



文章栏目：生态修复工程

DOI 10.12030/j.cjee.202112152 中图分类号 X522 文献标识码 A

马莹, 孙鹏, 许占军, 等. 基于微生物载体技术的沟渠生态修复治理体系的构建及工程应用[J]. 环境工程学报, 2022, 16(5): 1721-1729.
[MA Ying, SUN Peng, XU Zhanjun, et al. Construction and engineering application of canal ecological restoration and treatment based on microbial carrier technology[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2022, 16(5): 1721-1729.]

基于微生物载体技术的沟渠生态修复治理体系的构建及工程应用

马莹^{1,✉}, 孙鹏^{1,2}, 许占军¹, 康红勃¹, 张盛华^{1,2}, 孙亚刚¹, 韦仁杰³

1. 西安市生态环境局高新技术产业开发区分局, 西安 710055; 2. 西安高新技术产业开发区环境监测中心, 西安 710055; 3. 北京爱尔斯生态环境工程有限公司, 北京 100083

摘要 为探索微生物载体技术在沟渠生态修复治理中的应用效果, 依托西安高新区东干渠生态治理项目, 基于微生物载体技术支撑的原位生态修复治理思路, 构建了“底质改良+水质调控+生物滤坝+生物绳填料+微纳米曝气系统”的治理体系, 开展了东干渠生态修复治理工作。工程实践表明, 该治理体系能够显著降低东干渠水体主要污染物质量浓度。COD 去除率约为 8.30%, NH₃-N 去除率约为 61.24%, TP 去除率约为 57.77%。连续 31 d 水质指标监测结果显示, 东干渠渠水主要水质指标满足《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002) 中 IV 类水质标准要求。Pearson 相关性分析结果表明, 东干渠水体 COD、NH₃-N 和 TP 质量浓度变化规律大致相似, 这 3 项指标之间具有共变趋势。本研究结果可为同类沟渠生态修复治理中的实际应用提供参考。

关键词 微生物载体技术; 沟渠生态修复; 生物滤坝; 生物绳填料

沟渠作为农业生态系统的重要组成部分, 是农田灌溉、排涝、抗旱的重要保障, 在调节气候、涵养水源、净化水质、保护生物多样性、维持区域生态平衡等方面发挥一定作用^[1]。农田沟渠为农田水利的“毛细血管”, 对广大农村地区的日常生产、生活及生态环境等方面具有深远影响^[2-4]。但是, 受年久失修、恶意侵占、肆意污染及无序硬化等人为因素及降水量减少、地下水位下降等气候环境因素的共同影响, 当下已有相当一部分数量的沟渠干涸或临近干涸^[2]。水道淤塞、水体污染更是普遍现象, 长此以往, 必然导致沟渠的环境效益及生态功能丧失殆尽^[5], 因此, 沟渠生态修复治理迫在眉睫。

沟渠生态修复治理是河道生态修复治理的延伸。有关河道生态修复治理的研究最早可以追溯到 1938 年“近自然河溪治理”的河道治理理念。有研究^[6]认为, 在河道修复治理过程中要注意保持两岸景观风貌接近自然状态。1965 年, 研究人员^[7]在莱茵河畔开展了生态护岸实验并取得了良好的效果, 这可以被视为最早的河道生态修复实践。随后的数十年间, 河道生态修复技术及相关实践工程在欧美及日本等国得到了快速发展^[8]。

我国河道生态修复治理研究起步相对较晚, 早期研究多集中在河流修复治理工程中的生态学问题。2002 年, 董哲仁等^[9]的“生态水工学”认为, 水力工程建设过程中要充分考虑环境影响。

收稿日期: 2021-12-22; 录用日期: 2022-03-07

基金项目: 西安高新区农村基础设施建设基金项目(20210804)

第一作者: 马莹(1989—), 男, 学士, 工程师, maying@xdz.gov.cn; ✉通信作者

2010年以后,随着国家全面推进“中小河流治理”工作,我国河流生态修复治理研究迎来快速发展的“黄金期”^[10]。学术界围绕河道生态修复技术、水体生态系统修复技术、生态护坡技术的研究开展得如火如荼^[11]。但查阅相关资料^[3,12-13]发现,当前针对沟渠生态修复治理研究仍未能引起学术界足够重视,相关研究多以提出治理策略为主,包括平面蛇形渠道设计,多孔质驳岸设计、亲水驳岸设计等^[14-15],实际工程案例鲜见报道。

本研究依托西安高新区庞光街道东干渠生态治理工程项目(以下简称东干渠生态治理项目),以微生物载体技术支持的原位生态修复为主要治理思路,构建“底质改良+水质调控+生物滤坝+生物绳填料+微纳米曝气系统”治理体系,从项目概况、治理体系构建、运行效果3个方面,开展微生物载体技术在沟渠生态修复治理中的应用研究,旨在为同类项目建设施工提供参考。

1 项目概况

本研究依托东干渠生态治理项目开展。东干渠总长约2.2 km,总水量约2 000 t·d⁻¹,来水包括村庄生活污水、大气降水、地下水及上游补给水。污水常年流入及渠体净化能力缺失等因素导致东干渠断面水质类型以劣V类为主。东干渠生态修复治理前水质监测数据(以均值计)如表1所示。

表1 东干渠生态修复治理前水质监测数据

Table 1 Water quality monitoring data of Donggan canal before ecological restoration and treatment

监测日期	pH	溶解氧/ (mg·L ⁻¹)	COD/ (mg·L ⁻¹)	NH ₃ -N/ (mg·L ⁻¹)	TP(P)/ (mg·L ⁻¹)	TN(N)/ (mg·L ⁻¹)	水质类型
2021-07-01—31	8.36	4.31	43.5	1.637	0.632	1.702	劣V类

注:《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002)中IV类水限值为COD≤30 mg·L⁻¹, NH₃-N≤1.5 mg·L⁻¹, TP≤0.3 mg·L⁻¹, TN≤1.5 mg·L⁻¹。

东干渠水质监测数据为连续自动监测所得,取样位置位于东干渠末端。其中:COD的测定选用PhotoTek 6000化学需氧量水质自动在线监测仪(深圳朗石);NH₃-N的测定选用WQMS 2000-NHN水质氨氮在线分析仪(宁波理工);TP的测定选用WQMS 2000-TP水质总磷在线分析仪(宁波理工);TN的测定选用WQMS 2000-TN水质总氮在线分析仪(宁波理工)。东干渠水质监测取样位置如图1所示。

该项目自2021年8月初开始施工。工程主要包括建立生物滤坝、泼洒底质改良型环境修复剂和水质调控型环境修复剂、安装微纳米曝气系统、投放生物填料单元格、水面保洁、维护植物和设备、应急管理。项目稳定运行后,能够保证东干渠渠水汇入黄柏河前主要水质指标达到《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002)中IV类水质标准(COD≤30 mg·L⁻¹、NH₃-N≤1.5 mg·L⁻¹、TP≤0.3 mg·L⁻¹),东干渠生态治理项目水系图如图2所示。

该项目以COD、NH₃-N及TP为主要指标,以微生物载体技术支持的原位生态修复为主要治理思路,构建“底质改良+水质调控+生物滤坝+生物绳填料+微纳米曝气系统”治理体系并开展沟渠生



图1 东干渠水质监测取样位置示意图

Fig. 1 Location for water quality monitoring sampling in Donggan canal

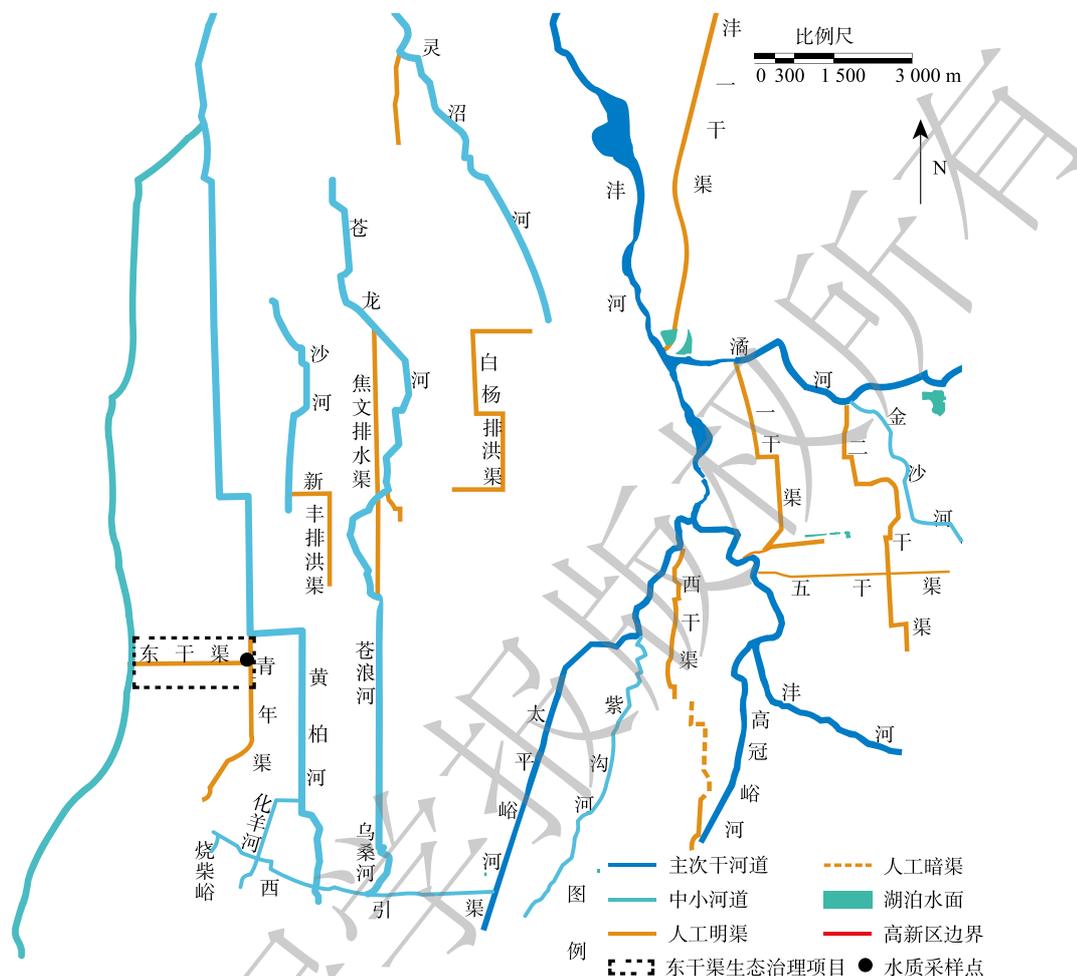


图 2 东干渠生态治理项目水系示意图

Fig. 2 Water system map of Donggan canal ecological governance project

态修复治理。治理体系局部示意图如图 3 所示。

2 治理体系的构建与研究方法

2.1 微生物载体技术

微生物载体技术是固定化微生物研究的最主要成果之一。微生物载体技术就是将活性污泥法中的最优质微生物筛选出来，并将各种高效微生物进行组配，再通过离子吸附、包埋、交联、共价结合等生物工程手段，将这些微生物菌群“睡眠”在一个多酶载体中^[16]。载体通常由多孔惰性材料制成，内表面积为 2~3 m²，足以为载体内的微生物“母体”提供足够的繁殖空间。载体内具有特殊的保护层和营养物，可使微生物“母体”的生存和繁殖得到充分的保护，又可避免高浓度有害物质的冲击^[17]。

在进入水体后，载体中的微生物会立刻“苏醒”，并能够利用水中耗氧有机物（以 COD 计）、氮、磷等作为营养物质在水中迅速繁殖，从而快速降解水中有机污染物，提升水环境质量。目

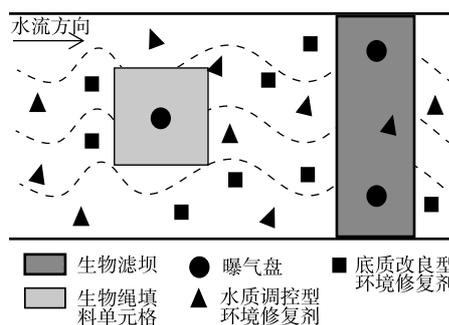


图 3 治理体系局部示意图

Fig. 3 Partial schematic diagram of governance system

前,在实际工程应用领域,基于微生物载体技术的应用主要集中在各类环境修复剂和修复装置设备2类^[18]。本研究以微生物载体技术支持的原位生态修复为主要治理思路,构建了“底质改良+水质调控+生物滤坝+生物绳填料+微纳米曝气系统”治理体系,并开展相关研究。

2.2 “底质改良+水质调控+生物滤坝+生物绳填料+微纳米曝气系统”治理体系的构建

1)底质改良——投加底质改良型环境修复剂。底质改良型环境修复剂(图4)是一种载体化的微生物,投入水体后,沉入河底,附着在底泥上,不断地向水相释放有益微生物来分解水体及底泥中的污染物^[19]。底质改良型环境修复剂能够持续长效改善沟渠底质条件,有效遏制内源污染,为后续生态构建提供良好的基础条件。

2)水质调控——投加水质调控型环境修复剂。水质调控型环境修复剂(图5)是以多种天然矿物质粉加项目区土著微生物及其代谢产物构成的一种高效净水产品^[19]。水质调控型环境修复剂可有效去除水体中N和P,降低水体富营养化程度,保障水体稳定,提升水体安全性,快速改善水体微生物系统,从而构建优势微生物菌群。



图4 底质改良型环境修复剂

Fig. 4 Environmental remediation agent for sediment improvement



图5 水质调控型环境修复剂

Fig. 5 Environmental remediation agent for water quality control

3)生物滤坝——布置生物滤坝。生物滤坝(图6)是由北京爱尔斯生态环境工程有限公司研发出的一种基于传统石笼蜂巢形网片,内部填入特种多孔微生物填料的新型生态滤坝^[20],通过“物理除磷+生物除磷”共同作用提升除磷效率^[21]。

4)生物绳填料——放置生物绳填料单元格。生物绳填料(图7)属于活性生物填料,通过弹性材料和软性材料混织,结合蛇行走线,形成无数的环状纤维,构成放射状结构,在增加填料表面积及孔隙度的同时会更适宜微生物生长和繁殖^[22]。生物绳填料单元格可进一步提升COD、NH₃-N和TP的去除率。

5)微纳米曝气系统——安装微纳米曝气系统。微纳米曝气系统(图8)可产生微纳米气泡(直径为数十nm~数百μm),因其具有比表面积大、滞留时间长、能够自发产生大量自由基且表面附着电荷多等优势,而被广泛应用于水体悬浮颗粒物去除、难降解有机物分解、微生物

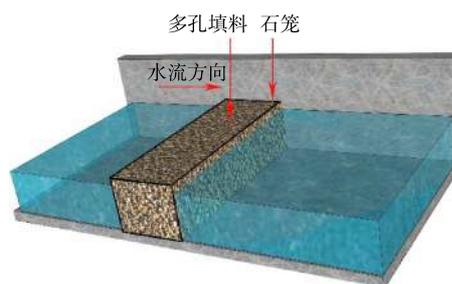


图6 生物滤坝截面示意图

Fig. 6 Cross section of biological filter dam

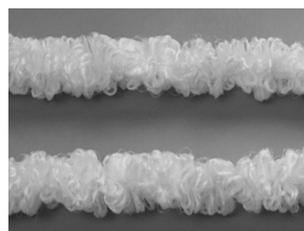


图7 生物绳填料实物

Fig. 7 Biological rope filler material

活性提升及底泥内源污染抑制等方面^[23]。微纳米曝气系统可以更好地发挥生物滤坝及生物绳填料单元格处理效果。

2.3 研究方法

东干渠生态治理项目于 2021 年 11 月初正式交付使用。稳定运行后，连续 31 d 取水样并进行主要水质指标监测分析，采样点位于自动监测站取样点附近。根据生态修复治理前后东干渠水体 COD、NH₃-N 及 TP 指标变化情况，综合评估东干渠生态修复治理成效。在取样分析过程中，COD 的测定采用重铬酸盐法 (HJ 828-2017)，NH₃-N 的测定采用纳氏试剂-分光光度法 (HJ 535-2009)，TP 的测定采用钼酸铵-分光光度计法 (GB/T 11893-1989)。

各污染物去除率 (ξ_n) 的计算方法见式 (1)。

$$\xi_n = \left(1 - \frac{c_2}{c_1}\right) \times 100\% \quad (1)$$

式中： ξ_n 为污染物去除率， n 为具体污染物 (COD、NH₃-N 及 TP)； c_1 为治理前污染物质量浓度，mg·L⁻¹； c_2 为治理后污染物质量浓度，mg·L⁻¹。

为便于说明问题，在计算各污染物去除率 (ξ_n) 过程中，治理前后污染物质量浓度 c_1 、 c_2 均取中位数。

3 运行效果

3.1 生态修复治理后水质监测数据

东干渠生态修复治理后主要水质指标监测数据如表 2 所示。由表 2 可以看出，生态修复治理

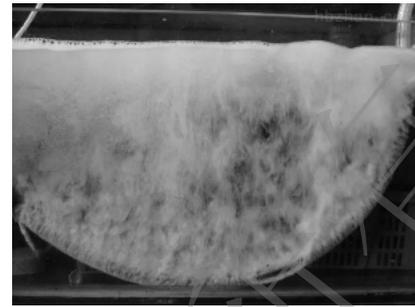


图 8 微纳米曝气系统产生的微纳米气泡

Fig. 8 Micro nano bubble produced by micro nano aeration system

表 2 东干渠生态修复治理后主要水质指标监测数据

Table 2 Water quality index monitoring data of Donggan canal after ecological restoration and treatment

序号	日期	COD/ (mg·L ⁻¹)	NH ₃ -N/ (mg·L ⁻¹)	TP/ (mg·L ⁻¹)	水质 类型	序号	日期	COD/ (mg·L ⁻¹)	NH ₃ -N/ (mg·L ⁻¹)	TP/ (mg·L ⁻¹)	水质 类型
1	2021-11-17	15.2	0.032	0.285	Ⅳ类	17	2021-12-03	24.9	0.272	0.185	Ⅳ类
2	2021-11-18	14.8	0.066	0.226	Ⅳ类	18	2021-12-04	21.9	0.302	0.157	Ⅳ类
3	2021-11-19	24.8	0.314	0.144	Ⅳ类	19	2021-12-05	24.3	0.411	0.163	Ⅳ类
4	2021-11-20	25.8	0.293	0.155	Ⅳ类	20	2021-12-06	22.6	0.309	0.153	Ⅳ类
5	2021-11-21	22.9	0.431	0.212	Ⅳ类	21	2021-12-07	24.3	0.229	0.147	Ⅳ类
6	2021-11-22	23.1	0.422	0.239	Ⅳ类	22	2021-12-08	21.2	0.208	0.135	Ⅳ类
7	2021-11-23	26.8	0.321	0.224	Ⅳ类	23	2021-12-09	24.3	0.305	0.127	Ⅳ类
8	2021-11-24	22.7	0.351	0.185	Ⅳ类	24	2021-12-10	26.5	0.324	0.126	Ⅳ类
9	2021-11-25	24.3	0.410	0.132	Ⅳ类	25	2021-12-11	28.7	0.453	0.167	Ⅳ类
10	2021-11-26	22.2	0.293	0.155	Ⅳ类	26	2021-12-12	28.2	0.432	0.156	Ⅳ类
11	2021-11-27	24.8	0.301	0.147	Ⅳ类	27	2021-12-13	15.0	0.716	0.219	Ⅳ类
12	2021-11-28	22.9	0.265	0.133	Ⅳ类	28	2021-12-14	8.2	0.748	0.193	Ⅳ类
13	2021-11-29	23.2	0.335	0.141	Ⅳ类	29	2021-12-15	12.7	0.725	0.233	Ⅳ类
14	2021-11-30	25.3	0.291	0.134	Ⅳ类	30	2021-12-16	10.0	0.526	0.173	Ⅳ类
15	2021-12-01	26.3	0.335	0.121	Ⅳ类	31	2021-12-17	8.0	0.650	0.187	Ⅳ类
16	2021-12-02	22.7	0.441	0.208	Ⅳ类						

注：《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002)中Ⅳ类水限值为COD≤30 mg·L⁻¹，NH₃-N≤1.5 mg·L⁻¹，TP≤0.3 mg·L⁻¹。

工程实施后,东干渠主要水质指标达到《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002)IV类水标准。据此可初步预判微生物载体技术在沟渠生态修复治理中的应用是可行的。

3.2 水体 COD 变化

生态修复治理工程实施前后东干渠水体 COD 变化如图 9 所示。由图 9 可以看出,生态修复治理前(2021-07-01—31),东干渠水体 COD 为 21.8~136.5 mg·L⁻¹,稳定性较差,水体 COD 大都超过执行标准限值(30 mg·L⁻¹)。这可能是因为气温逐渐回升,自然活动和人类活动所产生的各类有机污染物进入水体,导致 COD 有所增加。在生态修复过程中,COD 下降较快,治理完成后(2021-11-17—12-17),东干渠水体 COD 为 8.2~28.7 mg·L⁻¹,均低于执行标准限值。由图 9 还可以看出,12月13日以后,东干渠水体 COD 显著降低,估计是由于当地气温骤降、自然活动和人类活动产生的各类有机污染物进入水体的量减少,导致 COD 降低。本研究主要针对沟渠水体生态修复治理,故对此不作过多讨论。

根据式(1)计算出生态修复治理前后东干渠水体 COD 整体去除率 ξ_{COD} ,结果为 8.30%。这有赖于治理伊始,在东干渠全水域投撒了底质改良型环境修复剂。底质改良型环境修复剂在促进渠底微生物活性的同时,还能丰富水体微生物种群并提供微生物生长过程所需的营养物质。投加的大量水质调控型环境修复剂也有助于丰富生态系统微生物种群。微生物的代谢分解消耗有机污染物,从而使得水体 COD 显著下降^[24]。此外,增设的生物绳填料单元格,可通过附着在填料表面的生物膜配合微纳米曝气系统来去除有机物,也会提升水体 COD 去除率^[25]。但有学者^[26]研究后指出,生物绳填料与传统接触氧化法相比,对有机物的去除率仍有一定差距。

3.3 水体 NH₃-N 变化

生态修复治理工程实施前后东干渠水体 NH₃-N 质量浓度变化如图 10 所示。由图 10 可以看出,生态修复治理前(2021-07-01—31),东干渠水体 NH₃-N 为 0.305~1.849 mg·L⁻¹,水质稳定性相对较差;7月东干渠水体 NH₃-N 仅有部分时段超过标准值(1.5 mg·L⁻¹)。这可能是因为7月当地气温较高,水中微生物代谢速率显著提升,微生物的硝化和反硝化过程使得水体 NH₃-N 下降^[27]。而在生态修复治理之后(2021-11-17—12-17),水体 NH₃-N 为 0.032~0.748 mg·L⁻¹,均低于执行标准限值。由图 10 还可以看出,12月13日以后,东干渠水体 NH₃-N 略有上升,为 0.526~0.748 mg·L⁻¹,但均未超过地表水 IV 类水标准限值,且仍基本保持稳定,初步估计与当地气温下降,微生物活性降低有关。

根据式(1)计算出生态修复治理前后东干渠水体 NH₃-N 去除率 $\xi_{\text{NH}_3\text{-N}}$,结果为 61.24%。这得益于前期投加底质改良型环境修复剂及水质

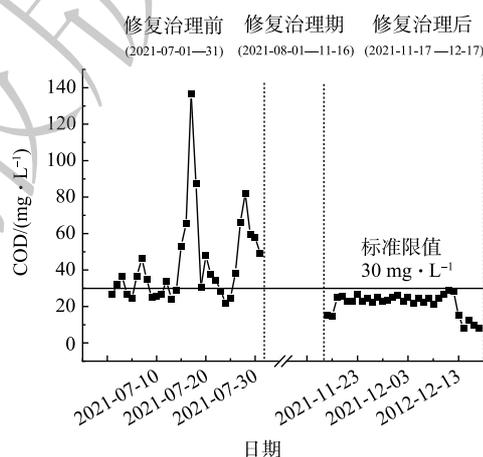


图 9 东干渠水体 COD 变化

Fig. 9 Change in COD of water body in Donggan canal

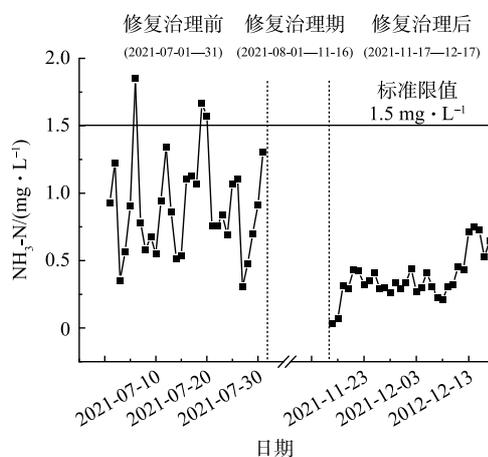


图 10 东干渠水体 NH₃-N 变化

Fig. 10 Change in NH₃-N of water body in Donggan canal

调控型环境修复剂所构建的优势微生物菌群。微生物首先通过硝化过程将 $\text{NH}_3\text{-N}$ 转化为硝酸盐，随后通过反硝化过程，将硝酸盐转化成气态氮化物和氮气^[28]，再配合植物光合作用，释放氧气，完成氮、氧循环过程；其次，增设的生物绳填料单元格，可通过附着在填料表面的大量好氧反硝化微生物配合微纳米曝气系统，从而进一步提升水体 $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率。

3.4 水体 TP 变化

生态修复治理工程实施前后东干渠水体 TP 变化情况如图 11 所示。由图 11 可以看出，生态修复治理前 (2021-07-01—31)，东干渠水体 TP 为 $0.288\sim 0.623\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，稳定性相对较差且大部分超过执行标准限值 ($0.3\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)。由图 11 还可以看出，在 7 月 20 日以后，水体 TP 质量浓度明显下降，这可能是由于气温的回升加快了微生物代谢速率，聚磷微生物通过好氧吸磷过程，使得水体 TP 下降^[29]。生态修复治理后 (2021-11-17—12-17)，渠水 TP 为 $0.121\sim 0.285\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，均未超过地表水 IV 类水标准限值。

根据式 (1) 计算得出生态修复治理前后东干渠水体 TP 去除率 ξ_{TP} ，结果为 57.77%。这主要得益于 4 组生物滤坝的设置，这种设置有 2 个优点：一方面，陶粒火山岩沸石混合填料的吸附作用可去除部分磷元素；另一方面，包埋在填料层中的聚磷微生物在好氧条件下过量吸收水中的磷元素，并将其转换成细胞内聚合磷酸盐。在此基础上，配合微纳米曝气系统，从而使水体中的 TP 去除率达到最高^[30]。当然，前期投加的底质改良型环境修复剂及水质调控型环境修复剂也有助于快速改善水体微生物系统，从而构建优势微生物菌群。另有研究^[31]表明，生物绳填料对 TP 的去除效果较为有限。

3.5 水体主要污染物质量浓度相关性分析

采用 Pearson 相关性分析方法讨论东干渠水体主要污染物质量浓度的相互关联机制，结果如表 3 所示。东干渠水体 COD 与 $\text{NH}_3\text{-N}$ 呈显著相关 (积矩相关系数=0.312, $P<0.05$)，COD 与 TP 呈显著相关 (积矩相关系数=0.472, $P<0.01$)， $\text{NH}_3\text{-N}$ 与 TP 呈显著相关 (积矩相关系数=0.821, $P<0.01$)。这表明东干渠水体 COD、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 及 TP 质量浓度变化规律大致相似，这 3 项指标之间具有共变趋势。

3.6 工程应用中的具体操作步骤及参数设置

东干渠生态治理项目自 2021 年 8 月 1 日开始，2021 年 11 月 16 日调试结束，施工工期 47 d。本项目操作步骤及参数设置如下。

1) 投加底质改良型环境修复剂。全水域投加底质改良型环境修复剂，投加密度为 $0.15\text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$ ，在项目初期清理沟渠内垃圾后一次性投加。

2) 投加水质调控型环境修复剂。全水域投加水质调控型环境修复剂，投加密度为 $0.25\text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$ ，可根据水质变化情况分批次投加。

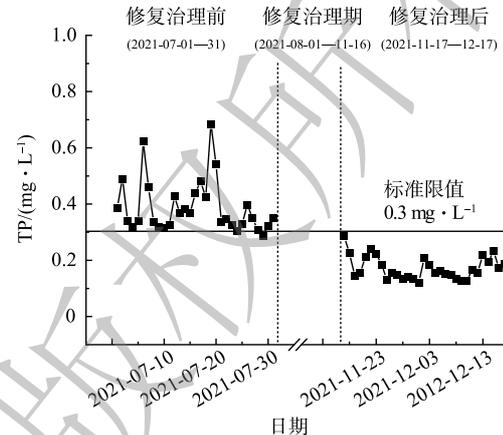


图 11 东干渠水体 TP 变化

Fig. 11 Change in TP of the water body in Donggan canal

表 3 东干渠水体主要污染物质量浓度相关性分析

Table 3 Correlation analysis of major contaminants concentration in Donggan canal

序号	考察指标	Pearson积矩相关系数		
		COD	$\text{NH}_3\text{-N}$	TP
1	COD	1		
2	$\text{NH}_3\text{-N}$	0.312*	1	
3	TP	0.472**	0.821**	1

注: ** $P<0.01$ 表示在0.01水平(双侧)上显著相关; * $P<0.05$ 表示在0.05水平(双侧)上显著相关。

3) 布置生物滤坝。生物滤坝主体尺寸为 3.0 m×1.0 m×0.8 m, 内部预埋 2 kg 除磷微生物。本项目共设置 4 组生物滤坝, 间隔约 200 m 放置于东干渠内, 底部锚固。

4) 放置生物绳填料单元格。生物绳填料单元格框架主体尺寸为 3.0 m×2.0 m×1.0 m, 框架内填料间隔约为 10 cm, 每个单元格架设 12 层, 每层 13 根, 双层铺设, 生物绳每根长 1 m。生物绳填料选用基于竹炭纤维的微生物绳填料, 比表面积为 2 500 m²·mg⁻¹。本项目共放置 30 组生物绳填料单元格, 生物绳填料共计 936 0 m。生物滤坝和生物绳填料单元格在东干渠内间隔布置。

5) 安装微纳米曝气系统。本项目设置微纳米曝气系统 1 套, 包括曝气主管道、阀门、自沉式软管和 68 个微纳米曝气盘, 气源由回转式高压风机提供, 风机置于曝气系统管路中间位置渠岸上, 曝气方式为分段式曝气。曝气盘分别置于生物滤坝和生物绳填料单元格中。

以上步骤及数据参数可根据现场实际工况及进出水水质要求做进一步调整。

3.7 实际应用中的优势及不足

传统沟渠生态修复治理模式多以物化法为主、生物修复为辅, 完全依托生物修复或以生物修复为主导的沟渠生态修复治理体系并不多见。本研究所构建的“底质改良+水质调控+生物滤坝+生物绳填料+微纳米曝气系统”是以微生物载体技术为主导的沟渠生态治理体系。该体系兼顾沟渠治理、水质净化及生境恢复, 同时具有建设工程量小、运行费用少、维护成本低、处理效果好等特点。但值得注意的是, 微生物修复技术有其先天劣势: 对污染物去除率明显低于传统物化法; 特种微生物对污染物的吸附降解具有专一性; 温度、溶氧等外界条件对微生物活性影响较大等。希望随着微生物载体技术的进一步升级和完善, 能够克服微生物修复技术的以上不足, 进而推动微生物载体技术在沟渠生态修复治理中的应用。

4 结论

1) 以微生物载体技术为主导的“底质改良+水质调控+生物滤坝+生物绳填料+微纳米曝气系统”沟渠生态治理体系, 适合原位生态修复治理思路, 适用于受地理位置和施工成本限制区域的沟渠生态修复工程。

2) 东干渠生态治理项目稳定运行后, 连续 31 d 主要水质指标监测结果显示, 东干渠水体主要水质指标监测数据达到《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002)IV 类水标准, COD 去除率约为 8.30%、NH₃-N 去除率约为 61.24%、TP 去除率约为 57.77%, 表明该治理体系能够显著降低水体中的 COD、NH₃-N 及 TP。

3) Pearson 相关性分析表明, 东干渠水体 COD、NH₃-N 及 TP 质量浓度变化规律大致相似, 这 3 项指标之间具有共变趋势。

参考文献

- [1] 梁善, 杜建军, 刘雯, 等. 生态沟渠净化水体营养污染物质的研究进展[J]. 仲恺农业工程学院学报, 2019, 32(4): 56-61.
- [2] 姚宸朕, 徐志嫻, 杨杰, 等. 固定化微生物技术原位削减河道黑臭底质的中试研究[J]. 灌溉排水学报, 2018, 37(3): 122-128.
- [3] 代琦, 王磊, 靳萌. 西北地区现代城市生态沟渠治理策略[J]. 安徽农业科学, 2018, 46(20): 181-185.
- [4] 唐守寅, 孙敏, 段文慧, 等. 新农村背景下的沟渠污染治理效果及对策: 以湖北省浠市镇为例[J]. 农业环境与发展, 2012, 29(6): 36-39.
- [5] 袁晓燕, 余志敏, 施卫明. 浙北地区平原河网农村小流域面源污染调查与防治对策: 以德清县武康镇新琪村为例[J]. 生态与农村环境学报, 2010, 26(3): 193-198.
- [6] SEIFERT A. Naturnachere wasserbau[J]. Deutsche Wasser Wirtschaft, 1983, 33(12): 361-366.
- [7] GRAY D H, SOTIR R B. Biotechnical stabilization of highway cut slope[J]. *Journal of Geotechnical Engineering*, 1992, 118(9): 1395-1409.
- [8] 王文君. 国内外河流生态修复研究进展[J]. 水生态学杂志, 2012, 33(4): 142-146.
- [9] 董哲仁, 孙东亚, 赵进勇, 等. 生态水工学进展与展望[J]. 水利学报, 2014, 45(12): 1419-1426.
- [10] 石晶晶. 湖南省中小河流治理综述[J]. 人民长江, 2012, 43(18): 32-35.
- [11] 汪玉娇. 生物强化技术在河道水体治理中的应用[J]. 安徽农业科学, 2020, 48(10): 62-64.
- [12] 王谦, 高红杰. 我国城市黑臭水体治理现状、问题及未来方向[J]. 环境工程学报, 2019, 13(3): 507-510.

- [13] 刘晓玲, 徐瑶瑶, 宋晨, 等. 城市黑臭水体治理技术及措施分析[J]. *环境工程学报*, 2019, 13(3): 519-529.
- [14] 董晓亮, 陈克勤, 李正兵. 土地整治中生态沟渠建设研究[J]. *农业与技术*, 2021, 41(22): 59-61.
- [15] 孟瑞, 刘海荣, 刘琼心, 等. 农村坑塘沟渠生态环境现状及治理对策[J]. *乡村科技*, 2021, 12(13): 102-104.
- [16] 诸葛政东, 漆凌焱, 谢娟, 等. 固定化微生物载体污水净化研究进展[J]. *环境科学与技术*, 2021, 44(6): 219-229.
- [17] 黎镛, 袁辉洲, 柯水洲, 等. 微生物载体对MBBR工艺性能及微生物群落结构的影响[J]. *环境工程*, 2021, 39(12): 100-106.
- [18] 尹莉, 张鹏昊. 固定化微生物修复黑臭水体的生物技术研究[J]. *给排水*, 2018, 54(S2): 51-55.
- [19] 孙霞, 刘扬, 王芳, 等. 固定化微生物技术在富营养化水体修复中的应用[J]. *生态与农村环境学报*, 2020, 36(4): 433-441.
- [20] 朱柏林, 林灿阳, 杨志敏, 等. 活性滤坝对城市内河中氮磷的削减效果[J]. *环境工程学报*, 2021, 15(3): 1016-1024.
- [21] 于鲁冀, 吕晓燕, 李阳阳, 等. 生态滤坝处理微污染河水实验研究[J]. *水处理技术*, 2018, 44(5): 88-92.
- [22] 邹联沛, 温从汉, 孙瑞茹, 等. 生物绳填料-湿地植物联合净化低污染废水[J]. *工业水处理*, 2012, 32(12): 34-37.
- [23] 陶昱明, 王亦铭, 丁露, 等. 微纳曝气技术在黑臭水体治理中的研究及应用[J]. *净水技术*, 2021, 40(2): 93-99.
- [24] 陈金发, 张云, 向地玖, 等. 微生物絮凝剂的制备及对生活污水中COD的去除研究[J]. *节水灌溉*, 2018(10): 47-50.
- [25] 王兴华, 王云. 微生物与植物协同去除生活污水中总氮、总磷、COD的效果研究[J]. *山东农业科学*, 2015, 47(3): 45-48.
- [26] XIA S, GUO J, WANG R. Performance of a pilot-scale submerged membrane bioreactor (MBR) in treating bathing wastewater[J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99(15): 6834-6843.
- [27] 闫苗苗, 张海涵, 钊珍芳, 等. 生物脱氮技术中好氧反硝化细菌的代谢及应用研究进展[J]. *环境科学研究*, 2020, 33(3): 668-676.
- [28] ZHAN J D, TANG J W, XIN W, et al. Isolation and characterization of aerobic denitrifier from the sewage of Urban rivers[J]. *Microbiology China*, 2010, 37(4): 566-572.
- [29] 孙雪, 朱为静, 王亮, 等. 强化生物除磷系统主要微生物及其代谢机理研究进展[J]. *应用生态学报*, 2014, 25(3): 892-902.
- [30] KUBA T, WACHTMEISTER A, LOOSDRECHT M V, et al. Effect of nitrate on phosphorus release in biological phosphorus removal systems[J]. *Water Science & Technology*, 1994, 30(6): 263-269.
- [31] 袁兴程, 李丹. 生物绳填料净化河流的效果及微生物群落分析[J]. *环境工程*, 2016, 34(4): 48-53.

Construction and engineering application of canal ecological restoration and treatment based on microbial carrier technology

MA Ying^{1*}, SUN Peng^{1,2}, XU Zhanjun¹, KANG Hongbo¹, ZHANG Shenghua^{1,2}, SUN Yagang¹, WEI Renjie³

1. High-Tech Zone Branch of Xi'an Ecological Environment Bureau, Xi'an 710055, China; 2. Xi'an High-Tech Industries Development Zone Environmental Monitoring Centre, Xi'an 710055, China; 3. Beijing I&Earth Ecology Environment Co. Ltd., Beijing 100083, China

*Corresponding author, E-mail:maying@xdz.gov.cn

Abstract In order to explore the application effect of microbial carrier technology in canal ecological restoration and treatment, the in-situ ecological restoration supported by microbial carrier technology was used in the ecological management project of Donggan canal, Xi'an High-Tech zone, the treatment system of "substrate improvement + water quality control + biological filter dam + biological rope filler + micro-nano aeration system" was built accordingly. The results of the project showed that the treatment system could significantly reduce the concentration of main pollutants in water bodies of Donggan canal. The removal rates of COD, NH₃-N and TP were about 8.30%, 61.24% and 57.77%, respectively. The water quality indicators monitoring results in 31 consecutive days showed that the main water quality indicators of Donggan canal water met the standard of category IV water quality, in Environmental Quality Standards for Surface Water (GB 3838-2002). The results of Pearson correlation analysis indicated that the mass concentrations of COD, NH₃-N and TP presented a roughly similar pattern, and there was a co-variation trend among these three indexes. The results of this study can provide a reference for the practical application of similar canal ecological restoration and treatment.

Keywords microbial carrier technology; ecological restoration and treatment of canal; biological filtration dam; biological rope filler