

# 潜流人工湿地去除大庆地区湖泊水体中石油类化合物的研究

张海, 张旭\*, 钟毅, 李广贺, 张荣社

(清华大学环境科学与工程系, 北京 100084)

**摘要:**针对大庆地区石油类化合物污染湖泊水质特点和气候条件,采用包含砾石床、砾石芦苇床、炉渣芦苇床和炉渣床单元的现场试验系统,考察启动期、投加微生物、投加缓释碳源、水温低于5℃和常规运行期等工况下各单元对石油类化合物的去除效果及其去除机理。在整个试验期内4个单元石油类化合物的平均去除率分别为24.7%、28.4%、45.9%和42.9%;投加微生物和缓释碳源都可提高石油类化合物污染物的去除效果;以炉渣为填料的单元污染物去除效果显著优于以砾石为填料的单元。2005年常规运行期间,湿地床和对照床石油类化合物去除率存在显著性差异( $p < 0.05$ ),植物对石油类化合物的去除起到显著的促进作用。系统运行期内通过截留去除的石油类化合物占总去除量70%左右,各单元该比例没有显著性差异( $p < 0.05$ )。

**关键词:**石油类化合物污染水体; 潜流人工湿地; 炉渣; 砾石

中图分类号: X524 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)07-1449-06

## Removal of Oil in the Lake Water in Daqing Area Using Subsurface Constructed Wetland

ZHANG Hai, ZHANG Xu, ZHONG Yi, LI Guang-he, ZHANG Rong-she

(Department of Environmental Science and Engineering, Tsinghua University, Beijing 100084, China)

**Abstract:** Based on the water quality and climate of the oil contaminated lake in Daqing area, four simulated subsurface wetland systems were constructed in the field to study their removal effect of oil in lake water, including the gravel bed, the gravel-reed bed, the slag-reed bed and the slag bed. The research lasted about 360 d, including five periods: the start up period, the microorganism adding period, the slow-releasing carbon sources adding period, the low temperature period and the normal operation period. During the study, oil removal efficiency of the four units are 24.7%, 28.4%, 45.9% and 42.9% respectively, and the slag unit shows better than gravel unit. The adding of microorganism and slow-releasing carbon sources markedly improves the oil removal. The application of plant in the wetland system also promotes the oil removal. In all the four simulated subsurface wetland systems, 70% of the oil removal attributes to the adsorption effect.

**Key words:** oil contaminated water; subsurface constructed wetland; slag; gravel

潜流人工湿地目前被广泛用于生活污水<sup>[1]</sup>、工业废水<sup>[2]</sup>、矿山<sup>[3,4]</sup>、石油开采废水<sup>[5~8]</sup>、垃圾渗滤液<sup>[9]</sup>、医疗废水<sup>[10]</sup>、暴雨径流<sup>[11]</sup>等的处理。该系统不仅可以通过物理、化学及生化反应协同作用去除水中的污染物,而且可以作为一种美学景观,实现污水处理与生态景观的协调统一。

目前潜流人工湿地在国内应用于生活污水、暴雨径流、去除COD和氮、磷的研究较多;但对应用于寒冷地区和含有石油类化合物污水处理的研究较少,本实验通过不同工况下潜流人工湿地去除寒冷地区含石油类化合物的湖泊污水的研究,对潜流人工湿地污水单元进行优化,对植物对于石油类化合物污染物的去除所起到的作用、石油类化合物去除途径进行分析说明。

潜流人工湿地系统去除污染物的效果受填料种类和气候的影响较大。某些填料对氮素、石油类化合

物等物质有吸附、沉淀和离子交换等作用,可提高潜流人工湿地系统的净化作用,且受季节影响较小。当地气候是湿地污水净化性能是主要影响因素之一,因为潜流人工湿地植物种类、微生物活性和土壤中营养物质的生化循环都与气候有关。

大庆地区由于石油开采所产生的“落地油”、钻井“泥浆”、含油废水以及其他生产和生活污水进入环境,加之地处闭流区,地面水径流条件差,致使地表水遭到较为严重的污染,污染指标主要包括化学耗氧量、石油类化合物及氮磷等。

大庆地区的水系特点为河道湖泡相连,水径流汇聚面积大、分布广,具有一定的水力条件和场地条件,

收稿日期: 2006-06-29; 修订日期: 2006-12-16

基金项目: 国家高技术研究发展计划(863)项目(2003AA601090)

作者简介: 张海(1980~),男,硕士研究生,主要研究方向为水污染控制与生态修复。

\* 通讯联系人, E-mail: zhangxu@mail.tsinghua.edu.cn

水深一般在1 m以内,较适合采用生态净化方法。但是,大庆市地处中纬度,属中温带半湿润、半干旱季风气候区,气候特点为低温期较长,冰冻期达6个月,是潜流人工湿地系统实现净化功能的重要制约因素。为了确定适合该地区气候和水质特点的潜流人工湿地系统构造及其净化功能,在填料筛选的基础上,分别采用炉渣、砾石构建现场试验系统,研究各单元对水中石油类化合物、COD的去除效果及机理。

## 1 试验系统构建与方法

在大庆市上游南岗泡旁建设潜流人工湿地现场试验系统,包括砾石床、砾石芦苇床、炉渣床、炉渣芦

苇床4个单元(如图1)。各单元尺寸均为2 m×1 m×1 m,包括进水区、填料区和出水区,填料层厚度为40 cm,种植芦苇的称为湿地单元,不种植芦苇的称为对照单元。湿地的构成为下层是填料,上层植物。试验系统的进水为受污染的湖泊水,自2004-08-22开始运行,2004-10-26进入冰冻期,停止运行,系统运行期间植物生长情况正常;到2005-05-13重新开始运行,并对于因前一年移栽较晚而没有成活的植物重新进行移栽补种,运行至2005-08-28停止,系统运行期间植物生长情况正常。系统开始运行后始终保持水力负荷为 $0.5 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ,水力停留时间为2 d,石油类的负荷在 $250 \sim 625 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 。

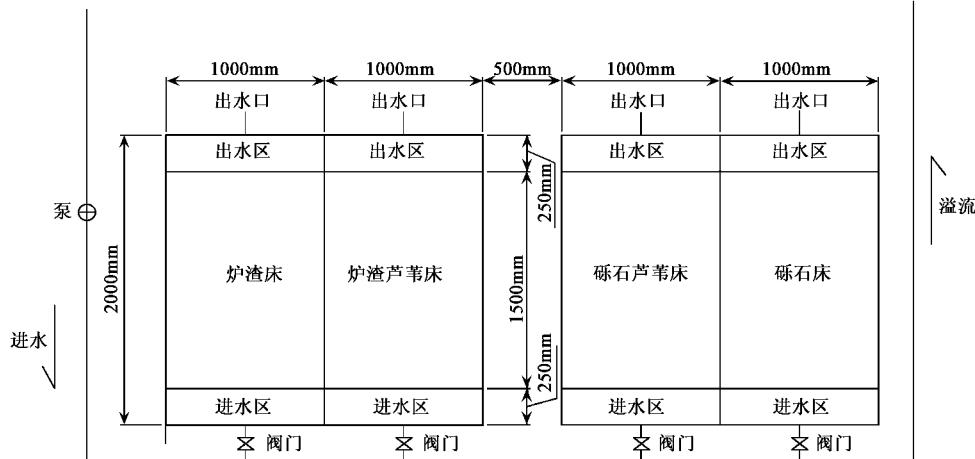


图1 现场潜流人工湿地系统示意

Fig. 1 Subsurface constructed wetland in field system map

试验过程分为启动期、投加微生物期、投加缓释碳源期、水温低于5℃和2005年常规运行期5个工况。投加的微生物来自污水厂污泥(污水厂的进水含有石油类化合物),所采用的缓释碳源是本课题组开发的1种天然高分子固体材料,具有碳源释放速率稳定、释放时间长的特点。试验期内定期测定环境因素指标<sup>[12]</sup>(水温、pH和溶解氧)、进出水污染物指标<sup>[12]</sup>(石油类化合物、COD)及微生物指数<sup>[13]</sup>(异氧细菌数、烃降解菌数量)。

## 2 系统运行工况及其环境因素

### 2.1 水温和pH

大庆地区夏季时间短,因此温度成为湿地系统运行的重要影响因素。系统运行期间水温变化和运行工况的划分如图2所示。

由图2可知,2004年在启动期和投加微生物阶段水温为20℃左右,投加缓释碳源阶段为10℃左

右,2004-10-20以后水温降低到5℃以下,2004-10-26冰冻。2005-05-16开始运行时温度为12.5℃,2005-05-31~2005-06-11温度在15~19℃之间,7月份到系统停止运行水温升到24℃左右。

由于大庆地区的土壤是盐碱土并且水体中氨氮含量较高,因此湖泊水质呈碱性,pH值为8.9~9.7。

### 2.2 溶解氧

微生物作用与溶解氧有密切的关系。2004年运行期间,系统进水溶解氧为6.8 mg/L左右,系统出水溶解氧在投加微生物之前为5.0 mg/L左右,投加微生物后,由于微生物的好氧作用降为2 mg/L左右。2005年,进出水溶解氧分别为5.0~6.5 mg/L和3.6~4.5 mg/L。系统运行期间均处于好氧状态。

## 3 结果与分析

### 3.1 试验系统填料表面附着微生物数量

为了解各单元填料表面附着微生物数量及其生

长情况,分别在距离进水端 75 cm、145 cm 处,定期取床体表面下 10 cm 处的填料样品,混合后测定其上

附着的异氧细菌数和烃降解菌数量,结果分别如表 1 和表 2 所示。

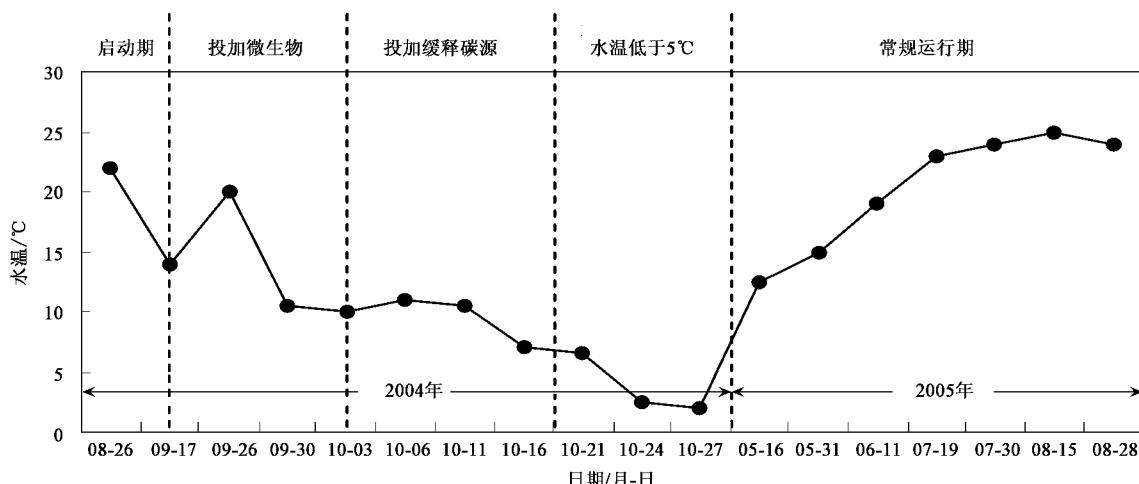


图 2 系统运行期的水温变化

Fig. 2 Water temperature change of system operation period

表 1 现场试验系统不同时期填料表面附着异氧细菌数/ $\text{CFU} \cdot \text{g}^{-1}$

Table 1 Biomass on different media in field/ $\text{CFU} \cdot \text{g}^{-1}$

日期/年-月-日	砾石床	砾石芦苇床	炉渣芦苇床	炉渣床
2004-10-03	1.60E + 03	1.10E + 06	1.20E + 06	1.10E + 06
2004-10-28	1.50E + 05	1.40E + 07	1.40E + 07	4.00E + 05
2005-06-05	1.10E + 09	1.40E + 10	1.40E + 09	4.50E + 09
2005-07-25	4.00E + 05	1.10E + 09	1.50E + 08	7.00E + 06
2005-08-25	1.50E + 09	4.50E + 08	2.00E + 09	1.50E + 10

表 2 现场试验系统不同时期填料表面附着烃降解菌数/ $\text{CFU} \cdot \text{g}^{-1}$

Table 2 Oil-degrading microorganism on different media in field/ $\text{CFU} \cdot \text{g}^{-1}$

日期/年-月-日	砾石床	砾石芦苇床	炉渣芦苇床	炉渣床
2004-10-03	2.50E + 02	7.50E + 03	2.50E + 02	2.50E + 02
2004-10-28	3.50E + 03	1.10E + 04	7.40E + 04	1.50E + 03
2005-06-05	3.00E + 06	4.50E + 08	1.10E + 05	1.10E + 05
2005-07-25	4.50E + 04	1.10E + 07	1.40E + 06	1.10E + 05
2005-08-25	4.50E + 06	4.50E + 07	4.50E + 08	4.50E + 08

由表 1、表 2 可知,异氧细菌数和烃降解菌数量表现为炉渣床 > 砾石床,砾石芦苇床 > 砾石床,芦苇炉渣床 > 炉渣床。由于芦苇具有将氧气从上部输送至根部的重要功能,从而在根区或根际形成好氧环境,这一环境能促进有机物质的分解和好氧菌的生长;同时,植物根系巨大的表面积可附着大量微生物,创造了有利于微生物生长的微环境,所以湿地系统较对照系统具有更大的微生物数量。

随着时间的增加,各单元中微生物数量都有不同程度的升高。2005-07 的微生物数量比 6 月份的低,是因为 06-25 ~ 07-18 期间大庆石油公司进行现场整修,系统被迫停止运行,由于微生物的呼吸作

用,致使部分失活。

### 3.2 石油类化合物污染物的去除效果

系统运行期间进水的石油类化合物污染物浓度为 1 ~ 2.5 mg/L,每 3 d 取 1 次样,同一个工况下去除率取平均值,不同工况下各单元的平均去除率见图 3。

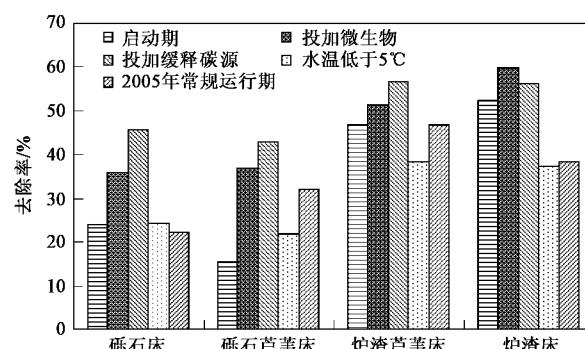


图 3 石油类化合物污染物去除效率

Fig. 3 Removal of oil pollution

从图 3 可以看出,以炉渣为填料构造的单元对石油类化合物表现出较高且稳定的去除效果,2004 年试验期内炉渣芦苇床和炉渣床的平均去除率分别达到 50% 和 55%,单个工况最高去除率达 65%;以砾石为填料构造的单元在开始时对石油类化合物去除效率较低,随着系统的运行,去除率逐渐增加。2005 年常规运行期间,砾石床、砾石芦苇床、炉渣芦苇床、炉渣床的去除率分别为 22%、32%、47%、38%,去除率低于 2004 年运行期间平均去除率,这主要是因为进水浓度由 2 mg/L 左右降低到 1 mg/L 左

右,同时填料上已经截留一部分石油类化合物(见表3).整个试验期内砾石芦苇床和砾石床平均去除率分别为29%和33%.炉渣床和炉渣芦苇床的平均去除效率比砾石床和砾石芦苇床分别高19%、18%,这是由于炉渣的比表面积大于砾石,而填料截留石油类化合物或者微生物降解石油类化合物都是发生在填料的表面,石油类化合物组分和填料的接触表面越大,去除效果就越好.

表3 单位质量填料附着石油类化合物的量/mg·g<sup>-1</sup>

Table 3 Adsorption of oil on per media/mg·g<sup>-1</sup>

位置	砾石床	砾石芦苇床	炉渣芦苇床	炉渣床
1上	0.084	0.08	0.23	0.25
1下	0.086	0.12	0.32	0.3
2上	0.07	0.06	0.28	0.21
2下	0.01	0.09	0.29	0.25
3上	0.05	0.073	0.15	0.19
3下	0.085	0.085	0.24	0.24
平均值	0.079	0.085	0.250	0.240

比较各工况下的去除率可以看出,启动期石油类化合物污染去除率较低;投加微生物以后,石油类化合物去除率明显升高,说明其去除过程与微生物的作用紧密相关;投加缓释碳源后,虽然水温已经降低到10℃左右,不利于微生物的生长代谢,但石油类化合物去除率仍略有升高,砾石床、炉渣床的去除率仍然分别稳定在40%和55%左右,说明投加缓释碳源能够促进石油类化合物的去除;温度降到5℃后,系统石油类化合物去除率平均降低约13%.系统微生物数量的分析结果表明,投加缓释碳源后,虽然气温从20℃左右降到10℃左右,但异氧细菌数仍提高了1个数量级,说明投加生物利用性较好的有机物,可以通过共代谢作用促进水中复杂组分的生物降解.在水温低于5℃运行阶段,虽然烃降解菌数量有所增加,但由于水温降低到5℃以下,除了部分

耐冷菌以外,其他的微生物活性降低甚至休眠,所以此时生物降解起到作用的大大减小,石油类化合物的去除以截留为主.

湿地床与对照床相比,2004年期间对石油类化合物去除没有表现出明显差异,在潜流人工湿地系统中植物去除石油类化合物的作用主要是通过改善系统内的微环境实现的,例如改善系统内O<sub>2</sub>的传输量、加大比表面积、形成根际分泌物等,进而强化系统内微生物的作用.由于系统构建时值夏末秋初,植物移栽较晚,其根系没有深入到填料系统的内部,只在填料上层起作用,使上层异氧细菌数和烃降解菌数量增加;由表1、表2可知,湿地床与对照床相比,异氧细菌数和烃降解菌数均增加,说明种植植物对于微生物生长具有一定的促进作用;另外试验期处于植物生长后期,其生理活性较弱,所以植物根系对于整个系统微生态改善不明显.另一方面,试验系统中的植物是在污染水体附近带土移栽的,土壤中含有石油类化合物,从而对系统整体去除率产生负面影响.试验中,曾出现对照床去除率略高于湿地床的情况,但此时微生物数量总体不高.

2005年湿地床比对照床的去除率高,说明此时植物根系深入到填料系统的内部,明显改善潜流人工湿地床的微生态环境,其微生物数量也高,其微生物数量比2004年提高2~3个数量级,表现出植物明显促进作用,从而促进石油类化合物的去除.

### 3.3 有机物的去除效果

系统运行期间各单元进出水的COD浓度变化见图4.图4表明,2004年前2个工况试验系统进水COD浓度变化较大,投加微生物前,砾石床、砾石芦苇床、炉渣芦苇床和炉渣床COD平均去除率分别为18%、26%、30%和37%;投加微生物后,相应的去除率分别为23%、30%、32%和47%,去除率升高,同

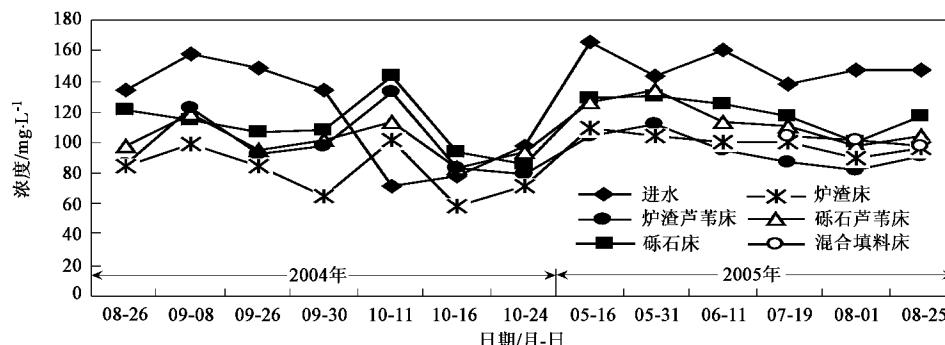


图4 系统COD进出水浓度变化

Fig.4 Input and output concentration of COD

时出水 COD 浓度相对稳定,说明投加微生物可以明显改善 COD 的去除效果。投加缓释碳源后,由于系统存在内源碳源,因此无法采用去除率衡量有机物的去除效果,系统出水 COD 浓度高于进水浓度,说明缓释碳源能够有效地持续释放碳,对系统的微生物生长有利。

2005 年常规运行期间,砾石床、砾石芦苇床、炉渣芦苇床和炉渣床 COD 平均去除率分别为 22%、26%、38%、34%,以炉渣为填料的单元优于以砾石为填料的单元,有无植物差别不明显。

综合分析试验室动态模拟试验<sup>[14]</sup>和现场试验系统的结果可以得出,该地区潜流人工湿地系统采用水力停留时间为 2d 时,有机物的去除效果较差,各单元的 COD 去除率平均在 40% 以内。对比云南处理沟渠水相同湿地系统<sup>[15]</sup>,当停留时间为 2 d 时,其 COD 去除率为 50% 左右,可见当湿地系统在水力停留时间较短时对地表水体中的 COD 去除效率均不太高。研究表明<sup>[15]</sup>用于去除有机物的湿地系统,其设计停留时间通常要达到 5~10 d,短的时间不能保证有机物的高效去除。从现场试验系统进出水溶解氧变化可以看出,系统处于好氧状态,而且进出水溶解氧差异较小,说明有机物的好氧降解过程缓慢。

### 3.4 潜流人工湿地单元优化

比较 4 个单元在不同工况下对石油类化合物和 COD 的去除效果,可以得出,在统计学意义 ( $p < 0.05$ ) 上,整个运行期内以砾石和以炉渣为填料构造的单元对 COD、石油类化合物污染物的去除率存在显著差异,以炉渣为填料的单元显著优于以砾石床为填料的单元;2005 年运行期间,湿地床和对照床石油类化合物去除率存在显著性差异,说明系统经过一段时间的运行后植物对于石油类化合物污染物的去除起到明显的促进作用。

炉渣床对石油类化合物、COD 的去除效率在 5 个运行工况下表现出明显的优势,说明炉渣填料较适于净化大庆地区的湖泡水体。

### 3.5 石油类化合物去除途径分析

石油类化合物主要是通过挥发、化学氧化、截留、微生物代谢与植物吸收等作用去除。现场试验用水中的石油类化合物为溶解态,在潜流人工湿地系统内挥发作用、化学氧化作用、植物吸收作用可以忽略不计,其去除途径主要是填料的截留和微生物的降解作用<sup>[16]</sup>。石油类化合物中饱和烃最容易被微生物降解<sup>[17,18]</sup>,低分子量芳香烃较容易被利用<sup>[20]</sup>,而树脂和沥青质很难被微生物利用。

为了确定各单元填料表面附着的石油类化合物的质量,试验结束后,在各单元中采集填料样品,每单元前、中、后部设置 3 个取样点位,分别距进水端 30、95、165 cm;每个点位取上、下 2 处,分别距离填料层表面 10 cm 和 30 cm。测定每个填料样品附着的石油类化合物质量,并据此计算各单元填料中残留的石油类化合物总量。

测定方法如下:称取 100 g 填料放入 250 mL 的三角瓶中,加入 100 mL 60~90°C 的石油醚,用封口膜把瓶口封紧;以 200 r/min 的转速摇 3 h,静置 10 min,取出 2 mL 上清液,在紫外分光光度计 254 nm 处测定吸光度,进而计算石油类化合物浓度;接着倒掉三角瓶中的石油醚,重新加入 100 mL 石油醚,静置 3 d,以 200 r/min 的转速摇 3 h,静置 10 min,取出上清液测定石油类化合物浓度;重复以上操作,直到浓度小于认为已将所有能提取的石油类化合物提取出来的浓度 0.1 mg/L。每个填料做 3 个平行样。单位质量填料附着石油类化合物的量如表 3 所示。

由于填料的不均匀性,各单元之间和同一单元沿程的截留量没有表现出规律性;同一单元不同层之间填料的石油类化合物截留量表现为上层比下层少,这可能是因为上层氧气充足,烃降解菌数量多,同时植物的根系能够达到这个深度,而系统运行期间植物的根系还没有深入到填料的下层,使得填料下层微生物的降解作用较差。

每个单元石油类化合物进入量都为 58 447.43 mg。由表 3 及每个单元填料含量,可计算出各单元截留石油类化合物总量。系统各单元的石油类化合物输出量与通过截留和微生物降解去除量及各自所占比例表 4 所示,其中截留量取床体沿程和上下部截留量的平均值。

表 4 进出水石油类化合物质量和截留去除所占的比例

Table 4 Oil quantity of input and output water and the percentage of adsorption removal

指标	砾石床	砾石芦苇床	炉渣芦苇床	炉渣床
进入量/mg	58 447.43	58 447.43	58 447.43	58 447.43
流出量/mg	43 643.31	44 021.17	30 853.47	31 734.87
去除量/mg	14 804.12	14 426.26	27 593.96	26 712.56
截留量/mg	9 622.28	10 098.38	20 805.85	19 206.33
微生物去除量/mg	5 181.44	4 327.88	6 788.11	7 506.23
截留占百分比/%	65.02	69.98	75.54	71.94

从表 4 可以看出,以炉渣为填料的床,其截留量明显高于以砾石为填料的床,这与填料的静态截留试验结果<sup>[14]</sup>和系统对石油类化合物的去除率相一致。

系统运行期内通过截留去除的石油类化合物占

总去除量的 70% 左右。虽然以砾石和炉渣为填料的单元对污染物的去除率存在显著差异 ( $p < 0.05$ )，但是通过截留去除石油类化合物的量占总去除量的比例之间没有显著性差异 ( $p < 0.05$ )。

石油类化合物的最终去除途径是依靠微生物的降解作用，截留只是延长石油类化合物在系统内的停留时间，有利于微生物的降解。由填料静态截留试验的 Freundlich 模型可计算出<sup>[14]</sup>，当石油类的平衡浓度为 1.5 mg/L 时，砾石、炉渣填料上的石油类化合物截留量分别为 0.05 mg/L、0.15 mg/g，由此可知，填料已经到达静态饱和截留量，但是单元仍然有较好的去除效果。试验系统存在吸附和生物降解的协同作用，微生物降解使得填料具有存在持续的吸附能力，随着运行时间的延长，截留比例将会下降，而微生物降解去除的比例将会上升。

#### 4 结论

(1) 现场试验系统各单元填料表面附着的异氧细菌数和烃降解菌数为炉渣床 > 砾石床，砾石炉渣床 > 砾石床，芦苇炉渣床 > 炉渣床，随着时间的推移微生物数量都有不同程度升高。

(2) 以炉渣为填料的单元对石油类化合物表现出较高且稳定的去除效果，2004 年试验期内炉渣芦苇床和炉渣床的平均去除率达 50% 和 55%，单个工况最高去除率达 65%；2005 年运行期间砾石床、砾石芦苇床、炉渣芦苇床和炉渣床的去除率分别为 22%、32%、47% 和 38%；投加微生物和缓释碳源能够改善系统石油类化合物的去除效果。

(3) 在统计学意义 ( $p < 0.05$ ) 上，整个运行期内以砾石和以炉渣为填料构建的单元对 COD、石油类化合物污染物的去除率存在显著差异，以炉渣为填料的单元显著优于以砾石为填料的单元；2005 年常规运行期湿地床和对照床对石油类化合物去除存在显著性差异，说明植物对于石油类化合物污染物的去除起到显著的促进作用。

(4) 系统运行期间通过截留去除的石油类化合物占总去除量的 70% 左右；各单元通过截留去除的石油类化合物占总去除量的比例之间没有显著性差异 ( $p < 0.05$ )。试验系统存在吸附和生物降解的协同作用，微生物降解使得填料具有存在持续的吸附能力，随着运行时间的延长，截留比例将会下降，而微生物去除的比例将会上升。

#### 参考文献：

- [1] Trond Mahlum, Per Stalnacke. Removal Efficiency of Three Cold-Climate Constructed Wetlands Treating Domestic Wastewater Effects of Temperature, Seasons, Loading Rates and Input Concentrations [J]. Wat Sci Teh, 1999, **40**(3): 273 ~ 281.
- [2] 翁国东, 孙铁珩, 李顺. 人工湿地及其在工业废水处理中的应用 [J]. 应用生态学报, 2002, **13**(2): 224 ~ 228.
- [3] Miklas Scholz. Treatment of gully pot effluent containing nickel and copper with constructed wetlands in a cold climate [J]. Journal of Chemical Technology, 2004, **79**(2): 153 ~ 162.
- [4] 戴全裕, 蔡述伟, 张秀英. 多花黑麦草对黄金废水净化与富集的研究 [J]. 环境科学学报, 1998, **18**(50): 553 ~ 556.
- [5] Yang L H, C C. Treatments of oil-refinery and steel-mill wastewaters by mesocosm constructed wetland systems [J]. Water Science and Technology, 2005, **51**(9): 157 ~ 164.
- [6] Ji G D, Sun T H, Ni J R. Surface flow constructed wetland for heavy oil-produced water treatment [J]. Bioresource Technology, 2007, **98**(2): 436 ~ 441.
- [7] Chimney M J, Pietro K C. Decomposition of macrophyte litter in a subtropical constructed wetland in south Florida (USA) [J]. Ecological Engineering, 2006, **27**(4): 301 ~ 321.
- [8] 许学工, Shaw L Y, 张枝焕, 等. 湿地状态对石油污染和植物长势影响的模拟研究 [J]. 北京大学学报(自然科学版), 2005, **41**(6): 935 ~ 940.
- [9] Sawaiyayothin V, Polprasert C. Nitrogen mass balance and microbial analysis of constructed wetlands treating municipal landfill leachate [J]. Bioresource Technology, 2006, **98**(3): 565 ~ 570.
- [10] Laber J, Haberl R, Shrestha R. Two stage constructed wetland for treating hospital wastewater in Nepal [J]. Water Science and Technology, 1999, **40**(3): 317 ~ 324.
- [11] 李旭东, 李广贺, 张旭, 等. 沸石床处理农田暴雨径流氮磷中试研究 [J]. 环境污染治理技术与设备, 2003, **4**(9): 22 ~ 26.
- [12] 国家环保总局. 水和废水检测手册 [M]. (第三版). 北京: 中国环境科学出版社, 1989.
- [13] 戴东娟. 载体强化油污土壤生物修复效应与强化机制研究 [D]. 北京: 清华大学环境科学与工程系, 2005. 16 ~ 22.
- [14] 张海. 潜流人工湿地净化大庆地区含油水体的研究 [D]. 北京: 清华大学环境科学与工程系, 2006. 32 ~ 80.
- [15] 唐翀鹏. 沸石潜流人工湿地技术脱氮除磷理论研究与工程运用 [D]. 北京: 清华大学环境科学与工程系, 2004. 23 ~ 26.
- [16] Foght J M, Westlake D W S. Biodegradation of hydrocarbons in freshwater [A]. In: Vandermeulen J H, Hrudey S E. Oil in freshwater: Chemistry, Biology, Countermeasure Technology [C]. New York : Pergamon, 1987. 217 ~ 230.
- [17] National academy of sciences. Oil in the sea: inputs, Fates and effects [M]. Washington DC: National Academy Press, 1985.
- [18] Atlas R M. Microbial degradation of petroleum hydrocarbons: an environmental perspective [J]. Microbiol Rev, 1981, **45**: 180 ~ 209.
- [19] Suidan M T, Werenn B A. The effect of pulsed application of ammonium-N or nitrate-N on the bioremediation of crude oil contaminated shoreline [R]. Cincinnati: University of Cincinnati, OH, 2001.
- [20] Cerniglia C E. Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons [J]. Biodegradation, 1992, **3**: 351 ~ 368.