



文章栏目：固体废物处理与资源化

DOI 10.12030/j.cjee.202108117

中图分类号 X712

文献标识码 A

任胜男, 刘玲, 郭小平, 等. 不同调理剂对 2 种沉水植物好氧堆肥腐熟效果的影响[J]. 环境工程学报, 2021, 15(11): 3660-3668.

REN Shengnan, LIU Ling, GUO Xiaoping, et al. Effects of different conditioners on the maturity enhancement of two kinds of submerged plants composting[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2021, 15(11): 3660-3668.

不同调理剂对 2 种沉水植物好氧堆肥腐熟效果的影响

任胜男^{1,2}, 刘玲^{1,✉}, 郭小平², 王洪杰¹, 宋晖¹, 马原², 赵家楠¹

1. 河北大学生态环境学院, 保定 071002

2. 北京林业大学水土保持学院, 北京 100083

第一作者: 任胜男 (1996—), 女, 硕士研究生。研究方向: 固体废弃物资源化利用。E-mail: 18342847464@163.com

✉通信作者: 刘玲 (1988—), 女, 博士, 副研究员。研究方向: 生态修复、固体废弃物处理与资源化。E-mail: liuling@hbu.edu.cn

摘要 为探讨大型沉水植物资源化利用的新途径, 防止二次污染, 以白洋淀较为丰富的沉水植物为原料, 选择湿地底泥、生物炭和微生物菌剂为调理剂进行堆肥实验, 共设置 6 个处理组及 2 个对照组, 以研究不同调理剂对沉水植物好氧堆肥腐熟效果的影响。结果表明, 同时添加湿地底泥和生物炭的 2 个处理组能明显加快堆肥进程, 温度可迅速升高到 54.8 和 54.4 °C, 且高温持续时间更长; 添加自制微生物菌剂处理组的有机质消耗率和全氮增长率显著高于添加复合微生物菌剂的处理组, 添加生物炭和湿地底泥处理组堆肥产品的腐殖化指数(HA/FA)更高; 半纤维素、纤维素和木质素的最大降解率分别为 43.94%、26.92% 和 13.54%; 堆肥结束时, 所有处理的种子发芽指数均大于 100%。自制微生物菌剂能显著影响碳、氮的转化进程; 而生物炭能更能促进堆肥形成稳定的腐殖质, 其腐熟效果较湿地底泥也更加显著。

关键词 沉水植物; 好氧堆肥; 湿地底泥; 生物炭; 微生物菌剂

白洋淀为华北平原最大的半封闭式浅水湖泊, 淀区物种丰富, 多数水域大型水生植物覆盖度为 60% 左右。经调查, 白洋淀共有水生植物 39 种, 隶属于 19 科 30 属, 其中分布面积较广的优势群落有芦苇群落、狭叶香蒲群落、金鱼藻群落等^[1]。水生植物构成了白洋淀湿地独特的环境生态, 然而由于收割不及时、管护不到位, 湿地水生植被残体在水中大量堆积、腐烂, 导致水体溶解氧降低、透明度减少^[2], 水体恶臭, 氮、磷等有机物浓度升高, 并释放多种硫化物(硫醇、甲硫醚、二甲基二硫醚等), 引发生态灾害^[3]。沈爱春等^[4]在太湖进行的原位实验发现, 蓝藻的集聚死亡会导致水体的溶解氧降低, 水体营养盐含量迅速增加, TN 和 NH₄⁺-N 的浓度可增加 16 倍和 48 倍; 胡红伟等^[5]以白龟湖湿地优势植物菖蒲和芦苇为研究对象, 证实倒伏腐解初期水体 NH₄⁺-N、TP、COD 浓度都急剧升高, 并对沉积物理化性质有较大影响。藕翔等^[6]的研究表明, 沉水植物苦草在腐解期间水体 pH 会上升, 而在腐解初期会急剧耗氧, 使水质恶化。因此, 开展相关探索并选

收稿日期: 2021-08-27; 录用日期: 2021-11-08

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2018ZX07110003); 河北大学高层次人才科研启动项目(521000981281)

择合适的技术治理水生植物残体堆积、腐烂造成的问题,是当前迫切需要研究的课题。

好氧堆肥是固体废弃物资源化处理的有效技术之一,已在沉水植物“减量化、无害化”处理方面有诸多应用^[7]。沉水植物与非沉水植物相比,具有氮、磷、钾等营养元素丰富、含水量高、C/N低等特点。程花等^[8]通过分析马来眼子菜、金鱼藻等6种沉水植物的理化性质,证实了沉水植物堆肥的可行性。王亚等^[9]以麦秸和树叶为辅料,提高了沉水植物堆肥的腐熟度。陆伟东等^[10]利用水葫芦与猪粪混合堆肥,王丽芬等^[11]利用水葫芦与污泥混合堆肥,均取得了满意的堆肥效果。王亚梅^[12]的研究结果表明,生物炭的添加可显著提高猪粪堆肥的腐熟度。有研究表明,在有机废弃物堆肥中添加生物质炭可提高堆体温度,延长堆肥高温持续的时间,减少氮素损失^[13]。卢妙^[14]证实了秸秆-污泥基生物炭的添加有利于污泥堆肥,同时在制备生物炭的过程中消耗了大量污泥,可更大程度的使脱水污泥减量化及无害化。NIGUSSIE等^[15]通过荟萃分析发现,微生物菌剂对堆肥总氮(+30%)、总磷(+46%)、C/N(-31%)、腐殖化指数(+60%)和种子发芽指数(+28%)等堆肥腐熟指标均有明显的积极作用。张秧等^[16]的研究表明,在小麦秸秆中添加微生物菌剂对腐殖质的形成有一定的促进作用。以上研究已证实,好氧堆肥是沉水植物利用的有效途径,生物炭、湿地底泥和微生物菌剂作为调理剂均可促进堆肥进程、提高堆肥品质,但以上调理剂对沉水植物堆肥腐熟的影响有待进一步研究。

本研究以白洋淀湿地大型沉水植物(金鱼藻和马来眼子菜)为研究对象,以生物炭、湿地底泥和微生物菌剂为调理剂,通过对比不同调理剂处理下好氧堆肥各处理组的理化及生物学指标,探明不同调理剂对堆肥腐熟效果的影响,提出沉水植物堆肥腐熟的科学调控方法,以期改善白洋淀水体环境和沉水植物的资源化利用方式提供新思路。

1 材料与方法

1.1 供试材料

本实验沉水植物(金鱼藻和马来眼子菜)和湿地底泥在白洋淀打捞获取;干鸡粪和尿素用来调节堆肥碳氮比(C/N);生物炭为SC-101型秸秆生物炭;发芽实验选择紫穗槐种子;复合微生物菌剂含有乳酸菌、酵母菌等微生物菌群,EM菌种含有双歧菌、乳酸菌、芽孢杆菌等微生物菌群。

本实验自制微生物菌剂的培养方法为:将500g红糖溶于含有9L蒸馏水的塑料桶中,取2.5gEM菌种加入塑料桶,并混合均匀,将塑料桶密封好后置于32℃的气候箱中培养7d,即可得到菌剂原液,将原液与蒸馏水按1:10稀释后即可得到所需菌剂。堆肥原料性质见表1。

1.2 实验设计和取样

本研究实验于2021年2月23日至3月30日

在雄安生态环境研究院实验室进行。将沉水植物风干粉碎成1cm左右的小段,置于120℃、1.5kPa的高温灭菌锅中灭菌20min,用干鸡粪和尿素调节沉水植物的C/N为28~30,湿地底泥和生物炭的添加量分别为物料总干重的10%和2%,保持堆体水分含量为65%左右。将原料置于32cm×22cm×16cm的发酵盒中,并排列在温度50℃、湿度为65%的气候箱中进行高温发酵^[17-18]。实验容器为耐高温的PP环保发酵盒,覆盖带孔的塑料薄膜,以降低水分蒸发速率。同时,根据堆体温度、水分的变化情况,在堆肥开始后每6d翻堆1次并补充菌剂。在起堆的第0、6、12、18、24、30、36d采用“五点取样法”取样,即分别在堆体的前、后、左、右及中心采集样品200g,并均匀混合,一

表 1 堆肥原料特征参数
Table 1 Characteristic parameters of composting raw material %

供试材料	总有机质	全氮	半纤维素	纤维素	木质素
沉水植物	84.62	1.33	15.8	29.2	8.9
干鸡粪	63.11	3.62	—	—	—
堆肥物料	76.36	2.69	7.62	15.9	4.88

注:堆肥物料为沉水植物(金鱼藻:马来眼子菜=1:1)与干鸡粪按一定比例混合。

部分做风干处理用于理化指标测定，一部分常温存放用于测定种子发芽指数。

本实验共设计8个处理组，实验周期为36 d，各处理组设计见表2。

1.3 测定指标与方法

每天在固定时间测定堆肥上、中、下的温度，并取均值作为该堆体的温度；采用外加热法测定有机质；采用凯氏定氮法测定全氮；用pH/EC仪测定pH和EC值^[19]；半纤维素、纤维素、木质素的测定采用Van Soest洗涤法^[20]；富里酸和胡敏酸的测定参考NY/T 1971-2010《水溶肥料腐植酸含量的测定》^[21]；将鲜样与蒸馏水按1:10(g:mL)混合震荡2 h，浸提后在25℃的恒温箱内培养紫穗槐种子，48 h后记录发芽个数及根长，计算种子发芽指数。

2 结果与讨论

2.1 不同处理堆肥的温度变化

温度是堆肥工艺比较常用的物理评价指标之一，在堆肥过程中温度是影响微生物活动和堆肥工艺过程的关键因素。从图1可以看出，本实验8个处理组的温度变化趋势大致相同，主要可分为升温期、高温期、降温腐熟期^[22-23]。在起堆的3~9 d，温度迅速升高且均达到最大值。这说明堆体具有良好的碳氮比、孔隙度等发酵条件，嗜热微生物分解有机物产生大量热量和气体并迅速繁殖，使得堆体迅速达到高温期。随后，温度总体呈现波动下降，并逐渐稳定。堆体最高温度为53.1~54.8℃，其可能的原因是，高温堆肥前期有机酸、无机酸含量升高较快，部分嗜温微生物活性受阻，数量减少，嗜热微生物成为整个堆肥过程中的优势菌种^[24]。C组和H组堆肥平均温度的组间排序分别为：SB-H>S-H>B-H>CK-H、SB-C>B-C>S-C>CK-C。自制微生物菌剂较复合微生物菌剂含有更多、更有效的活性微生物，这导致喷洒自制微生物菌剂处理组的平均温度均高于其他处理组。没有添加生物炭和湿地底泥的对照组均为组内最低温度，由此说明，添加湿地底泥和生物炭的处理组也对促进堆体升温有一定的效果。在堆肥24 d左右，部分处理组堆体温度有小幅度的升高。其可能的原因为：翻堆和微生物菌剂补充的作用，高温好氧微生物再次繁殖，剩余的难分解纤维素类大分子物质开始被缓慢消耗，堆体内未分解完全的物质进行二次反应发酵。随后，堆体温度逐渐降低并趋于稳定，预示着堆肥过程结束。

2.2 不同处理对堆肥pH、EC的影响

图2(a)表明，不同处理堆肥的pH均呈现出先升高后降低的趋势，堆肥结束时，pH均在7.55~7.81，这符合高温堆肥产品腐熟的pH标准^[25]。在0~6 d的反应过程中，微生物降解

表2 实验因素水平表

Table 2 Standard table of experimental

处理组别	湿地底泥/%	生物炭/%	菌剂类型
CK-C	0	0	复合微生物菌剂
S-C	10	0	复合微生物菌剂
B-C	0	2	复合微生物菌剂
SB-C	10	2	复合微生物菌剂
CK-H	0	0	自制微生物菌剂
S-H	10	0	自制微生物菌剂
B-H	0	2	自制微生物菌剂
SB-H	10	2	自制微生物菌剂

注：CK为对照组，S代表湿地底泥，B代表生物炭，SB代表湿地底泥+生物炭，C代表复合微生物菌剂，H代表自制微生物菌剂。

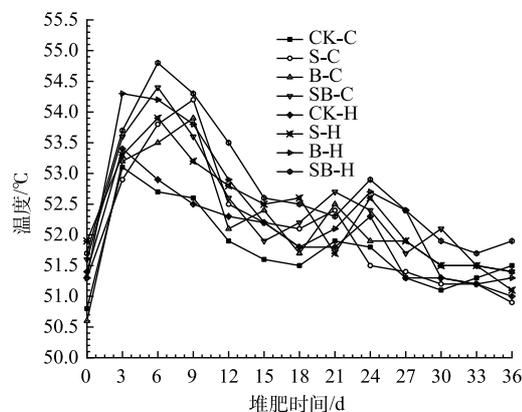


图1 不同处理堆肥过程中温度的变化

Fig. 1 Changes in temperature during composting in different treatments

含氮有机物发生氨化作用, 产生大量的 $\text{NH}_4\text{-N}$, 堆体温度较高, 嗜热微生物代谢蛋白质, 导致氨氮的不断产生, 使得 pH 持续升高。而在 6~12 d 的反应过程中, 不同堆肥处理组 pH 均达到了最大值 8.15~8.55。通过对比相同添加剂、不同微生物菌剂的处理组可看出, 自制微生物菌剂较复合微生物菌剂更能促进堆肥过程中的氨化作用, 对有机物质的利用更充分, 从而产生更多的 NH_4^+ , 使得 pH 高于其他处理组。同时, 生物炭具有多孔结构、比表面积高的特点, 能使更多的 NH_3 吸附在堆体中, 其表面丰富的羧基和酚羟基等酸性官能团可与 NH_4^+ 结合。因此, B-C 处理组的 pH 略高于 S-C 处理组和 SB-C 处理组。在 12~36 d 的反应过程中, 不同处理堆肥均趋近于腐熟, 堆体孔隙度与起堆时相比有所降低, 大量的有机质转变成成为小分子的有机酸并逐渐积累, 使得 pH 降低并趋于稳定^[26-27]。

电导率 (EC) 主要反映堆体中存在的可溶性盐的浓度, 可作为判定堆肥是否限制作物生长的指标。当 EC 值小于 $9.0 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ 时, 可认为对种子发芽没有抑制作用; 当 EC 值小于 $4.0 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ 时, 才能施用于土壤中, 并且不会对植物产生抑制作用^[28]。如图 2(b) 所示, 不同处理的 EC 值在堆肥的初始阶段都有增加。造成这种趋势的原因是: 部分有机物质在堆肥初期被降解成具有可溶性的小分子物质, 如铵盐、磷酸盐、小分子有机酸和其他溶解的有机物等, 随着堆肥反应的进行, 由于有机酸的降解、腐殖质的形成以及 NH_3 、 CO_2 的排放等因素, 不同处理的 EC 值均略有下降并趋于稳定。堆肥结束时, 各处理的 EC 值为 2.74(S-H)~3.36(CK-C)。这说明 S-H 处理组的堆肥产品对植物的毒害作用最小, CK-C 处理组可能会对植物种子产生渗透压胁迫, 对植物生长起到一定的抑制作用。综上所述, 本实验的所有处理均可排除盐害的影响。

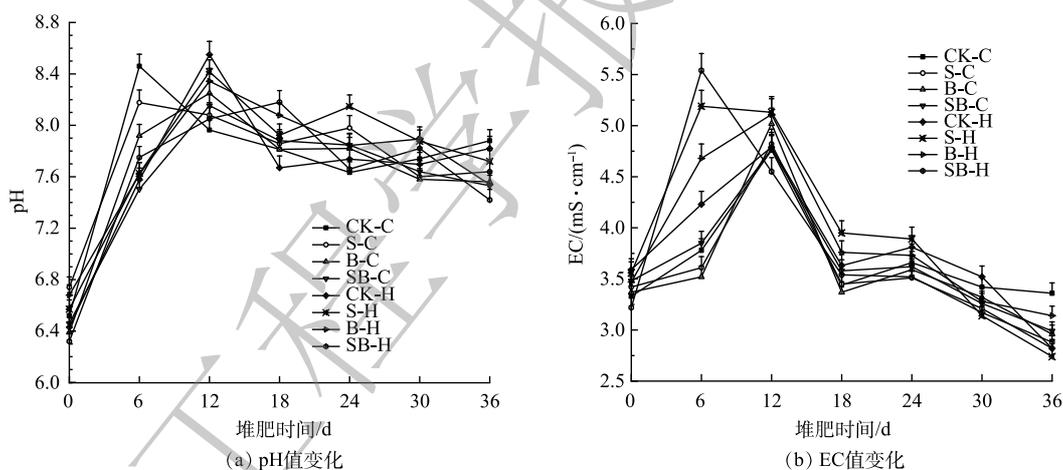


图 2 不同处理堆肥过程中 pH 和 EC 值的变化

Fig. 2 Changes in pH and EC during composting in different treatments

2.3 不同处理对堆肥碳、氮含量的影响

图 3(a) 和图 3(b) 为堆肥过程中总有机质 (TOM) 和全氮 (TN) 的质量分数变化情况。TOM 是堆肥过程中主要损失的物质, 是堆肥进程中微生物进行生物化学反应的有效底物^[29], 在堆肥过程中呈现出逐渐降低的趋势。固体有机物通过微生物的代谢活动形成更容易被微生物利用的溶解性有机物 (DOM), 随着堆肥反应的进行, 小分子有机物重组形成具有稳定结构的腐殖质^[30]。在 0~12 d 的反应过程中, TOM 质量分数降低明显。其可能的原因是: 堆肥初期微生物活动旺盛, TOM 以 CO_2 、 CH_4 、热量等形式快速损耗降解。不同处理由于物料有机碳组分不同造成有机质降解率差异显著。第 36 天时, SB-H 和 SB-C 处理组的 TOM 降解率分别为 25.51% 和 21.68%, 均大于添加相同菌剂的其他处理, 这说明湿地底泥和生物炭的协同作用更有利于 TOM 的分解利用。对比 B-H 处理组与 S-H 处理组、B-C 处理组与 S-C 处理组的 TOM 含量可知, 生物炭对促进堆体 TOM 损耗转化

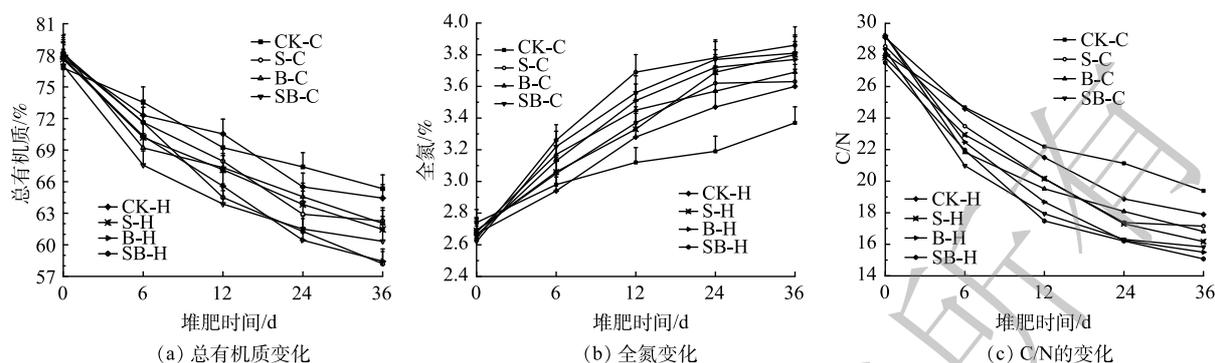


图3 不同处理堆肥过程中总有机质、全氮和C/N的变化

Fig. 3 Changes in organic matter, Total nitrogen and C/N during composting in different treatments

的作用大于湿地底泥。堆肥结束时，TOM质量分数均在45%以上，符合有机肥料标准^[20]。在堆肥进程中一直伴随着氮素的损失^[31]，氮素在发酵过程中会不断进行氨化作用、硝化作用、反硝化作用和固氮作用等，随着堆肥时间的推移、堆体体积的减小TN质量分数总体呈现上升的趋势。堆肥前期，TN质量分数明显上升。其可能的原因是：前期缩堆现象明显，湿地底泥的添加为反应提供了部分氮源，生物炭的作用减少了氮素的损失。当堆肥结束时，各处理的TN质量分数增加了22.99%~41.73%。堆体碳氮比是判断堆体是否腐熟的重要指标，当堆体C/N<20时，可认为堆肥已腐熟^[32]。如图3(c)所示，本实验中，所有处理在堆肥结束时C/N均在15.08~19.39，都已达到腐熟条件。

2.4 不同处理对堆肥HA、FA和HA/FA的影响

腐殖质(HS)主要由胡敏酸(HA)和富里酸(FA)组成，它不仅是堆肥的重要产物，也是评价堆肥质量的重要指标^[33]。HA是指能够溶于碱溶液而不能在酸溶液中被溶解的腐殖质物质，在土壤养分的保持以及土壤团粒结构的形成过程中发挥着重要作用^[34]。从图4(a)中可以看出，HA的质量分数整体呈波动上升趋势。堆肥结束时，各处理堆肥HA的质量分数总体上差别不大，基本稳定在4.82%~5.86%。其中，SB-C处理组的HA质量分数由初始的3.16%到堆肥结束时的5.73%，增长率最高达75.23%，除S-C处理组(47.00%)外的HA增长率均在50%以上。图4(b)为FA的质量分数变化情况。从图4(b)可以看出，FA因其较小的相对分子质量、较简单的结构特点，随着堆体中微生物的大量繁殖，原料中的FA被微生物大量分解，堆体在微生物作用下分解合成FA的速率与其矿化或聚合成HA的速率的动态变化影响着FA含量的动态变化。堆肥结束时，各处理的FA含量为2.41%~2.66%，与初始质量分数相比减少幅度表现为：SB-H>S-C>B-H>S-H>B-C>SB-C>CK-H>CK-H。

HA/FA是用来评价最终堆肥成熟度的指标之一，该指数越高表示产品越稳定。一般认为，HA/FA

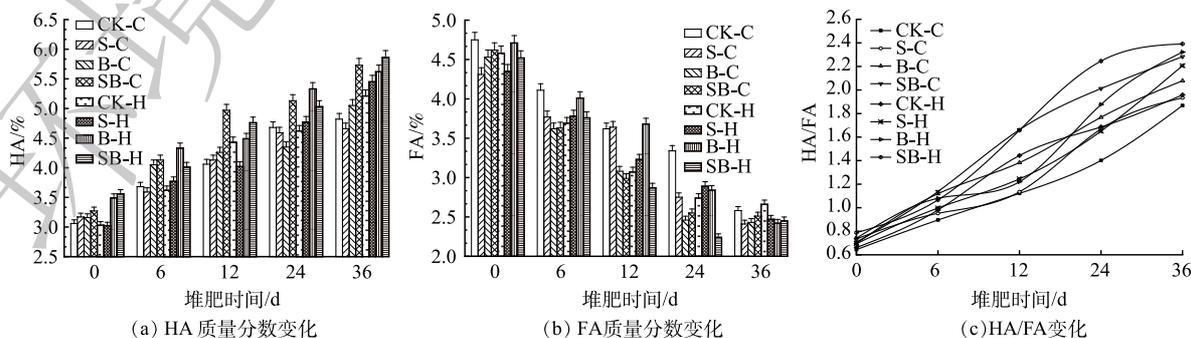


图4 不同处理堆肥HA、FA和HA/FA的变化

Fig. 4 Changes of HA, FA and HA/FA during composting in different treatments

大于 1.9 时, 可视为堆肥已完全腐熟, 因此, 分析腐殖化指数对确定堆肥成熟度至关重要^[35]。HA 和 FA 在堆肥过程中可以相互转化, 在微生物的作用下, 大量新的稳定的 HA 分子逐渐被合成, 而分子量小、结构简单、不稳定的 FA 则逐渐被分解。因此, 如图 4(c) 所示, 随着堆肥化过程的推进, 各处理 HA/FA 呈上升趋势。这一趋势与 REN 等^[36]的研究结果一致。本堆肥实验结束时, HA/FA 的值为 1.23~1.54, 腐殖化最高的 4 个处理组是 SB-H、B-H、SB-C、S-H。这表明, 在堆体中添加湿地底泥、生物炭和微生物菌剂, 均能够促进沉水植物堆肥的腐殖化和聚合化, 生物炭的微孔结构为微生物提供了更多的生长繁殖空间^[37], 湿地底泥能显著增加堆体的微生物多样性及丰度, 自制微生物菌剂的添加有效促进了难降解化合物的降解, 添加剂间的协同作用能够有效促进 HA 的形成和 FA 的降解, 逐渐产生复杂的 HS, 进而提高堆体的腐殖化程度^[38]。

2.5 不同处理堆肥对种子发芽指数的影响

发芽指数 (GI) 是堆肥腐熟度评价生物学指标之一, 该指数既考虑了种子的发芽率, 也考虑了毒性物质对种子生根的影响。当 GI 大于 80% 时, 证明堆肥已基本达到腐熟状态; 当 GI 大于 100% 时, 可认为堆肥产物对种子生长发挥了积极作用^[39]。如图 5 所示, 堆肥初期由于产生了大量的有毒物质, 铵态氮浓度过高会抑制种子萌发, 不同处理的种子发芽指数在 60% 左右。经过 36 d 的堆肥腐熟, 所有处理的发芽指数均有较大幅度的提升, 发芽指数为 104.00%~116.57%, 各组的排序为: SB-H>SB-C>B-H>B-C>S-H>S-C>CK-H>CK-H。对比相同添加剂下不同微生物菌剂的作用可知, 自制微生物菌剂的堆肥处理较之复合微生物菌剂更能促进种子发芽和根系生长; 添加生物炭及其联用实验组发芽指数更具优势, 湿地底泥和生物炭协同作用下的堆肥处理种子发芽指数最高, 同时生物炭的积极作用大于湿地底泥。

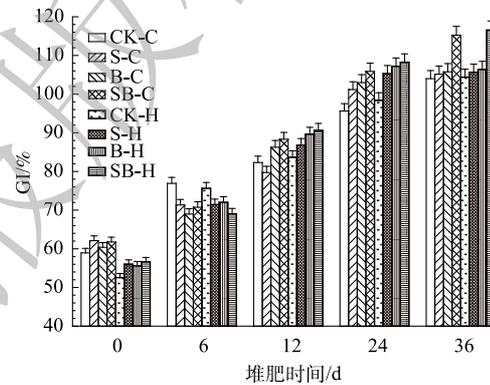


图 5 不同处理堆肥 GI 值的变化

Fig. 5 Changes of seed germination index during composting in different treatments

2.6 不同处理对堆肥木质纤维素含量的影响

木质纤维素是构成植物的主体部分, 其结构复杂较难降解, 通常大量存在于生活垃圾和农业废物中。纤维素的降解直接影响着堆肥的腐殖化过程, 也是限制堆肥周期的关键因素^[40]。木质纤维素中的半纤维素是最易被降解的。如图 6(a) 所示, 半纤维素质量分数总体呈现出波动下降的趋势。在堆肥初期, 半纤维素作为易被降解的有机物优先成为碳源。在 6 d 的反应过程中, 部分半纤维素的降解率均达到 50% 左右。在 6~24 d 反应过程中, 半纤维素质量分数增加。其可能的原因是半纤维素的消耗速率降低, 其他有机质被消耗降解, 堆体总质量减小。在 24~36 d 反应过程中, 由于微生物菌剂的补充, 微生物活动旺盛, 堆体中的半纤维素再次加速消耗, 使得堆肥后期半纤维素质量分数有小幅度的下降。堆肥结束时, 各处理的半纤维素降解率为 27.45%~43.94%, 各处理的排序为: SB-H>B-H>SB-C>B-C>S-C>S-H>CK-H>CK-H。添加湿地底泥和生物炭的处理均对半纤维素有较高的降解率, 在添加相同微生物菌剂的处理组中, 添加生物炭处理的半纤维素降解率均高于添加湿地底泥的处理, 且都高于对照组。

如图 6(b) 所示, 纤维素质量分数的变化趋势与半纤维素相似。经过 36 d 的堆肥, 各处理纤维素的降解率基本稳定在 17.07%~26.92%。纤维素是植物残体中最丰富的部分, 相比于半纤维素较难降解^[41]。堆肥结束时, 各处理纤维素的降解率为 17.07%~26.92%, 各处理的排序为: CK-H>CK-

H>S-C>S-H>B-C>SB-C>B-H>SB-H。该降解率趋势与半纤维素的降解率相反。可能的原因为：1) 有效微生物通过合成纤维素酶来降解堆体中的纤维素，微生物菌剂与湿地底泥和生物炭的协同作用并不能起到促进纤维素酶合成的作用，湿地底泥和生物炭对堆体纤维素的降解没有明显的积极作用，导致处理组较对照组对纤维素的降解较差；2) 由于堆肥反应的复杂性，不同处理堆体总质量的不均匀减小导致纤维素的绝对含量呈现此趋势。

如图6(c)所示，木质素的质量分数呈现出先增加后降低的趋势。堆肥前期木质素的质量分数变大，可能的原因是，木质素不含有易水解而重复的单元，是微生物最难降解的部分^[42]。在堆肥反应中，微生物优先分解消耗结构相对简单、易分解的有机物，与纤维素的降解相比，木质素的降解主要集中在堆肥腐熟阶段；堆肥结束时，各处理木质素的降解率为10.86%~13.54%。SB-C处理组木质素降解率(13.54%)显著高于对照组CK-C(11.45%)，这说明生物炭和湿地底泥在沉水植物腐熟过程中对木质素的降解有促进作用。对比B-H与S-H处理组、B-C与S-C处理组的木质素含量可知，湿地底泥对堆肥过程中木质素降解的促进作用大于生物炭。其可能的原因是，生物炭虽然为微生物的生长繁殖营造了一个相对适宜的环境，但湿地底泥具有更丰富的微生物群落及数量，微生物活动更加旺盛，产生更多益于木质素分解的酶。

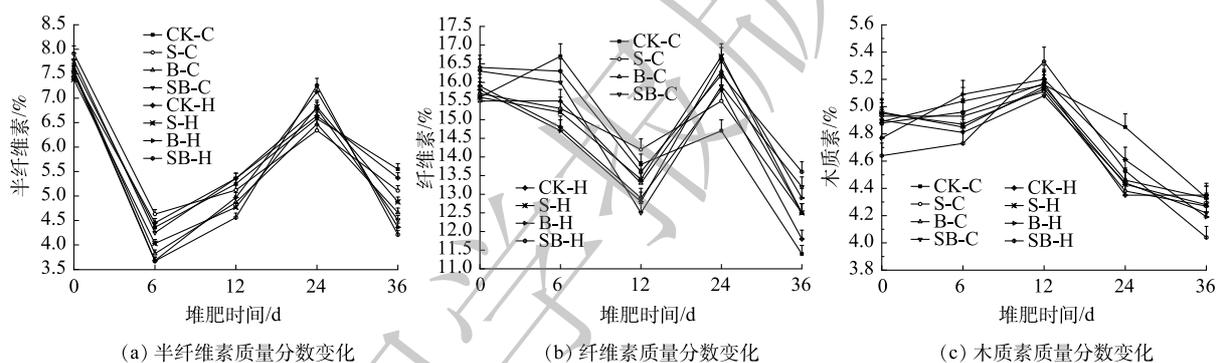


图6 不同处理堆肥纤维素、半纤维素和木质素的质量分数变化

Fig. 6 Changes in relative contents of cellulose, hemicellulose and lignin in compost with different treatments

3 结论

1) 在沉水植物堆肥时，将生物炭和湿地底泥作为调理剂可使堆体迅速升温并延长高温持续时间，从而促进沉水植物堆肥中碳、氮转化循环过程，提高腐殖质含量。

2) 生物炭较湿地底泥更能促进堆肥 C/N 下降，提高种子发芽指数；生物炭和湿地底泥的协同作用可显著提高沉水植物好氧堆肥进程、优化堆肥的理化性质。

3) 自制微生物菌剂为堆体提供了更有效的微生物种群，可促进木质纤维素降解酶的合成，提高木质纤维素的生物降解率，加速腐殖质的形成，从而易形成更稳定、更高效的堆肥产品。

参考文献

- [1] 郑志鑫, 陈雪, 罗雪晶, 等. 白洋淀湿地种子植物资源调查分析[J]. 河北大学学报(自然科学版), 2017, 37(4): 440-448.
- [2] 孙淑云, 古小治, 张启超, 等. 水草腐烂引发的黑臭水体应急处置技术研究[J]. 湖泊科学, 2016, 28(3): 485-493.
- [3] LELOUP J, LOY A, KNAB N J, et al. Diversity and abundance of sulfate-reducing microorganisms in the sulfate and methane zones of a marine sediment, Black Sea[J]. *Environmental Microbiology*, 2007, 9(1): 131-142.
- [4] 沈爱春, 徐兆安, 吴东浩. 蓝藻大量堆积、死亡与黑水团形成的关系[J]. 水生态学杂志, 2012, 33(3): 68-72.
- [5] 胡红伟, 扶咏梅, 刘盼, 等. 挺水植物残体腐解对白鹤湖湿地沉积物理化性质的影响[J]. 河南理工大学学报(自然科学版), 2020, 39(5): 36-

- 42.
- [6] 藕翔, 崔康平, 汤海燕, 等. 不同水环境下苦草腐解对水质的影响[J]. 环境科学研究, 2017, 30(10): 1553-1560.
- [7] 王霄, 徐素, 詹俊, 等. 农村有机固废两段式好氧协同堆肥效果分析[J]. 环境工程学报, 2021, 15(5): 1708-1715.
- [8] 程花, 张红星, 闫晖敏, 等. 沉水植物堆肥可行性研究[J]. 安徽农业科学, 2015, 43(29): 258-259.
- [9] 王亚, 李子富, 冯瑞, 等. 沉水植物与 2 种不同辅料混合好氧堆肥[J]. 环境工程学报, 2017, 11(6): 3759-3766.
- [10] 陆伟东, 冯煊豪, 钟俊云. 水葫芦与猪粪好氧厌氧交替堆肥特征研究[J]. 韶关学院学报, 2014, 35(4): 46-50.
- [11] 王丽芬, 邓辅唐, 孙珮石, 等. 水葫芦渣与污泥混合好氧堆肥试验研究[J]. 资源环境与节能减灾, 2012(1): 117-119.
- [12] 王亚梅. 生物炭对猪粪堆肥腐熟度及重金属钝化效果的影响[D]. 阿拉尔: 塔里木大学, 2021.
- [13] 徐路魏, 王旭东. 生物质炭对蔬菜废弃物堆肥化过程氮素转化的影响[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(6): 1160-1166.
- [14] 卢妙. 调理剂对污泥堆肥的影响研究[D]. 广州: 华南理工大学, 2018.
- [15] NIGUSSIE A, DUME B, AHMED M, et al. Effect of microbial inoculation on nutrient turnover and lignocellulose degradation during composting: A meta-analysis[J]. Waste Management, 2021, 125: 220-234.
- [16] 张秧, 艾为党, 靳向丹, 等. 3 种菌剂对小麦秸秆好氧堆肥降解效果比较[J]. 环境工程学报, 2021, 15(2): 709-716.
- [17] 席北斗, 李英军, 刘鸿亮, 等. 温度对生活垃圾堆肥效率的影响[J]. 环境污染治理技术与设备, 2005, 6(7): 33-36.
- [18] 石文军, 杨朝晖, 肖勇, 等. 全程高温好氧堆肥快速降解城市生活垃圾[J]. 环境科学学报, 2009, 29(10): 2126-2133.
- [19] 李磊, 王淑琦, 郭小平, 等. 初始粒径和外源添加剂对绿化废弃物堆肥腐熟效果的影响[J]. 环境工程学报, 2020, 14(10): 2804-2812.
- [20] 张园, 耿春女, 何承文, 等. 堆肥过程中有机质和微生物群落的动态变化[J]. 生态环境学报, 2011, 20(11): 1745-1752.
- [21] 中华人民共和国农业部. 水溶肥料腐植酸含量的测定: NY/T 1971-2010[S]. 北京: 中国标准出版社, 2010.
- [22] 张建华, 田光明, 姚静华, 等. 不同调理剂对猪粪好氧堆肥效果的影响[J]. 水土保持学报, 2012, 26(3): 131-135.
- [23] CHANG R X, LI Y M, CHEN Q, et al. Comparing the effects of three in situ methods on nitrogen loss control, temperature dynamics and maturity during composting of agricultural wastes with a stage of temperatures over 70 °C[J]. Journal of Environmental Management, 2019, 230: 119-127.
- [24] 蒋志伟. 赤泥对堆肥中木质纤维素降解和腐殖质形成及功能微生物群落演替的影响[D]. 南宁: 广西大学, 2020.
- [25] 中华人民共和国农业部. 有机肥料: NY 525-2012[S]. 北京: 中国标准出版社, 2012.
- [26] 谢胜禹, 余广炜, 潘兰佳, 等. 添加生物炭对猪粪好氧堆肥的影响[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(6): 1365-1372.
- [27] ZHANG J, CHEN G F, SUN H F, et al. Straw biochar hastens organic matter degradation and produces nutrient-rich compost[J]. Bioresource Technology, 2016, 200: 876-883.
- [28] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [29] CHEN X, LIU R, HAO J, et al. Protein and carbohydrate drive microbial responses in diverse ways during different animal manures composting[J]. Bioresource Technology, 2019, 271(9): 482-486.
- [30] XIAO X, XI B D, HE X S, et al. Hydrophobicity-dependent electron transfer capacities of dissolved organic matter derived from chicken manure compost[J]. Chemosphere, 2019, 222: 757-765.
- [31] 张凤, 任勇翔, 张海阳, 等. 投加方式和通风速率对脱水污泥堆肥效果的影响[J]. 环境工程学报, 2018, 12(8): 2372-2378.
- [32] MOHARANA P C, BISWAS D R. Assessment of maturity indices of rock phosphate enriched composts using variable crop residues[J]. Bioresource Technology, 2016, 222: 1-13.
- [33] GUO X X, LIU H T, WU S B. Humic substances developed during organic waste composting: Formation mechanisms, structural properties, and agronomic functions[J]. Science of the Total Environment, 2019, 662: 501-510.
- [34] 姚武, 顾燕青, 巫阳, 等. 畜粪堆肥过程中腐殖质形成特征研究进展[J]. 杭州师范大学学报(自然科学版), 2014, 13(5): 517-522.
- [35] JURADO M M, SUÁREZ-ESTRELLA F, VARGAS-GARCIA M C, et al. Increasing native microbiota in lignocellulosic waste composting: Effects on process efficiency and final product maturity[J]. Process Biochemistry, 2014, 49(11): 1958-1969.
- [36] REN X, WANG Q, ZHANG Y, et al. Improvement of humification and mechanism of nitrogen transformation during pig manure composting with Black Tourmaline[J]. Bioresource Technology, 2020, 307: 123236.
- [37] YANG Y, AWASTHI M K, BAO H, et al. Exploring the microbial mechanisms of organic matter transformation during pig manure composting amended with bean dregs and biochar[J]. Bioresource Technology, 2020, 313: 123647.
- [38] WANG K, LI X, HE C, et al. Transformation of dissolved organic matters in swine, cow and chicken manures during composting[J]. Bioresource Technology, 2014, 168(17): 222-228.
- [39] AWASTHI M K, ZHANG Z, WANG Q, et al. New insight with the effects of biochar amendment on bacterial diversity as indicators of biomarkers support the thermophilic phase during sewage sludge composting[J]. Bioresource Technology, 2017, 238: 589-601.
- [40] CHAO F M, PO KIM L O, JIA Q X, et al. Molecular mechanisms underlying lignocellulose degradation and antibiotic resistance genes removal revealed via metagenomics analysis during different agricultural wastes composting[J]. Bioresource Technology, 2020, 314: 123731.
- [41] 周曾艳, 余高, 陈芬, 等. 添加畜禽粪便对中药渣好氧堆肥发酵特性及纤维素、木质素降解率的影响[J]. 河南农业科学, 2020, 49(10): 63-69.
- [42] 闫美超, 孙宇, 闫非凡, 等. 中药渣堆肥化过程中皂苷变化及腐熟度研究[J]. 延边大学农学学报, 2021, 43(1): 38-44.

(责任编辑: 金曙光)

Effects of different conditioners on the maturity enhancement of two kinds of submerged plants composting

REN Shengnan^{1,2}, LIU Ling^{1,*}, GUO Xiaoping², WANG Hongjie¹, SONG Hui¹, MA Yuan², ZHAO Jianan¹

1. College of Ecology and Environment, Hebei University, Baoding 071002, China

2. College of Soil and Water Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China

*Corresponding author, E-mail: liuling@hbu.edu.cn

Abstract In order to explore new ways of resource utilization of submerged plants and prevent the secondary pollution, this study used the richer submerged plants in Baiyangdian as raw materials, and selected wetland sediment, biochar and microbial agents as conditioners for composting experiments. A total of six treatment groups and two control groups were set up to study the effects of different conditioners on the quality of aerobic composting products of submerged plants. The results showed that the two treatment groups added with Sediment and biochar could significantly accelerate the composting process, the temperature raised to 54.8 and 54.4 °C rapidly, and the high temperature lasted longer. The consumption rate of organic matter and the growth rate of total nitrogen in the treatment group with homemade biological inoculants were significantly higher than those in the treatment group with compound microbial inoculants, and the humification index (HA/FA) of the composting product of the treatment group added with biochar and Sediment was higher. The maximum degradation rates of hemicellulose, cellulose and lignin were 43.94%, 26.92% and 13.54%, respectively. At the end of composting, the seed germination index of all treatments was greater than 100%. This research showed that homemade biological inoculants could significantly affect the conversion process of carbon and nitrogen; while biochar could promote composting to form humus stable, and its maturity enhancement was more significant than that of sediment.

Keywords submerged plants; aerobic composting; wetland sediment; biochar; microbial inoculants