



全国中文核心期刊  
中国科技核心期刊

# 环境工程学报

Chinese Journal of Environmental Engineering



第9卷 第11期

Vol.9 No.11

中国科学院  
生态环境研究中心 主办  
科学出版社 出版

11  
2015

## 目次

## 综 述 评 述

人工湿地基质再生技术的研究进展 ..... 武俊梅 徐 栋 张丽萍 贺 锋 吴振斌(5133)

## 水 污 染 防 治

预氯化及常规工艺对消毒副产物的影响 ..... 牛志广 孙媛媛 张 颖(5142)

微波-Cu(II)-Fenton 氧化法处理间硝基苯胺废水 ..... 王楠楠 郑 彤 张广山 王 鹏(5149)

温度和底物浓度对混合菌群木糖厌氧生物产氢的影响 ..... 张丹丹 邱春生 孙力平 谢春雨 胡 鑫(5155)

烟秸秆生物碳对铬(VI)废水的吸附动力学和热力学 ..... 唐文清 曾荣英 冯泳兰 刘梦琴 张复兴 彭 刚 戴友芝(5161)

表流-水平流复合人工湿地对高污染河水的净化 ..... 熊家晴 杜 晨 郑于聪 葛 媛 王怡雯 王晓昌(5167)

蠡河底泥中氢氧化细菌复合菌群的富集和过程中群落结构的变化 ..... 雍佳君 成小英(5173)

膜电解氢自养膜生物反应器还原水中的  $\text{ClO}_4^-$  ..... 张 健 高孟春 张 优 任 云 赵从从(5182)

Fe/Mg 负载改性竹炭去除水中的氨氮 ..... 陈 靖 李伟民 丁文川 王欣悦 胡崇亮(5187)

温度及渗透流速影响下的溶解性有机质运移特征 ..... 李任政 王心义 刘小满 杨 建(5193)

微波辅助生物淋滤废旧碱性电池锌锰的溶出 ..... 牛志睿 辛宝平 庞 康 江明荣 李卓珏 赵姣姣 张 咪(5199)

苕溪流域典型区域重金属污染特征 ..... 吴纪南 卢少勇 李湘凌 陈方鑫 郑西强 徐利斌(5206)

瓜环对污水厂二级处理出水中有机污染物的混凝性能 ..... 王 文 王文东 范庆海 岳 强 杨 琴(5213)

模拟光伏间歇曝气两级 SBR 的脱氮除磷效果 ..... 秦 燕 周北海 马方曙(5219)

Miseq 测序分析活性污泥系统中细菌群落的动态变化 ..... 闻 韵 王晓慧 林常青(5225)

固定化生物活性炭快速启动处理微污染水 ..... 郑 璐 高乃云 甘 霖 区永杰 胡棚豪 李长君 杜尔登(5231)

混合床生物滤柱预处理恩杜罗消毒废水 ..... 夏玉峰 洪俊明 金朝荣 黄柏山(5237)

半-IPN 羧甲基纤维素/聚(丙烯酸酯-共-甲基丙烯酸钠)水凝胶制备及其吸附性能 ..... 张 敏 李碧婵 陈良壁(5243)

曝气对黑臭河道污染物释放的影响 ..... 王美丽 刘 春 白 璐 袁 震 白雪梅 贺方兵 孟 睿 何连生(5249)

表面改性活性炭对水中头孢拉定的吸附性能 ..... 孙瑞杰 梅小乐 胡 翔(5255)

二段铁盐沉淀深度脱除高浓度含砷废水中的砷 ..... 廖亚龙 周 娟 彭志强 黄斐荣(5261)

硫自养填充床生物反应器去除水中的高氯酸盐 ..... 万东锦 刘永德 樊 荣 张 健 王依依(5267)

非沥青粘结剂煤质活性炭处理微污染水 ..... 郭彦江 张永发 李国强 付亚利(5273)

$\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$  深度处理印染废水二级出水 ..... 严一超 张耀斌(5281)

典型南方水源溶解性有机物荧光特性变化与去除 ..... 蔡广强 刘丽君 卢小艳 张金松 曲 莹 邢 艳 刘文彬(5288)

臭氧对化工园区废水厂二级出水的选择性氧化 ..... 涂 勇 张耀辉 徐 军 唐 敏 陈 勇 白永刚 刘伟京(5295)

滇池流域 2 种坡耕地农林复合系统的地表径流、泥沙输出及径流 N、P 流失的特征 ..... 丁志磊 祖艳群 陈建军 李 博 李 元(5301)

胺化麻黄废渣生物吸附剂对水中阳离子染料的吸附 ..... 时 洋 马春芳 冯宁川(5308)

5,11,17,23,29,35-六羧基-37,38,39,40,41,42-六羟肟酸甲氧基杯[6]芳烃对铀(VI)的萃取 ..... 周 洁 王劲松 林 艳 朱 雷 谢水波 杨金辉(5315)

荷负电超滤膜同时去除水中天然有机物和铅离子 ..... 陈秀雯 傅 晶 邵嘉慧(5322)

微波催化剂 CuO/AC 微波催化氧化降解废水中的苯酚 ..... 殷 诚 周继承 尹静雅 湛敏飞 杨叶兵(5329)

pH 值、离子强度和重金属离子对腐殖酸紫外谱图的影响 ..... 杨 毅 兰亚琼 金鹏康 王晓昌(5336)

养猪废水回收 MAP 时抗生素与重金属的残留 ..... 楼耀尹 邓玉君 叶志隆 叶 欣 陈少华(5341)

响应面法在超滤过程分析和评价中的应用 ..... 王彩虹 陆美青 闫新秀 梁 恒 李圭白(5348)

改进的模糊评价法在太湖水质评价中的应用 ..... 崔嘉宇 张宁红 郁建桥 刘 雷 钟 声(5357)

$\text{H}_2\text{O}_2$  强化水力空化降解罗丹明 B 废水 ..... 张 波 沈 立 龚文娟(5364)

$\text{A}^2/\text{O}$  耦合 MFC 工艺的启动及 C/N 对其产电性能的影响 ..... 付进南 王晓慧 海热提 向 龙 刘 睿 李 媛(5369)

紫外辐射加速磺胺嘧啶生物降解的机理 ..... 侯硕豪 潘诗卉 刘辛悦 蔡泽仁 李恩杰 张永明(5376)

介质阻挡等离子放电臭氧氧化乙醛废水 ..... 陆 彬(5381)

甜菜碱对肝素钠废水好氧处理的影响 ..... 杨红薇 何 婷 谢 帆(5387)

重庆冬季水芹浮床对富营养化水体的修复 ..... 向文英 彭 颖(5393)

|                                                            |     |     |     |     |        |        |        |        |        |        |
|------------------------------------------------------------|-----|-----|-----|-----|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 铝型材含氟镍酸性废水二级处理工艺 .....                                     | 赵旭德 | 张丽莉 | 艾立  | 刘婷  | (5399) |        |        |        |        |        |
| K <sub>2</sub> FeO <sub>4</sub> 去除水体中的邻仲丁基 4,6-二硝基苯酚 ..... | 曹刚  | 罗恺  | 邵基伦 | 李紫惠 | 李明玉    | 任刚     | (5403) |        |        |        |
| 基于单质硫回收的高含硫废水氧化 .....                                      | 王兵  | 王丹  | 李永涛 | 任宏洋 | 岳丞     | 罗东宁    | 林奇     | (5408) |        |        |
| 聚乙烯醇与海藻酸钠对玫瑰色微球菌的固定化及其脱氮性能的优化 .....                        |     |     |     |     |        | 周明辉    | 芙蓉     | (5415) |        |        |
| 北方城市垃圾渗滤液水量水质变化特征 .....                                    |     |     | 张弛  | 王国红 | 李晓蛟    | 李平     | (5421) |        |        |        |
| 广西农村连片整治的污水处理现状、问题及其对策 .....                               | 成官文 | 李海翔 | 吴琼芳 | 韩彪  | 黄付平    | 张维维    | (5427) |        |        |        |
| LC-OCD 分析活性焦吸附-生物降解去除稠油废水中 DOC 的历程 .....                   |     |     |     |     |        |        |        |        |        |        |
| .....                                                      | 全坤  | 蔺爱国 | 宋启辉 | 胡琳  | 王东     | 孟晓捷    | (5432) |        |        |        |
| 净化剂对猪场沼液中 COD 的去除及其应用条件的响应面优化 .....                        |     |     |     | 黄婧  | 肖艳春    | 陈彪     | (5439) |        |        |        |
| 基于能值分析的农村污水处理工艺可持续性评价 .....                                |     |     |     | 曹秀芹 | 张楠     | 吕小凡    | (5447) |        |        |        |
| Fe/C 复合规整型微电解材料去除废水中的 Ni <sup>2+</sup> .....               |     |     |     |     | 李秋华    | 刘敏超    | (5455) |        |        |        |
| 天然黄铁矿对草甘膦的吸附性能 .....                                       |     | 胡俊松 | 李睿华 | 孙茜茜 | 刘卓     | 张小梅    | (5463) |        |        |        |
| 印染生化物化尾水反渗透回收特性 .....                                      |     |     |     |     | 罗丹     | 许玉东    | (5470) |        |        |        |
| 低能耗印染废水处理工艺与运行条件 .....                                     |     | 王学华 | 刘峰  | 王浩  | 黄勇     | (5477) |        |        |        |        |
| 镉和磷酸根离子在铝柱撑膨润土上的协同吸附 .....                                 | 李芳郴 | 罗岳平 | 陈镇  | 戴友芝 | 葛飞     | 许银     | (5482) |        |        |        |
| UV-Fenton 氧化法降解有机氟废水 .....                                 |     |     |     |     |        |        |        |        |        |        |
| .....                                                      | 王森  | 李立  | 闫小武 | 丁利群 | 孟昭福    | 李忠强    | 龔宁     | 刘艳萍    | 杨亚莉    | (5487) |
| 改性玉米秸秆对水中砷的吸附 .....                                        |     |     |     |     | 范荣桂    | 姜清风    | 张世强    | 郜秋平    | (5493) |        |
| 氧化石墨烯-氧化锌净化铅离子废水 .....                                     |     |     |     |     | 侯若梦    | 贾瑛     | 张永勇    | 贺亚南    | (5499) |        |
| 电催化氧化技术处理煤气化废水 .....                                       |     | 滕科均 | 陈月芳 | 张馨月 | 陈凯华    | 李明     | 潘建通    | (5505) |        |        |

## 大气污染防治

|                                                |     |     |     |     |        |     |        |        |
|------------------------------------------------|-----|-----|-----|-----|--------|-----|--------|--------|
| 生物滴滤塔净化苯乙烯废气的强化启动及工艺性能 .....                   | 杨百忍 | 王丽萍 | 梁煜新 | 丁 成 | (5510) |     |        |        |
| Mn-Ce 改性活性焦催化剂低温 SCR 性能 .....                  | 谭 月 | 杨 柳 | 盛重义 | 周爱奕 | 单云霞    | 胡宇峰 | (5515) |        |
| 滤袋长度对袋式除尘器内流场影响的数值模拟研究 .....                   | 丁倩倩 | 李珊红 | 李彩亭 | 唐 奇 | 王娅曼    | 郭 威 | (5521) |        |
| 焙烧温度对层柱粘土催化剂 Cu/Ti-PILCs 催化丙烯还原 NO 反应的影响 ..... |     | 王琪莹 | 刘自力 | 邹汉波 | 吴俊荣    |     | (5527) |        |
| 国产活性炭喷射去除大型城市生活垃圾焚烧发电厂烟气中的二恶英 .....            |     |     |     |     |        |     |        |        |
| .....                                          | 张漫雯 | 冯桂贤 | 黄 蓉 | 尹文华 | 青 宪    | 任明忠 | 张素坤    | (5531) |
| 生物滴滤塔处理 H <sub>2</sub> S 臭气 .....              |     |     |     | 王 毅 | 范志东    | 谢 乐 |        | (5537) |
| 太原市近地面臭氧浓度变化规律及其与气象要素的关系 .....                 |     |     |     |     |        |     | 温彦平    | (5545) |
| 吸附浓缩-催化燃烧工艺处理低浓度大风量有机废气 .....                  |     | 李 蕾 | 王学华 | 王 浩 | 秦 毅    |     |        | (5555) |
| 臭氧-二氧化钛光催化技术脱除硫化氢 .....                        |     | 赵士奇 | 王 磊 | 王东辉 | 金君素    |     |        | (5562) |

## 固体废物处置

|                                 |     |     |     |           |           |           |
|---------------------------------|-----|-----|-----|-----------|-----------|-----------|
| 不同粒径垃圾焚烧底渣对固化市政污泥工程特性的影响 .....  | 胡学涛 | 梁冰  | 陈亿军 | 易富(5567)  |           |           |
| 超声波对污泥中 SCFAs 释放影响及作用效应研究 ..... | 蔡佳骏 | 王晓霞 | 孙贤波 | 赵婧婧(5573) |           |           |
| 疏浚底泥隧道式微波干燥特性及能效分析 .....        | 韩久春 | 方申柱 | 王文江 | 吕小凤       | 吴燕(5579)  |           |
| 过硫酸盐氧化法对污泥脱水性能的影响 .....         |     |     | 宋秀兰 | 石杰        | 吴丽雅(5585) |           |
| 废旧印刷电路板差速破碎分析 .....             |     | 陈俊冬 | 张尚  | 李雪        | 赖小林(5591) |           |
| 超声波联合厌氧消化处理制药污泥 .....           | 马岚茜 | 于晓华 | 姚宏  | 裴晋        | 刘木林(5597) |           |
| 水泥窑处置生活垃圾过程中的 TOC 排放 .....      | 蔡玉良 | 邢涛  | 李波  | 杨学权       | 肖国先       | 胡道和(5604) |

## 土壤污染防治

|                                                                 |     |     |     |     |     |     |        |  |  |
|-----------------------------------------------------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|--------|--|--|
| 污泥蛋白肽对土壤微生态及植物生长调控 .....                                        | 汤秋云 | 高琪  | 李思彤 | 陈红兵 | 李亚东 | 汤行春 | (5611) |  |  |
| 铅锌厂重金属污染土壤的螯合剂淋洗修复及其应用 .....                                    | 冯静  | 张增强 | 李念  | 李荣华 | 李晓龙 | 沈锋  | (5617) |  |  |
| 一株嗜油不动杆菌 ( <i>Acinetobacter oleivorans</i> ) 的分离鉴定及石油降解特性 ..... |     |     |     |     |     |     |        |  |  |
| .....                                                           | 周婷  | 陈吉祥 | 杨智  | 秦波  | 李彦林 | 赵霞  | (5626) |  |  |

## 噪声污染治理

|                         |  |     |     |     |        |  |  |  |  |
|-------------------------|--|-----|-----|-----|--------|--|--|--|--|
| 考虑相位的屏障衍射声场工程算法研究 ..... |  | 阮学云 | 李志远 | 魏浩征 | (5633) |  |  |  |  |
|-------------------------|--|-----|-----|-----|--------|--|--|--|--|

## 相关研究

|                           |    |     |     |        |  |  |  |  |  |
|---------------------------|----|-----|-----|--------|--|--|--|--|--|
| 铝合金与铸铁缸盖的生命周期评价对比分析 ..... | 李娟 | 杨沿平 | 陈轶嵩 | (5642) |  |  |  |  |  |
|---------------------------|----|-----|-----|--------|--|--|--|--|--|

# 人工湿地基质再生技术的研究进展

武俊梅 徐 栋 张丽萍\* 贺 锋 吴振斌

(中国科学院水生生物研究所淡水生态与生物技术国家重点实验室, 武汉 430072)

**摘 要** 人工湿地中基质对污染物的吸附是一个有限的过程, 对其进行再生可减缓净化效果的下降趋势, 降低周期性更换基质的材料消耗和购置成本, 回用营养物质于农业。基质可以通过物理、化学或生物的方法原位或异位再生。其中生物再生成本低廉, 生态友好且具有可持续性, 是基质脱氮再生的最有效途径, 可以通过优化离子浓度和交换速率, 碳源、溶解氧、微生物群落结构等提高再生效果和速率。基质除磷物理再生效果受基质类型、磷浓度负荷、落干休作开始时机和持续时间等的影响, 其操作简便, 可在人工湿地的日常运行管理中原位实施。化学再生效果受基质种类、再生试剂的成分和浓度、环境条件如温度、pH 值、Eh 值和 DO 值等的影响, 可在基质吸附饱和和后作为应急措施使用。

**关键词** 人工湿地 基质 再生技术

中图分类号 X703 文献标识码 A 文章编号 1673-9108(2015)11-5133-09

## Regeneration technology of substrates in constructed wetlands: A review

Wu Junmei Xu Dong Zhang Liping He Feng Wu Zhenbin

(State Key Laboratory of Freshwater Ecology and Biotechnology, Institute of Hydrobiology,  
Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072, China)

**Abstract** The adsorption of contaminants by substrates in constructed wetlands is a limited process. Regeneration of substrates can ease the downtrend of purification efficiency, reduce the materials consumption and acquisition cost of replacing substrates periodically, and reuse nutrient substance back to agriculture. Substrates can be regenerated through physical, chemical and biological techniques *in situ* or *ex-situ*. Biological regeneration, which is low-cost, eco-friendly and sustainable, is the most effective way to regenerate the substrates for removing nitrogen. The effect and rate of biological regeneration can be improved by optimizing ion concentration and exchange rate, carbon source, dissolved oxygen (DO), microbial community structure, and so forth. Physical techniques to regenerate substrates for removing phosphorus is affected by substrate types, concentration load of phosphorus, timing and duration of resting period, and so on. Physical regeneration, which is easy to operate, can be implemented *in situ* during the daily operation management of constructed wetlands. Chemical techniques to regenerate substrates is influenced by substrate types, composition and concentration of regeneration reagents, environmental conditions such as temperature, pH value, Eh value and DO value, etc. Chemical regeneration can be used as emergent countermeasures when substrates reach their adsorption saturation point.

**Key words** constructed wetlands; substrates; regeneration technology

经过 50 多年的研究和实践, 人工湿地被公认为是一种可靠的污水处理技术, 目前在世界各地被广泛应用于各种污水的处理以及江河湖库的生态修复<sup>[1]</sup>。而在中国, 人工湿地因其具有投资成本低、运行费用省、净化效率高、管理维护简便和生态服务价值高等优点而成为一种新兴的生态工程技术, 方兴未艾<sup>[2-4]</sup>。基质在人工湿地的结构中占有最大体积, 是人工湿地区别于自然湿地的重要方面<sup>[5]</sup>。基质在为植物和微生物提供生长介质, 为水流提供水力条件的同时, 也能够通过截留、沉积、吸附和沉淀等作用直接去除污染物。人工湿地基质对污水中污

染物的吸附始终是一个有限的过程, 处理系统在一段时间后就会出现去除率下降, 甚至饱和解吸的现象, 这在一定程度上会限制人工湿地的推广应用。Peng 等<sup>[6]</sup>提出沸石吸附单元需半年再生或更换一次基质才能保持稳定运行, 温暖区域可延长该周期。

**基金项目:** 国家“水体污染控制与治理”科技重大专项 (2012ZX07101-007-005); 国家自然科学基金青年科学基金资助项目 (51208498)

**收稿日期:** 2014-07-28; **修订日期:** 2014-10-10

**作者简介:** 武俊梅 (1985—), 女, 博士后, 主要从事生态工程技术研究工作。E-mail: wujunmei@ihb.ac.cn

\* 通讯联系人, E-mail: liping\_zhang@ihb.ac.cn

基质达到饱和后更换基质从资源、经济、工程和环境角度都具有一定的局限性,首先会消耗大量的材料;其次会大幅度提高运行成本;然后可能因更换时操作不当导致整个人工湿地系统的破坏甚至崩溃;最后在实际应用中,更换下来的吸附饱和基质多被丢弃,对其处置不当会造成二次污染。

随着人工湿地技术在世界范围的广泛应用和在我国普及,维持其长期高效的运行是一个技术难题,另外,吸附饱和基质的处理和处置将会成为一个新的环境问题。吸附基质饱和前的再生可以减缓人工湿地净化效果的下降趋势;饱和后的再生作为一种可持续性的处理方法,不仅可以降低周期性更换基质的材料消耗和购置成本,而且还可能将基质中吸附的营养物质回用于农业。国内外学者对此进行了一些研究。笔者归纳了人工湿地基质再生的类型;比较了不同再生途径的效果,分析其优缺点及可行性;初步探讨了实现人工湿地基质再生的机理;最后对人工湿地基质再生的技术优化和推广应用进行了展望。

## 1 人工湿地基质再生的概念和分类

人工湿地基质再生可以定义为用某种方法将基质中吸附了污染物的点位释放出来或者增加吸附点位,从而使基质能够重复或继续使用。目前,对人工湿地基质再生的研究涉及的污染物主要是氮和磷。根据实施位置(具体指人工湿地系统内或系统外),基质再生可分为原位和异位再生。根据实施方法,可分为物理、化学和生物再生。其中物理再生是通过休作(原位时)或者风干、粉碎、搅拌(异位时)等物理方法改变基质理化性状,增加吸附位点。物理再生的效果不稳定<sup>[7,8]</sup>,但是其原位实施时操作简便。化学再生是通过投加高剂量化学再生剂,加快基质表面离子的交换速度,进而实现基质吸附容量的快速恢复<sup>[9]</sup>。化学再生的效果受基质种类和再生试剂的影响较大;异位实施时操作复杂,费用昂贵,原位实施时不利于植物生长和微生物活动,对系统破坏性强<sup>[10-13]</sup>。生物再生是利用基质与水体界面的离子交换动态平衡,通过植物的吸收、微生物的降解或同化等生物作用转化吸收污染物,从而释放基质的吸附点位<sup>[9]</sup>。生物再生成本低廉、生态友好,但速率慢、效率低<sup>[9-12]</sup>。

## 2 人工湿地基质再生效果

### 2.1 人工湿地基质脱氮再生效果

人工湿地对氮的去除主要通过氨的挥发,基质的过滤、沉积和吸附,植物的吸收以及微生物的转化,其中硝化与反硝化作用被认为是人工湿地脱氮的主要途径<sup>[14]</sup>。含氮污染物进入人工湿地系统时,首先被基质截留,然后作为营养物质被植物吸收,以及在微生物作用下进行氨化、硝化、反硝化和厌氧氨氧化等转化过程。因为一般认为基质吸附过程是快速可逆的,而植物吸收和微生物转化过程相对缓慢,所以维持人工湿地基质对氮的高效吸附能力对净化效果的稳定性至关重要。通常认为,人工湿地基质表面的吸附点位会随着吸附量的增加逐渐饱和,在使用一段时间后基质需再生以改善系统的氮去除效果,降低更换基质所需费用<sup>[10,11,15]</sup>。

碱或盐溶液的冲洗或浸提和微生物的转化都能实现对人工湿地基质脱氮的再生,研究对象包括沸石、蛭石、沸石和土壤的混合物(表1),可能是因为沸石和蛭石储量丰富,无毒无害,对氨氮的吸附性能较好<sup>[16,17]</sup>。其中化学再生涉及到的离子主要有 $\text{Na}^+$ 、 $\text{Ca}^{2+}$ 等;生物再生的强化措施包括复氧(落干、曝气和种植植物等),投加微生物等。比较表1中的再生效果发现,投加硝化污泥的生物再生效果最佳,是基质脱氮再生的最有效途径。沸石广泛应用于离子交换技术、滤池(或滤柱、滤塔)、流化床、SBR、土地处理系统和人工湿地等各种水处理工艺中,对其进行再生的方法包括化学法、生物法、气提法、焚烧法和微波加热法等,其中化学法最常用,生物法研究较多<sup>[18,19]</sup>。沸石作为人工湿地基质的再生研究相对而言较少,对其进行化学再生时发现,以 $\text{NaOH}$ 作为再生剂的主要成分时,再生率远高于其他5种再生剂,但是不仅会提升 $\text{pH}$ 值,还会破坏沸石的结构,因此认为 $\text{NaCl} + \text{CaCl}_2$ 组合型为最佳再生剂<sup>[9]</sup>。徐丽花等<sup>[20]</sup>通过监测潜流人工湿地小试系统中沸石 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 交换量变化,发现人工湿地中可实现 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的去除以及利用植物和微生物作用的生物再生。付融冰等<sup>[15]</sup>研究结果表明,生物再生后的沸石小试人工湿地系统对 $\text{TN}$ 、 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的净化效果和新建系统基本一致,平均去除率都高于90%。

表 1 人工湿地基质脱氮再生效果

| Table 1 Regeneration efficiency of substrates for removing nitrogen in constructed wetlands                                      |      |                                      |                                       |                                                                                                                                                                        |          |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------|--------------------------------------|---------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------|
| 再生途径和方法                                                                                                                          | 再生位置 | 装 置                                  | 基质种类和粒径                               | 再生效果                                                                                                                                                                   | 参考文献     |
| 25% 的 NaCl 溶液                                                                                                                    | 异位再生 | —                                    | 蛭石                                    | 可以反复再生(6 次,固液比大于 1:10),其再生后的吸附容量稳定且略大于新鲜蛭石                                                                                                                             | [21]     |
| 再生剂为 NaCl + NaOH (2:8)、NaCl + CaCl <sub>2</sub> (1:1)、NaCl + NaHCO <sub>3</sub> (1:1)、NaCl、CaCl <sub>2</sub> 、NaHCO <sub>3</sub> | 异位再生 | —                                    | 天然钙型沸石, 0.25 ~ 0.50 mm                | NaCl + NaOH 组合型再生率高达 90%, NaCl + CaCl <sub>2</sub> 组合型再生率为 45%,比 NaCl 或 CaCl <sub>2</sub> 再生剂高约 10%,比 NaCl + NaHCO <sub>3</sub> 组合型或 NaHCO <sub>3</sub> 再生剂高 15% ~ 20% | [9]      |
| 落干/曝气复氧和投加硝化污泥                                                                                                                   | 原位再生 | PVC 圆柱(∅30 × 40 cm、∅8 × 40 cm)       | 天然斜发沸石和沙质土壤混合(质量比为 1:15)、天然斜发沸石, 2 mm | 饱和沸石在湿地系统和沸石柱中 1 个月 后交换容量分别恢复到原来的 60.3% ~ 62.6% 和 11.8%,3 个月 后分别恢复到 94.6% ~ 94.8% 和 38.4%; 再生后的沸石氨氮交换容量可恢复到 原来的 87.0% 以上                                               | [10, 15] |
| 曝气                                                                                                                               | 异位再生 | 烧杯(500 mL)                           | 天然斜发沸石,1 ~ 2 cm                       | 对氨氮吸附量为 0.30 mg/g 的沸石持续曝气(气量为 0.88 L/min)96 h 后,有 8.4% 的氨氮转化成硝酸盐氮                                                                                                      | [11]     |
| 落干静置                                                                                                                             | 原位再生 | 矩形水泥防渗池 (1.0 × 1.0 × 0.9 m)          | 天然斜发沸石,1 ~ 2 cm                       | HRT 为 1 h 和 0.5 h 时,数小时静置使沸石的氨氮吸附量降低 8.5 g 和 42.7 g                                                                                                                    | [11]     |
| 无植物淹水静置/无植物干湿交替/单一植物/组合植物和投加 EM 菌液和硝化污泥                                                                                          | 原位再生 | PVC 管(∅20 × 40 cm)/不锈钢桶(∅30 × 40 cm) | 天然蛭石                                  | 30 d 各系统蛭石中氨氮含量分别降低 44.9%、56.8%、61.0% 和 58.0%,90 d 分别降低 61.0%、85.0%、88.2% 和 91.3%                                                                                      | [12]     |
| 离子交换、曝气、投加异养菌、硝化细菌等                                                                                                              | 原位再生 | PVC 圆柱 (∅8 × 70 cm)                  | 天然斜发沸石,6 ~ 8 mm                       | 曝气、异氧代谢和硝化作用分别可将沸石的再生效率提高 0.5% ~ 1.0%、20.9% ~ 31.1%、120% ~ 180%,运行 80 d,在离子交换和曝气存在下,异养菌和硝化细菌协同作用的系统再生率接近 100%                                                          | [13]     |

关于人工湿地基质脱氮再生的研究中,大部分学者采用基质中氨氮含量降低<sup>[10-12, 15]</sup>,再生液中氨氮、硝酸盐氮、总氮浓度升高<sup>[9, 11, 13]</sup>间接表征再生率,只有少部分学者直接采用再生后基质对氮的吸附容量表征再生效果<sup>[15, 21]</sup>。可能存在基质中的氨氮解吸出来了,但是不能继续吸附氨氮的现象,如 NaOH 再生剂破坏了沸石的结构,或者生物膜堵塞了吸附点位,因此解吸不等同于再生,间接表征有可能产生再生效果的误差。

2.2 人工湿地基质除磷再生效果

人工湿地对磷的去除主要通过基质的物理化学吸附、植物的吸收和微生物的同化,其中基质除磷是最重要也是最容易控制的影响因素<sup>[22]</sup>。微生物同化的磷被截留在基质空隙中,因此人工湿地中的磷最终是通过植物的收割和饱和基质的更换而得以去除的<sup>[23]</sup>。湿地中基质对磷的吸附和/或沉淀是一个

有限的过程,达到一定程度会饱和,基质材料一旦达到饱和,必须进行冲洗,或者更可能的是更换<sup>[7, 23]</sup>。国内外学者对人工湿地基质除磷研究较多,涉及的潜在材料广泛<sup>[24-28]</sup>,因此,基质除磷再生的研究对象范围较广,包括火山岩、砾石、麦饭石、页岩、砂等天然矿物,钢渣、高炉渣、煤渣等工业副产物和轻质聚合体、陶粒等人造材料(表 2)。

休作、风干等物理方法具有一定的短期效应,但是不能使基质对磷的吸附能力得到长期的再生。不过其操作简便,可通过人工湿地日常运行管理中并行单元的定期轮休原位实施。20 多年前, Sawhney 等<sup>[29]</sup>观察到连续处理磷溶液的土壤在干湿循环后能重新获得对磷的吸附能力。之后,只有很少几个学者提到将除磷再生作为通过湿地基质除磷的一种机制。一些学者提议采用包含多个并联或者串联单元的多级人工湿地系统,主要是根据经验认为可以

预防或解决水力设计和短流问题。理论上来说,2 个或以上的平行单元从除磷的角度看,可以延长人工湿地系统的寿命<sup>[7]</sup>。从表 2 可以看出,Drizo 等<sup>[7]</sup>研究发现 4 周的落干休作能使饱和后的电弧炉钢渣重新获得 74% 的磷截留能力,提出通过改变不同单元的运行和休作周期,集成干湿循环可以延长人工湿地的使用寿命。Ádám 等<sup>[30]</sup>、翟丽华等<sup>[31]</sup>、杨子等<sup>[32]</sup>的研究结果与 Drizo 等<sup>[7]</sup>一致,认为干湿交替是一种有效的基质吸附强化和再生方式。然而,Pratt 等<sup>[8]</sup>评价了活性渣滤技术中,风干、搅拌和粉碎等物理技术再生磷饱和和熔炉渣的可行性。结果表明,粉碎的再生效果最好,再生后前 2 个月对磷的平均去除率可达到 40%,但是之后对磷的去除率便降低到与饱和熔炉渣相似的水平;风干和搅拌同样不能使磷吸附饱和的熔炉渣的除磷能力得到长期的恢复。

磷吸附基质化学再生的效果受到基质种类和再生试剂的影响,同时,吸附的磷能从基质中释放出来不一定表示基质具有了重新吸附磷的能力。针对某种基质,选择合适的再生剂,解吸率和再生率都可达 99% 以上(表 2),虽然化学再生对人工湿地系统具

有一定的破坏性,但是可作为基质吸附饱和和去除率低甚至为负值时的应急措施,避免更换基质,还可将解吸的营养物质回用于农业。酸溶液浸提能实现对基质中磷的解吸,且效果高于碱溶液,但是经酸溶液再生后的基质对磷的吸附率明显低于未再生基质,而碱溶液再生后的高炉渣和砂对磷的吸附能力有较大的提高<sup>[23]</sup>。Rosenquist 等<sup>[33]</sup>发现,砂中吸附的磷大量释放出来,但是再生后对磷的吸附量为负值;然而生铁屑的掺加虽然有可能限制再生过程中磷的释放,但是能促进再生后对磷的进一步去除。Cyrus 等<sup>[34]</sup>研究表明,吸附床技术中,1 mol/L 的 HCl 冲洗能解吸出基质中吸附的磷,再生过程呈指数趋势,且冲洗速率对其没有明显的影响。在活性渣滤技术中,Pratt 等<sup>[35]</sup>发现,1 mol/L 的 HCl、Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>4</sub> 和 NaOH 分别能洗脱 50%、24% 和 31% 熔炉渣吸附的磷,经 1 mol/L 的 NaS<sub>2</sub>O<sub>4</sub> 和 HCl 处理后,再生效果明显,对磷的吸附量分别提高了 13 倍和 6 倍,之间的差异可能在于 HCl 处理中,流失了部分 Fe,NaOH 处理的再生效果较差,与崔理华等<sup>[23]</sup>的研究结果在酸溶液再生效果方面一致,但是在碱溶液再生效果方面存在分歧。

表 2 人工湿地基质除磷再生效果

Table 2 Regeneration efficiency of substrates for removing phosphorus in constructed wetlands

| 再生途径和方法 | 再生位置                                                        | 装置   | 基质种类和粒径                   | 再生效果                            | 参考文献                                                                                                                                                                                                                  |
|---------|-------------------------------------------------------------|------|---------------------------|---------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 物理再生    | 落干休作 30 d                                                   | 原位再生 | 有机玻璃柱 (∅10.3 × 15 cm)     | 电弧炉钢渣, 2.5 ~ 10 mm              | 磷截留量从 1.35 g P/kg 提高到 2.35 g P/kg [7]                                                                                                                                                                                 |
|         | 休作 44 d 或 20 d                                              | 原位再生 | 透明箱 (26 × 7 × 9 cm)       | 轻质聚合体 (Filtral-ite P), 0 ~ 4 mm | 小试系统出水磷浓度降低 22% ~ 53%, 进水负荷和磷浓度分别为 1.25 L/d 和 2 mg/L (低负荷和低浓度) 时, 再生程度最高 [30]                                                                                                                                         |
|         | 落干 4 周                                                      | 原位再生 | 有机玻璃柱 (∅15 × 30 cm)       | 高炉矿渣, 2.5 ~ 10 mm               | 磷吸附能力从 1.65 g/kg 增加到 2.61 g/kg [31]                                                                                                                                                                                   |
|         | 交替风干                                                        | 异位再生 | 锥形瓶 (250 mL)              | 陶粒、火山岩、砾石、麦饭石和钢渣                | 第 1 次风干后除磷效率分别恢复到 21.51%、18.86%、13.88%、16.23% 和 87.64%, 但是陶粒、火山岩和砾石在第 3 次吸附时出现解吸, 麦饭石和钢渣分别在第 4 次吸附时出现解吸或趋于饱和 [32]                                                                                                     |
| 化学再生    | 化学浸提 (1 mol/L HCl、1/2 H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> 、NaOH) | 异位再生 | 三角瓶 (250 mL)/离心管 (100 mL) | 高炉渣、砂、煤渣, 过 100 目               | 盐酸和硫酸对 3 种基质中磷的解吸率在 71.5% ~ 99.9% 之间, 盐酸对煤渣、砂和高炉渣中磷的解吸效果 (分别为 74.83%、99.47% 和 35.48%) 好于氢氧化钠溶液 (分别为 52.94%、63.4% 和 5.33%)。经过酸再生后的基质对磷素吸附率不超过 28.46%; 而经碱再生后高炉渣和砂对磷素的吸附率在 95.18% ~ 99.04% 之间, 但经碱再生后的煤渣不超过 21.14% [23] |
|         | 投加蔗糖、储存 50 d                                                | 原位再生 | 塑料容器 (46 × 33 × 38 cm)    | 砂、砂和生铁屑混合 (体积比为 2:1)            | 砂再生后对磷去除量为负值, 铁/砂再生后 48 h 内对磷去除量为 6.2 ~ 13 mg [33]                                                                                                                                                                    |

### 3 人工湿地基质再生机理

#### 3.1 人工湿地基质脱氮再生机理

基质脱氮的化学再生实质是离子交换,其效果受再生剂离子种类、组成、浓度以及温度等的影响;其速率呈现先快速后缓慢的趋势,与基质对氮的吸附过程一致。聂发辉等<sup>[21]</sup>认为,蛭石经  $\text{NaCl}$  再生的过程实际上是一个活化过程,首先利用  $\text{Na}^+$  代换蛭石中的阳离子,然后  $\text{NH}_4^+$  的离子交换性比  $\text{Na}^+$  强,容易将  $\text{Na}^+$  代换出来。刘静等<sup>[9]</sup>发现,氨饱和沸石的再生过程表现为快速解吸、缓慢平衡。采用  $\text{NaCl} + \text{CaCl}_2$  组合型再生剂时,在再生初期  $\text{Na}^+$  起主导作用,当  $\text{Na}^+$  浓度逐渐降低时,  $\text{Ca}^{2+}$  的离子交换开始起主导作用,因此组合型再生剂能提升再生效果的持久性,且当  $\text{Na}^+$  和  $\text{Ca}^{2+}$  所带正电荷数接近时,组合型再生剂效率最高。升高温度会增强  $\text{CaCl}_2$  的再生效果,而只在低于  $45^\circ\text{C}$  时会增强  $\text{NaCl}$  的再生效果。再生效果会随着再生剂投加量的增加而升高,当投加量大于  $0.6 \text{ mol/L}$  时,升高趋势明显变缓。

生物再生并未改变沸石晶格结构,只是通过离子交换使得晶体结构内部的电场、比表面积等发生了某种变化,且沸石表面生长着大量的生物膜<sup>[10,13]</sup>,利用生物膜上的微生物转化吸附的氮,从而释放吸附点位。因此,基质界面外有可与基质中吸附的  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  选择性交换的阳离子,基质界面上生物膜中或直接与基质接触的污水溶液中有氨转化细菌,是基质在人工湿地中实现生物再生的两个重要因素。其中离子交换过程主要受环境中离子浓度和扩散速率的影响;而碳源、异养菌、硝化细菌等影响硝化-反硝化过程的因素,干湿交替、植物种植和种类引起的环境物化条件,都会影响微生物转化过程。值得注意的是基质表面的生物膜对交换吸附和解吸再生具有双向的影响,一方面对基质和外界溶液的离子交换形成了阻力,降低了交换速率;另一方面可吸附和降解基质界面内外的  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ , 空出交换点位,促进生物再生速度<sup>[36]</sup>。付融冰等<sup>[10,15]</sup>比较发现,饱和沸石在湿地和沸石柱中的再生速率和效果的差异主要在于湿地中具有更高浓度更丰富的土壤阳离子,促进了离子交换。黄忠良等<sup>[12]</sup>研究结果表明,植物种植和种类、干湿交替和碳源对再生过程有较显著的影响。郑南等<sup>[13]</sup>发现,因异养细菌和硝化细菌协同作用增加的沸石再生效率呈先基本持平

后逐渐增大而后又基本持平的趋势,原因在于前期处于自组织调整期,协同作用不明显,而后期异养菌和硝化细菌底物受限,竞争关系占主导。

大部分基质脱氮生物再生的动力学过程可用指数方程来模拟,在少部分情况下线性方程和 Monod 方程适用。沸石生物再生时界面内外的物质转换和迁移如图 1 所示。开始阶段,穿过沸石表面液膜和生物膜的阳离子首先与沸石外层结构上的孔道和空腔中的  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  发生离子交换,交换速率取决于阳离子穿过沸石表面液膜和生物膜的速率,同时氨从沸石界面内释放出来的速度要远远大于硝化细菌的转化速率和植物吸收速率。随着再生过程的进行,离子交换逐渐向沸石内部通道和空腔扩散,交换速率取决于阳离子(向内)和  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ (向外)在沸石内部 8 元环和 10 元环中的扩散速率,离子交换从沸石表层结构深入到内部,交换速率逐渐变得缓慢,再生速率也越来越慢<sup>[10,15]</sup>。研究发现,氨饱和的沸石和土壤混合基质在芦苇湿地和菖蒲湿地中的生物再生的动力学过程符合指数方程模拟,氨饱和的沸石在沸石柱中符合指数和线性方程模拟<sup>[10,15]</sup>。氨饱和蛭石生物再生的动力学过程基本符合指数方程<sup>[12]</sup>。离子交换、曝气和异养细菌单独或共同作用时,沸石再生效率可用  $y = 1 - e^{-kx}$  方程进行模拟;存在硝化细菌作用时,沸石再生效率前期可用线性方程  $y = kx$ ,后期可用 Monod 方程拟合<sup>[13]</sup>。

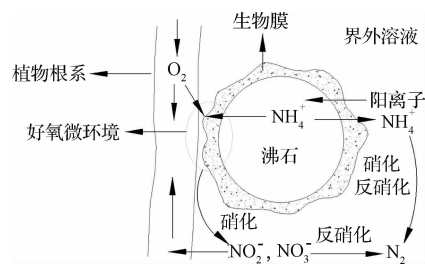


图 1 沸石生物再生时界面内外的物质转换和迁移  
(引自文献[15])

Fig. 1 Transition and reaction of matter inside and outside the zeolite surface when bio-regenerating  
(Cited from reference [15])

#### 3.2 人工湿地基质除磷再生机理

基质对磷截留能力的物理再生机理主要在于基质形状、pH 和 Eh 等理化性质的变化引起了矿物表面和磷形态的转变,其效果受到基质类型、磷浓度负荷、落干休作开始时机和持续时间等的影响。Drizo

等<sup>[7]</sup>基于磷交换点位提出基质落干导致 pH 值提高,使占居孔位的 Ca、Fe、基质表面其他离子以扩散方式进入电弧炉钢渣表面过饱和溶液,从而产生新点位便于磷的吸附、沉淀和结晶(图2);另一方面,氧化还原电位的降低可能引起磷吸附能力的上升,因为 Fe 和 Al 矿物结晶会转化为无定形态,具有大量的表面 OH 基离子,提供更大的表面积和更多的吸附点位。翟丽华等<sup>[31]</sup>的研究进一步验证了该观点(图2),但杨子等<sup>[32]</sup>推测,物理再生的机制是湿地排空后与空气接触使氧化还原电位升高,有助于将不稳定的吸附态磷转变成稳定的晶格态磷,使基质的吸附点位得到恢复,再次进水时保持较好的除磷效果。Ádám 等<sup>[30]</sup>则认为,成核效应可能是休作后基质磷吸附能力提高的一种解释。因为磷酸钙核或通过扩大基质的比表面积增强吸附过程,或强化核化点位表面的无定形磷酸钙的成核和沉淀<sup>[37]</sup>。但 Pratt 等<sup>[8]</sup>的机理分析表明,风干只能使基质表面有机膜物质暴露细小的裂缝,从而获得有限的潜在新鲜的吸附点位;搅拌虽然成功去除了饱和熔炉渣表面的有机膜物质,但是同时也去除了嵌入膜物质中的吸附性的氧化物;粉碎使得熔炉渣的粒径降低至原来的四分之一,提高了比表面积,但是其对基质磷去除效果的提高只有很小的影响。Pratt 等<sup>[8]</sup>分析了其研究结果与 Drizo 等<sup>[7]</sup>不一致的主要原因:(1) Pratt 等<sup>[8]</sup>采用的是稳定塘的真实出水,Drizo 等<sup>[7]</sup>的研究采用的污水是人工配制的,实际污水中的竞争离子、沉积物、生物组分的影响没有评估。(2) Drizo 等<sup>[7]</sup>的研究采用的污水磷浓度高达 375 mg/L,不能真实反映生活污水的典型浓度(如 10 mg/L),高浓度梯度能促进吸附和沉淀反应,因此高浓度的磷溶液能大幅提高基质对磷的截留水平;同时,虽然基质截留磷的总量有所提高,但是基质对磷的平均去除率仍然较低(溶液中大部分的磷没有被基质截留),Drizo 等<sup>[7]</sup>的研究中再生渣对磷的去除率小于 5%。(3) Pratt 等<sup>[8]</sup>采用的基质是熔炉渣,主要的除磷机理是吸附;Drizo 等<sup>[7]</sup>的研究采用的基质是电弧炉钢渣,其主要的除磷机理是沉淀,因此,简单的风干和休作不能有效地再生基质对磷的去除能力。然而,Drizo 等<sup>[38]</sup>进一步的研究结果表明,电弧炉钢渣处理高浓度牛奶场出水(溶解性反应磷浓度为 24.3 mg/L)时,对磷的截留能力能通过落干休作再生,从而提高净化效果,延长使用寿命,与 Pratt 等<sup>[8]</sup>提出的第一条原因不符。不过,Drizo 等<sup>[38]</sup>认

为,电弧炉钢渣与铁熔渣(与 Pratt 等<sup>[8]</sup>研究的熔炉渣来源一致,只是名称不同)对磷的截留和再生的差异归因于不同冶金工艺和不同材料来源引起的矿渣理化性质的不同,大量的磷与钙、铁结合,Ca-P 沉淀、磷灰石形成和铁氧化物/氢氧化物对电弧炉钢渣截留磷起重要作用,而铁熔渣除磷的机理在于钙、铝与磷的结合,与 Pratt 等<sup>[8]</sup>提出的第 3 条原因相符。Ádám 等<sup>[30]</sup>研究发现,当吸附穿透曲线饱和度较低时(大约 10%),休作对穿透浓度没有影响;但是当饱和度达到 60%~90%时,穿透浓度明显降低,而 Drizo 等<sup>[38]</sup>的研究结果表明,基质除磷饱和前进行落干休作的再生效果显著高于饱和后,两者之间在落干休作开始时机上存在分歧。Ádám 等<sup>[30]</sup>研究发现,进水负荷低(1.25 L/d)和磷浓度低(2 mg/L)时,穿透浓度降低幅度达到 53%,与 Pratt 等<sup>[8]</sup>认为,高浓度磷负荷有利于磷再生的结论不一致。

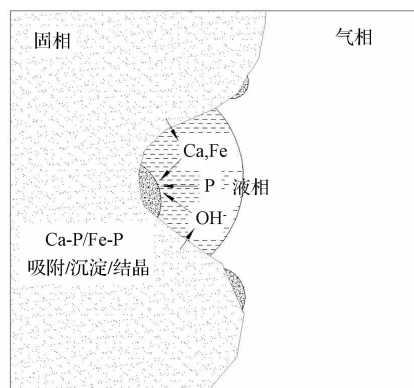


图2 基质的磷饱和和潜能再生的假设机理:钙离子、铁离子氢氧离子过饱和池中的吸附/沉淀/结晶(引自文献[7, 31])

Fig. 2 Proposed mechanism to explain regeneration of P saturation potential by adsorption/precipitation/crystallization in calcium, iron, and hydroxyl ions supersaturated pools (Cited from reference [7, 31])

人工湿地基质除磷化学再生的影响因素主要是 pH 值、Eh 值和 DO 值等,可通过改变这些理化性质进而改变基质中磷的形态、溶解性等,从而通过增加和释放吸附点位实现人工湿地基质的除磷再生。值得注意的是,化学再生需要在从基质表面释放磷吸附点位的同时维持基质吸附性成分的稳定性(如氧化铁、氢氧化铁等<sup>[35]</sup>)或者掺加基质吸附性成分(如生铁屑<sup>[33]</sup>)。崔理华等<sup>[23]</sup>认为,酸和碱都能影响磷的释放。pH 值低时,磷酸盐的解吸以溶解为主,无机酸对基质磷的浸提作用主要受溶液中  $H^+$

浓度的影响;pH 值高时, $\text{OH}^-$  与被吸附的磷酸根阴离子产生竞争,磷酸盐的释放以离子交换为主。但是基质可能在经酸再生过程中溶解丢失,再生后对磷的吸附率较低,难以回用。氧化态的铁可吸附大量的磷,还原时,吸附的磷释放到溶液中,可利用厌氧条件实现磷的释放<sup>[33]</sup>。Pratt 等<sup>[35]</sup>通过测定不同洗脱液中 Fe 浓度,在活性渣滤技术中验证了上述观点。研究表明,中性 pH ( $4 < \text{pH} < 10$ ) 和氧化条件 ( $-300 < \text{Eh} < 600$ ) 下,铁氧化物/氢氧化物的吸附是熔炉渣去除磷的重要机制,低 pH 或 Eh 和高 pH 能导致磷从基质中大量解吸<sup>[39]</sup>。HCl 洗脱液中 Fe 浓度最高,为 2111 mg/kg,说明低 pH 条件下,质子化使得铁氧化物或/和铁氢氧化物不稳定,导致了磷的释放;Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>4</sub> 洗脱液中 Fe 浓度为 1 089 mg/kg,说明还原条件下,溶解使得铁氧化物或/和铁氢氧化物不稳定,导致了磷的释放;NaOH 洗脱液中 Fe 浓度为 0,说明铁氧化物或/和铁氢氧化物稳定,磷的洗脱归因于高 pH 条件下带负电荷的磷酸根的释放<sup>[35]</sup>。大规模的实际应用中不推荐采用 HCl、H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>、Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>4</sub> 和 NaOH 等工业试剂,不仅成本高,而且对人工湿地系统的破坏性较大。Rosenquist 等<sup>[33]</sup>通过投加蔗糖利用微生物对其的耗氧降解形成厌氧条件,Pratt 等<sup>[35]</sup>建议采用厌氧塘水替代 Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>4</sub> 作为还原再生剂提供低氧化还原条件,采用酿酒废水替代 HCl 作为酸性再生剂提供低 pH 值条件,洗脱饱和炉渣吸附的磷,同时重新获得磷去除能力。

## 4 结论与展望

人工湿地基质在吸附饱和后可通过物理、化学、生物等途径实现再生,从而提高净化性能,延长使用寿命,节约运行成本。其中投加硝化污泥的生物方法对基质脱氮再生的效果最佳;物理方法操作简便,是基质除磷再生的有效原位措施;化学再生效果受基质种类,再生试剂成分和浓度,环境条件如温度、pH 值、Eh 值和 DO 值等的影响,可作为人工湿地基质吸附饱和后的应急措施。目前基质除磷物理再生机理,基质经碱溶液处理的化学再生效果等方面的结论尚存在分歧;同时大部分研究局限于实验室模拟实验,针对工程实例的研究很少。因此,后续研究可以考虑从以下两个方面展开。

(1)人工湿地基质再生途径的优化。生物作用是人工湿地脱氮的主要途径,生物再生具有生态友

好、可持续性的优势,研究基质脱氮生物再生离子交换和生物转化过程,优化离子浓度和交换速率,碳源、溶解氧、微生物群落结构等,有利于提高基质脱氮生物再生效果和速率。物理化学作用是人工湿地除磷的主要途径,研究落干休作的最佳开始时机和持续时间,有利于提高基质除磷物理再生的有效性。投加化学再生剂是基质吸附饱和后的有效应急措施,针对不同种类基质,研究再生剂的最佳成分和剂量,有利于提高基质化学再生的可行性。

(2)人工湿地基质再生的应用研究。生物再生的实质是人工湿地系统中基质、植物和微生物的协同作用,可通过投加功能菌、曝气、投加碳源等有效的强化措施提高协同效应,从而提高处理系统的净化性能;物理再生具有短期效应,可通过人工湿地日常运行管理中并行单元的定期轮休减缓处理系统去除率的下降趋势;在基质吸附饱和时可通过投加非工业化学再生剂(如蔗糖、厌氧塘水、酿酒废水等)恢复处理系统的净化效果,同时有效降低更换基质的破坏性和成本,还可将解吸的营养物质回用于农业。不同再生方法的经济成本有待于进一步核算,如物理再生中并行单元的构建成本、化学再生剂的购买费用和曝气装置的运行费用等。

## 参 考 文 献

- [1] Vymazal J. Constructed wetlands for wastewater treatment: Five decades of experience. *Environmental Sciences & Technology*, **2011**, 45(1): 61-69
- [2] Liu Dong, Ge Ying, Chang Jie, et al. Constructed wetlands in China: Recent developments and future challenges. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **2009**, 7(5): 261-268
- [3] Zhang Dongqing, Gersberg R. M., Keat T. S. Constructed wetlands in China. *Ecological Engineering*, **2009**, 35(10): 1367-1378
- [4] Zhang Ting, Xu Dong, He Feng, et al. Application of constructed wetland for water pollution control in China during 1990—2010. *Ecological Engineering*, **2012**, 47: 189-197
- [5] 吴振斌. 复合垂直流人工湿地. 北京: 科学出版社, **2008**: 27
- [6] Peng Jianfeng, Song Yonghui, Liu Zhenhua, et al. Performance of a novel circular-flow corridor wetland toward the treatment of simulated high-strength swine wastewater. *Ecological Engineering*, **2012**, 49: 1-9
- [7] Drizo A., Comeau Y., Forget C., et al. Phosphorus saturation potential: A parameter for estimating the longevity of

- constructed wetland systems. *Environmental Science & Technology*, **2002**, 36(21): 4642-4648
- [8] Pratt C., Shilton A., Haverkamp R. G., et al. Assessment of physical techniques to regenerate active slag filters removing phosphorus from wastewater. *Water Research*, **2009**, 43(2): 277-282
- [9] 刘静, 彭剑峰, 宋永会, 等. 铵饱和和天然钙型沸石的化学再生效果. *环境科学研究*, **2009**, 22(11): 1341-1345  
Liu Jing, Peng Jianfeng, Song Yonghui, et al. Chemical regeneration performance of natural Ca-form zeolite saturated with ammonium. *Research of Environmental Sciences*, **2009**, 22(11): 1341-1345 (in Chinese)
- [10] 付融冰, 杨海真, 顾国维. 人工湿地中沸石对铵吸附能力的生物再生研究. *生态环境*, **2006**, 15(1): 6-10  
Fu Rongbing, Yang Haizhen, Gu Guowei. Bioregeneration process of ammonium-saturated clinoptilolite in subsurface wetland systems. *Ecology and Environment*, **2006**, 15(1): 6-10 (in Chinese)
- [11] 卢少勇, 桂萌, 余刚, 等. 人工湿地中沸石和土壤的氮吸附与再生试验研究. *农业工程学报*, **2006**, 22(11): 64-68  
Lu Shaoyong, Gui Meng, Yu Gang, et al. Nitrogen adsorption and reactivation of zeolite and soil in constructed wetland. *Transactions of the CSAE*, **2006**, 22(11): 64-68 (in Chinese)
- [12] 黄忠良, 胡曰利, 吴晓芙, 等. 人工湿地污水处理系统的蛭石缓冲单元及缓冲能力生物再生研究. *环境科学学报*, **2007**, 27(12): 2006-2013  
Huang Zhongliang, Hu Yueli, Wu Xiaofu, et al. Vermiculite buffer system and its adsorption capacity and bio-regeneration in constructed wetlands for municipal sewage treatment. *Acta Scientiae Circumstantiae*, **2007**, 27(12): 2006-2013 (in Chinese)
- [13] 郑南, 闻岳, 李剑波, 等. 天然沸石生物再生途径机理研究. *中国环境科学*, **2009**, 29(5): 506-511  
Zheng Nan, Wen Yue, Li Jianbo, et al. The mechanism of bio-regeneration process of natural zeolite. *China Environmental Science*, **2009**, 29(5): 506-511 (in Chinese)
- [14] 吴晓磊. 人工湿地废水处理机理. *环境科学*, **1995**, 16(3): 83-86  
Wu Xiaolei. Mechanism of wastewater treatment in constructed wetlands. *Environmental Science*, **1995**, 16(3): 83-86 (in Chinese)
- [15] 付融冰, 杨海真, 顾国维, 等. 潜流水平沸石湿地系统的脱氮调节再生功能. *同济大学学报(自然科学版)*, **2006**, 34(4): 523-527  
Fu Rongbing, Yang Haizhen, Gu Guowei, et al. Adjustable and regenerative function of constructed zeolite-wetlands for nitrogen removal from domestic wastewater. *Journal of Tongji University (Natural Science)*, **2006**, 34(4): 523-527 (in Chinese)
- [16] 陈明利, 吴晓芙, 陈永华, 等. 蛭石人工湿地中吸附-生物转化系统脱氮能力及其机理研究. *环境工程学报*, **2009**, 3(2): 223-228  
Chen Mingli, Wu Xiaofu, Chen Yonghua, et al. Mechanism of nitrogen removal by adsorption and bio-transformation in constructed wetland systems. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, **2009**, 3(2): 223-228 (in Chinese)
- [17] 陈丽丽, 赵同科, 张成军, 等. 不同因素对人工湿地基质脱氮除磷效果的影响. *环境工程学报*, **2013**, 7(4): 1261-1266  
Cheng Lili, Zhao Tongke, Zhang Chengjun, et al. Influences of different factors on effect of matrix nitrogen and phosphorus removal in substrates of constructed wetland. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, **2013**, 7(4): 1261-1266 (in Chinese)
- [18] Hedström A. Ion exchange of ammonium in zeolites: A literature review. *Journal of Environmental Engineering*, **2001**, 127(8): 673-681
- [19] 温东辉. 天然沸石吸附-生物再生技术及其在滇池流域暴雨径流污染控制中的试验与机理研究. 北京: 中国环境科学出版社, **2003**: 35-38
- [20] 徐丽花, 周琪. 人工湿地控制暴雨径流污染的实验研究. *上海环境科学*, **2002**, 21(5): 274-277, 321  
Xu Lihua, Zhou Qi. Experimental study on artificial wetland for controlling stormwater runoff pollution. *Shanghai Environmental Sciences*, **2002**, 21(5): 274-277, 321 (in Chinese)
- [21] 聂发辉, 吴晓芙, 胡曰利. 人工湿地中蛭石填料净化污水中氨氮能力. *城市环境与城市生态*, **2003**, 16(6): 280-282  
Nie Fahui, Wu Xiaofu, Hu Yueli.  $\text{NH}_4\text{-N}$  removal capacity of vermiculite stuffing in constructed wetland. *Urban Environment & Urban Ecology*, **2003**, 16(6): 280-282 (in Chinese)
- [22] Drizo A., Frost C. A., Grace J., et al. Physico-chemical screening of phosphate-removing substrates for use in constructed wetland systems. *Water Research*, **1999**, 33(17): 3595-3602
- [23] 崔丽华, 游艳萍, 张新明, 等. 人工湿地磷吸附饱和和基质的化学再生研究. *生态环境学报*, **2010**, 19(5): 1221-1225  
Cui Lihua, You Yanping, Zhang Xinming, et al. Chemi-

- cal regeneration of substrates saturated with phosphorus adsorption for constructed wetlands. *Ecology and Environmental Sciences*, **2010**, 19(5): 1221-1225 (in Chinese)
- [24] 晏再生, 王世和. 基质对于人工湿地净化磷素潜能的探讨. *生态环境*, **2007**, 16(2): 661-666  
Yan Zaisheng, Wang Shihe. An exploratory discussion of substrates for phosphorus removal potential for constructed wetland. *Ecology and Environment*, **2007**, 16(2): 661-666 (in Chinese)
- [25] Ballantine D. J., Tanner C. C. Substrate and filter materials to enhance phosphorus removal in constructed wetlands treating diffuse farm runoff: A review. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, **2010**, 53(1): 71-95
- [26] 刘波, 陈玉成, 王莉玮, 等. 4 种人工湿地填料对磷的吸附特性分析. *环境工程学报*, **2010**, 4(1): 44-48  
Liu Bo, Chen Yucheng, Wang Liwei, et al. Phosphorus adsorption characteristics of four substrates in constructed wetland. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, **2010**, 4(1): 44-48 (in Chinese)
- [27] Vohla C., Kõiv M., Bavor H. J., et al. Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands-A review. *Ecological Engineering*, **2011**, 37(1): 70-89
- [28] 刘霄, 黄岁樑, 刘学功. 3 种人工湿地基质对磷的吸附特性分析. *环境工程学报*, **2012**, 6(10): 3367-3372  
Liu Xiao, Huang Suiliang, Liu Xuegong. Characteristics of phosphorous adsorption on three substrates used in constructed wetland. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, **2012**, 6(10): 3367-3372 (in Chinese)
- [29] Sawhney B. L., Hill D. E. Phosphate sorption characteristics of soils treated with domestic waste water. *Journal of Environmental Quality*, **1974**, 4(3): 342-346
- [30] Ádám K., Krogstad T., Suliman F. R. D., et al. Phosphorous sorption by Filtralite P-Small scale box experiment. *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, **2005**, 40(6-7): 1239-1250
- [31] 翟丽华, 何连生, 席北斗, 等. 湿地介质高炉矿渣磷吸附与再生能力研究. *环境科学*, **2008**, 29(12): 3410-3414  
Zhai Lihua, He Liansheng, Xi Beidou, et al. Phosphorus adsorption and regeneration of electric arc furnace steel slag as wetland medium. *Environmental Science*, **2008**, 29(12): 3410-3414 (in Chinese)
- [32] 杨子, 汪家权. 5 种人工湿地基质对磷的吸附特性研究. *合肥工业大学学报(自然科学版)*, **2012**, 35(7): 981-986  
Yang Zi, Wang Jiaquan. Study of adsorption properties of phosphorus by five constructed wetland matrixes. *Journal of Hefei University of Technology (Natural Science)*, **2012**, 35(7): 981-986 (in Chinese)
- [33] Rosenquist S. E., Hession W. C., Eick M. J., et al. Field application of a renewable constructed wetland substrate for phosphorus removal. *Journal of the American Water Resources Association*, **2011**, 47(4): 800-812
- [34] Cyrus J. S., Reddy G. B. Sorption and desorption of phosphorus by shale: batch and column studies. *Water Science and Technology*, **2010**, 61(3): 599-606
- [35] Pratt C., Shilton A., Haverkamp R. G., et al. Chemical techniques for pretreating and regenerating active slag filters for improved phosphorus removal. *Environmental Technology*, **2011**, 32(10): 1053-1062
- [36] Lahav O., Green M. Bioregenerated ion-exchange process: The effect of the biofilm on the ion-exchange capacity and kinetics. *Water SA*, **2000**, 26(1): 51-57
- [37] Brooks A. S., Rozenwald M. N., Geohring L. D., et al. Phosphorus removal by wollastonite: A constructed wetland substrate. *Ecological Engineering*, **2000**, 15(1-2): 121-132
- [38] Drizo A., Cummings J., Weber D., et al. New evidence for rejuvenation of phosphorus retention capacity in EAF steel slag. *Environmental Science & Technology*, **2008**, 42(16): 6191-6197
- [39] Pratt C., Shilton A., Pratt S., et al. Effects of redox potential and pH changes on phosphorus retention by melter slag filters treating wastewater. *Environmental Science & Technology*, **2007**, 41(18): 6585-6590