

DOI: 10.5846/stxb201212011724

曹培培, 刘茂松, 唐金艳, 滕淑清, 徐驰. 几种水生植物腐解过程的比较研究. 生态学报, 2014, 34(14): 3848-3858.

Cao P P, Liu M S, Tang J Y, Teng S Q, Xu C. A comparative study on the decomposition processes among some aquatic plants. Acta Ecologica Sinica, 2014, 34(14): 3848-3858.

几种水生植物腐解过程的比较研究

曹培培, 刘茂松*, 唐金艳, 滕淑清, 徐 驰

(南京大学生命科学学院, 南京 210093)

摘要: 研究水生植物腐烂分解过程及其养分动态对认识水生态系统物质循环过程具有重要意义。通过室内植物分解模拟试验, 对 6 种水生植物的腐解过程及腐解残余物成分的变化进行了比较研究。结果表明, 在 64 d 的腐解过程中, 浮叶植物的分解速率最快, 沉水植物其次, 挺水植物最慢; 同种植物的分解速率及残余物成分变化在不同生物量密度组间存在一定差异, 但总体趋势一致。分解过程中, 植物残余物中 P、纤维素、木质素含量的变化趋势种间差异较小, 总体上 P 含量先迅速下降后缓慢上升, 纤维素含量先下降后趋于稳定, 木质素含量先上升后趋于稳定; 植物残余物中 C、N、半纤维素含量在分解初期种间的变化趋势不同, 而分解后期则均为 C 含量上升, N、半纤维素含量趋于稳定。相关性分析结果表明, 总体上, 在整个分解周期中, 初始 N、P 含量越大分解越快, 初始纤维素、半纤维素、木质素含量、C/N、C/P、木质素/N 等越大分解越慢; 植物腐解不同阶段的质量指标对分解速率的影响有所不同, 在分解前期, 残余物中 N 含量越高分解越快, 半纤维素含量、C/N、木质素/N 越高, 分解越慢, 而后期木质素含量越高分解越慢, 其它因子影响较小。

关键词: 水生植物; 分解过程; 养分动态; 影响因素; 生物量密度

A comparative study on the decomposition processes among some aquatic plants

CAO Peipei, LIU Maosong*, TANG Jinyan, TENG Shuqing, XU Chi

School of Life Sciences, Nanjing University, Nanjing 210093, China

Abstract: Studying decomposition processes and nutrient dynamics of aquatic plants is of great importance for better understanding of material cycles in aquatic ecosystems. In this paper, six aquatic plants (i.e., *Phragmites australis*, *Zizania latifolia*, *Nelumbo nucifera*, *Nymphaoides peltatum*, *Potamogeton crispus* and *Myriophyllum verticillatum*) were chosen as the experimental materials. Using the mesh bag method, the decomposition processes and nutrient dynamics of the 6 aquatic plants was investigated in a laboratory environment for 64 days. Substantial differences in decomposition rates were observed among the 6 plants. The floating-leaved plants presented the highest decomposition rate, followed by the submerged and emerged plants in turn. For each plant, decomposition rate and residue composition varied by biomass density but had a similar temporal pattern. During the decomposition processes, the dynamics of phosphorus, cellulose and lignin contents showed the same variation trend across different plants. Phosphorus contents were decreased substantially in the first 4 days, followed by a slight increase. The phosphorus contents of the emerged plants was significantly lower than that of the floating-leaved plants and submerged plants during decomposition. Cellulose contents were decreased in the first 4 days and stabilized afterwards. The cellulose contents of the emerged plants was significantly greater than that of the floating-leaved plants and submerged plants during decomposition. Lignin contents were increased in the first place and then stabilized. Variation trends of carbon, nitrogen and hemicellulose contents in different plants' residues were different. The carbon contents of emerged plants kept stable at first, decreased then and increased at last. While the carbon contents of the

基金项目: 国家林业局林业公益性行业科研专项(200904001); 国家科技重大专项(2012ZX07204004, 2012ZX07101013) 资助

收稿日期: 2012-12-01; **修订日期:** 2014-02-27

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: mslu@nju.edu.cn

floating-leaved plants and submerged plants fluctuated at first, decreased then and increased at last. The carbon contents of the submerged plants were significantly lower than that of the emerged plants and floating-leaved plants during decomposition. The nitrogen contents of the emerged plants increased slowly, while the nitrogen contents of the floating-leaved plants and submerged plants increased first, then decreased and settled out at last. The nitrogen contents of emerged plants were significantly lower than that of the floating-leaved plants and submerged plants during decomposition. The hemicellulose contents of the 6 plants settled out in the end of the decomposition, but they performed differently in the early stage of decomposition. The hemicellulose content of *Phragmites australis* settled out at first and then decreased. The hemicellulose content of *Zizania latifolia* increased first and then decreased. The other four plants' hemicellulose contents decreased first and then increased, and decreased at last. The hemicellulose contents of emerged plants were significantly greater than that of the floating-leaved plants and submerged plants during decomposition. Correlation analysis of decomposition rates and nutrient contents showed that the decomposition rates tended to be facilitated with increasing initial nitrogen, phosphorus contents; while the rates were slowed with increasing initial cellulose, hemicellulose, lignin contents and C/N, C/P, lignin/N. The main factors affecting the decomposition rates presented a temporal variation. In the early stage of decomposition, decomposition rates tended to be facilitated with increasing hemicellulose contents, C/N, lignin/N; while in the late stage, the rates were slowed with increasing lignin and the other factors played minor roles.

Key Words: aquatic plant; decomposition; nutrient dynamic; influencing factors; biomass density.

水生植物是湖泊生态系统的重要组成部分,其生长过程中通过吸收、过滤、截留等,可有效吸收水体中的氮、磷、重金属、有机物等,改善水质^[1-3],水生植被生态修复方法已经成为富营养化湖泊治理的重要途径^[4-6],但水生植物进入衰亡期后,其残体腐解对水体的影响则相对复杂。相关研究发现,植物腐解对水环境的影响往往因种而异。有研究认为,植物残体腐解可造成水体的二次污染^[7],如部分浅水湖泊中茭草(*Zizania latifolia*)腐解可引发水质恶化的“茭黄水”现象^[8],莲(*Nelumbo nucifera*)叶分解会增加水体中的氮、磷含量^[9];而凤眼莲(*Eichhornia crassipes*)等则在衰亡期对富营养化水体的氮、磷等指标具改善作用^[10],同时有研究指出,适量的沉水植物不会明显恶化水质,较大量的植物残体会造成水质恶化^[11-12]。总体上,植物腐解多易导致水体一定程度的富营养化。比较研究水生植物残体腐解过程的差异性及其成因机制,对湖泊水生植物管理和水质保护具有重要意义。

水生植物分解是一个相对复杂的过程,分解过程中营养物质含量的变化,受到枯落物自身质量和微生物活动的影响^[13]。Gessner^[14-15]研究芦苇(*Phragmites australis*)枯落物立枯和伏倒分解的分解过程,研究发现植物组织成分不同其分解速率、养分动态也可能不同,且分解环境影响枯落物的分解过程。

杨继松等^[16]研究小叶章(*Calamagrostis angustifolia*)枯落物分解过程发现碳、氮、磷3种元素发生净释放,认为淋溶和微生物作用起主导作用。史绮等^[9]研究发现莲叶分解过程中氮、磷含量的上升可能与微生物固定有关,也可能与枯落物的物理化学吸附有关。目前相关多集中于湿地植物分解速率及碳、氮、磷含量的变化^[17-20],对植物成分,如木质素、纤维素、半纤维素含量对分解速率的影响等研究相对较少。

本文在实验室模拟条件下,选择太湖贡湖湾6种代表性水生植物作为研究对象,综合研究不同生物量密度梯度下不同生活型湿地植物的分解过程及其成分变化,探讨湿地植物残体分解过程中的养分释放规律,以及成分差异与分解过程的相关关系等,以为湿地生态恢复工程中水生植物的物种选择及群落构建提供一定参考。

1 材料与方法

1.1 试验材料

本研究以挺水植物芦苇、茭草,浮叶植物莲、荇菜(*Nymphaoides peltatum*),沉水植物菹草(*Potamogeton crispus*)、狐尾藻(*Myriophyllum verticillatum*)3种生活型6种水生植物为研究对象,对比研究不同类型湿地植物的分解过程。其中,莲多被视为挺水植物,但

考虑到其生活形态与苻菜等浮叶植物更为相似,暂将其与苻菜归为一类。多年生草本植物地上部分往往每年枯死,而地下部分可存活较长时间,地上与地下部分存在不同的生长发育节律,加之不同生活型植物间地上、地下生物量比例不同,且不同水生植物的衰亡期往往存在一定差异,沉水植物衰亡期残体的叶片也难以采集;为增加研究结果的可比性,本研究暂以生长季植物地上部分为研究对象,比较研究在相似条件下不同植物种类其分解过程的差异性。

于植物的生长季(5月中旬)采集无锡太湖贡湖湾生态恢复工程区的植物材料。采样地平均海拔4.2 m,水深0.5—1.5 m,常年主导风向为东南风。选择芦苇、茭草、苻菜、莲、菹草和狐尾藻单优群落,分别采集植物样品(茎、叶部分)。植物样品用自来水冲洗以去除附着在植物表面杂质,再以蒸馏水漂洗干净,放置在通风处风干后95℃杀青15 min,65℃烘干至恒重^[21]。

与植物样品同步,在几个植物采样点附近分别采集表层底泥,混合后用100目网筛处理底泥鲜样,去除底泥内植物残体及杂物后,加入蒸馏水再混合均匀,底泥悬浮液放入不透明密封整理箱中,4℃封口保存备用。

1.2 试验设计

制约植物腐烂分解的因素主要有分解者群落的属性、植物的化学属性、物理化学环境等。自然条件下,由于生活史的不同,不同植物衰亡腐解的季节及相应的水温条件存在一定差异,为增加结果的可比性,本文在相对一致且可控的室内相似条件下(温度、光照、底泥、初始水环境等)研究几种植物残体的分解过程。

试验采用尼龙网袋法。考虑到大网孔分解袋中植物容易损失等原因,本试验选择200目网孔分解袋,网袋规格为10 cm×10 cm。选用5 L塑料桶作为反应器,桶内加入3 L自来水和140 mL的底泥悬浮液,配置成试验用水,静置3 d后,微调各组反应器,保证所有反应器中初始水质均基本一致。太湖水生植物在不同分布区的生物量密度差异较大,沉水及浮叶植物密集区生物量密度为0.1—0.3 g/L。试验设定3个生物量密度,加入反应器的植物样分别为:0.4、0.8和1.2 g,分别记为I、II、III组,每个处理组均设有3个重复。向各反应器中加入设定好的植物

样品,整个反应过程在实验室相对避光条件下进行,温度维持在20℃左右。在试验开始的第2、4、8、16、24、32、48、64天,分别从各个试验处理组中采集3个植物样。植物样经蒸馏水漂洗后,65℃烘干至恒重。

1.3 试验样品分析和数据处理

植物化学成分的测定包括有机碳(Carbon)、总氮(Nitrogen)、总磷(Phosphorus)、木质素(Lignin)、纤维素(Cellulose)、半纤维素(Hemicellulose)。有机碳采用重铬酸钾-硫酸氧化法测定;总氮使用半微量凯式法测定;总磷采用钼锑抗比色法;纤维素、半纤维素和木质素均采用浓酸水解法测定。

分解速率估算采用Olson^[22]指数衰减模型 $M_t/M_0 = e^{-kt}$,式中 M_t 为植物在 t 时间的质量; M_0 为初始质量; k 是分解速率常数(d^{-1}), t 是分解时间(d)。

图表绘制采用Origin Pro v8.5,数据分析采用SPSS v18.0软件完成。

2 结果与分析

2.1 植物初始成分分析

植物化学成分是影响植物分解的内在因素,对植物分解速率和养分释放均有一定影响^[23]。研究测定6种植物的初始成分(表1),发现C含量的变化范围在413—483 mg/g,其中菹草与狐尾藻的值较小。N含量的变化范围在14.8—46.9 mg/g,6种植物中彼此间差异显著,芦苇含量最低,苻菜含量最高。P含量的变化范围在2.5—8.3 mg/g,6种植物彼此间差异显著,芦苇含量最低,狐尾藻含量最高。纤维素含量的变化范围在161—301 mg/g,其中狐尾藻含量最低,芦苇与茭草含量最高。芦苇与茭草的半纤维素含量较高,分别为131.6、79.2 mg/g,其他4种植物的含量均在40 mg/g左右。木质素含量变化范围在19—141 mg/g,其中莲的含量最高(140.91 mg/g),约是苻菜含量(19.07 mg/g)的7.4倍。

水生植物的化学组成与其生活型存在一定关系。沉水植物的C含量显著低于挺水植物和浮叶植物;3种生活型植物N含量彼此差异显著,挺水植物较低,浮叶植物较高;挺水植物的P含量显著低于浮叶植物和沉水植物;3种生活型植物的纤维素和木质素含量彼此间差异显著,表现为沉水植物<浮叶植物<挺水植物;浮叶植物与沉水植物的半纤维素含量无显著差异,但均显著高于挺水植物。

表 1 6种植物初始成分含量分析(平均值±标准方差)

Table 1 Original chemical composition contents of the six aquatic plants (Mean±SD)

植物 Plant	碳 Carbon /(mg/g)	氮 Nitrogen /(mg/g)	磷 Phosphorus /(mg/g)	纤维素 Cellulose /(mg/g)	半纤维素 Hemicellulose /(mg/g)	木质素 Lignin /(mg/g)
芦苇 <i>Phragmites australis</i>	482.4±6.29 cd	14.82±0.59 a	2.54±0.33 a	301.3±4.87 d	131.55±8.16 d	109.34±7.12 d
茭草 <i>Zizania latifolia</i>	460.5±5.62 b	19.77±0.47 b	3.56±0.20 b	301.3±11.57 d	79.17±4.56 c	107.48±5.75 d
莲 <i>Nelumbo nucifera</i>	465.3±6.11 bc	32.94±0.52 e	4.61±0.38 c	258.2±11.25 c	32.22±4.62 a	140.91±6.81 e
荇菜 <i>Nymphaoides peltatum</i>	473.1±5.67 bc	46.85±2.17 f	6.74±0.34 d	215.0±9.69 b	47.83±5.22 b	19.07±3.08 a
菹草 <i>Potamogeton crispus</i>	413.1±6.51 a	22.29±1.81 c	5.11±0.28 c	241.5±11.33 c	48.57±4.73 b	41.14±4.12 b
狐尾藻 <i>Myriophyllum verticillatum</i>	431.3±5.01 b	28.33±0.95 d	8.25±0.53 e	160.9±7.88 a	40.72±3.37 ab	74.03±5.33 c
挺水植物 Emerged plant	471.5±1.89 B	17.29±0.33 A	3.05±0.09 A	301.3±7.61 C	105.36±6.26 B	108.41±4.59 C
浮叶植物 Floating-leaved plant	469.2±1.15 B	39.89±1.32 C	5.68±0.18 B	236.6±7.67 B	40.03±4.24 A	79.99±3.427 B
沉水植物 Submerged plant	422.2±5.75 A	25.31±0.51 B	6.68±0.35 C	201.2±4.1 A	44.65±2.18 A	57.59±3.82 A

同列中不同小写字母表示不同植物之间具显著性差异($P<0.05$);同列不同大写字母表示不同生活型之间具显著性差异($P<0.05$)

2.2 6种植物分解过程中质量的变化

水生植物生物质的腐烂分解过程十分复杂,包含植物组织的水解、矿质成分及可溶性有机物的溶解、各类有机成分的酶解和生物降解、微小颗粒的逸

散等,难用物理、化学或生物动力学表达式描述^[21],本研究采用质量失重率曲线、分解速率、50%分解时间和95%分解时间描述。

比较6种植物的质量失重率曲线发现(图1),

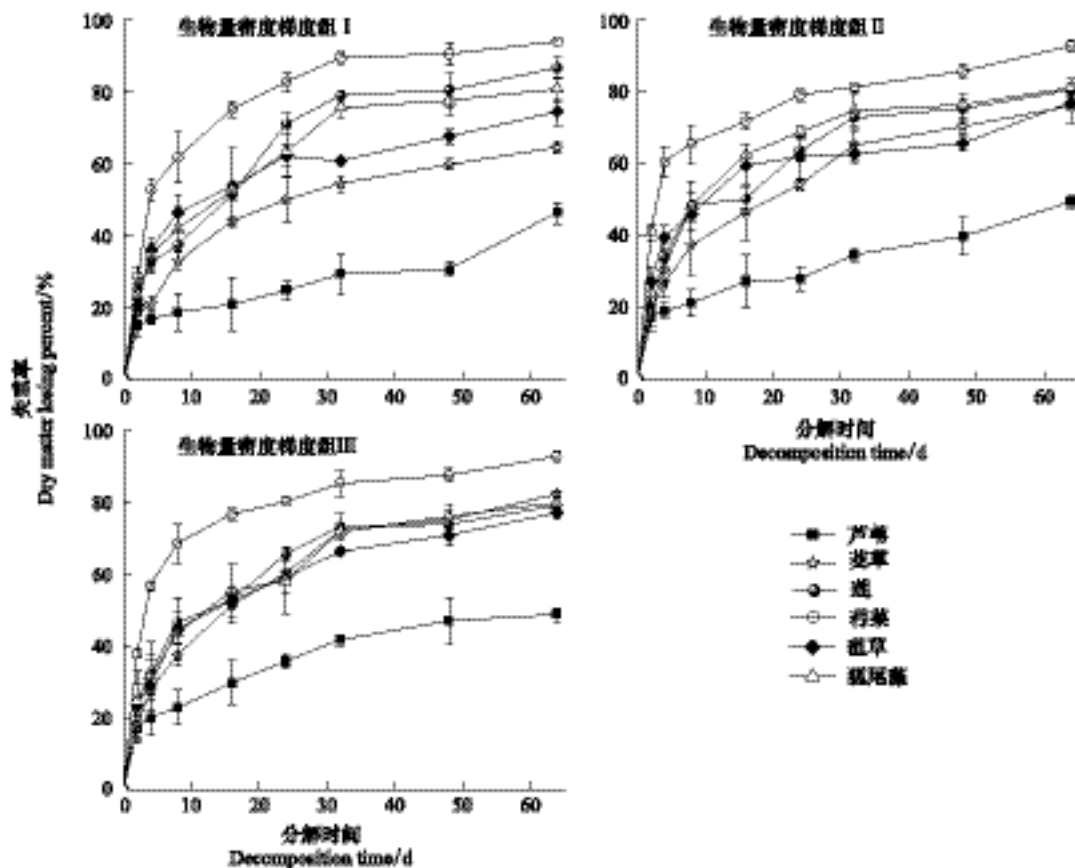


图 1 不同生物量密度梯度下 6 种水生植物的质量失重率变化

Fig.1 Changes of losing percent of the six aquatic plants under different biomass densities

随着分解时间的增加,6种植物质量失重率逐渐增大。总体上,荇菜的质量失重率最高,芦苇最低;另4种植物在低生物量密度条件下,质量失重率差异较大,随着生物量密度的增大,它们的质量失重率差异变小。

水生植物分解一般都分为两个阶段^[24],第1个阶段是植物残体的快速溶解阶段,其后是难溶性的物质与微生物以及胞外酶作用缓慢分解阶段。试验发现,分解4 d后芦苇、茭草、莲、荇菜、菹草、狐尾藻的质量失重率分别达到18.7%、25.2%、33.0%、56.3%、34.9%、32.51%,各植物质量损失较快,为快速分解期;之后则进入缓慢分解期;试验结束时,6种植物的质量失重率分别为48.2%、74.4%、82.3%、93.2%、76.3%和80.7%。

采用 Olson 指数衰减模型计算分解速率常数 k , 并进行方差分析,同时计算50%分解时间和95%分解时间^[21](表2),结果显示,在快速分解期,6种植

物分解速率:芦苇<茭草<莲、菹草、狐尾藻<荇菜;在缓慢分解期,分解速率大小为芦苇<茭草、莲、菹草、狐尾藻<荇菜。6种植物的分解速率因生物量密度的不同有所不同,芦苇与茭草的分解速率在整个分解过程中随生物量密度的增大而增大,其他4种植物的分解速率还与分解时期相关。95%分解时间显示,芦苇、茭草、菹草在生物量密度组Ⅲ时分解速率最快,莲、荇菜在生物量密度组Ⅰ时分解最快,狐尾藻则在生物量密度组Ⅱ时分解最快。

一般地,植物残体生物量的增大可能影响着微生物群落的数量^[25-26],分解过程中释放到水体中的营养物质的绝对数量也更多,可能导致水体中pH值、溶解氧等发生变化,促进或抑制微生物活性,应是造成不同生物量密度梯度组间分解速率差异的重要原因,有必要进一步观测分解过程中微生物活性的变化以证实。

表2 6种植物腐烂分解过程的动力学特征

Table 2 Characteristics of decomposition dynamic process for six aquatic plants

	组别 group	芦苇 <i>Phragmites australis</i>	茭草 <i>Zizania latifolia</i>	莲 <i>Nelumbo nucifera</i>	荇菜 <i>Nymphoides peltatum</i>	菹草 <i>Potamogeton crispus</i>	狐尾藻 <i>Myriophyllum verticillatum</i>
$k_{(0-4)}/d^{-1}$	I	0.048 aA	0.062 bA	0.105 cA	0.183 dA	0.112 cB	0.110 cB
	II	0.056 aB	0.081 bB	0.103 cA	0.232 eC	0.131 dC	0.099 cA
	III	0.059 aC	0.083 bC	0.103 dA	0.218 eB	0.092 cA	0.101 dA
$k_{(4-64)}/d^{-1}$	I	0.006 aA	0.014 bA	0.035 dB	0.047 eC	0.015 bA	0.026 cB
	II	0.007 aB	0.021 cB	0.023 cA	0.027 dA	0.015 bA	0.028 dC
	III	0.008 aC	0.027 dC	0.023 cA	0.033 eB	0.020 bB	0.024 cA
$t_{0.5}/d$	I	88.1	29.5	13.2	3.8	14.5	13.4
	II	69.3	20.1	13.0	3.0	11.7	11.2
	III	57.2	16.3	13.3	3.1	16.3	14.5
$t_{0.95}/d$	I	458.9	189.7	79.8	51.1	165.8	101.9
	II	380.9	131.5	112.4	82.1	166.8	94.9
	III	331.7	101.6	111.5	65.7	130.3	111.4

$k_{(0-4)}$: 0—4 d 分解速率, $k_{(4-64)}$: 4—64 d 分解速率, $t_{0.5}$: 50%的植物分解所需时间, $t_{0.95}$: 95%的植物分解所需时间, 同行中不同小写字母表示不同植物的分解速率之间具显著性差异 ($P < 0.05$), 同列中不同大写字母表示不同生物量密度同种植物的分解速率之间具有显著性差异 ($P < 0.05$)

2.3 植物分解过程中营养物质的动态变化

比较6种植物残体分解过程中C、N、P含量的变化(图2),发现芦苇、茭草分解残留物中C含量在分解前期相对稳定,之后缓慢下降,到分解末期表现为上升趋势,试验结束时C含量略高于分解前植物体中C含量,分别由分解前的482.4、460.5 mg/g上

升到488.3、474.6 mg/g;莲、荇菜、菹草和狐尾藻分解残留物中C含量在分解前期波动下降,随后上升,它们分解前的C含量分别为465.3、473.1、413.0、431.0 mg/g,到试验结束时其含量分别为492.0、481.2、427.2、426.9 mg/g。整个分解过程中沉水植物的C含量始终显著低于挺水植物和浮叶植物,但各植物

残余物 C 含量变化与生物量密度无显著相关性。

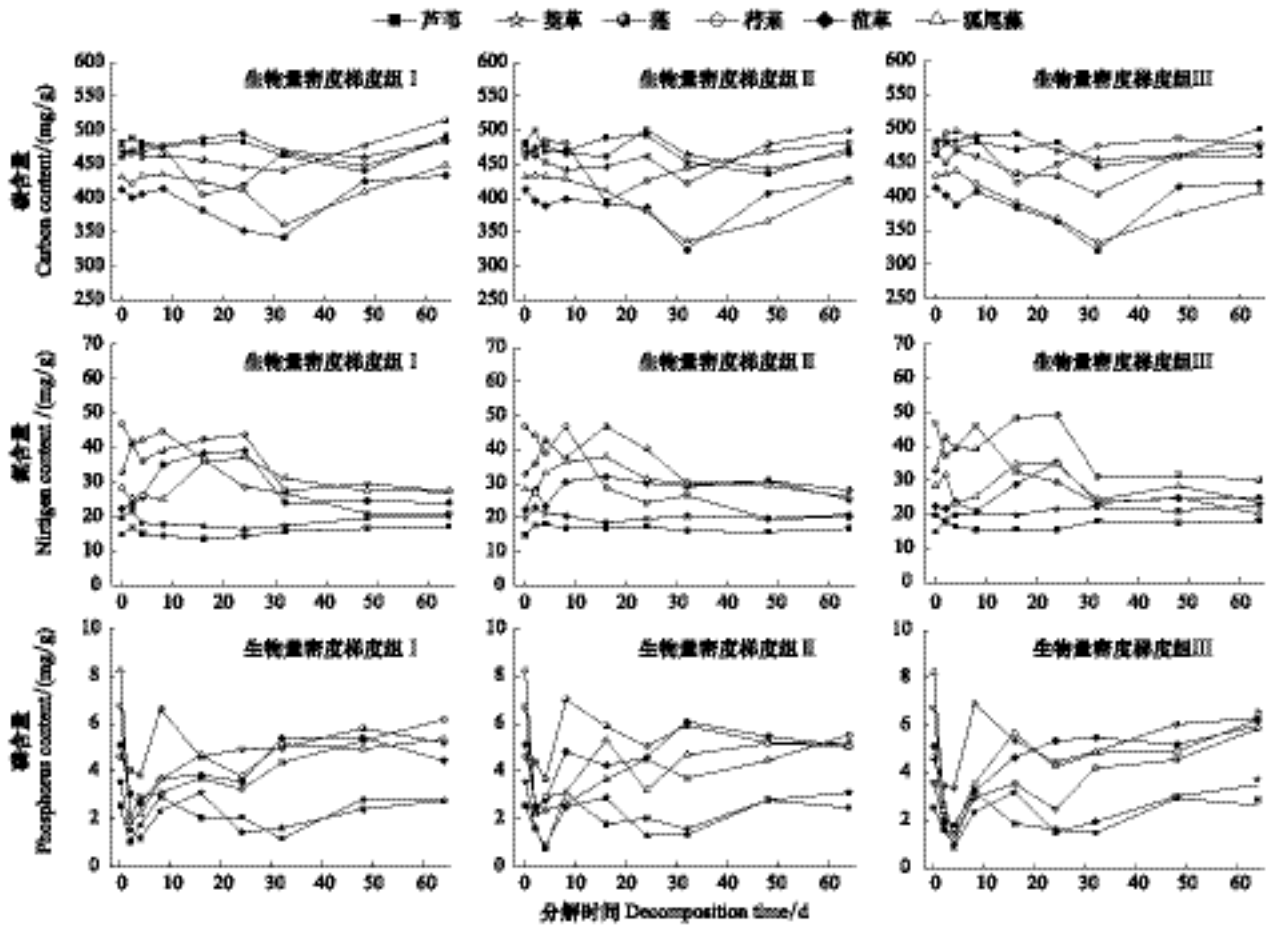


图 2 6 种植物分解过程中 C、N、P 含量变化

Fig.2 Contents of C, N, P of six aquatic plants during the decomposition

Davis 等^[27]等研究认为分解初期稳定的 C 含量很有可能是由于植物体组织中存在大量化学性质不活泼的结构化合物所致。本研究中芦苇、菱草的粗纤维素含量分别达到 542.2、487.9 mg/g, 显著大于莲 (431.3 mg/g)、荇菜 (281.9 mg/g)、菹草 (329.8 mg/g)、狐尾藻 (275.7 mg/g) (表 1), 粗纤维不易分解且芦苇、菱草的粗纤维含量高, 这可能是导致芦苇、菱草分解初期 C 含量稳定的原因。莲、荇菜、菹草和狐尾藻的 C 含量在分解初期下降而后上升, 葛绪广等^[28]对凤眼莲和杨继松等^[16]对小叶章枯落物的分解过程研究发现 C 含量也有类似变化。杨继松等^[16]研究认为枯落物中 C 含量的这种变化模式可能与分解早期易溶性碳水化合物的快速淋溶和后期木质素物质的积累残留有关。

6 种植物残体分解过程中 N 含量的变化与 C 含量变化截然不同, 莲、菹草、狐尾藻的 N 含量在分解

的前 24 d 中显著升高, 随后逐渐下降并保持稳定; 荇菜的 N 含量经历了下降—上升—下降的过程; 芦苇、菱草的 N 含量则是缓慢升高。试验结束时, 6 种植物的 N 含量分别由分解前 14.82、19.77、32.94、46.85、22.29、28.33 mg/g 变成 17.41、21.24、28.55、20.33、24.83、25.65 mg/g。分解过程中挺水植物的 N 含量显著低于浮叶植物和沉水植物, 但各植物残余物 N 含量变化与生物量密度无显著相关性。总体上各植物分解残余物的 N 含量在分解过程中存在上升趋势。

本研究 6 种植物残留物的 N 含量变化趋势不同, 可能与它们初始 N 含量相关。杨继松等^[20]研究也发现, N 含量越低的枯落物其固定 N 的趋势越强。Hernes 等^[29]认为 N 含量升高主要由 3 个原因决定: (1) 非氮化合物比含氮化合物分解快; (2) 微生物迅速繁殖及其生物量提高; (3) 微生物对周围媒介氮素

的固定化作用。Gessner^[15]研究发现,芦苇在分解过程中N含量呈上升趋势,并认为与枯落物中微生物对外来N源的固定有关。

6种植物残体P含量在分解进行的2—4d内均经历了一个明显的快速下降过程,P含量分别由分解前的2.54、3.56、4.61、6.74、5.11、8.25 mg/g下降到1.16、0.96、3.61、2.24、2.39、2.15 mg/g。随后,芦苇、茭草、莲的P含量经历了上升—下降—上升的过程,而荇菜、菹草、狐尾藻P含量总体上较平稳上升。试验结束时6种植物的P含量分别为2.62、3.13、5.56、5.85、5.17、5.54 mg/g。整个分解过程中挺水植物的P含量显著低于浮叶植物和沉水植物,但各植物残余物P含量变化与生物量密度无显著相关性。

植物组织中,P主要以磷酸根离子或化合物的形态存在,极易被淋溶而损失^[30]。李燕等^[31]研究植物腐解释放磷的速度相当迅速,可在腐解的第2天达到最大值。Ozalp等^[19]研究发现枯落物分解过程

中可能由于微生物活动P含量有明显的上升趋势。武海涛等^[13]研究认为P的释放受初始C/P值影响,初始C/P值越小,P释放量越大;本研究中植物残余物P的释放率和初始C/P值也存在显著负相关关系。本研究中分解早期植物残体中P含量的快速下降与植物组织中可溶性物质的淋失有关,而后期P含量平稳上升可能与微生物活动相关。

比较6种植物残体分解过程中纤维素、半纤维素、木质素含量的变化(图3),分解过程中挺水植物分解残留物的纤维素含量显著高于浮叶植物和沉水植物,但存在相似的变化趋势。总体上,各种植物残体的纤维素含量在分解初期迅速下降,随后趋于稳定。分解过程中挺水植物的半纤维素含量显著高于浮叶植物和沉水植物,其变化趋势有所不同,芦苇的半纤维素含量分解初期稳定而后下降并趋于稳定,茭草的半纤维素含量在分解前期升高后释放并趋于稳定,其余4种植物的半纤维素含量在分解初期有

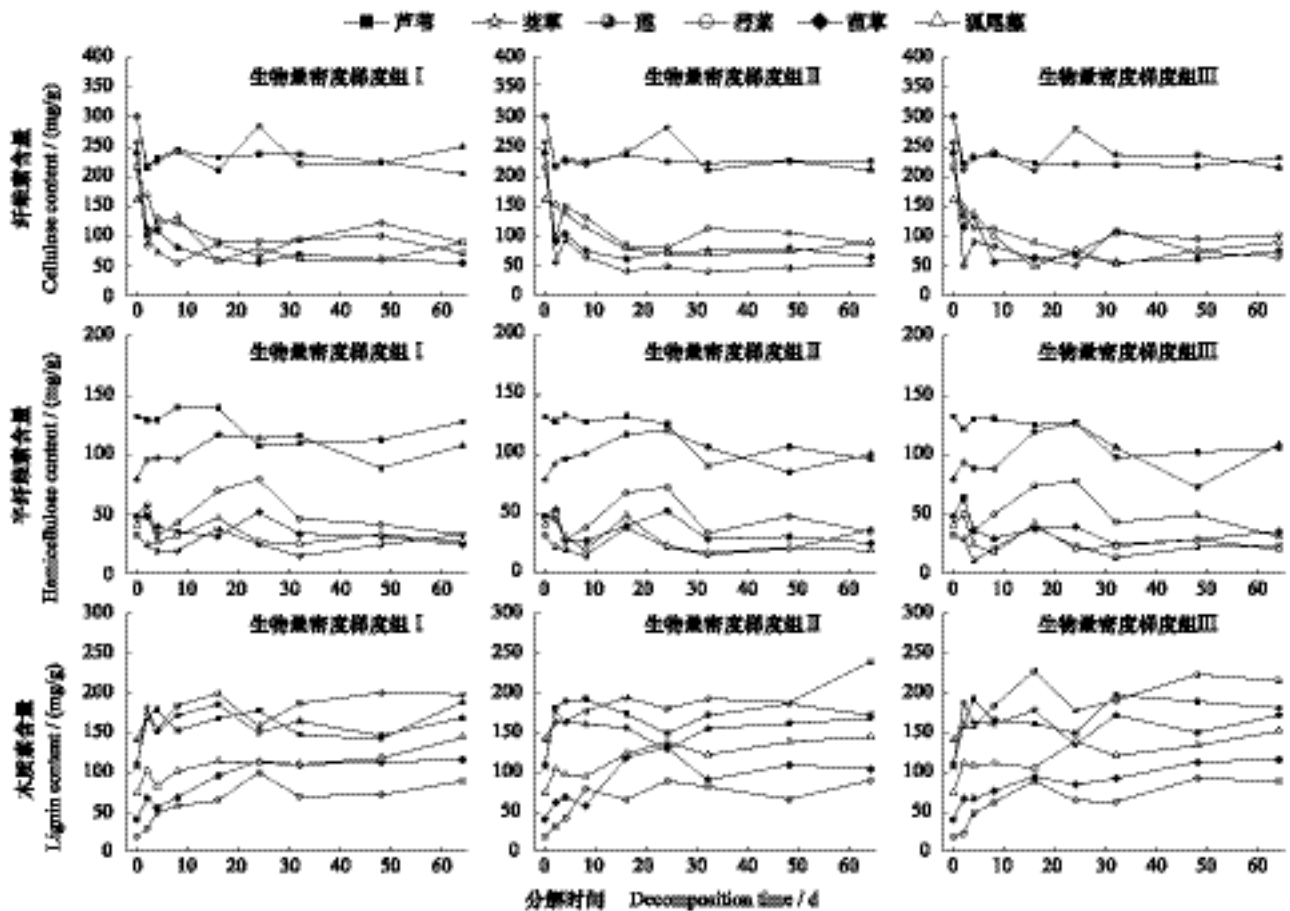


图3 6种植物分解过程中纤维素、半纤维素、木质素含量变化

Fig.3 Contents of Cellulose, Hemicellulose, Lignin of six aquatic plants during the decomposition

不同程度的下降,随后上升—下降最终趋于稳定。初始木质素含量高的植物,分解过程中其残体的木质素含量也高,且 6 种植物分解残留物的木质素含量变化趋势相同,总体上,各种植物残体的木质素含量在分解初期上升,后趋于稳定。各植物残余物纤维素、半纤维素、木质素含量变化均与生物量密度无显著相关性。

在细胞壁中木质素与半纤维素通过多种键进行共价键联结,包裹并保护植物细胞壁中的纤维素^[32],形成阻碍分解的屏障。通过纤维素 64 d 分解率与木质半纤维素初始含量和相关性分析,两者间显著负相关,即纤维素的分解受木质素和半纤维素共同阻碍。木质素降解是一个缓慢的过程,本研究发现在分解初期纤维素含量和半纤维素含量下降,而木质素含量在分解初期上升,3 种物质随后趋于稳定。Berg 等^[33]研究也发现类似现象,并认为木质纤维素不同组成部分按分解难易程度进行分解,纤维素和半纤维素的水溶性部分易分解,纤维素、半纤维素和木质素相互交织的复合体难分解。

2.4 植物腐烂分解速率与植物成分的相关性分析

在其他条件相同时,枯落物质量,如组织结构、营养元素和有机化合物的种类和含量等往往是影响其分解过程的决定性因素^[13]。C/N 被认为是表征植物分解速率的最理想指标^[34],其他如木质素、N、P、C/P、木质素与养分比值也是常见的指标,尤其 C/N、木质素/N 最能反映枯落物分解速率^[23]。

一般认为^[19,35],植物分解主要是真菌与微生物过程,它们自身的 C/N 值或 C/P 值通常低于它们分

解的凋落物,分解过程中对 N、P 等养分需求较高,当植物含这些养分较高时,微生物群落生长加快,植物分解速率快。本研究对 6 种植物残体腐解 64 d 的日分解速率(k)与初始成分进行相关性分析,Person 检验结果显示(表 3),研究发现,植物枯落物的分解速率与初始 N、P 含量显著正相关,与初始 C/N、C/P 值显著负相关,初始木质纤维素等含量越高,植物残体分解速率越慢。

分解过程中枯落物的各种营养元素、化合物的含量及各种比值不断变化,使得不同分解阶段枯落物质量的限制因子也可能不同^[36]。大量研究^[37-39]表明,木质素的含量比 N 含量更能很影响枯落物的分解速率,研究枯落物分解速率与木质素含量关系时往往会得出两者之间呈负相关关系。王瑾等^[37]对温带地区主要树种叶片凋落物分解过程研究发现,高含量木质素制约凋落物的分解,且在后期更为明显;Taylor 等^[38]研究 N、木质素对叶片分解影响发现,分解前期 N 含量与叶片分解速率呈正相关性,后期由木质素制约枯落物的分解速率;Melillo 等^[39]也研究发现,在分解前期,木质素/N 是良好的分解预测指标,而对更长期的分解速率来说,木质素含量是更好的预测指标。

本研究中对植物腐烂分解速率 k 与植物营养物质成分及比值进行相关性分析,Pearson 检验结果显示(表 3)。研究发现,植物腐解不同阶段的质量指标对分解速率的影响有所不同,分解前期(0—16 d 或 0—8 d),N 含量与分解速率显著正相关,半纤维素含量、C/N、木质素/N 与分解速率显著负相关;分解后期木质素含量与分解速率显著负相关。

表 3 分解速率与植物营养物质成分的相关性分析

Table 3 The correlation analysis of decomposition rate and nutrient concentration

分解 时间(i) Decompo- sition time	$X_{(i)}$							
	氮含量 _(i) N content _(i)	磷含量 _(i) P content _(i)	纤维素含量 _(i) Cellulose content _(i)	半纤维素 含量 _(i) Hemicellulose content _(i)	木质素含量 _(i) Lignin content _(i)	碳/磷值 C/P ratio _(i)	碳/氮值 C/N ratio _(i)	木质素/N 值 _(i) Lignin/N ratio _(i)
$k_{(i-64)}$ 0	0.976 **	0.589 **	-0.490 *	-0.537 *	-0.592 **	-0.593 **	-0.807 **	-0.776 **
4	0.595 **	0.451	-0.533 *	-0.662 **	-0.505 *	-0.389	-0.518 *	-0.624 **
8	0.618 **	0.171	-0.418	-0.542 *	-0.287	-0.110	-0.525 *	-0.501 *
16	0.480 *	0.419	-0.437	-0.398	-0.229	-0.526 *	-0.393	-0.421
24	0.178	0.239	-0.332	-0.200	-0.590 *	-0.242	-0.292	-0.492 *
32	0.189	0.248	-0.272	-0.272	-0.653 **	-0.307	-0.111	-0.426

$k_{(i-64)}$: 从第 i 天到第 64 天的分解速率; $X_{(i)}$: 分解第 i 天植物的化学成分含量或成分比值; * 表示 $P < 0.05$, ** 表示 $P < 0.01$

3 结论

本文分析了3类水生植物腐烂分解过程中质量剩余率和化学成分的动态变化,并对植物残体的分解速率与化学成分的关系进行研究,结果表明:

(1)水生植物的化学组成与其生活型存在一定的关系,3种生活型植物的初始C、纤维素、半纤维素、木质素含量大小关系为:沉水植物<浮叶植物<挺水植物,P含量大小关系为挺水植物<浮叶植物<沉水植物,N含量大小关系为挺水植物<沉水植物<浮叶植物。同一生活型植物个体间有些化学成分差异较大,如莲的木质素含量(140.91 mg/g)约是苻菜(19.07 mg/g)的7.4倍。总体上挺水植物的N、P含量较低,C、木质纤维素含量较高,浮叶植物的N含量较高,沉水植物的P含量较高。

(2)3种生活型水生植物分解过程中具有明显的阶段性,前期分解速率较快,随后缓慢下降。6种植物的分解速率与生物量密度存在一定关系,芦苇、茭草、菹草在最大生物量密度组分解最快,莲与苻菜在最小生物量密度组分解最快,狐尾藻在中等生物量密度组分解最快。

(3)植物残体分解过程中各营养物质含量的变化,主要受植物自身化学组成和微生物活动影响。同一种植物不同生物密度处理的营养物质含量变化趋势相似;不同植物的P、纤维素、木质素含量变化与植物生活型无明显关系,C、N、半纤维素含量变化因植物生活型不同而具有不同的变化模式。

(4)植物残体初始成分如N、P、木质素含量和木质素/N等能够预测不同植物分解速率大小关系,总体上,初始N、P含量越大分解越快,初始纤维素、半纤维素、木质素含量、C/N、C/P、木质素/N等越大分解越慢;植物腐解不同阶段的质量指标对分解速率的影响不同,在分解前期,N含量越高分解越快,半纤维素含量、C/N、木质素/N越高,分解越慢,而后期主要木质素含量越高分解越慢,其它因子影响较小。

References:

- [1] Chong Y X, Hu H Y, Qian Y. Advances in utilization of macrophytes in water pollution control. *Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control*, 2003, 4(2): 36-40.
- [2] Gopal B. Natural and constructed wetlands for wastewater treatment: potentials and problems. *Water Science and Technology*, 1999, 40(3): 27-35.
- [3] Xu D F, Xu J M, Wang H S, Luo A C, Xie D C, Ying Q S. Absorbability of wetland plants on N and P from eutrophic water. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 2005, 11(5): 597-601.
- [4] Yan C Z, Xu Q J, Zhao J Z, Jin X C, Ye C, Nian Y G. Study on the key factors and countermeasures of eco-reconstruction in Lake Wuli. *Research of Environmental Sciences*, 2004, 17(3): 44-47.
- [5] Masifwa W F, Okello W, Ochieng H, Ganda E. Phosphorus release from decomposing water hyacinth and effects of decomposition on water quality. *Uganda Journal of Agricultural Sciences*, 2004, 35(9): 389-395.
- [6] Merlin G, Pajean J L, Lissolo T. Performances of constructed wetlands for municipal wastewater treatment in rural mountainous area. *Hydrobiologia*, 2002, 469(1/3): 87-98.
- [7] Yang Q X. Ecological functions of aquatic vegetation in east Taihu Lake and its reasonable regulation. *Journal of Lake Sciences*, 1998, 10(1): 67-72.
- [8] Li W C. "Yellow water" in East Taihu Lake caused by *Zizania Latifolia* and its prevention. *Journal of Lake Sciences*, 1997, 9(4): 364-368.
- [9] Shi Q, Jiao F, Chen Y, Li T Q. Decomposition of lotus leaf litter and its effect on the aquatic environment of the Beili Lake in the Hangzhou West Lake. *Acta Ecologica Sinica*, 2011, 31(18): 5171-5179.
- [10] Qiang R R, Wang G Q, Zhang L M, Zhu M, Xia M F. The continuous effects of decaying *Eichhornia crassipes* on water quality. *Environmental Monitoring in China*, 2005, 21(1): 24-27.
- [11] Pan H Y, Xu X H, Gao S X. Study on process of nutrition release during the decay of submerged macrophytes. *Research of Environmental Sciences*, 2008, 21(1): 64-68.
- [12] Yang W B, Wang G X, Wang G. Experimental study over the continuous effects of decaying *Potamogeton crispus* on water quality. *Journal of Safety and Environment*, 2010, 10(2): 90-92.
- [13] Wu H T, Lü X G, Yang Q, Jiang M, Tong S Z. The early-stage litter decomposition and its influencing factors in the wetland of the Sanjiang Plain, China. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(10): 4027-4035.
- [14] Gessner M O. Mass loss, fungal colonisation and nutrient dynamics of *Phragmites australis* leaves during senescence and early aerial decay. *Aquatic Botany*, 2001, 69(2/4): 325-339.
- [15] Gessner M O. Breakdown and nutrient dynamics of submerged *Phragmites* shoots in the littoral zone of a temperate hardwater lake. *Aquatic Botany*, 2000, 66(1): 9-20.
- [16] Yang J S, Yu J S, Yu J B, Wang J D, Zhao W. Dynamics of major elements in *Deyeuxia angustifolia* litter during its decomposition in Sanjiang Plain. *Chinese Journal of Ecology*, 2006, 25(6): 597-602.
- [17] Sun Z G, Mou X J, Liu J S. Effects of flooding regimes on the

- decomposition and nutrient dynamics of *Calamagrostis angustifolia* litter in the Sanjiang Plain of China. *Environmental Earth Science*, 2012, 66(8): 2235-2246.
- [18] Han H J, Zhai S J, Hu W P. Modelling nitrogen and phosphorus transfer in *Potamogeton malaianus* Miq. decomposition. *Chinese Journal of Environmental Science*, 2010, 31(6): 1483-1488.
- [19] 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. *Forest Ecology Management*, 2007, 245(1/3): 31-43.
- [20] Yang J S, Liu J S, Yu J B, Wang J D, Li X H, Sun Z G. Decomposition and nutrient dynamics of marsh litter in the Sanjiang Plain, China. *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26(5): 1297-1302.
- [21] Li W C, Chen K N, Wu Q L, Pan J Z. Experimental studies on decomposition process of aquatic plant material from East Taihu Lake. *Journal of Lake Sciences*, 2001, 13(4): 331-336.
- [22] Olson J S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*, 1963, 44(2): 322-331.
- [23] Liu Q, Peng S L. *Plant Litter Ecology*. Beijing: Science Press, 2010: 54.
- [24] Ye C, Wang B. The early decomposition process of the submerged macrophyte *Hydrilla verticillata* and the factors that have a strong impact on it. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2009, 25(17): 260-264.
- [25] Galicia L, García-Oliva F. Litter quality of two remnant tree species affects soil microbial activity in tropical seasonal pastures in western Mexico. *Acid Land Research and Management*, 2011, 25(1): 75-86.
- [26] Zhang S H, Cao Z P, Hu C J. Effect of added straw carbon on soil microbe and protozoa abundance. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2011, 19(6): 1283-1288.
- [27] Davis S E, Molina C C, Childers D L, Day J W. Temporally dependent C, N, and P dynamics associated with the decay of *Rhizophora mangle* L. leaf litter in oligotrophic mangrove wetlands of the Southern Everglades. *Aquatic Botany*, 2003, 75(3): 199-215.
- [28] Ge X G, Wang G X, Li Z G, Wang W L, Pan G Q. Dynamic changes of C, N, P in *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2008, 36(31): 13620-13621.
- [29] Hernes P J, Benner R, Cowie G L, Goni M A, Bergamaschi B A, Hedges J I. Tannin diagenesis in mangrove leaves from a tropical estuary: A novel molecular approach. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2001, 65(18): 3109-3122.
- [30] Wen D Z, Wei P, Zhang Y C, Kong G H. Dry mass loss and chemical changes of the decomposed fine roots in three china south subtropical forests at Dinghushan. *Chinese Journal of Ecology*, 1998, 17(2): 1-6.
- [31] Li Y, Wang L Q, Zhang R L. Nutrient release from decomposition of submerged macrophytes of Lake Dianshan. *Environmental Pollution and Control*, 2008, 30(2): 45-48, 52-52.
- [32] Jeffries T W. Biodegradation of lignin-carbohydrate complexes. *Biodegradation*, 1990, 1(2/3): 163-176.
- [33] Berg B, Staaf H. Decomposition rate and chemical changes of scots pine needle litter. II. Influence of chemical composition. *Ecological Bulletins*, 1980, 32: 373-390.
- [34] Lee A A, Bukaveckas P A. Surface water nutrient concentrations and litter decomposition rates in wetlands impacted by agriculture and mining activities. *Aquatic Botany*, 2002, 74(4): 273-285.
- [35] Bryant D M, Holland E A, Seastedt T R, Walker M D. Analysis of litter decomposition in an alpine tundra. *Canadian Journal of Botany*, 1998, 76(7): 1295-1304.
- [36] Wu H T, Lü X G, Yang Q. Factors affecting litter decomposition of wetland herbaceous macrophytes. *Chinese Journal of Ecology*, 2006, 25(11): 1405-1411.
- [37] Wang J, Huang J H. Comparison of major nutrient release patterns in leaf litter decomposition in warm temperate zone of China. *Acta Phytocologica Sinica*, 2001, 25(3): 375-380.
- [38] Taylor B R, Parkinson D, Parsons W J F. Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: a microcosm test. *Ecology*, 1989, 70(1): 97-104.
- [39] Melillo J M, Aber J D, Muratore J F. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology*, 1982, 63(3): 621-626.

参考文献:

- [1] 种云霄, 胡洪营, 钱易. 大型水生植物在水污染治理中的应用研究进展. *环境污染治理技术与设备*, 2003, 4(2): 36-40.
- [3] 徐德福, 徐建民, 王华胜, 罗安程, 谢丹超, 应求实. 湿地植物对富营养化水体中氮、磷吸收能力研究. *植物营养与肥料学报*, 2005, 11(5): 597-601.
- [4] 颜昌宙, 许秋瑾, 赵景柱, 金相灿, 叶春, 年跃刚. 五里湖生态重建影响因素及其对策探讨. *环境科学研究*, 2004, 17(3): 44-47.
- [7] 杨清心. 东太湖水生植被的生态功能及调节机制. *湖泊科学*, 1998, 10(1): 67-72.
- [8] 李文朝. 东太湖茭黄水发生原因与防治对策探讨. *湖泊科学*, 1997, 9(4): 364-368.
- [9] 史绮, 焦锋, 陈莹, 李太谦. 杭州西湖北里湖荷叶枯落物分解及其对水环境的影响. *生态学报*, 2011, 31(18): 5171-5179.
- [10] 强蓉蓉, 王国祥, 张利民, 朱敏, 夏明芳. 凤眼莲死亡对湖泊水质的持续性影响分析. *中国环境监测*, 2005, 21(1): 24-27.
- [11] 潘慧云, 徐小花, 高士祥. 沉水植物衰亡过程中营养盐的释放过程及规律. *环境科学研究*, 2008, 21(1): 64-68.
- [12] 杨文斌, 王国祥, 王刚. 菹草衰亡腐烂对水质持续性影响试验

- 研究. 安全与环境学报, 2010, 10(2): 90-92.
- [13] 武海涛, 吕宪国, 杨青, 姜明, 佟守正. 三江平原典型湿地枯落物早期分解过程及影响因素. 生态学报, 2007, 27(10): 4027-4035.
- [16] 杨继松, 刘景双, 于君宝, 王金达, 赵卫. 三江平原小叶章湿地枯落物分解及主要元素变化动态. 生态学杂志, 2006, 25(6): 597-602.
- [18] 韩红娟, 翟水晶, 胡维平. 马来眼子菜腐烂分解氮磷转化模型研究. 环境科学, 2010, 31(6): 1483-1488.
- [20] 杨继松, 刘景双, 于君宝, 王金达, 李新华, 孙志高. 三江平原沼泽湿地枯落物分解及其营养动态. 生态学报, 2006, 26(5): 1297-1302.
- [21] 李文朝, 陈开宁, 吴庆龙, 潘继征. 东太湖水生植物生物质腐烂分解实验. 湖泊科学, 2001, 13(4): 331-336.
- [23] 刘强, 彭少麟. 植物凋落物生态学. 北京: 科学出版社, 2010: 54-54.
- [24] 叶春, 王博. 沉水植物黑藻早期分解过程及影响因素研究. 中国农学通报, 2009, 25(17): 260-264.
- [26] 张四海, 曹志平, 胡婵娟. 添加秸秆碳源对土壤微生物生物量和原生动动物丰富度的影响. 中国生态农业学报, 2011, 19(6): 1283-1288.
- [28] 葛绪广, 王国祥, 李振国, 王文林, 潘国权. 凤眼莲植株碳·氮·磷含量的动态变化. 安徽农业科学, 2008, 36(31): 13620-13621.
- [30] 温达志, 魏平, 张佑昌, 孔国辉. 鼎湖山亚热带森林细根分解干物质损失和元素动态. 生态学杂志, 1998, 17(2): 1-6.
- [31] 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. 环境污染与防治, 2008, 30(2): 45-48, 52-52.
- [36] 武海涛, 吕宪国, 杨青. 湿地草本植物枯落物分解的影响因素. 生态学杂志, 2006, 25(11): 1405-1411.
- [37] 王瑾, 黄建辉. 暖温带地区主要树种叶片凋落物分解过程中主要元素释放的比较. 植物生态学报, 2001, 25(3): 375-380.