量的增加速率越快。经过一段时间后, 曲线斜率变小,反应趋于平缓。进水浓度从1 mg/L 增 加到 10、20、50 mg/L 时,吸附量从 14.59 mg/kg 依次增 加至144.38、283.81、685.73 mg/kg,吸附量最高提升了 47 倍。这是由于进水浓度的增加使得溶液中的 NH4 增多,对 NH[↓] 克服基质与液体间的液膜阻力起了促进 作用,更易进入基质内部孔隙。另外金属离子对于 NH4 的交换具有一定的先后顺序,在进水浓度增加的 情况下,多余的 NH₄⁺ 可以与剩下的其他金属离子发生 交换^[25]。进水浓度对平衡吸附时间影响较大,在进水 浓度为1 mg/L 时,吸附平衡时间为8 h,将进水浓度提 高为50 mg/L时,反应直到48 h时才达到吸附平衡。

3.3.3 粒径的影响 不同粒径下,组合基质对氨氮 的吸附动力学特征如图 5 所示。在 3 种不同的粒径 条件下,粒径在 1~2 mm 和 2~4 mm 时的饱和吸附 量均大于 4~8 mm,饱和吸附量分别为 275.89、283.81和 246.82 mg/kg。粒径 1~2 mm 和 2~4 mm 的吸附量差别不明显。在 12 h 时粒径 1~2 mm 和 2~4 mm 的吸附量大小发生了交换,这可能是由 于粒径太小,存在于基质内部的孔隙和结构遭到了

确定粒径大小。

3.4 动力学分析

 $\frac{1}{q_1} = \frac{k_1}{Q_{e1}} + \frac{1}{Q_{e1}} \tag{4}$

准二级动力学线性方程表达式为:

$$\frac{t}{q_{i}} = \frac{1}{k_{2}Q_{e2}^{2}} + \frac{t}{Q_{e2}}$$
(5)

式中: q_t 为t时的吸附量,mg/kg; k_1 为一级动力学吸 附速率常数, h^{-1} ; t为吸附时间,h; Q_{e1} 为一级动力 学平衡时最大吸附量,mg/kg; k_2 为准二级动力学吸 附速率常数, $kg/(mg \cdot h)$; Q_{e2} 为准二级动力学平衡 时最大吸附量,mg/kg。



表4 不同因素影响下的吸附动力学方程相关参数

影响因素		$Qr/(\mathrm{mg}\cdot\mathrm{kg}^{-1})$	一级动力学			准二级动力学		
			$Q_{el}/(\mathrm{mg}\cdot\mathrm{kg}^{-1})$	$k_1/(h^{-1})$	R^2	$Q_{e2}/(\mathrm{mg}\cdot\mathrm{kg}^{-1}) k$	$\frac{1}{2}$ / (kg · mg ⁻¹ · h	$^{-1}$) R^2
环境温度/ ℃	5	295.27	303.03	0.9394	0.9756	303.03	0.0042	0.9997
	10	291.74	294.12	0.7941	0.9615	294.12	0.0044	0.9998
	15	287.34	285.71	0.6857	0.9742	294.12	0.0048	0.9998
	20	283.81	277.78	0.6111	0.9781	285.71	0.0051	0.9999
	25	277.97	270.27	0.5278	0.9820	285.71	0.0051	0.9999
进水浓度/ (mg・L ⁻¹)	1	14.59	14.49	0.2391	0.9767	14.64	0.2344	0.9967
	10	144.38	144.93	0.3913	0.9960	144.93	0.0183	0.9998
	20	283.81	285.71	0.6286	0.9755	285.71	0.0058	0.9998
	50	685.73	666.67	0.9333	0.9779	714.29	0.0012	0.9999
粒径/ mm	$1\sim 2$	285.71	277.78	0.6000	0.9885	277.78	0.0108	0.9997
	$2\sim 4$	283.81	277.78	0.6111	0.9755	285.71	0.0058	0.9923
	$4 \sim 8$	246.82	238.10	0.5952	0.9670	250.00	0.0044	0.9999

两种动力学模型都可以较好地反应出不同条件下 基质组合对氨氮的吸附动力学特征,从相关系数上来 看,准二级动力学模型在描述吸附动力过程中更准确, 且相关系数在0.96以上。这说明,不论在什么条件变 化下,在吸附氨氮的过程,化学吸附对于组合基质吸附 氨氮的控制程度是大于扩散的^[26]。吸附速率常数可以 反映吸附的快慢程度,一级动力学中的速率常数随着 温度的增加而减小,所以使得组合基质对氨氮的吸附 速率降低。不同进水浓度条件下,吸附速率常数变化 明显,当进水浓度由1 mg/L增加至50 mg/L时,一级动

mm 时反应在 24 h 就达到吸附平衡, 而粒径 4~8

mm时,直到48h才基本达到吸附平衡。如果粒径 太小会使得水流阻力增加,水头损失过大,造成基质 过早的堵塞,降低经济效益。在实际应用中应合理

为了探究温度、初始浓度和粒径对组合基质去

除氨氮的特征,利用吸附动力学方程对组合基质在

溶液中吸附除氨氮的动力学过程进行了分析,结果

力学速率常数由0.2391增加至0.9333,提高了近4倍。 这说明进水浓度的提高可以加快反应的进行,增加了 氨氮的吸附量。但从对氨氮的吸附效率来看,进水浓 度越高,氨氮的去除率越低。粒径增加时,一级动力学 速率常数的减小,但变化不大,说明粒径对组合基质吸 附氨氮的速率影响不大,但对于吸附量来说,粒径越大 吸附量越小。将一级和准二级动力学模型中模拟得出 的 *Q*_{e1} 和 *Q*_{e2} 与实测值 *Qr* 进行比较,发现在环境温度变 化条件下,除 20℃外,一级动力学相对误差均低于准二 级动力学,所以在温度变化时一级动力学模型可以更 好地估计平衡时基质对氨氮的吸附量。在进水浓度和 粒径变化条件下,对平衡吸附量模拟值与实测值比较 发现,准二级动力学模型估算吸附量更为准确。

4 结 论

(1)两种等温吸附方程均可以较好地拟合6种 基质对氨氮的吸附特征,理论吸附量由大到小依次为:沸石>生物陶粒>石灰石>陶瓷滤料>页岩> 粗砂。沸石最大吸附量为1129.24 mg/kg,是吸附 量最小的粗砂的约25 倍。

(2) 基质筛选试验表明不同配比的组合基质对 氨氮的去除效果有一定差异,在沸石、生物陶粒、石 灰石按质量比3:1:1 组合时对污水中氨氮的去除 率最优,达到94.61%。

(3)温度升高,一级动力学速率常数降低,基质 对氨氮的吸附量降低;进水浓度越大,吸附量越大,但 去除效率降低;粒径变化对氨氮的动力学速率常数影 响不大。在处理温度较低、浓度较低的含氨氮污水时 使用粒径中等(2~4 mm)的组合基质效果最好。

(4)一级动力学方程在模拟温度变化时含氨氮 的污水的平衡吸附量较优,但在模拟平衡吸附量随 进水浓度和粒径变化时,准二级动力学比一级动力 学更准确。

参考文献:

- [1] 付春平,钟成华,邓春光.水体富营养化成因分析[J].重 庆建筑大学学报,2005,27(1):128-131.
- [2] 陈丽丽,张成军,李 鹏,等. 人工湿地不同基质对氨氮的吸 附特性研究[J]. 生态环境学报,2012,21(3):518-523.
- [3] 张一帆,王爱杰,程浩毅. 生物电化学系统在废水脱氮中的 应用研究进展[J]. 水处理技术,2017,43(10):54-59.
- [4] 刘亚敏,郝卓莉. 高氨氮废水处理技术及研究现状[J]. 水处理技术,2012,38(S1):7-11.
- [5] 卢少勇,万正芬,李锋民,等.29 种湿地填料对氨氮的吸附解 吸性能比较[J].环境科学研究,2016,29 (8):1187-1194.
- [6] 崔芳.进水浓度对人工湿地净化城市湖泊水体影响研究[J].水资源与水工程学报,2010,21(3):101-103.
- [7] JAMSHIDI S, AKBARZADEH A, WOO K S, et al. Wastewater treatment using integrated anaerobic baffled reactor and Bio – rack wetlandplanted with Phragmites sp. and Typha sp. [J]. Iranian Journal of Environmental Health Science & Engineering, 2014, 12(1):131 – 143.
- [8] PALFY T G, LANGERGRABER G. The verification of the constructed wetland model No. 1 implementation in HYDRUS using column experiment data[J]. Ecological Engineering, 2014, 68(7):105-115.

- [9] 孙桂琴,董瑞斌,潘乐英.人工湿地污水处理技术及其在 我国的应用[J].环境科学与技术,2006,29(S1):144-146+150.
- [10] PELISSARI C, SANTOS M O D, ROUSSO B Z, et al. Organic load and hydraulic regime influence over the bacterial community responsible for the nitrogen cycling in bed media of vertical subsurface flow constructed wetland[J]. Ecological Engineering, 2016, 95:180-188.
- [11] 刘志寅,尤朝阳,肖晓强,等.人工湿地填料除磷影响因 素研究[J].水处理技术,2011,37(10):50-54+59.
- [12] 熊家晴,赵泽宁,葛媛,等.不同基质垂直流人工湿地 对高污染河水中磷的去除效果[J].环境化学,2014,33 (7):1208-1213.
- [13]张亮,邹长武,田筱,等.人工湿地基质对 NH₄⁺—N 吸 附性能[J].环境工程学报,2014,8(1):198-202.
- [14] 张 燕,庞南柱,蹇兴超,等.3 种人工湿地基质吸附污水
 中氨氮的性能与基质筛选研究[J].湿地科学,2012,10
 (1):87-91.
- [15]武轩韵,孙向阳,栾亚宁,等.5种基质对污水中氨氮的去除 效果筛选及研究[J].水处理技术,2015,41(2):52-55.
- [16] 徐丽华,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,2002,21(10):603-605+644.
- [17] 李 丽,王全金,李忠卫.四种填料对总磷的静态吸附试 验研究[J]. 华东交通大学学报,2009,26(4):39-43.
- [18] 王万军,邵聚红,赵彦巧.天然沸石在环境污染治理中的研究现状与发展趋势[J].资源环境与工程,2007,21
 (2):187-192.
- [19] ROZIC M, CERJAN STEFANOVIC S, KURAJICA S, et al. Ammoniacal nitrogen removal from water by treatment with clays and zeolites [J]. Water Research, 2000, 34 (14):3675 - 3681.
- [20] 孙金昌. 斜发沸石去除高温凝结水中铁离子的性能研 究[D].大连:大连理工大学, 2012.
- [21] REDDY G B, FORBES D A, PHILLIPS R, et al. Demonstration of technology to treat swine waste using geotextile bag, zeolite bed and constructed wetland [J]. Ecological Engineering, 2013, 57(4):353 - 360.
- [22] 李日强,李松桧,王江迪. 沸石的活化及其对水中氨氮 的吸附[J]. 环境科学学报,2008,28(8):1618-1624.
- [23] 游少鸿,佟小薇,朱义年.天然沸石对氨氮的吸附作用 及其影响因素[J].水资源保护,2010,26(1):70-74.
- [24] 李金辉,周涛,曾超,等.泡沫混凝土对模拟氨氮废水的吸附[J].环境工程学报,2017,11(8):4718-4724.
- [25] 许冉冉,张新颖,李 杰. 天然斜发沸石吸附 NH₄⁺ 特性与改 性吸附研究[J]. 净水技术, 2014,33(S2):60-64+68.
- [26] 莫文锐,黄建洪,田森林,等. 氨氮与磷在三种人工湿地填 料上的吸附动力学[J]. 化学研究,2012, 23(1):21-23.