

饶益龄, 吴永贵, 徐秀月, 等. 构树凋落物对酸性矿山废水湿地处理系统沉积物中污染物释放的影响[J]. 江苏农业科学, 2018, 46(9): 260–265. doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2018.09.062

构树凋落物对酸性矿山废水湿地处理系统沉积物中污染物释放的影响

饶益龄¹, 吴永贵^{1,2,3}, 徐秀月¹, 罗有发¹, 王 虎¹, 吴兴玉¹, 胡桂科¹, 杨 婷¹
(1. 贵州大学资源与环境工程学院, 贵州贵阳 550025; 2. 贵州省喀斯特环境生态工程研究中心, 贵州贵阳 550025; 3. 贵州省环境功能材料与设备研发研究生工作站, 贵州贵阳 550025)

摘要:为探究构树凋落物对酸性矿山废水 (AMD) 湿地处理系统上覆水的化学特征及 AMD 沉积物中 Fe、Mn 等特征污染物环境行为的影响, 通过添加不同量的构树凋落物, 研究其分解过程对 AMD 湿地处理系统上覆水理化性质和沉积物中 Fe、Mn 赋存形态的影响。结果表明, 与对照组相比, 添加构树凋落物可明显增加上覆水中 Fe、Mn 离子含量、电导率 (EC) 及沉积物中有机质含量, 降低上覆水 pH 值、Eh 及 SO_4^{2-} 含量。构树凋落物的降解可增加沉积物中可交换态 Fe、可交换态 Mn 含量, 减少可氧化态 Fe 与可还原态 Fe、可氧化态 Mn 与可还原态 Mn 的含量及 Fe 与 Mn 的残渣态含量。综上, 构树凋落物作为外源有机质输入湿地系统, 将促进沉积物中 Fe、Mn 等特征污染物的溶出, 从而增加其环境风险, 其作用强度随着构树凋落物添加量的增加而增大。

关键词: 构树凋落物; 矿山酸性废水人工湿地; 沉积物; Fe、Mn 赋存形态; 上覆水; 理化性质; 化学形态
中图分类号: X53; X171.4 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2018)09-0260-05

人工湿地是一种新型生态污水处理技术。它利用自身独特的“基质-植物-微生物”生态系统, 通过物理、化学和生物三重协同作用高效净化废水^[1-3], 目前已逐渐用于处理酸性矿山废水 (acid mine drainage, AMD)^[4-7]。在 AMD 湿地处理系统中, 大量的重金属经过滤、吸附、沉淀、离子交换、氧化和水解等作用得以净化^[8], 由此也形成了大量富含重金属的沉积物。当 AMD 处理工程结束后, 随着环境条件的改变, 蓄积在这些沉积物中的重金属可能会再次释放并进入上覆水中^[9], 危害湿地生态系统。其中, 有机质 (50% 左右由陆源植被凋落物输入^[10]) 对沉积物中重金属的迁移释放起着关键性的作用^[11]。一方面, 有机质通过吸附、络合作用, 能够控制沉积物中重金属的环境迁移行为; 同时, 有机质在矿化过程中会改变沉积环境的物理化学条件, 使沉积物中重金属发生转化、迁移和再分配, 并导致沉积物与上覆水之间发生物质交换^[11-12]。

构树是少见的高蛋白木本植物, 在贵州省各地均有大量分布。自 2015 年起, 构树扶贫工程被国务院扶贫办正式列为全国“十项精准扶贫”工程之一, 贵州省成为构树产业发展的重点省份, 并开始大规模推广种植构树, 由此必然会产生大量构树凋落物, 而 AMD 湿地处理系统附近的构树凋落物可能

在地表径流的作用下汇入该湿地系统, 影响 AMD 沉积物中重金属的环境行为, 进而对湿地环境构成潜在威胁。鉴于此, 本研究在实验室模拟的条件下, 以贵州省贵阳市观山湖区朱昌镇某废弃煤矿酸性废水人工湿地处理系统中的沉积物为研究对象, 分析构树凋落物降解过程对沉积物上覆水理化性质及沉积物中重金属化学形态的影响, 以期对湿地沉积物重金属的控制和治理提供理论依据及实践指导。

1 材料与方法

1.1 试验材料采集与处理

沉积物采自于贵阳市观山湖区朱昌镇石硐废弃煤矿酸性废水人工湿地系统, 该系统利用植物与微生物的耦合作用处理废弃煤矿产生的酸性矿山废水, 建成 5 年来系统出水水质优良, 并产生大量高铁沉积物。从该 AMD 湿地处理系统中采集沉积物, 带回实验室后离心, 冷冻干燥, 并过 2 mm 筛备用。主要理化性质见表 1。

表 1 沉积物与构树凋落物的基本性质

采集样品	pH 值	电导率 (EC, $\mu\text{S}/\text{cm}$)	氧化还 原电位 (Eh, mV)	Fe 含量 (mg/kg)	Mn 含量 (mg/kg)	有机质 含量 (g/kg)
沉积物	6.5	2 180	193	1.24×10^5	1.53×10^4	29.36
构树凋落物	—	—	—	7.47×10^2	0.35×10^2	471.24

注: 由于该沉积物中 Cu、Zn 等重金属含量较低, 本研究不作讨论。

构树叶采自贵州省贵阳市花溪区。采集未分解的构树凋落物, 于 105 ℃ 杀青 15 min, 60 ℃ 烘干至恒质量, 将凋落物剪成 1 cm × 1 cm 左右小块, 准确称取 1.00、5.00、15.00 g, 装入尼龙网袋, 密封保存备用。网袋规格为: 网眼孔径 0.45 mm, 长 × 宽 = 10 cm × 10 cm。具体性质见表 1。

收稿日期: 2017-08-25

基金项目: 国家自然科学基金-联合基金 (编号: U1612442-3); 国家自然科学基金地区项目 (编号: 41663009); 贵州省教育厅自然科学基金 [编号: 黔教合 KY 字 (2016) 011]; 贵州省教育厅研究生教育创新项目 [编号: 黔教研合 GZZ 字 (2016) 07]。

作者简介: 饶益龄 (1992—), 女, 贵州思南人, 硕士研究生, 主要从事环境污染控制及生态修复研究。E-mail: ylr92@163.com。

通信作者: 吴永贵, 博士, 教授, 博士生导师, 主要从事污染生态效应、污染生态控制与环境生态修复研究。E-mail: ygwu72@126.com。

1.2 试验设计

试验于 2017 年在贵州大学资源与环境工程学院环境科学与工程实验室进行。称取 30.00 g 沉积物至 1 L 高密度聚乙烯塑料杯中,加入蒸馏水至 500 mL。稳定 1 d 后,采集适量水样与沉积物,测定水样中的 pH 值、EC、Eh、 SO_4^{2-} 含量、Fe 含量、Mn 含量以及沉积物中的有机质含量等指标作为初始值。根据凋落物添加量共设计 4 个处理组,分别是对照组(CK,凋落物添加量为 0)、Z1(凋落物添加量为 1.00 g)、Z2(凋落物添加量为 5.00 g)、Z3(凋落物添加量为 15.00 g),凋落物用尼龙网袋装好,每个处理 3 个重复。于凋落物添加后的 2、6、16、24、48 d 分别测定上覆水 pH 值、Eh、EC,并采集水样测定其 Fe、Mn、 SO_4^{2-} 等特征污染组分含量,同时采集适量沉积物(每次取沉积物时,尽量避免水体较大搅动)自然风干后测定沉积物中重金属赋存形态。每天用蒸馏水补充水量至

初始水位,以弥补 AMD 过程中水的蒸发损失。

1.3 样品分析

1.3.1 水样分析 分别采用 SH2601 型精密酸度计、DDS-11A 型电导率仪和 ZD-2 型电位滴定仪在 AMD 采样当日即时测定水体中 pH 值、EC 和 Eh;按照水和废水监测分析方法,采用铬酸钡分光光度法测定水体 SO_4^{2-} 含量;水样采用 0.45 μm 水系滤膜过滤,加入 HNO_3 使溶液 pH 值小于 2,1 周内用火焰原子吸收分光光度法测定 Fe、Mn 等金属离子含量。

1.3.2 沉积物分析 沉积物中有机质含量采用文献[13]规定的方法测定;重金属赋存形态采用 BCR 连续提取法^[14],提取的形态包括可交换态、可还原态、可氧化态及残渣态,提取步骤如表 2 所示;重金属总量及残渣态含量均采用王水回流-长管消解-湿酸消解法进行消解,并用原子吸收测定重金属总量及各提取态含量。

表 2 BCR 法提取流程

步骤	形态	提取方法	提取组分
1	可交换态	40 mL 0.11 mol/L 乙酸,室温振荡 16 h,4 000 r/min 离心 20 min	可交换态及碳酸盐结合态重金属
2	可还原态	40 mL 0.5 mol/L $\text{NH}_2\text{OH} \cdot \text{HCl}$ (pH 值 = 1.5),室温振荡 16 h,4 000 r/min 离心 20 min	Fe/Mn 氧化物结合态重金属
3	可氧化态	加 10 mL 8.8 mol/L H_2O_2 ,室温放置 1 h,间歇摇动,于 85 $^\circ\text{C}$ 水浴下消解 1 h,当溶液为 2 mL 左右时加 10 mL 8.8 mol/L H_2O_2 ,水浴消解至 1 mL 左右。加 40 mL 1 mol/L NH_4Ac (pH 值 = 2.0),室温振荡 16 h,4000 r/min 离心 20 min	有机物及硫化物结合态重金属
4	残渣态	60 $^\circ\text{C}$ 烘干,6 mL 王水长管消解	赋存于原生矿和次生矿的矿物晶格中的重金属

本试验通过加平行样以确保数据的可靠性,并采用沉积物标准样品对重金属的元素分析过程进行质量控制,分析过程中每 10 个样品随机插入试剂空白样、标准物质样品和平行样。结果显示,将 BCR[1993 年欧洲共同体标准物质局(European Community Bureau of Reference)提出的重金属元素形态提取方法]提取的重金属不同形态含量加和与沉积物中重金属总量相比,其回收率为 80%~120%。

1.4 数据处理

采用 Excel 2007 进行数据整理,并使用 SPSS 18.0 软件对沉积物中 Fe、Mn 有效态与环境因子进行相关性分析,Pearson 双尾检验进行差异显著性分析($P < 0.05$ 表示差异显著, $P < 0.01$ 表示差异极显著),利用 Origin Pro 8.5 软件绘图。

2 结果与分析

2.1 构树凋落物的添加对上覆水 pH 值、EC、Eh 及沉积物有机质含量的影响

与对照组相比,添加凋落物能有效降低沉积物上覆水的 pH 值及 Eh,增加 EC(图 1)。试验初期,Z1 组沉积物上覆水的 pH 值迅速下降,2 d 后达到最低(pH 值 = 7.15),然后缓慢上升;Z2 和 Z3 组沉积物上覆水的 pH 值与 Z1 组呈相似的变化规律,且添加后 2 d,Z2、Z3 组沉积物上覆水的 pH 值分别为 6.67、6.49;试验结束时,各处理组沉积物上覆水的 pH 值均高于初始值(图 1-a)。

试验过程中,凋落物添加组沉积物上覆水的 EC 主要呈先增加后降低的变化趋势,并在 2 d 后达到最大值,且各处理组上覆水的 EC 大小依次为 $Z3 > Z2 > Z1 > \text{CK}$ (图 1-b),但对照组 EC 变化不明显,在 233~543 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 之间波动;48 d

时,各处理组沉积物上覆水的 EC 均高于初始值。而在 0~48 d,凋落物添加组沉积物上覆水的 Eh 的变化趋势与 EC 相反,即呈先快速降低再缓慢上升的趋势(图 1-c),而对照组 Eh 无明显波动,且各处理组沉积物上覆水的 Eh 总体表现为 $\text{CK} > Z1 > Z2 > Z3$;试验 2 d 后,Z1、Z2、Z3 组沉积物上覆水的 Eh 分别下降了 214.78%、294.31%、363.44%,试验后 2~28 d,Eh 明显回升,但到试验结束时,仍低于对照组。

同时,添加凋落物明显增加了沉积物中有机质的含量,且增幅随着凋落物添加量的增大而增大,即 $Z3 > Z2 > Z1 > \text{CK}$ (图 1-d)。试验期间,除 Z1 组沉积物中有机质含量在 6 d 后略有波动外,各组沉积物中有机质含量整体有所上升,而对照组沉积物中有机质含量变化不大。试验 48 d 后,Z1、Z2 和 Z3 组沉积物中有机质含量较对照组分别增加了 20.58%、98.62% 和 243.19%。

2.2 构树凋落物的添加对上覆水中 Fe、Mn 及 SO_4^{2-} 含量变化的影响

添加少量的构树凋落物(Z1)后,沉积物上覆水中 Fe 含量完全吻合对照组水平;随着凋落物添加量的增加,沉积物上覆水中 Fe 含量增加,且 Z2、Z3 组沉积物上覆水中 Fe 含量整体均呈先缓慢增加(0~6 d),后快速增加(6~48 d)趋势(图 2-a)。

由图 2-b 可知,添加一定量的构树凋落物(Z1、Z2 组)后在 0~6 d 范围内,沉积物上覆水中 Mn 含量较对照组(CK)有所增加,但随着时间的延长,沉积物上覆水中 Mn 含量开始下降,到 48 d 时,沉积物上覆水中 Mn 含量与对照组接近;此外,随着凋落物添加量的增加(Z3),沉积物中 Mn 释放量增大,且在 16 d 后达到最大值。

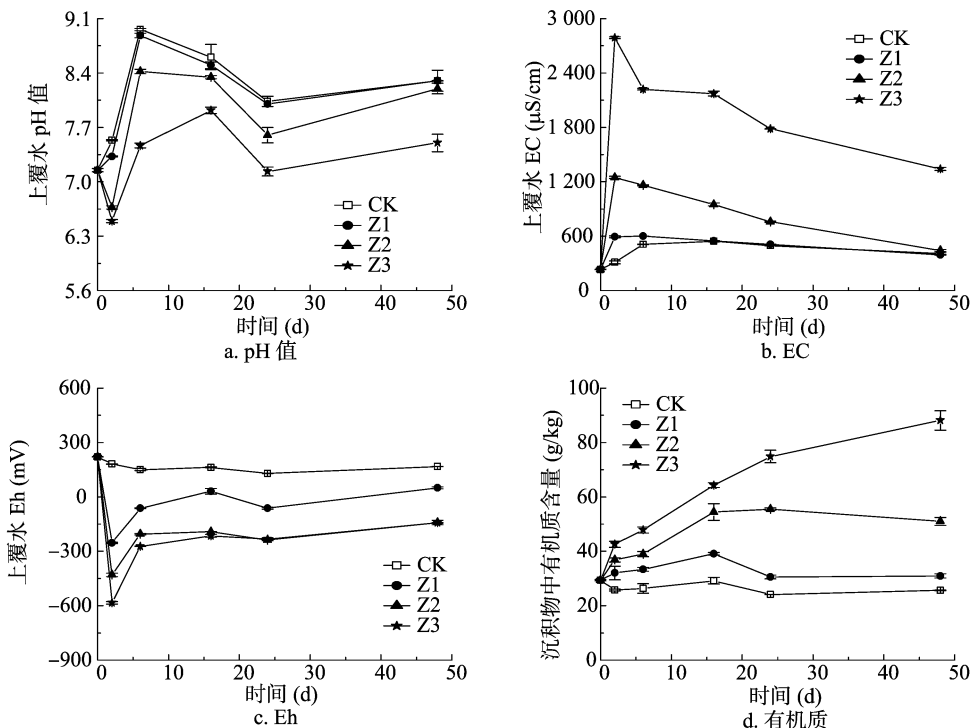
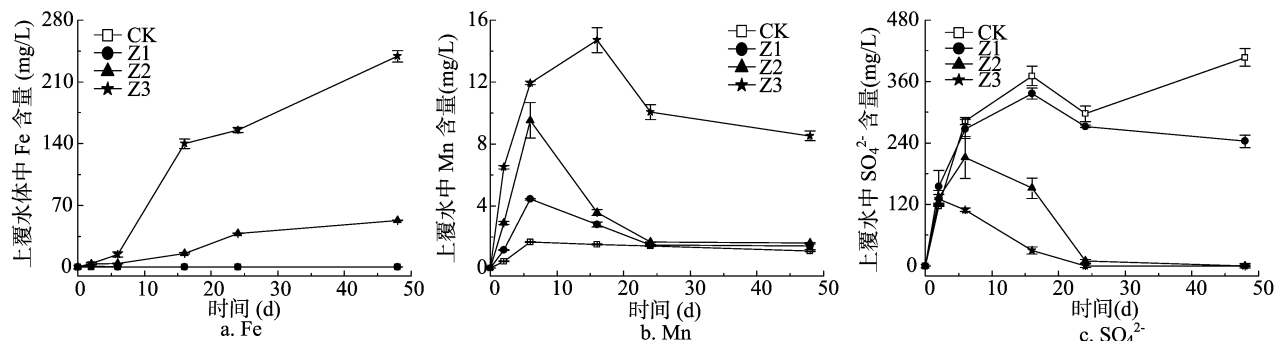


图1 pH 值、EC、Eh 及有机质含量随凋落物降解时间的变化

图2 Fe、Mn 和 SO_4^{2-} 含量随凋落物降解时间的变化

同时,在不同添加量的凋落物处理条件下,沉积物上覆水中 SO_4^{2-} 含量整体呈先增加后减小的变化趋势(图 2-c),且凋落物添加量越大,沉积物上覆水中的 SO_4^{2-} 含量越小;Z3、Z2 和 Z1 处理组沉积物上覆水中 SO_4^{2-} 含量分别在 2、6、16 d 上升到最大值,随着时间的延长,各凋落物处理组沉积物上覆水的 SO_4^{2-} 含量开始降低,到试验结束时,各凋落物处理组沉积物上覆水的 SO_4^{2-} 含量远远低于对照组,且 Z2、Z3 组沉积物上覆水中 SO_4^{2-} 含量不足 1 mg/L。

2.3 构树凋落物添加对沉积物中 Fe 形态分布变化的影响

对于各处理组沉积物中铁元素形态(图 3),含量最多的是残渣态,为 256 ~ 257 g/kg,且 Fe 形态含量顺序均为残渣态 > 可还原态 > 可氧化态 > 可交换态。凋落物的添加改变了沉积物中 Fe 的形态分布,即增加了沉积物中可交换态铁的含量,降低了沉积物中可还原态铁、可氧化态铁和残渣态铁的含量,且凋落物添加量越大,这种变化幅度越大。

此外,随着时间的延长,各处理组沉积物中可交换态铁含量不断增加(图 3-a),与对照组相比,Z1 组沉积物中可交换态铁含量变化不明显,Z2 组沉积物中可交换态铁含量明显增

加,Z3 组沉积物中可交换态铁含量变化最明显,试验结束时,Z3 组沉积物中可交换态铁含量达到了 1.59 g/kg,为 Z2 组的 2.4 倍;而可还原态铁含量则缓慢降低,在 48 d,CK、Z1、Z2 和 Z3 组沉积物中可还原态铁含量较试验初期分别降低了 5.76%、9.47%、10.78% 和 15.09%(图 3-b),可氧化态铁含量(除对照组 CK)均呈先降低(2 ~ 6 d)后增加(6 ~ 48 d)的变化趋势(图 3-c),残渣态铁的含量则无明显变化(图 3-d)。

2.4 构树凋落物添加对沉积物中 Mn 形态分布的影响

可还原态锰是各处理组沉积物中的主要存在形式,可交换态锰次之(占沉积物中 Mn 含量的 14.82% ~ 32.50%),可氧化态锰含量最低(图 4)。对于各处理组沉积物中锰元素,在添加凋落物后,可交换态锰含量增加,可还原态锰、可氧化态锰及残渣态锰含量则降低,且这种变化幅度随着凋落物添加量的增大而增大。

不同时间上沉积物中 Mn 形态的变化趋势不一样,在 0 ~ 48 d,各处理组沉积物中可交换态锰含量均呈先增加(0 ~ 6 d)后降低(6 ~ 48 d)的变化趋势(图 4-a),但 Z1、Z2 组沉积物中可交换态锰含量接近对照组水平,Z3 组沉积物中可交

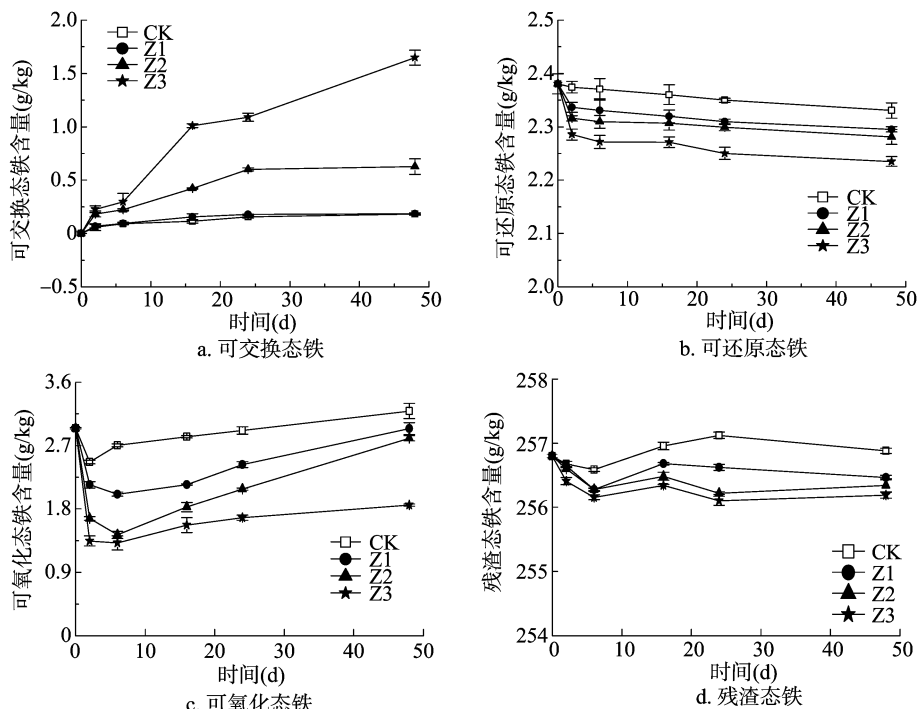


图3 凋落物降解期间沉积物中各形态 Fe 含量分布

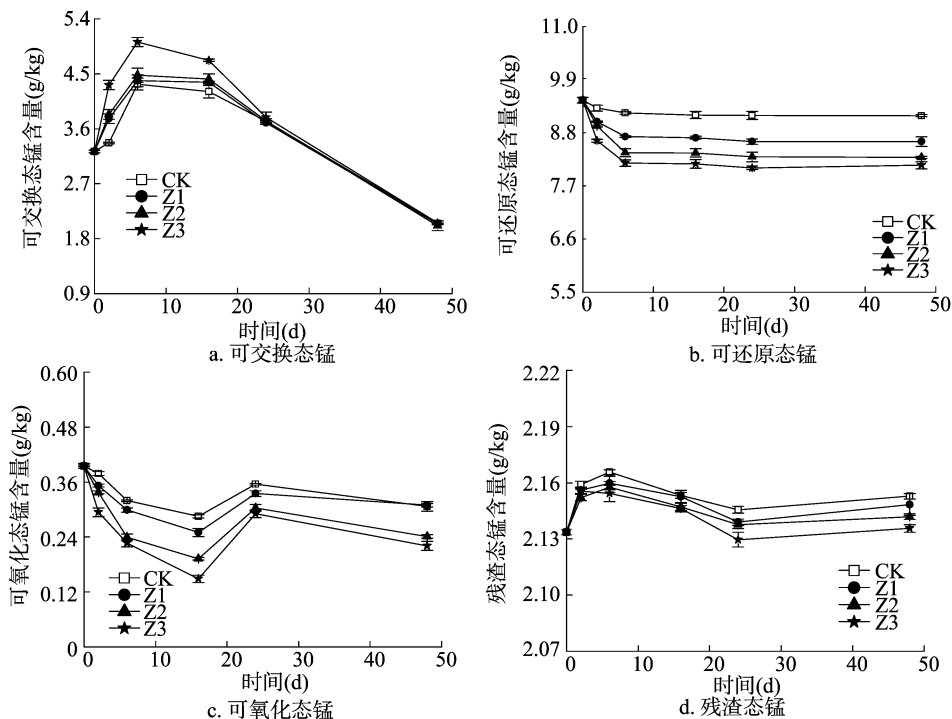


图4 凋落物降解期间沉积物中各形态 Mn 含量分布

换态锰含量增幅最大,且在 6 d 后,Z3 组沉积物中可交换态锰含量达 5.09 g/kg,较试验初期增加了 52.26%,分别是 Z1、Z2 组的 1.12、1.10 倍,而在 48 d 时,各处理组沉积物中可交换态锰含量近似相同;试验期间,各处理组沉积物中可还原态锰含量逐渐降低(图 4-b),在 48 d,CK、Z1、Z2 和 Z3 组沉积物中可还原态锰含量较试验初期分别降低了 3.12%、9.85%、13.15% 和 14.64%,可氧化态锰含量整体均呈先降低(0~16 d)后增加(16~24 d)再降低(24~48 d)的变化趋

势(图 4-c),而残渣态锰含量较稳定(图 4-d)。

3 讨论

通常,植物凋落物中的有机质经厌氧生物分解后会产生有机酸^[15],从而导致 Z1、Z2 和 Z3 组上覆水 pH 值在试验初期迅速降低(图 1-a),并在 2 d 后达最小值,分别为 7.15、6.67 和 6.49;试验期间,凋落物添加组上覆水 pH 值均低于对照组,可能是凋落物残体在微生物的作用下分解产生 CO₂,从而

使上覆水 pH 值有所下降^[15]。

电导率的大小能够反映溶液中含盐量的多少。在 0 ~ 2 d, 各处理组沉积物上覆水的 EC 快速增加(图 1-b), 说明植物凋落物分解会向上覆水快速释放大量的可溶性有机组分和无机盐;但在 2 ~ 48 d, 各处理组上覆水的 EC 逐渐下降, 这一方面可能与微生物固定营养物质和凋落物残留碎屑的吸附作用有关^[16-17], 另一方面可能是由于沉积物中的重金属在中性环境中易与上覆水中的 PO_4^{3-} 、 OH^- 反应形成难溶物沉淀^[18-19], 从而使水的 EC 降低。整个试验过程中, 凋落物添加组上覆水 EC 均高于对照组, 说明凋落物的添加可提高上覆水的含盐量。

据文献报道, 植物凋落物在分解初期经淋溶作用会释放大量的糖类、蛋白质等可溶性营养物质, 促进微生物的生长与繁殖, 从而消耗上覆水中的溶解氧^[15,20]。因此, 在 0 ~ 2 d, 凋落物添加组上覆水的 Eh 快速下降, 且在 2 d 后达到最低, 随后 Eh 缓慢增加, 但在试验结束时仍低于对照组(图 1-c), 这可能是因为凋落物中的木质素等难分解物质不断积累, 凋落物分解减缓, 释放出的碳源、氮源等营养物质不能满足微生物生命活动的需要, 从而抑制了其活性^[20-21]。

张远等对太湖典型区沉积物外源有机质贡献率的研究发现, 外源有机质的贡献率达 50% 左右^[10]。本试验发现, 凋落物添加组沉积物中有机质含量较对照组都有增加(图 1-d), 说明凋落物的分解能提高沉积物中有机质的含量。

张超莹等对水库沉积物中 Fe、Mn 释放的研究发现, 中、酸性环境会促进沉积物中的 Fe、Mn 释放, 且在厌氧条件下 Fe、Mn 释放更迅速^[19]。在添加凋落物后, 上覆水的 pH 值、Eh 降低, 而上覆水中的 Fe、Mn 含量增加, 研究结果与上述结论相符(图 2-a、图 2-b)。然而上覆水中 Fe 与 Mn 含量的变化趋势有所不同, Z1、Z2 和 Z3 组上覆水中 Fe 含量均呈先缓慢增加(0 ~ 6 d)后急剧增加(6 ~ 48 d)的趋势, 而上覆水中 Mn 含量在试验初期就迅速增加, 达到最大值后又开始降低。这可能是因为 Mn 的氧化还原电位比 Fe 高, 在凋落物分解过程中锰氧化物优先于铁氧化物充当氧化剂而被还原, 导致沉积物中 Mn 较早开始释放且含量优先于 Fe 达到峰值, 当释放到一定程度时, 释放于上覆水中的 Mn 含量因与其他溶出物发生络合、吸附凝聚、共沉淀等变化而降低^[19], 而上覆水中 Fe 含量持续上升, 可能是由于在富含有机质的条件下, 铁氧化物中的 Fe(Ⅲ)易被还原溶解成难以形成二次沉淀矿物的溶解态 Fe(Ⅱ), 从而使上覆水中铁含量逐渐增加^[22]。

Eh 直接影响着硫元素的价态。还原条件下, 硫酸根还原成硫化物, 形成大量金属硫化物, 而当 Eh 增加时, S^{2-} 被氧化, 重金属因硫化物被氧化而释放出来^[23-25]。在 0 ~ 48 d, 由于对照组 Eh 较高(氧化环境), 导致上覆水中 SO_4^{2-} 含量因硫化物被氧化而不断增加, 当添加凋落物后, Eh 明显降低(还原环境), 上覆水中的 SO_4^{2-} 因被还原而降低(图 2-c)。

大量研究表明, 当沉积物上覆水环境条件改变时, 重金属形态之间会通过各种物理、化学和生物过程发生迁移和转化^[24,26-27]。各处理组沉积物中铁元素各形态含量的分配模式为残渣态 > 可还原态 > 可氧化态 > 可交换态(图 3), 锰元素各形态含量的分配模式为可还原态 > 可交换态 > 残渣态 > 可氧化态(图 4)。构树凋落物的添加导致上覆水 pH 值、Eh

降低, 沉积物中有机质含量增加, 而在中性条件下可交换态重金属易被释放^[28], 在水体中 Eh 降低或水体严重缺氧条件下又会释放可还原态重金属^[29], 有机质的增加导致部分可氧化态重金属在微生物的作用下矿化分解后被释放进入上覆水^[28]。因此, 与对照组相比, 凋落物添加组沉积物中可交换态铁、可交换态锰含量增加, 可还原态铁与可氧化态铁、可还原态锰与可氧化态锰含量减少。在凋落物降解过程中, 可交换态锰含量在 6 d 后快速降低, 可能是因为释放于上覆水的 Mn^{2+} 与其他溶出物发生络合、共沉淀、吸附凝聚等变化^[19]; 可氧化态铁、可氧化态锰含量分别在 6 ~ 48、16 ~ 24 d 呈上升趋势, 可能是由于 SO_4^{2-} 被还原成 S^{2-} 后与重金属生成了难溶的金属硫化物^[23-25]; 沉积物中残渣态的铁、锰主要赋存于原生矿和次生矿的矿物晶格中, 稳定性极高^[30], 因此残渣态的铁、锰含量基本不变。

4 结论

构树凋落物作为外源有机质添加后, 降低了上覆水 pH 值、Eh, 增大了上覆水 EC 和沉积物有机质含量, 其变化幅度随着凋落物添加量的增加而加大。另外, 构树凋落物降解形成的还原环境, 使铁锰氧化物中的 Fe、Mn 被还原释放, 导致上覆水中铁、锰离子含量显著提高。

添加构树凋落物后, 提高了湿地沉积物中 Fe 和 Mn 的可交换态含量, 而沉积物中 Fe 和 Mn 的可还原态、可氧化态、残渣态含量均降低, 说明构树凋落物作为外源有机质添加后, 对湿地沉积物中的 Fe、Mn 具有强烈活化作用, 从而增加了环境风险。因此, 对于 AMD 处理工程结束后湿地周边的构树凋落物应进行科学合理的处理, 以免对湿地系统造成二次污染。

参考文献:

- [1] 姚选先, 王艺娟. 人工湿地在酸性矿山废水处理中的应用[J]. 湖南有色金属, 2005, 21(4): 26-29.
- [2] 牛望. 煤矿废水的湿地净化研究[D]. 武汉: 中国地质大学, 2009.
- [3] 周本军. 人工湿地在酸性矿山废水中的应用[J]. 江西化工, 2009(3): 18-20.
- [4] 周仲魁, 陈泽堂, 孙占学. 人工湿地在治理矿山废水中的应用[J]. 铀矿冶, 2008, 27(4): 202-205, 210.
- [5] 窦旭阳, 王威龙, 李超, 等. 人工湿地技术处理酸性矿井水研究[J]. 科技信息, 2010(2): 45.
- [6] 邵武, 宋岩, 王彩红. 人工湿地处理酸性矿井水的研究[J]. 环境工程, 2011, 29(5): 45-47.
- [7] 汤波. 潜流人工湿地处理矿山废水的实验研究[J]. 科学技术与工程, 2014, 14(13): 306-311.
- [8] 窦磊, 周永章, 蔡立梅, 等. 酸矿水中重金属人工湿地处理机理研究[J]. 环境科学与技术, 2006, 29(11): 109-111, 121.
- [9] 王书航, 王雯雯, 姜霞, 等. 蠡湖沉积物重金属形态及稳定性研究[J]. 环境科学, 2013, 34(9): 3562-3571.
- [10] 张远, 张彦, 于涛. 太湖典型湖区沉积物外源有机质贡献率研究[J]. 环境科学研究, 2011, 24(3): 251-258.
- [11] 林茂. 三峡库区消落区沉积物中磷和有机质分布及其相互影响[D]. 重庆: 重庆大学, 2010.
- [12] 吕金妹. 崇明东滩沉积物腐殖酸与重金属生物地球化学研究[D]. 上海: 华东师范大学, 2008.

沈生元,李海根. 蝇蛆对新鲜猪粪生物脱水的效果研究[J]. 江苏农业科学,2018,46(9):265-267.

doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2018.09.063

蝇蛆对新鲜猪粪生物脱水的效果研究

沈生元¹, 李海根²

(1. 江苏省苏州市吴江区农业技术推广中心,江苏苏州 215200; 2. 苏州绿盈农业发展有限公司,江苏苏州 215235)

摘要:通过工厂化试验研究接种 0.75% 蝇蛆对新鲜猪粪水分含量和部分养分性状的影响。结果表明,接种蝇蛆能够提高新鲜猪粪的温度,接种 6 d 后较对照处理高 8.7 ℃;能够明显降低新鲜猪粪的水分含量,接种 6 d 后猪粪的水分含量在 50% 左右;还提高了猪粪的 pH 值,降低了猪粪的 EC 值,减少了猪粪中水溶性有机碳含量,接种蝇蛆 6 d 后猪粪总氮含量较对照处理减少 21.9%。本研究结果可为在江苏省推广应用新鲜猪粪蝇蛆生物脱水技术提供借鉴。

关键词:蝇蛆;新鲜猪粪;生物脱水;堆肥;温度;水分;pH 值;电导率;养分含量

中图分类号: S141.4 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2018)09-0265-03

我国每年产生约 38 亿 t 畜禽粪污,堆肥化是处理畜禽粪便的主要方式,但是新鲜畜禽粪便水分含量高,难以满足直接堆肥的需求^[1]。目前我国主要通过螺旋挤压式固液分离机械设备实施脱水^[2],可以使粪便中的水分含量下降到 65% 左右,从而满足堆肥对水分的要求。但是分离出的液体一方面带走了畜禽粪便中可溶性的碳、氮、磷、钾等养分,另一方面还需要投资对这部分污水进行无害化处理,既损失了有机肥中的养分,又增加了企业的负担。也有企业采用干燥的麸糠粉、秸秆粉或生物炭等材料调节新鲜畜禽粪便水分含量^[3-4],1 t 新鲜的畜禽粪便需要添加 20% 左右的调水材料,企业需要在

作物收获季节大量收购、贮存作物秸秆,增加较多投入。朱开建等研究发现,蝇蛆处理猪粪的生态过程约需 3.5 d,明显短于自然熟化过程^[5];Zhu 等最新研究了通过 2 个阶段的猪粪堆肥实现了无填充剂堆肥^[6-7],发现接种蝇蛆的堆肥更快达到高温阶段和最后成熟期,第 2 阶段堆肥的温度保持约 55 ℃ 下 9 d,水分减少至约 40%,且 pH 值较高,解毒更快,一些微生物酶活动模式也不同。江苏省也有采用蝇蛆处理鸡粪的报道^[8],但用蝇蛆处理猪粪的报道还不多见。本研究通过在吴江区开展的工厂化试验,研究了接种 0.75% 蝇蛆对新鲜猪粪水分含量和养分的影响,以期为该技术在江苏省的推广提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验设计

试验于 2015 年 9 月在江苏省吴江区苏州绿盈农业发展

收稿日期:2016-12-05

基金项目:江苏省苏州市科技项目(编号:SNG201320)。

作者简介:沈生元(1964—),男,江苏吴江人,推广研究员,主要从事农业技术推广工作。E-mail:shenssyy@126.com。

[13] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京:中国农业科技出版社,2000:107-108.

[14] 张朝阳,彭平安,宋建中,等. 改进 BCR 法分析国家土壤标准物质中重金属化学形态[J]. 生态环境学报,2012,22(11):1881-1884.

[15] 曹 勋,韩睿明,章婷曦,等. 冬季水生植物分解过程及其对水质的影响研究[J]. 农业环境科学学报,2015(2):361-369.

[16] Longhi D, Bartoli M, Viaroli P. Decomposition of four macrophytes in wetland sediments: organic matter and nutrient decay and associated benthic processes[J]. Aquatic Botany, 2008, 89(3): 303-310.

[17] Byren B A, Davies B R. The influence of invertebrates on the breakdown of *Potamogeton pectinatus* L. in a coastal marina (Zandvlei, South Africa)[J]. Hydrobiologia, 1986, 137(2): 141-151.

[18] 俞振飞. 沉水植物衰亡对上覆水和沉积物之间磷含量再分配的影响[D]. 南京:南京师范大学,2012.

[19] 张超莹,郑西来,陈 蕾,等. 水库沉积物中 Fe、Mn 季节性释放的实验研究[J]. 水资源保护,2013,29(3):79-82,86.

[20] 张 菊,邓焕广,吴爱琴,等. 东平湖菹草腐烂分解及其对水环境的影响[J]. 环境科学学报,2013,33(9):2590-2596.

[21] 刘明国,苏芳莉,谭学仁,等. 不同间伐强度下天然次生林凋落物分解进程研究[J]. 土壤通报,2010,41(4):877-881.

[22] 张 磊,宋柳霆,郑晓笛,等. 溶解有机质与铁氧化物相互作用过程对重金属再迁移的影响[J]. 生态学杂志,2014,33(8): 2193-2198.

[23] 刘景春. 福建红树林湿地沉积物重金属的环境地球化学研究[D]. 厦门:厦门大学,2006.

[24] 张斌斌. 渭河关中段河床沉积物中重金属赋存形态分析[D]. 西安:长安大学,2012.

[25] 李永立. 中国东部近海表层沉积物金属元素赋存形态及粒级效应研究[D]. 青岛:中国海洋大学,2014.

[26] 张 彦. 太湖溶解性有机质对 Cu 的形态及生物有效性的影响[D]. 徐州:中国矿业大学,2013.

[27] 张又弛,唐晓达,罗文彦. 淹水还原条件下红壤中葡萄糖及腐殖酸对铁锰形态的影响[J]. 土壤学报,2014,(2):270-277.

[28] 李佳璐,姜 霞,王书航,等. 丹江口水库沉积物重金属形态分布特征及其迁移能力[J]. 中国环境科学,2016,36(4):1207-1217.

[29] 王 海,王春霞,王子健. 太湖表层沉积物中重金属的形态分析[J]. 环境化学,2002,21(5):430-435.

[30] 金相灿. 沉积物污染化学[M]. 北京:中国环境科学出版社,1992:376.