

# 微生物促生剂在沉积物修复中的作用机理及应用现状

陈倩茹<sup>1,2</sup>, 张霞<sup>1,2</sup>, 王川<sup>2</sup>, 袁少博<sup>3</sup>, 周巧红<sup>2</sup>, 吴振斌<sup>2</sup>

(1. 武汉理工大学 资源与环境工程学院, 湖北 武汉 430070;

2. 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, 湖北 武汉 430072;

3. 中国市政工程中南设计研究总院有限公司, 湖北 武汉 430010)

**摘要:**水生态系统中沉积物是各类污染物质的汇集库, 在外源污染陆续得到有效控制的基础上, 亟需对内源污染特别是沉积物污染进行有效去除。在沉积物修复方法中, 微生物促生剂技术由于具有安全环保、持续时间长、成本低等优点而受到重视。综述了微生物促生剂的概念及其修复沉积物的作用机理, 主要是通过增加沉积物中环境污染物的生物利用性使其可被生物降解, 调整土著微生物的群落组成使其向有利于降解污染物的方向发展; 并归纳了微生物促生剂的应用现状, 除直接投加微生物促生剂外, 还包括微生物促生剂配方研制、微生物促生剂缓释技术研发、微生物促生剂与其他方法的联合使用等, 梳理了微生物促生剂应用优势和存在的问题, 对微生物促生剂在沉积物修复领域的发展趋势进行了展望。

**关键词:**微生物促生剂; 作用机理; 沉积物修复

**中图分类号:** Q938.8, X820.6 **文献标志码:** A **文章编号:** 1674-3075(2020)02-0122-09

水生态系统中沉积物是各类污染物质的汇集库, 受到污染的水体沉积物贮藏大量的氮、磷等营养元素、重金属及有机污染物等。沉积物中的有机质等被分解转化时会消耗大量的氧气, 形成缺氧的水环境; 而缺氧则会导致水体呈现强还原条件, 引起氨氮、硫化氢等有毒有害物质积累。这些物质限制了沉积物中微生物的种类和数量, 沉积物对污染物抗冲击能力下降, 从而导致水生态系统退化。在受到外界扰动时, 沉积物会加速向水体中释放污染物, 这些化学物质还会通过食物链在生物体中积累, 从而对人类健康产生威胁(Persaud, 1993)。因此, 在水体治理过程中, 沉积物的修复至关重要。

本文对当前沉积物质量进行概述, 以了解目前国内沉积物受污染现状, 引出修复沉积物的必要性和重要性。目前, 沉积物修复方法包括物理方法、化学方法和生物方法; 其中生物方法是利用生物的生长代谢活动, 将污染物进行降解转化。由于微生物相对于地球上其他生物具有数量多的优点(Curtis et al., 2002); 且微生物催化机制具有更广泛的多

样性和能力(Chen et al., 1999; Paul et al., 2005), 微生物修复成为处理受污染沉积物较为理想的方式。本文对微生物促生剂的概念及其修复作用机理进行介绍, 并对微生物促生剂应用现状和存在问题进行了归纳, 最后对微生物促生剂在沉积物修复领域的发展趋势进行了展望。

## 1 沉积物污染状况

沉积物中积累了大量的污染物, 成为了水生态系统中的污染源(Chon et al., 2012)。沉积物中的污染物主要分为以下3类: 氮磷等营养元素、持久性有机污染物(Persistent Organic Pollutant, POPs)和重金属。目前, 在外源污染陆续得到有效控制的基础上, 亟需对内源污染特别是沉积物污染进行有效去除。根据现有标准对沉积物污染现状进行梳理, 可为管理者和环境保护提供治理依据。

当前, 加拿大环境保护委员会、加拿大环境部、加拿大环境部、美国大气与海洋管理局、美国环保署、英国和荷兰环境与居住和空间计划部、挪威、西班牙、澳大利亚与新西兰环境保护委员会、韩国等多个国家及组织均提出了沉积物环境质量标准(Sediment Quality Guidelines, SQGs)。由于基准建立方法不同及生物有效性受多种因素影响, 不同的沉积物环境质量标准存在较大差异。各沉积物质量标准的基准值一般相差在3倍以上, 最大相差29.4倍[加拿大环境部、美国环保署的PAHs(Polycy-

收稿日期: 2019-07-10

基金项目: 中国科学院战略性先导科技专项(A类)(No. XDA23040401); 国家“十三五”水专项(2017ZX07602002-004); 中央高校基本科研业务费(195208006)。

作者简介: 陈倩茹, 1995年生, 女, 硕士研究生, 研究方向为沉积物修复。E-mail: 437544282@qq.com

通信作者: 周巧红。E-mail: qhzhou@ihb.ac.cn

clic Aromatic Hydrocarbons, 多环芳烃) 基准高值/美国环保署的 PAHs 基准高值]。迄今, 还没有得到广泛采用的沉积物质量标准; 而在查阅到的沉积物质量标准中, 由加拿大安大略省环境与能源部出版的沉积物质量指南涉及的指标较为全面。因此, 本文将以其为基准评估沉积物污染状况。

收集了国内外 9 条著名河流的表层沉积物中铜

(Cu)、锌(Zn)、镍(Ni)、铅(Pb)、汞(Hg)、镉(Cd)、多环芳烃(Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, PAHs)、多氯联苯(Polychlorinated Biphenyls, PCBs)、总氮(TN)、总磷(TP)等相关污染物的含量, 并将其与由加拿大安大略省环境与能源部颁布的沉积物质量指南(Persaud, 1993)进行比较, 如表 1 所示。

表 1 国内外 9 条河流表层沉积物污染物含量与沉积物质量标准比较

Tab.1 Comparison of contaminant content and sediment quality guidelines for surface sediments of nine rivers at home and abroad

地点	Cu/ mg · kg <sup>-1</sup>	Zn/ mg · kg <sup>-1</sup>	Ni/ mg · kg <sup>-1</sup>	Pb/ mg · kg <sup>-1</sup>	Hg/ mg · kg <sup>-1</sup>	Cd/ mg · kg <sup>-1</sup>	PAHs/ μg · kg <sup>-1</sup>	PCBs/ μg · kg <sup>-1</sup>	TN/ μg · kg <sup>-1</sup>	TP/ μg · kg <sup>-1</sup>	数据来源
最低不良效应	16	120	16	31	0.2	0.6	4000	70	550	600	Persaud, 1993
严重不良效应	110	820	25	250	2	10	100000	5300	4800	2000	Persaud, 1993
长江	5.89	46.8	21.4	11	0.02	0.05	224	3178	984	750	He et al, 2019; Yu et al, 2015; Wang et al, 2016; Yang et al, 2017; Yang et al, 2017 Cheng et al, 2015; Hu et al, 2014; Wang et al, 2016; Yang et al, 2017
黄河	39.3	72.4	-	41.1	-	0.11	152.2	3598	728	849	Li et al, 2017; Cui et al, 2018; Cui et al, 2016; Yang et al, 2017
松花江	13.33	92.54	12.89	18.8	0.56	0.27	1477	2500	1369	754	Wang et al, 2015; Yang et al, 2017
淮河	31.3	183.6	32.8	53.4	-	-	-	-	694	881	Yang et al, 2014; Yu et al, 2018; Wang et al, 2016; Yang et al, 2017
珠江	33.1	160	48.1	19.7	-	0.25	186	7376	1337	589	Farhat, 2019
尼罗河	41.64	62.64	32.18	55.42	-	-	-	-	-	-	Gewurtz et al, 2007; Lu et al, 2017
泰晤士河	11.6	40	10.1	7.9	0.17	-	-	4.83~742	-	-	Isobe et al, 2007; Wang et al, 2017
新加坡河	-	-	-	-	-	-	11~1133	6.48~212.3	-	-	Perry et al, 2015
密西西比河	-	81.3	39.7	20.3	0.01	0.4	-	-	-	-	

这些被调查的流域沉积物样品均存在不同程度上的污染。Yang 等(2017)统计调查了我国十大流域范围内的沉积物总氮总磷含量, 并将其与沉积物质量标准(SQG)比较, 约 71% 的我国流域沉积物样品的总氮处于中度-重度污染, 约 60% 的总磷处于中度-重度污染, 总体沉积物污染状况不可忽视。因此, 沉积污染物的削减很有必要。目前, 常用的修复沉积物的技术包括底泥疏浚、底泥覆盖、化学修复、植物修复、动物修复、微生物修复等, 底泥疏浚、底泥覆盖、化学修复会引起二次污染和破坏原有水生生态系统。由于动植物耐受性影响, 动物修复和植物修复在重污染环境并不适用(薄涛等, 2017)。总体而言, 沉积物微生物修复是较好的选择, 常用于

削减沉积污染物的微生物修复技术可分为微生物菌剂投加技术和微生物促生技术。然而, 微生物菌剂投加, 存在引入外来菌种导致的生物入侵风险, 其生物安全性及对我国生态环境的长期影响, 目前仍较难评判。微生物促生技术作为一种更安全、方便的微生物修复技术, 引起了研究者的广泛关注。

## 2 微生物促生剂概念及作用机理

### 2.1 微生物促生剂

微生物促生剂含有丰富的各种营养元素, 包括碳源、酶、生长因子(维生素和氨基酸)、宏量元素、微量元素和表面活性剂等独特制剂, 能刺激环境中好氧有益菌生长繁殖, 提高微生物对污染物的氧化

分解能力,并能屏蔽化学残留物对微生物的毒性,从而提高环境的抗冲击性;其常见中文名有微生物促生剂、生物促生剂、生物刺激剂等,常用英文名有 bio-stimulant、bio-energizer、bio-accelerator 等。

## 2.2 微生物促生剂组分

2.2.1 碳源 乙醇、乙酸盐等低分子有机物质和葡萄糖、淀粉等糖类物质常被用作碳源,提高系统的硝化反硝化速率。反硝化细菌在没有溶解氧的情况下用硝态氮作为末端电子受体,进行反硝化将硝酸盐还原为  $N_2$  (Xie et al, 2014)。大多数反硝化细菌属异养型,需要有机碳源。向用于处理垃圾处理厂渗滤液的人工湿地补充乙酸,可将反硝化速率最多提高 98% (Rustige et al, 2007);用乙酸盐代替葡萄糖作为碳源,能得到更高的脱氮速率 (Yang et al, 2012)。目前,还有将可生物降解聚合物用作碳源,使用 PHBV(聚  $\beta$ -羟基丁酸戊酸酯)/PLA(聚乳酸)聚合物共混物最多可提高至硝酸盐去除效率 96.98%,PHBV/PLA 聚合物共混物的重量比增加可以提高硝酸盐去除效率 (Xu et al, 2017)。乙醇系统的脱氮速率高于投加淀粉/聚乳酸的系统,因为乙醇可被反硝化菌直接利用,而淀粉/聚乳酸必须首先被生物降解成单体 (Shen et al, 2013);不同的碳源可能与不同的微生物群落结构有关,尤其是关键的功能生物和反硝化细菌 (Xu et al, 2018)。虽然添加小分子类有机物质的系统脱氮效果较好,但成本较高,而糖类物质是较为廉价的材料。因而,目前使用糖类物质做碳源较为广泛。

2.2.2 酶 酶是淀粉酶、蛋白酶、纤维素酶、果胶酶、多糖酶、漆酶等中的一种或多种酶,酶可以作为催化剂直接降解水体中的污染物,并将大分子降解为小分子。酶催化氧化有机污染物的机理主要表现在两个方面,即底物被催化氧化成带自由基的中间体和氧化还原为最终产物。漆酶具有较好的催化氧化能力,会氧化一系列底物,包括许多环境污染物,如染料、杀虫剂、药物和来自不同工业的无机物质等 (Salazar-Lopez et al, 2017; Xia et al, 2018)。固定化后的漆酶活性增强,对氟乐灵等除草剂和药物等难降解有机物均有很好的降解能力 (Palvannan et al, 2014; Bansal et al, 2018; Lonappan et al, 2018)。

2.2.3 生长因子 生长因子是微生物生长代谢所必要的一些元素,但微生物不能用简单的碳、氮源自行合成的有机物,包括氨基酸和维生素。氨基酸是异亮氨酸、色氨酸、谷氨酸、缬氨酸、苏氨酸、L-天冬

氨酸、甘氨酸等一种或多种,氨基酸可以被微生物直接吸收和利用,合成自己的成分。维生素是维生素 A、 $B_1$ 、 $B_{12}$ 、 $B_2$ 、C、H 等的一种或多种。维生素与生物代谢活动密切相关,如维生素 H 是多种羧化酶的辅酶,在羧化酶反应中起  $CO_2$  载体的作用,维生素 A 有助于细胞增殖与生长。

2.2.4 宏量元素 宏量元素是含量占生物体总重量万分之一以上的元素,即碳、氢、氧、氮、磷、钾、钙、镁、硫等,这些元素是生物体正常生长发育需要量较大的必需营养元素。如镁参与 300 余种酶促反应,是多种酶如异柠檬酸脱氢酶、碱(酸)性磷酸酶等的辅助因子,并在糖酵解、呼吸、氧化磷酸化等过程中起重要作用 (Srinath et al, 1966)。

2.2.5 微量元素 微量元素是含量占上生物体总重量 1% 以下的元素,即钴 (Co)、Ni、Cu 等,这些微量元素是酶辅助因子,如镍是某些水解酶的激活剂,组成辅酶 F430;而钼 (Mo) 对硝酸盐还原酶等多种酶而言不可缺少 (Speece et al, 1983; Grau, 1991)。

2.2.6 表面活性剂 表面活性剂有乙二胺四乙酸 (Ethylene Diamine Tetraacetic Acid, EDTA)、腐殖酸 (Conte et al, 2005) 等,表面活性剂在污染沉积物被用作增加疏水性有机污染物的传质,通过使用表面活性剂增加土壤中吸附污染物的解吸率,使污染物可用于修复 (Guerin, 2000)。表面活性剂修复原理是降低界面张力、表面活性剂溶解疏水性有机化合物、有机化合物从吸附土壤到假水相的相转移 (Laha et al, 2009)。

## 2.3 微生物促生剂作用机理

微生物促生剂修复受污染沉积物主要通过增加环境污染物的生物利用性使其可被生物降解,以及调整土著微生物的群落组成向有利于降解污染物的方向发展来代谢环境污染物。一方面,碳源、生长因子(维生素和氨基酸)、大量元素、微量元素等可调整土著微生物群落结构的组成、丰度和活性等来代谢污染物。生长因子(维生素和氨基酸)、大量元素、微量元素是酶的组成部分,同时与微生物的生长代谢密切相关,加入这些成分,能加速微生物的生长代谢。碳源能提高系统的硝化反硝化速率,促进系统的氮循环。在投加微生物促生剂的情况下,相对于未处理组,底泥微生物 Shannon 指数提高了 5.1% (刘晓伟等, 2013)。有研究发现,促生剂修复组中变形菌门 (Proteobacteria)、绿弯菌门 (Chloroflexi)、拟杆菌门 (Bacteroidetes)、硝化螺菌门 (Nitrospirae)、酸杆菌门 (Acidobacteria)、Aminicenantes、厚

壁菌门(Firmicutes)等几种具有脱氮和降解有机污染物作用的菌群相对丰度显著提高( $P < 0.05$ ) (孙井梅等, 2019)。使用微生物促生剂, 可以促进有益微生物的生长, 还会抑制某些微生物的生长繁殖。将生物促生剂注入受污染沉积物中, 与未投加生物促生剂的系统相比, 沉积物中的异养菌增加了一个数量级, 而反硫化细菌的生长受到抑制, 其数量减少两个数量级(卢丽君等, 2007)。加入微生物促生剂后, 沉积物中微生物的数量和多样性增加, 种群结构也会向有利于降解污染物的方向演化。

另一方面, 表面活性剂和酶能增加沉积物中环境污染物的生物利用度, 表面活性剂调整沉积物中吸附污染物的疏水性能, 酶降解大分子污染物和部分难以被微生物利用的污染物, 使得污染物更易被微生物降解。环境微生物利用促生剂提供的营养元素进行新陈代谢, 通过硝化和反硝化作用使有机氮转化为氨氮、硝态氮、亚硝态氮, 最后转化为氮气, 脱离沉积物系统; 通过代谢作用, 吸收利用磷元素转化为自身有机磷, 有效抑制沉积物中磷元素的释放, 从而降低沉积物中氮、磷营养元素的含量(Jiang et al, 2008)。投加微生物促生剂可显著将水溶性有机物转化为更为稳定的腐殖化有机物, 并进一步削减类腐殖质等难降解物质, 重金属污染物通过生物富集和生物转化, 其毒性有效降低(许瑞等, 2019)。

随着沉积物中污染物的降解, 微生物受到的限制减弱, 其生长代谢速率也随之增强, 沉积物环境得到进一步改善。具体作用机理如图 1。

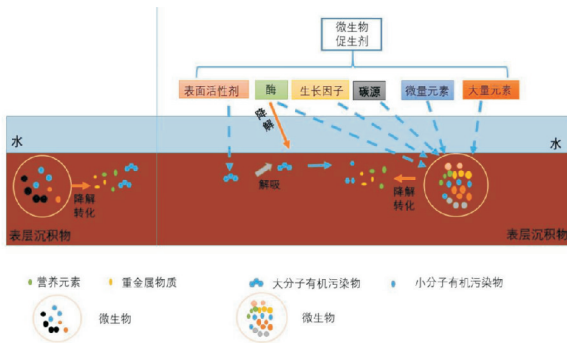


图 1 微生物促生剂在沉积物修复中的作用机理  
Fig.1 Mechanism of bio-stimulants in sediment remediation

### 3 微生物促生剂的应用

#### 3.1 微生物促生剂文献计量分析

根据 Citespace 的分析结果, 当前微生物促生剂的主要应用方向为农业、园艺学、植物学等方向, 应

用于沉积物中的研究较少; 从 2011 年开始, 微生物促生剂在微生物修复技术方向的研究逐渐增加, 说明微生物促生剂技术在修复受污染沉积物上具有较大的研究前景(图 2)。



图 2 微生物促生剂文献分析

Fig.2 Literature analysis of bio-stimulant studies

#### 3.2 微生物促生剂应用现状

微生物促生剂已经广泛用于污染物的去除, 并取得了一定的效果。目前, 除了直接使用微生物促生剂修复受污染沉积物外, 还有研究者针对应用过程中不同的需求开展微生物促生剂配方研发、微生物促生剂缓释技术、微生物促生剂与其他方法联合使用等方向的研究, 以期取得更好的治理效果。

3.2.1 直接使用 向受污染沉积物中投加微生物促生剂, 可去除沉积物中氮磷营养元素, 降低重金属的生物毒性, 促进有机污染物的降解。最早大规模应用生物促生技术是在 1989 年, 阿拉斯加海域石油泄漏污染, 为促进土著微生物的生长, 提高净化效率, 向当地海域投加了特殊的氮磷营养盐, 在经过一定时间处理之后, 石油污染得到控制并消除(王正兴, 2007)。唐玉斌等(2003)同时施用两种生物激活剂修复湖水, 使水体化学需氧量(COD)、生化需氧量(BOD)、TP、浊度等去除率有显著提高, 并可显著提升水体溶解氧; 对暴雨期突发氨氮污染的水源投加硝化菌促生剂, 氨氮去除率高达 90% 以上(林县平等, 2014); 投加生物促生剂后, 底泥的总有机碳(Total Organic Carbon, TOC)减少, 降解率为 13.7%, 其氨氮、磷酸盐的释放量较未处理组减少, 微生物群落结构的多样性及活性明显升高(刘晓伟等, 2013); 向被苯污染的土壤中加入小麦蒸馏液, 家禽羽毛水解液和米糠提取液 3 种生物刺激剂, 土壤中的苯降低了生化性能(Tejada et al, 2011); 向受污染沉积物中加入微生物促生剂, 可以促进沉

积物中可生物降解有机污染物的降解,甚至可促进2,4,6-三硝基甲苯(2,4,6-Trinitrotoluene; TNT)类不易发生生物降解的有机污染物的降解(Michaela et al, 2003; Fahrenfeld et al, 2013; Laszlova et al, 2016; Doni et al, 2018; Zhao et al, 2019)。许多常见的有机污染物可被生物降解,因此对沉积物中有机污染物进行生物修复是有潜力的(Hughes et al, 1997)。

**3.2.2 配方研制** 由于受污染沉积物多为厌氧状态,为解决厌氧条件对微生物降解有机污染物效率的限制,有研究者将微生物促生剂与其他具有氧化性的化学试剂联用如过氧化钙、过氧化氢、硝酸钙、高锰酸钾等。在化学试剂发挥修复作用的同时,使微生物大量生长繁殖,最后达到更好的治理效果。将底泥氧化剂(硝酸钙、过氧化钙)与微生物促生剂配置为复合生物促生剂,投加复合生物促生剂后,底泥有机质的含量得到了削减,投加复合生物促生剂250 mg/L的情况下,底泥 TOC 降解率分别为 15% (刘晓伟, 2012)。

**3.2.3 缓释技术研发** 在微生物促生剂与沉积物接触之前,有部分微生物促生剂与水体反应,降低了微生物促生剂的利用效率。为改变此情况,可借鉴用于制作缓释药物及肥料的缓释方法,具体方法包括:

(1)乳化-溶剂挥发法、喷雾干燥法、相分离法、超临界流体沉积法、快速膜乳化法等方法,将可生物降解材料用作骨架材料,使试剂溶解或分散在高分子材料基质中。

(2)利用有些黏土矿物等具有较大离子交换能力的特点,将其用作缓释剂。以聚乳酸作为骨架材料,将改性活性炭、维生素与微量元素混合液、芦荟提取物、螯合剂等配为溶剂,采用溶剂挥发法制备缓释促生剂。该缓释促生剂的释放周期为 15 d, 投加缓释促生剂后,氨氮最大去除速率比空白高出了 40.5% (鲍捷等, 2018)。

**3.2.4 与其他方法联合使用** 为解决微生物促生剂作用效果有限、修复时间长的问题,将其与其他修复手段如人工湿地、微生物菌剂等联合起来,相互作用、共同修复受污染的环境。向人工湿地中投加微生物促生剂,较未投加湿地系统的 TN 和  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、TP、COD 的去除率分别提高了 71.5%、31.7%、9.1%和 5.9% (童伟军等, 2019); 将生物促生剂与微生物菌剂联用,在最佳剂量条件下,经过 60 d 的修复后,底泥厚度削减 4.95 cm, 有机质降解率

18.98%, 底泥生物降解能力增长 336.00%, 底泥氧化层厚度 3.25 cm, 联合使用生物促生剂和微生物菌剂时,底泥微生物种类和数量进入稳定期比单独使用微生物促生剂或微生物菌剂的稳定期缩短了 15 d, 生物促生剂与微生物菌剂联用大大缩短了修复周期(刘成, 2012); 促生剂与菌剂协同修复时,微生物群落向降解有机质和氮等营养元素的方向演化,联合使用组对 COD、TOC、TN 去除率较单独使用促生剂或菌剂组均有明显上升(孙井梅等, 2019)。

### 3.3 应用优势

微生物促生剂具有如下优点:

(1)不引进外来物种,通常对环境友好。

(2)含有多种营养素,提高土著微生物对沉积物污染物的降解潜力,提高环境的抗冲击能力,可持续时间长。

(3)微生物促生剂使用的都是廉价易得的营养元素,成本低。

(4)可解决低营养素、部分有毒物质的存在及微生物的生理潜力对微生物降解速率的限制。

### 3.4 存在的问题

虽然微生物促生剂具有许多优点,但在应用过程中也存在以下问题:

(1)由于受到低温、厌氧条件等环境干扰,微生物降解污染物效率会受到较大影响,厌氧条件、低温等问题需要其他方法解决。

(2)厌氧条件可通过在微生物促生剂中加入氧化剂来解决该问题,而低温在实际应用过程中只能避开气温较低的冬季,暂没有较好的解决方法。

(3)微生物促生剂在应用中还存在利用效率低、修复时间长、作用效果有限等问题。

(4)应开展微生物促生剂配方研发、微生物促生剂缓释技术、微生物促生剂与其他方法联合使用等方向的研究,可解决微生物促生剂使用过程中的问题。

## 4 展望

虽然微生物促生剂与其他修复手段的联合使用已在沉积物修复方面取得较大进展,但为了提高微生物促生剂的实际应用价值,还需从以下几个方面来完善:

(1)目前针对微生物促生剂对各类功能微生物的效果研究较少,尚不清楚微生物促生剂中哪个组分、何种剂量能促进何种微生物的增长,因此需要对

微生物促生剂的各个组分对各类微生物的促进作用进行研究。

(2) 目前的研究大部分仍停留在微生物促生剂对沉积物污染物的削减层面, 微生物促生剂修复沉积物的完整微生物机制还处于未知。由于微生物之间存在相互作用, 尚不能很好的解决。

(3) 不同水体沉积物的污染情况存在一定差异, 如珠江沉积物存在重金属、总氮及多氯联苯污染, 松花江沉积物还存在总磷污染; 所以后期应该对不同的沉积物污染状况进行区分, 提出相应的微生物促生剂配方及修复方案。

### 参考文献

薄涛, 季民, 2017. 内源污染控制技术研究进展[J]. 生态环境学报, 26(3): 514 - 521.

鲍捷, 王兴祖, 唐婧, 等, 2018. 缓释促生剂的制备及其河道水氨氮脱除效能[J]. 环境污染与防治, 40(2): 145 - 150.

林县平, 陆少鸣, 李晓梅, 等, 2014. 预投硝化菌促生剂对暴雨期突发氨氮污染源中试研究[J]. 水处理技术, 40(2): 72 - 74.

刘成, 2012. 生物促生剂联合微生物菌剂修复城市黑臭河道底泥实验研究[D]. 南宁: 广西大学.

刘晓伟, 2012. 采用生物促生剂重建河涌底泥微生态系统的研究[D]. 广州: 暨南大学.

刘晓伟, 谢丹平, 李开明, 等, 2013. 投加生物促生剂对底泥微生物群落及氮磷的影响[J]. 中国环境科学, 33(S1): 87 - 92.

卢丽君, 孙远军, 李小平, 2007. 用生物促生剂修复受污染底泥[J]. 中南民族大学学报(自然科学版), 26(4): 27 - 31.

孙井梅, 刘晓朵, 汤茵琪, 等, 2019. 微生物-生物促生剂协同修复河道底泥——促生剂投量对修复效果的影响[J]. 中国环境科学, 39(1): 351 - 357.

唐玉斌, 郝永胜, 陆柱, 等, 2003. 景观水体的生物激活剂修复[J]. 城市环境与城市生态, (4): 37 - 39.

童伟军, 郑文萍, 马琳, 等, 2019. 不同生物促生剂添加量对垂直流人工湿地水质净化效果的影响[J]. 水生生物学报, 43(2): 431 - 438.

王正兴, 2007. 生物促生剂修复受污水体效能的研究[D]. 苏州: 苏州科技学院.

许瑞, 王胜楠, 陈乐, 等, 2019. 基于三维荧光光谱技术解析不同微生物法净化黑臭水体的效果[J/OL]. 环境工程学报. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/11.5591.X.20190730.1057.018.html>.

Bansal M, Kumar D, Chauhan G S, et al, 2018. Preparation, characterization and trifluralin degradation of lac-

case-modified cellulose nanofibers[J]. Materials Science for Energy Technologies, 1(1): 27 - 39.

Chen W, Bruhlmann F, Richins R D, et al, 1999. Engineering of improved microbes and enzymes for bioremediation[J]. Current Opinion in Biotechnology, 10(2): 137 - 141.

Cheng Q, Wang R, Huang W, et al, 2015. Assessment of heavy metal contamination in the sediments from the Yellow River Wetland National Nature Reserve (the Sanmenxia section), China[J]. Environmental Science and Pollution Research, 22(11): 8586 - 8593.

Chon H, Ohandja D, Voulvoulis N, 2012. The role of sediments as a source of metals in river catchments[J]. Chemosphere, 88(10): 1250 - 1256.

Conte P, Agretto A, Spaccini R, et al, 2005. Soil remediation: humic acids as natural surfactants in the washings of highly contaminated soils[J]. Environmental Pollution, 135(3): 515 - 522.

Cui S, Fu Q, Guo L, et al, 2016. Spatial-temporal variation, possible source and ecological risk of PCBs in sediments from Songhua River, China: Effects of PCB elimination policy and reverse management framework[J]. Marine Pollution Bulletin, 106(1/2): 109 - 118.

Cui S, Li K, Fu Q, et al, 2018. Levels, spatial variations, and possible sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediment from Songhua River, China[J]. Arabian Journal of Geosciences, 11(16): 141 - 149.

Curtis T P, Sloan W T, Scannell J W, 2002. Estimating prokaryotic diversity and its limits[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 99(16): 10494 - 10499.

Doni S, Macci C, Martinelli C, et al, 2018. Combination of sediment washing and bioactivators as a potential strategy for dredged marine sediment recovery[J]. Ecological Engineering, 125: 26 - 37.

Fahrenfeld N, Zoekler J, Widdowson M A, et al, 2013. Effect of biostimulants on 2, 4, 6-trinitrotoluene (TNT) degradation and bacterial community composition in contaminated aquifer sediment enrichments[J]. Biodegradation, 24(2): 179 - 190.

Farhat H I, 2019. Impact of Drain Effluent on Surficial Sediments in the Mediterranean Coastal Wetland: Sedimentological Characteristics and Metal Pollution Status at Lake Manzala, Egypt[J]. Journal of Ocean University of China, 18(4): 834 - 848.

Gewurtz S B, Helm P A, Waltho J, et al, 2007. Spatial distributions and temporal trends in sediment contamination in lake St. Clair[J]. Journal of Great Lakes Re-

- search, 33(3): 668 - 685.
- Grau P, 1991. Criteria for nutrient-balanced operation of activated sludge process[J]. *Water Science and Technology*, 24(3/4): 251 - 258.
- Guerin T E, 2000. The differential removal of aged polycyclic aromatic hydrocarbons from soil during bioremediation[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 7(1): 19 - 26.
- He Z, Li F, Dominech S, et al, 2019. Heavy metals of surface sediments in the Changjiang (Yangtze River) Estuary: Distribution, speciation and environmental risks [J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 198: 18 - 28.
- Hu N, Huang P, Liu J, et al, 2014. Characterization and source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments in the Yellow River Estuary, China[J]. *Environmental Earth Sciences*, 71 (2SI): 873 - 883.
- Hughes J B, Beckles D M, Chandra S D, et al, 1997. Utilization of bioremediation processes for the treatment of PAH-contaminated sediments [J]. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology*, 18(2/3): 152 - 160.
- Isobe T, Takada H, Kanai M, et al, 2007. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and phenolic endocrine disrupting chemicals in south and southeast Asian mussels [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 135(1/3): 423 - 440.
- Jiang X, Jin X, Yao Y, et al, 2008. Effects of biological activity, light, temperature and oxygen on phosphorus release processes at the sediment and water interface of Taihu Lake, China[J]. *Water Research*, 42(8/9): 2251 - 2259.
- Laha S, Tansel B, Ussawarujikulchai A, 2009. Surfactant-soil interactions during surfactant-amended remediation of contaminated soils by hydrophobic organic compounds: A review [J]. *Journal of Environmental Management*, 90(1): 95 - 100.
- Laszlova K, Dercova K, Horvathova H, et al, 2016. Assisted Bioremediation Approaches-Biostimulation and Bioaugmentation-Used in the Removal of Organochlorinated Pollutants from the Contaminated Bottom Sediments [J]. *International Journal of Environmental Research*, 10(3): 367 - 378.
- Li N, Tian Y, Zhang J, et al, 2017. Heavy metal contamination status and source apportionment in sediments of Songhua River Harbin region, Northeast China[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 24 (4): 3214 - 3225.
- Lonappan L, Liu Y, Rouissi T, et al, 2018. Covalent immobilization of laccase on citric acid functionalized microbiochars derived from different feedstock and removal of diclofenac[J]. *Chemical Engineering Journal*, 351: 985 - 994.
- Lu Q, Jurgens M D, Johnson A C, et al, 2017. Persistent Organic Pollutants in sediment and fish in the River Thames Catchment (UK)[J]. *Science of the Total Environment*, 576: 78 - 84.
- Michaela S, Fabien D, Wall C M, et al, 2003. Response of estuarine meio-and macrofauna to in situ bioremediation of oil-contaminated sediment[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 46(4): 430 - 443.
- Palvannan T, Saravanakumar T, Unnithan A R, et al, 2014. Efficient transformation of phenyl urea herbicide chloroxuron by laccase immobilized on zein polyurethane nanofiber[J]. *Journal of Molecular Catalysis B-Enzymatic*, 99: 156 - 162.
- Paul D, Pandey G, Pandey J, et al, 2005. Accessing microbial diversity for bioremediation and environmental restoration[J]. *Trends in Biotechnology*, 23(3): 135 - 142.
- Persaud D J R H A, 1993. Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario[M]. Water Resources Branch, Toronto.
- Romantschuk M, Sarand I, Pet Nen T, et al, 2000. Means to improve the effect of in situ bioremediation of contaminated soil: an overview of novel approaches[J]. *Environmental Pollution*, 107(2): 179 - 185.
- Rustige H, Nolde E, 2007. Nitrogen elimination from landfill leachates using an extra carbon source in subsurface flow constructed wetlands[J]. *Water Science & Technology a Journal of the International Association On Water Pollution Research*, 56(3): 125 - 133.
- Salazar-Lopez M, Rostro-Alanis M D J, Castillo-Zacarias C, et al, 2017. Induced Degradation of Anthraquinone-Based Dye by Laccase Produced from *Pycnoporus sanguineus* (CS<sub>13</sub>) [J]. *Water Air and Soil Pollution*, 228 (12): 469.
- Shen Z, Zhou Y, Wang J, 2013. Comparison of denitrification performance and microbial diversity using starch/polylactic acid blends and ethanol as electron donor for nitrate removal[J]. *Bioresource Technology*, 131: 33 - 39.
- Speece R E, Parkin G F, Gallagher D, 1983. Nickel stimulation of anaerobic digestion[J]. *Water Research*, 17(6): 677 - 683.
- Srinath E G, Pillai S C, 1966. Observations on some minerals and b vitamins in sewage and sludges [J]. *Current Science*, 35(10): 247 - 250.

- Tejada M, Benítez C, Parrado J, 2011. Application of bio-stimulants in benzo(a)pyrene polluted soils: Short-time effects on soil biochemical properties[J]. *Applied Soil Ecology*, 50(5): 21–26.
- Wang J, Liu G, Lu L, et al, 2015. Geochemical normalization and assessment of heavy metals (Cu, Pb, Zn, and Ni) in sediments from the Huaihe River, Anhui, China [J]. *Catena*, 129: 30–38.
- Wang Q, Kelly B C, 2017. Occurrence and distribution of halogenated flame retardants in an urban watershed: Comparison to polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides [J]. *Environmental Pollution*, 231(1): 252–261.
- Xia T, Lin W, Liu C, et al, 2018. Improving catalytic activity of laccase immobilized on the branched polymer chains of magnetic nanoparticles under alternating magnetic field[J]. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 93(1): 88–93.
- Xie D, Li C, Tang R, et al, 2014. Ion-exchange membrane bioelectrochemical reactor for removal of nitrate in the biological effluent from a coking wastewater treatment plant[J]. *Electrochemistry Communications*, 46: 99–102.
- Xu Z, Chai X, 2017. Effect of weight ratios of PHBV/PLA polymer blends on nitrate removal efficiency and microbial community during solid-phase denitrification[J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 116: 175–183.
- Xu Z, Dai X, Chai X, 2018. Effect of different carbon sources on denitrification performance, microbial community structure and denitrification genes[J]. *Science of the Total Environment*, 634: 195–204.
- Yang X, Wang S, Zhou L, 2012. Effect of carbon source, C/N ratio, nitrate and dissolved oxygen concentration on nitrite and ammonium production from denitrification process by *Pseudomonas stutzeri* D<sub>6</sub> [J]. *Bioresource Technology*, 104: 65–72.
- Yang Y, Gao B, Hao H, et al, 2017. Nitrogen and phosphorus in sediments in China: A national-scale assessment and review[J]. *Science of the Total Environment*, 576: 840–849.
- Yang Y, Liu Z, Chen F, et al, 2014. Assessment of trace element contamination in sediment cores from the Pearl River and estuary, South China: geochemical and multivariate analysis approaches[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(12): 8089–8107.
- Yu Y, Yu Z, Wang Z, et al, 2018. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in multi-phases from the drinking water source area of the Pearl River Delta (PRD) in South China: Distribution, source apportionment, and risk assessment[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(13): 12557–12569.
- Zhao Y, Bai Y, Guo Q, et al, 2019. Bioremediation of contaminated urban river sediment with methanol stimulation: Metabolic processes accompanied with microbial community changes[J]. *The Science of the Total Environment*, 653: 649–657.

(责任编辑 万月华)



## Mechanism and Application of Bio-stimulants in Restoration of Polluted Sediment

CHEN Qian-ru<sup>1,2</sup>, ZHANG Xia<sup>1,2</sup>, WANG Chuan<sup>2</sup>,  
YUAN Shao-bo<sup>3</sup>, ZHOU Qiao-hong<sup>2</sup>, WU Zhen-bin<sup>2</sup>

(1.School of Resource & Environmental Engineering, Wuhan University of  
Technology, Wuhan 430070,P.R.China;

2.State Key Laboratory of Freshwater Ecology and Biotechnology, Institute of Hydrobiology,  
Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072,P.R.China;

3.Central and Southern China Municipal Engineering Design & Research Institute  
Co.,Ltd, Wuhan 430010,P.R.China)

**Abstract:** The sediment in aquatic ecosystems acts as a sink for many organic pollutants with low water solubility. To effectively control pollution, the internal pollutants, particularly those in sediment, must be removed. Among the methods for cleaning up sediments, bio-stimulants are often selected due to the advantages of safety, effectiveness, long duration, and low cost. Bio-stimulants act by increasing the bio-availability of sediment pollutants. The increase in biodegradable pollutant availability leads to succession of the microbiome causing changes in community composition that enhance pollutant degradation. Different bio-stimulant formulations and application methods were also studied and compared, including direct injection, sustained release formulations and the use of bio-stimulants combined with other technologies. The advantages and disadvantages of bio-stimulation were analyzed and, finally, we speculate on the prospects of using bio-stimulants for sediment remediation.

**Key words:** bio-stimulant; effect mechanism; sediment restoration