

刘彪,贾碧州,朱欢欢,等. 菖蒲残体腐解过程及其对湿地水质的影响[J]. 江苏农业科学,2019,47(8):306-310.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2019.08.069

菖蒲残体腐解过程及其对湿地水质的影响

刘彪^{1,2}, 贾碧州³, 朱欢欢¹, 崔梦雨¹, 王雅倩¹, 胡红伟^{1,2}, 吴俊峰^{1,2}, 毛艳丽^{1,2}, 郭一飞^{1,2}

(1. 河南城建学院市政与环境工程学院,河南平顶山 467036; 2. 河南省水体污染防治与修复重点实验室,河南平顶山 467036;
3. 海南省工业研究所,海南海口 570203)

摘要:对湿地常见的挺水植物菖蒲进行为期 60 d 的腐解试验,对比不同生物量密度条件下菖蒲残体的腐解过程及它对水质的影响,共设置 3 个生物量密度(2、4、8 g/L),记为 a、b、c 组。结果表明,试验结束时,a、b、c 3 组菖蒲残体失重率分别达到 22.89%、22.15%、22.20%,三者无显著差异,且分解速率变化趋势相似。不同生物量密度的菖蒲残体全氮(TN)含量和全磷(TP)含量在腐解过程中变化趋势一致,其中 TN 含量变化幅度较小,TP 含量在 6 d 时出现快速下降,12 d 后趋于稳定直至试验结束。试验前 6 d,水体 pH 值和溶解氧(DO)浓度快速下降,之后缓慢上升;试验结束时,pH 值和 DO 浓度均小于初始值。0~30 d 时,水体 TP 含量变化趋势在不同组中存在差异,其后变化趋势一致。水体 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度在不同生物量密度处理下,变化趋势相似。此外,a、b、c 3 个处理组水体 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度在试验结束时均低于对照组,说明适量植物残体可以促进水体氮素循环。

关键词:挺水植物;菖蒲;腐解;环境因子;水质

中图分类号: X171.4 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2019)08-0306-05

水生植物是湿地生态系统的重要组成部分,在保护湿地生态系统的结构、功能及稳定性方面有着不可替代的作用^[1]。水生植物在生长过程中可以有效吸收水体中的氮、磷等营养元素^[2-3],与此同时,水生植物水下部分及其发达的根系还能在水体中微生物提供附着的载体^[4-5],从而进一步增强水体的自净能力。但大多数水生植物在秋冬季节逐渐枯萎、死亡,并发生腐解,向水体中释放营养盐和有机质,造成水体的二次污染。特别是在水生植物腐解初期,由于腐解速率较快,短时间内造成水质恶化,致使水体 pH 值和溶解氧(dissolved oxygen,简称 DO)浓度快速下降,并长时间处于较低水平,从而影响水生生物的生存。但也有研究表明,适量的植物残体对水体的氮、磷等指标具有改善作用^[6-7],笔者之前对芦苇腐解过程的研究也得出类似结论^[8]。水生植物腐解过程及其对水质的影响,还与植物种类^[9]、生物量密度^[6]、水体温度^[3]以及底泥^[10-11]等因素有关。此外,水生植物立枯和倒伏的腐解过程也有所不同^[12-13]。可见,影响水生植物腐解过程的因素有很多,有必要针对湿地生态系统中常见的土著物种展开研究。

本研究以河南省平顶山市白龟湖湿地中未倒伏的菖蒲枯萎植株为研究对象,通过构建室内试验系统,研究不同生物量密度条件下,菖蒲枯萎植株的腐解过程及其对水质的影响,旨在为湿地生态系统挺水植物生态修复提供参考。

1 材料与方法

1.1 试验材料

收稿日期:2017-11-29

基金项目:国家自然科学基金(编号:51509083)。

作者简介:刘彪(1981—),男,河南平顶山人,博士研究生,讲师,主要从事退化生态环境修复研究。E-mail:liubiao@hncj.edu.cn。

菖蒲枯萎植株、水样和底泥于 2016 年 3 月 25 日采集于河南省平顶山市白龟湖国家湿地公园(位于 33°46'12.74"N, 113°09'20.29"E)。选取菖蒲为优势群体区域作为采样点,采集距离岸边 1 m 位置未倒伏的菖蒲枯萎植株(仅采集水面之上的部分),冲洗干净后,在 65℃ 烘干至恒质量,密封保存备用。使用 200 目筛网过滤水样,并置于 100 L 水桶中过夜。使用 100 目筛网过滤底泥,混匀后备用。新鲜菖蒲植株于 2016 年 5 月 12 日在同一地点采集,清洗干净后,95℃ 杀青 15 min,65℃ 烘干至恒质量。

1.2 试验系统构建

选用 12 L 聚乙烯水桶作为反应器,每桶加入 2 kg 底泥悬浮液和 10 L 处理后水样,静置 3 d。将菖蒲枯萎植株置于 200 目网孔袋,共设 3 个生物量梯度(2、4、8 g/L),分别记为 a、b、c 组,同时设置 1 组对照,每组 3 次重复。在 0、2、6、12、18、24、30、36、42、48、60 d 分别测定菖蒲残体和水样的相关理化指标。

1.3 植物、水质指标测定和数据处理

植物残体经 $\text{H}_2\text{SO}_4 - \text{H}_2\text{O}_2$ 消煮后,采用凯氏定氮仪测定全氮(TN)含量,采用钼锑抗比色法测定全磷(TP)含量。植物残体分解速率参照文献[14]中的方法进行分析。水体 pH 值采用雷磁 PHS-3E 进行测定;水体中溶解氧浓度采用雷磁 JPSJ-605S 测定;水体中全磷含量、氨氮($\text{NH}_4^+ - \text{N}$)浓度、硝酸盐氮($\text{NO}_3^- - \text{N}$)浓度和亚硝酸盐氮($\text{NO}_2^- - \text{N}$)浓度参照文献[15]中的方法进行测定。使用 SPSS 18.0 进行皮尔逊线性相关性和单因素方差分析(one-way ANOVA),使用 Excel 2016 编辑图表。

2 结果与分析

2.1 菖蒲残体理化参数

由图 1-A 可知,a、b、c 3 组菖蒲残体失重率在 6 d 时分

别达到 18.13%、12.94%、14.62%，其中 a 组与 b 组、c 组差异显著(单因素方差分析数据未显示，下同)。试验结束时，3 组失重率分别达到 22.89%、22.15%、22.20%，3 组之间的失重率无显著差异。由图 1-B 可知，菖蒲残体分解速率在 2 d 时分别为 0.058、0.059、0.057 d^{-1} ，三者之间无显著性差异，在 2 d 后快速下降，并于 12 d 后趋于平稳，3 组处理菖蒲残体的分解速率缓慢下降且保持趋势一致。

由图 2-A 可知，随着腐解时间的增加，菖蒲植物残体中 TN 含量(初始值为 7.20 mg/g)并没有发生较大变化，a、b、c 3 个处理组 TN 含量在整个试验周期内始终介于 6.25 ~

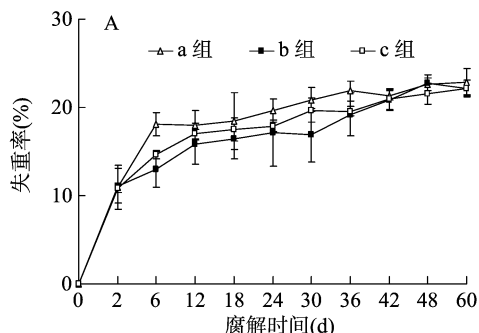


图1 菖蒲残体失重率(A)和分解速率(B)随腐解时间的变化

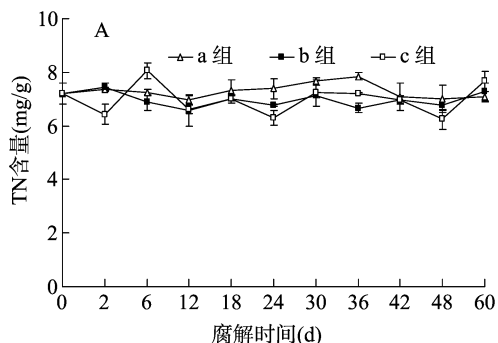
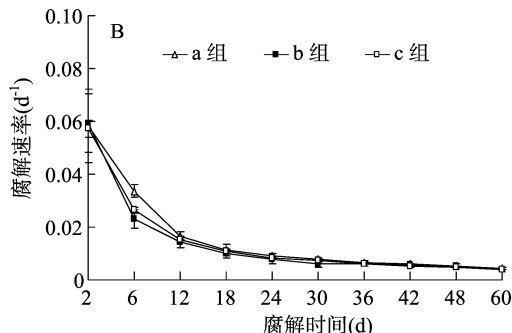
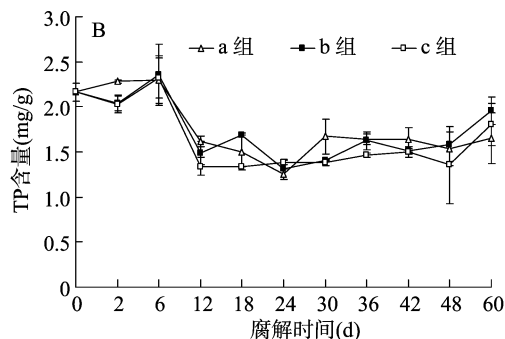


图2 菖蒲残体中 TN 含量(A)和 TP 含量(B)随腐解时间的变化



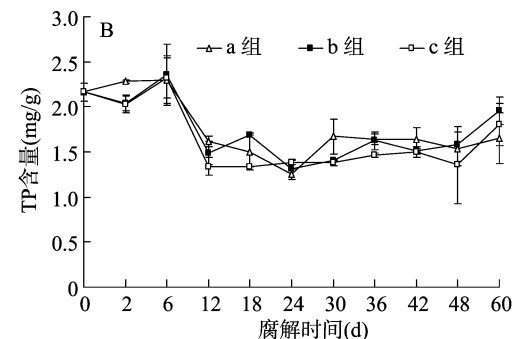
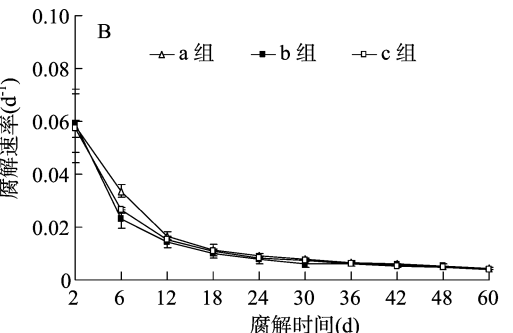
2.2 菖蒲腐解过程中水体 pH 值、DO 浓度和 TP 含量的变化

由图 3-A 可知，a、b、c 3 个处理组和对照组水体 pH 值均呈现先下降后上升的趋势，a 组 pH 值在 2 d 时降到最低值(7.22)，b 组、c 组、对照组均在 6 d 时降到最低值，分别为 7.01、6.59、7.82。2~24 d 时，处理组 pH 值均低于对照组，且均与对照组存在显著性差异。6 d 后，3 个处理组和对照组 pH 值呈缓慢上升趋势，试验结束时，a、b、c 3 个处理组和对照组 pH 值分别为 7.76、7.79、7.93、7.95，均低于初始值(8.06)。此外，在试验初期，生物量密度越高，pH 值越低，并在 6 d 时 pH 值与生物量密度呈现显著的线性负相关。

由图 3-B 可知，a、b、c 3 个处理组和对照组水体中 DO 浓度(初始值为 7.62 mg/L)在试验初期均快速下降，2 d 时分别下降到 4.31、2.65、0.33、7.21 mg/L ，彼此之间呈现显著性差异，且与生物量密度呈现显著的线性负相关。a 组和对照组 DO 浓度整体呈现先缓慢下降，并均于 30 d 时下降到最低值，分别为 1.95、4.33 mg/L ，随后逐渐上升，试验结束时，DO 浓度分别达到 6.85、7.81 mg/L 。b 组和 c 组 DO 浓度呈现快速下降、低位波动、缓慢上升 3 个阶段，最低值分别出现在 6 (0.73 mg/L)、24 d (0.09 mg/L)，试验结束时，DO 浓度分别

达到 7.28、6.13 mg/L 。3 个处理组在试验结束时，其 DO 浓度均小于初始值。

由图 3-C 可知，3 个处理组和对照组水体中 TP 含量(初始值为 0.26 mg/L)变化趋势分为 2 个阶段：0~30 d 为第 1 阶段，其中 a 组和 b 组先下降再上升随后缓慢下降，在 30 d 时，水体中 TP 含量分别为 0.02、0.03 mg/L 。c 组和对照组则表现为先上升再缓慢下降，30 d 时，水体中 TP 含量分别为 0.07、0.01 mg/L 。30 d 至试验结束为第 2 阶段，a 组、b 组、c 组和对照组水体中 TP 含量均表现为窄幅波动，试验结束时，TP 含量分别为 0.04、0.03、0.04、0.02 mg/L 。此外，c 组水体中 TP 含量在试验初期显著高于 a 组、b 组和对照组。



达到 7.28、6.13 mg/L 。3 个处理组在试验结束时，其 DO 浓度均小于初始值。

由图 3-C 可知，3 个处理组和对照组水体中 TP 含量(初始值为 0.26 mg/L)变化趋势分为 2 个阶段：0~30 d 为第 1 阶段，其中 a 组和 b 组先下降再上升随后缓慢下降，在 30 d 时，水体中 TP 含量分别为 0.02、0.03 mg/L 。c 组和对照组则表现为先上升再缓慢下降，30 d 时，水体中 TP 含量分别为 0.07、0.01 mg/L 。30 d 至试验结束为第 2 阶段，a 组、b 组、c 组和对照组水体中 TP 含量均表现为窄幅波动，试验结束时，TP 含量分别为 0.04、0.03、0.04、0.02 mg/L 。此外，c 组水体中 TP 含量在试验初期显著高于 a 组、b 组和对照组。

笔者对水体中 TP 含量与水体 pH 值和 DO 浓度进行皮尔逊线性相关性分析，结果(表 1)表明，对照组水体中 TP 含量与 pH 值和 DO 浓度无显著相关性，但 a、b、c 3 个处理组水体中 TP 含量均与水体 pH 值呈极显著负相关($P < 0.01$)，b 组和 c 组水体 TP 含量均与 DO 浓度呈显著负相关($P < 0.05$)。

2.3 菖蒲腐解过程中水体中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度的变化

由图 4-A 可知，a、b、c 3 个处理组与对照组水体中

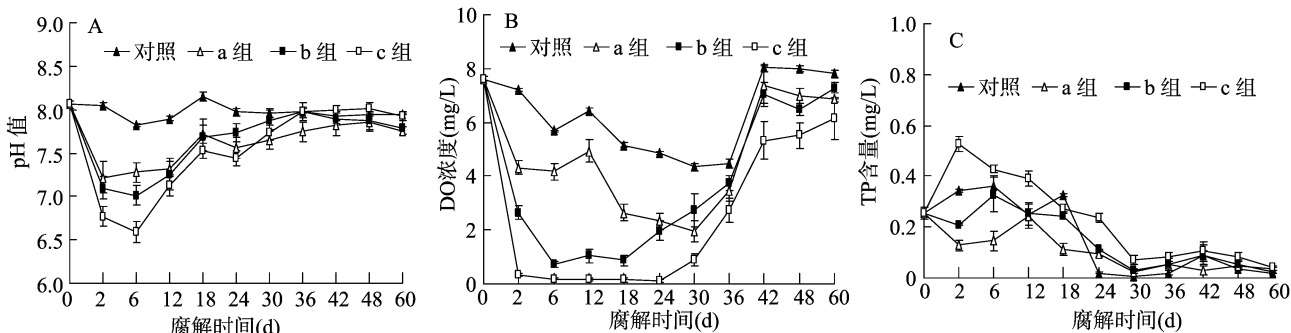


图3 水体 pH 值(A)、DO 浓度(B)和 TP 含量随腐解时间的变化

表 1 水体中 TP 含量与 pH 值和 DO 浓度的皮尔逊线性相关性

项目	处理	相关系数	
		pH 值	DO 浓度
TP 含量	对照组	0.122	0.030
	a 组	-0.780 **	-0.161
	b 组	-0.865 **	-0.748 *
	c 组	-0.948 **	-0.719 *

注: * 表示显著相关 ($P < 0.05$); ** 表示极显著相关 ($P < 0.01$)。下表同。

$\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度在试验初期 (初始浓度为 0.05 mg/L) 均表现为快速上升, 其中 a 组、b 组、c 组 2 d 时达到最大值, 分别为 1.42 、 2.41 、 3.96 mg/L , 且彼此之间存在显著性差异; 2 d 后缓慢下降, 试验结束时, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度分别为 0.23 、 0.29 、 0.45 mg/L , 均不存在显著性差异; 对照组则在 6 d 时达到最大值 (1.91 mg/L), 随后趋于平稳, 试验结束时, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度为 1.80 mg/L 。值得注意的是, a、b、c 3 个处理组水体中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度在试验结束时均低于对照组, 且差异显著。此

外, 从表 2 可以看出, a、b、c 3 个处理组水体中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度与植物失重率呈极显著负相关 ($P < 0.01$), 与腐解速率呈显著或极显著正相关 ($P < 0.05$ 或 $P < 0.01$)。

由图 4 - B 可知, a、b、c 3 个处理组水体中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度 (初始值为 0.81 mg/L) 均表现为交替升高和下降的变化趋势, 18 d 时, a 组达到了次高值 (2.05 mg/L), 仅次于 2 d 时的值 (2.17 mg/L), b 组和 c 组则达到了最大值, 分别为 4.15 、 4.95 mg/L 。相较于处理组, 对照组变化幅度较小, 在整个试验周期内都介于 $0.32 \sim 1.39 \text{ mg/L}$ 之间。试验结束时, a、b、c 3 个处理组和对照组水体中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度分别为 0.21 、 0.67 、 1.47 、 0.83 mg/L 。

表 2 水体中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度与植物失重率和腐解速率的皮尔逊线性相关性

项目	处理	相关系数	
		失重率	腐解速率
$\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度	a 组	-0.801 **	0.759 *
	b 组	-0.801 **	0.679 *
	c 组	-0.916 **	0.792 **

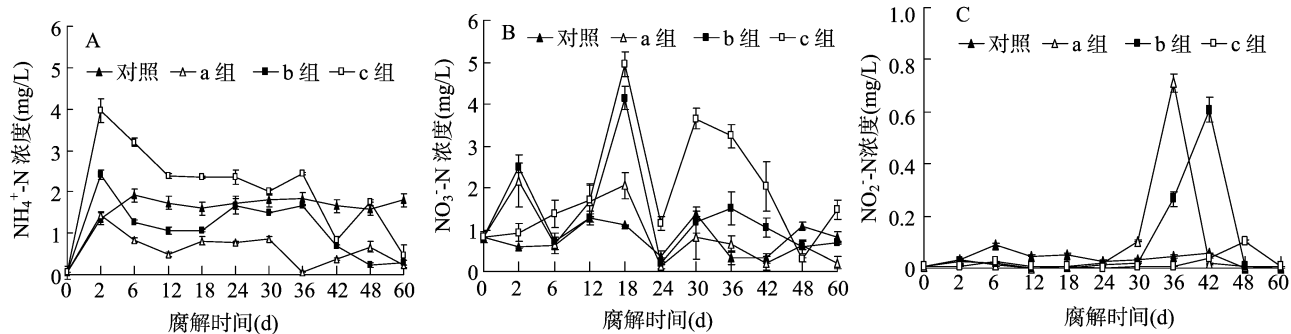


图4 水体中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度(A)、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度(B)和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度(C)随腐解时间的变化

由图 4 - C 可知, 在试验初期, 对照组与处理组水体中 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度变化趋势相似, 其中对照组在 6 d 时达到最大值 (0.090 mg/L), 随后交替下降和上升, 试验结束时, 水体中 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度仅为 0.002 mg/L 。a、b、c 3 个处理组水体中 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度则在 24 d 后表现出不同于对照组的变化, 分别于 36、42、48 d 突然升高, 分别达到 0.710 、 0.606 、 0.103 mg/L , 随后迅速下降, 试验结束时, 最终浓度分别为 0.009 、 0.002 、 0.007 mg/L 。此外, 皮尔逊线性相关性分析结果表明, 3 个处理组水体中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度之间无显著的线性相关性。

3 讨论

3.1 菖蒲腐解过程及其营养盐释放规律

对于水生植物, 影响其腐解速率的因素有很多, 如温度^[3]、植物成分组成^[15-17]、沉积物性质^[18]以及微生物群落结构^[19]等, 但腐解规律基本一致, 分为快速溶解和缓慢分解 2 个阶段^[3,20-22]。本研究构建的试验系统与之前的研究略有不同, 笔者选取的菖蒲样品在枯萎后, 暴露在野外 5 个月左右, 植物残体中 TN 和 TP 初始含量分别为 7.20 、 2.17 mg/g 。春季采集的新鲜菖蒲, TN 含量和 TP 含量分别为 18.97 、

7.36 mg/g。试验样品与新鲜植物相比, TN 含量和 TP 含量仅为新鲜植株的 37.95%、29.48%, 表明植株体内大部分氮(N)、磷(P)在雨水的淋溶作用下已经重新进入到环境中。然而本研究数据表明, 不同生物量密度梯度的处理组其腐解速率依然分为 2 个阶段, 表现为先快后慢(图 1)。

本研究中, 菖蒲残体中 TN 含量在整个试验周期内变化幅度较小, 与前人的研究结果^[3,6,15,21]不同。研究普遍认为, 水生植物腐解过程中 N 含量变化趋势与初始值相关。杨继松等的研究表明, 植物残体中 N 含量越低其固定 N 的能力就越强^[23], 这是因为微生物能够对周围媒介氮素起到固定作用^[24], 笔者之前对芦苇腐解过程的研究也得出类似结论^[8]。而在本研究中, 菖蒲残体中 TN 含量在整个试验周期内无明显变化, 笔者认为这是菖蒲残体成分组成和微生物的共同作用结果。一方面, 菖蒲残体氮素大部分在淋溶作用下流失到环境中, 剩余氮素以复杂的结构存在, 其分解速率较慢; 另一方面, 微生物附着在植物残体表面, 存在一定的固氮作用, 二者相对平衡可能是主要原因。此外, 曹培培等研究了 6 种不同水生植物残体腐解过程, 数据表明, 植物残体中 N 含量的变化趋势与植物种类有关, 而与生物量密度无显著相关性^[6]。本研究中, 菖蒲残体中 TN 含量变化与生物量密度梯度也没有显著相关性, 这与笔者之前的研究结论^[8]一致。

植物体内磷的存在形式主要以磷酸根离子或化合物形态为主, 在淋溶作用下极易损失^[25]。李燕等的研究显示, 在植物腐解 2 d 时, 磷的释放就达到了最大值^[26]。本研究中, 菖蒲样品在野外环境下 TP 含量已损失 70% 以上(相较于新鲜植株), 但腐解试验进地 12 d 时, 3 个处理组菖蒲残体中 TP 含量相较于刚开始又下降 30% 左右, 且三者之间无显著性差异, 可见植物磷素的损失受生物量密度影响较小, 而与菖蒲残体中可溶性物质的淋失有关。与此同时, 微生物的活动对于植物残体中 TP 含量变化也有一定影响^[27]。本研究中, 12 d 后 TP 含量的变化可能是由于体系中磷相关微生物活动引起的。

植物残体中 N 和 P 的含量对腐解速率有着十分重要的影响, 曹勋等的研究表明, 植物残体腐解速率与残体中 TN 含量和 TP 含量均呈现显著的线性正相关^[3]。类似的结果在许多研究中也得到了印证^[6,15,28]。此外, 唐金艳等的研究表明, 植物腐解过程中其失重率因植物种类不同而差异显著, 但与生物量密度无关^[15]。本研究结果显示, 仅在 6 d 时 b 组和 c 组分别与 a 组存在显著差异, 可见, 菖蒲残体的腐解速率受生物量密度的影响较小。

3.2 菖蒲腐解过程对水质的影响

本研究中, 比较不同生物量密度菖蒲腐解过程对水质的影响发现, 水质指标的变化趋势较为相似, 但因生物量密度不同而存在较大差异。研究表明, 水生植物腐解过程中, 水体 pH 值一般先降低再升高, 最后进入稳定阶段^[3,9,28]。本研究也得出类似结论, 水体 pH 值在初期下降, 一方面是因为水体中 DO 浓度较高, 系统处于好氧环境, 且由于植物腐解速率较快, 植物体内大量有机物进入水体, 在微生物作用下分解并释放出 CO₂, 导致水体 pH 值降低, 并消耗了水体中 DO^[9,29]; 另一方面, 进入水体的氨氮等物质, 在氨氧化微生物共同作用下, 碱度会降低^[9,30-31], 并进一步促使水体 pH 值下降以及

DO 消耗。随着腐解过程的进行, 一方面, 植物腐解速率逐渐降低, 进入水体的有机物随之减少, 微生物活性降低, CO₂ 的产生量减少, DO 消耗速率也逐渐降低; 另一方面, DO 浓度较低时, 在反硝化细菌的作用下将产生一定的碱度, 综合作用下促使水体 pH 值逐渐回升, 并恢复到初始水平。此外, 本研究数据表明, 在试验初期, 水体 pH 值和 DO 浓度变化与生物量密度有着密切关系, 这与单位时间进入水体有机物的量相关。生物量密度不同, 单位时间进入水体中有机物的量不同, 这些有机物为水中微生物提供了丰富的营养物质, 增强了呼吸作用, 从而影响了 pH 值的变化、促进了氧的消耗^[28], 进而与生物量密度梯度呈现显著的线性相关性。在试验后期, 腐解接近尾声, pH 值和 DO 浓度也逐渐恢复到初始水平。

本研究数据显示, a、b、c 3 个处理组水体中 TP 含量与 pH 值呈显著线性负相关(表 1)。这是因为水体中溶解态的磷酸盐在中性或偏碱性的环境下容易形成沉淀, 并进入沉积物。蔡景波等的研究表明, 在厌氧状态下水体中 TP 含量是好氧状态下的 15 倍^[32]。张来甲等研究表明, 水体中 TP 含量与 DO 浓度存在显著线性负相关^[33]。本研究也得出类似结论(表 1), 这可能与聚磷菌的作用有关。而对照组水体中 TP 含量与 pH 值、DO 浓度不存在显著相关性, 但在试验初期, 水体中 TP 含量上升表明, 沉积物中的磷也可以向水体释放, 成为内源污染。此外, 也有研究表明, 沉积物对水体中的磷也有着明显的吸附作用^[9,10,33]。

对于本研究构建的试验系统而言, 氮素主要来源于植物腐解和沉积物的释放, 试验初期, 处理组 and 对照组水体中 NH₄⁺ - N 浓度上升的原因也是由此引起的, 并且处理组水体中 NH₄⁺ - N 浓度与植物腐解速率和失重率存在显著或极显著的线性关系(表 2)。对于湿地生态环境, 水体中无机氮以 NH₄⁺ - N、NO₃⁻ - N、NO₂⁻ - N 等 3 种形式存在, 脱氮机制则主要通过水生植物吸收、微生物作用、氮的挥发等途径来实现, 其中微生物作用是最主要的途径。本研究中, 水体中无机氮的变化也正是通过微生物的氨氧化、硝化和反硝化作用完成的。试验后期, a、b、c 3 个处理组水体中 NH₄⁺ - N 浓度均低于对照组, 这一现象与曹勋等的研究结果^[3]相似, 再次验证了适量的植物残体可在一定程度上降低水体中 NH₄⁺ - N 浓度。这是因为植物在腐解过程中向水体释放了大量碳源, 从而促进了植物的反硝化作用^[34]。此外, 对于处理组在试验后期 NO₂⁻ - N 浓度突然增加, 笔者认为这与氨氧化微生物的活动有关, 此现象在其他环境中也有发生^[35], 但具体机制有待进一步研究。

4 结论

(1) 试验结束时, a、b、c 3 个处理组失重率分别为 22.89%、22.15%、22.20%, 3 组之间的失重率无显著差异, 表明生物量密度对菖蒲腐解速率的影响较小。

(2) 菖蒲残体腐解对水质的影响主要表现在快速分解阶段, 不同生物量密度条件下, 水质指标变化趋势相似, 但在数值上存在较大差异。试验初期, pH 值和 DO 浓度快速下降, 且与生物量密度显著负相关, 试验结束时, pH 值和 DO 浓度逐渐恢复到初始水平。处理水体中 TP 含量与水体 pH 值、DO 浓度关系紧密, 磷素在化学和生物共同作用下迁移转化。

水体中无机氮的变化及脱氮过程在微生物的氨氧化、硝化和反硝化作用下完成,试验结束时,a、b、c 3 个处理组水体中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度均低于对照组,说明适量的植物残体有助于减轻水体氮负荷。

(3) 菖蒲植株在秋季枯萎后并未倒伏,植株体内大部分 N、P 通过淋溶作用进入水体,春季时,大量菖蒲植株倒伏在水中,短时间内会造成水质恶化,特别是造成水体 pH 值和 DO 浓度长时间处于较低水平,从而影响水生生物的生存。

参考文献:

- [1] Donk E V, Bund W J V D. Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto- and zooplankton communities: allelopathy versus other mechanisms[J]. Aquatic Botany, 2002, 72 (3/4): 261 - 274.
- [2] Gersberg R M, Elkins B V, Goldman C R, et al. Nitrogen removal in artificial wetlands[J]. Water Research, 1983, 17(9): 1009 - 1014.
- [3] 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, 34(2): 361 - 369.
- [4] Zhou X, Zhang J, Li Y, et al. Distribution characteristics of ammonia oxidizing microorganisms in rhizosphere sediments of cattail[J]. Ecological Engineering, 2016, 88: 99 - 111.
- [5] Zhang J, Liu B, Zhou X, et al. Effects of emergent aquatic plants on abundance and community structure of ammonia - oxidising microorganisms[J]. Ecological Engineering, 2015, 81: 504 - 513.
- [6] 曹培培, 刘茂松, 唐金艳, 等. 几种水生植物腐解过程的比较研究[J]. 生态学报, 2014, 34(14): 3848 - 3858.
- [7] 强蓉蓉, 王国祥, 张利民, 等. 凤眼莲死亡对湖泊水质的持续性影响分析[J]. 中国环境监测, 2005, 21(1): 24 - 27.
- [8] 刘 彪, 杨晓玉, 孙华鹏. 芦苇腐解对白龟湖湿地水质的影响研究[J]. 河南城建学院学报, 2016, 25(5): 61 - 67.
- [9] 周林飞, 赵言稳, 芦晓峰. 不同生活型植物腐解过程对人工湿地水质的影响研究[J]. 生态环境学报, 2016, 25(4): 664 - 670.
- [10] 叶 春, 王 博, 李春华, 等. 沉水植物黑藻腐解过程中营养盐释放过程[J]. 中国环境科学, 2014, 34(10): 2653 - 2659.
- [11] 周林飞, 邹 飞, 李颖卓. 沉水植物腐解对人工湿地水质的持续影响研究[J]. 水土保持学报, 2013, 27(6): 119 - 123.
- [12] Gessner M O. Mass loss, fungal colonisation and nutrient dynamics of phragmites australis leaves during senescence and early aerial decay[J]. Aquatic Botany, 2001, 69(2/3/4): 325 - 339.
- [13] Gessner M O. Breakdown and nutrient dynamics of submerged phragmites shoots in the littoral zone of a temperate hardwater lake[J]. Aquatic Botany, 2000, 66(1): 9 - 20.
- [14] Olson J S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems[J]. Ecology, 1963, 44(2): 322 - 331.
- [15] 唐金艳, 曹培培, 徐 驰, 等. 水生植物腐烂分解对水质的影响[J]. 应用生态学报, 2013, 24(1): 83 - 89.
- [16] Taylor B R, Parkinson D, Parsons W F J. Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: a microcosm test[J]. Ecology, 1989, 70(1): 97 - 104.
- [17] Berg B, Staaf H. Decomposition rate and chemical changes of Scots pine needle litter[J]. Ecological Bulletins, 1980, 32: 363 - 372.
- [18] 周林飞, 关秀婷, 王铁良. 几种水生植物对湿地底泥中营养物质含量变化的影响[J]. 水土保持学报, 2016, 30(1): 278 - 284.
- [19] 李 倩, 田翠翠, 肖邦定. 黑藻根际对沉积物中氨氧化细菌和古菌的影响[J]. 环境工程学报, 2014, 8(10): 4209 - 4214.
- [20] 叶 春, 王 博. 沉水植物黑藻早期分解过程及影响因素研究[J]. 中国农学通报, 2009, 25(17): 260 - 264.
- [21] 戴晓玲, 李文红, 章增林, 等. 芋根江蕨和异枝江蕨早期腐解过程及其氮磷释放规律的研究[J]. 上海海洋大学学报, 2016, 25(4): 582 - 590.
- [22] 史学军, 潘剑君, 陈锦盈, 等. 不同类型凋落物对土壤有机碳矿化的影响[J]. 环境科学, 2009, 30(6): 1832 - 1837.
- [23] 杨继松, 刘景双, 于君宝, 等. 三江平原沼泽湿地枯落物分解及其营养动态[J]. 生态学报, 2006, 26(5): 1297 - 1302.
- [24] Hernes P J, Benner R, Cowie G L, et al. Tannin diagenesis in mangrove leaves from a tropical estuary: a novel molecular approach[J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 2001, 65(18): 3109 - 3122.
- [25] 温达志, 魏 平, 张佑昌, 等. 鼎湖山亚热带森林细根分解干物质损失和元素动态[J]. 生态学杂志, 1998, 17(2): 1 - 6.
- [26] 李 燕, 王丽卿, 张瑞雷. 淀山湖沉水植物死亡分解过程中营养物质的释放[J]. 环境污染与防治, 2008, 30(2): 45 - 48.
- [27] Ozalp M, Conner W H, Lockaby B G. Above - ground productivity and litter decomposition in a tidal freshwater forested wetland on Bull Island, SC, USA[J]. Forest Ecology & Management, 2007, 245(1): 31 - 43.
- [28] 叶碧碧, 曹德菊, 储昭升, 等. 洱海湖滨带挺水植物残体腐解特征及其环境效应初探[J]. 环境科学研究, 2011, 24(12): 1364 - 1369.
- [29] 武海涛, 吕宪国, 杨 青, 等. 三江平原典型湿地枯落物早期分解过程及影响因素[J]. 生态学报, 2007, 27(10): 4027 - 4035.
- [30] Carvalho P, Thomaz S M, Bini L M. Effects of temperature on decomposition of a potential nuisance species: the submerged aquatic macrophyte *Egeria najas* Planchon (Hydrocharitaceae)[J]. Brazilian Journal of Biology, 2005, 65(1): 51 - 60.
- [31] Wang C, Wang C, Wang Z. Effects of submerged macrophytes on sediment suspension and $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ release under hydrodynamic conditions[J]. Journal of Hydrodynamics, 2010, 22(6): 810 - 815.
- [32] 蔡景波, 丁学锋, 彭红云, 等. 环境因子及沉水植物对底泥磷释放的影响研究[J]. 水土保持学报, 2007, 21(2): 151 - 154.
- [33] 张来甲, 叶 春, 李春华, 等. 沉水植物腐解对水体水质的影响[J]. 环境科学研究, 2013, 26(2): 145 - 151.
- [34] 曾 巾, 杨柳燕, 肖 琳, 等. 湖泊氮素生物地球化学循环及微生物的作用[J]. 湖泊科学, 2007, 19(4): 382 - 389.
- [35] 刘 彪. 仿生植物附着氨氧化微生物群落结构及其对环境因子的响应研究[D]. 镇江: 江苏大学, 2014: 68 - 70.