

钙离子添加对沉水植物菹草 (*Potamogeton crispus* L.) 和金鱼藻 (*Ceratophyllum demersum* L.) 富集水体磷的影响*

陈琦, 王和云**

(湖北工业大学河湖生态修复及藻类利用湖北省重点实验室, 土木建筑与环境学院, 武汉 430068)

摘要: 沉水植物光合作用形成的微环境有利于水体中钙和磷形成 $\text{CaCO}_3\text{-P}$ 共沉淀, 从而将水体中的磷永久性去除, 避免植物腐烂后的二次污染。但不同的沉水植物种类形成 $\text{CaCO}_3\text{-P}$ 共沉淀的能力不同。本文以沉水植物菹草 (*Potamogeton crispus* L.) 和金鱼藻 (*Ceratophyllum demersum* L.) 为实验对象, 研究水体中添加钙离子 (0、100 mg/L) 对水体磷 (磷浓度: 0、0.2、2 mg/L) 的去除和植物富集磷的差异, 并通过植物灰分磷的组分分析, 聚焦植物钙磷的变化, 为生态修复中沉水植物的选择提供理论依据。结果表明: (1) 菹草和金鱼藻体系中总磷 (TP) 和溶解性反应磷 (SRP) 浓度显著下降, 添加钙离子使降幅升高, 且菹草体系中水体 TP 和 SRP 降幅均高于金鱼藻 TP 和 SRP 降幅; (2) 菹草的干重全磷在高磷低钙 (2-0) 水平最高, 灰分总磷在高磷高钙 (2-100) 水平最高, 而金鱼藻干重全磷在高磷高钙 (2-100) 水平最高, 灰分总磷在中等磷低钙 (0.2-0) 水平最高; (3) 在 2 mg/L 的磷浓度下, 添加钙离子使菹草的钙磷 (HCl-P) 和水溶性磷 ($\text{H}_2\text{O-P}$) 含量升高, 有机磷 (NaOH-P) 含量降低, 结果使灰分总磷含量升高, 而金鱼藻 NaOH-P 升高, HCl-P 和 $\text{H}_2\text{O-P}$ 含量均降低, 结果使灰分总磷降低。这表明菹草通过提高吸附性磷和钙磷含量增强磷的富集, 而金鱼藻则只显著升高了灰分中有机磷的含量。显然, 水体富营养化背景下, 相较于金鱼藻, 菹草具有更强的形成 $\text{CaCO}_3\text{-P}$ 共沉淀的能力, 具备竞争优势。

关键词: 沉水植物; 钙; 磷; 磷富集; 灰分磷; 钙磷; 菹草; 金鱼藻

Effect of calcium addition on phosphorus enrichment capacity of two submerged plants (*Potamogeton crispus* L. and *Ceratophyllum demersum* L.) in water bodies*

CHEN Qi & WANG Heyun**

(Key Laboratory of Ecological Remediation of Lakes and Rivers and Algal Utilization of Hubei Province, School of Civil and Environment, Hubei University of Technology, Wuhan 430068, P.R.China)

Abstract: The micro-environment formed by submerged plant photosynthesis is conducive to the formation of $\text{CaCO}_3\text{-P}$ from co-precipitation of calcium and phosphorus in water, thereby permanently removing phosphorus from water and avoiding secondary pollution after plant decomposition. However, $\text{CaCO}_3\text{-P}$ co-precipitation has obvious specific differences. Two submerged species, *Potamogeton crispus* L. and *Ceratophyllum demersum* L., were chosen to study the calcium addition (0, 100 mg/L) on phosphorus removal and enrichment capacity of the plants under different phosphorus concentration (0, 0.2, 2 mg/L). The phosphorus fraction of plant ashes and the change of HCl-P were analyzed in order to help to select the submerged plants for ecological restoration projects. The results revealed that: (1) Both *P. crispus* L. and *C. demersum* L. could effectively reduce the concentration of total phosphorus (TP) and soluble reactive phosphorus (SRP). The calcium addition increased the decrease amplitude and *P. crispus* L. showed higher decrease amplitude than *C. demersum* L.; (2) For *P. crispus* L., the plant phosphorus content (dry weight) was the highest under the condition of high phosphorus and low calcium (2-0), while ash TP was under the condition of high phosphorus and high calcium (2-100). For *C. demersum* L., the plant phosphorus content (dry weight) was the highest under the condition of high phosphorus and high calcium (2-100), while ash TP was under the condition of medium phosphorus and low calcium (0.2-0); (3) When the phosphorus concentration was 2 mg/L, for *P. crispus* L. the calcium addition increased the content of HCl-P and

* 2019-06-02 收稿; 2019-09-16 收修改稿.

国家自然科学基金项目 (31670367) 资助.

** 通信作者; E-mail: heyunwang2006@163.com.

H₂O-P, while decreased NaOH-P, resulting in the increase of the plant ash TP. For *C. demersum* L., the calcium addition increased the content of NaOH-P, while decreased HCl-P and H₂O-P contents, resulting in the decrease of the plant ash TP. This suggests that *P. crispus* L. enhanced phosphorus enrichment by increasing the content of adsorptive phosphorus and calcium phosphorus, while the *C. demersum* L. only significantly increased the content of organic phosphorus in the ash. Obviously, *P. crispus* L. has a competitive advantage than *C. demersum* L. because of stronger ability to form co-precipitation of CaCO₃-P under eutrophical water.

Keywords: Submerged plant; calcium; phosphorus; phosphorus enrichment; ash phosphorus; HCl-P; *Potamogeton crispus* L.; *Ceratophyllum demersum* L.

沉水植物作为水生生态系统的初级生产者,对整个水体生态系统的结构与功能及系统稳定性有决定性的影响^[1],能稳定生态系统^[2],维持水生态系统健康^[3].大量研究和实践表明,重建沉水植物对恢复湖泊生态系统,改善水质具有十分重要的意义^[4-7].因此,富营养化水体中沉水植物的恢复与重建已成为生态修复领域的重点研究内容.

沉水植物生长过程中的根、茎、叶均能够吸收水体中的营养物质^[8],可以有效降低水体环境中的氮磷浓度,缓解水体富营养化.多数研究以植物干重基础上的全磷含量来表征植物对水体磷的富集效率,一般干重磷含量较高的植物被认定为除磷效果好^[9-10].但一年生的沉水植物,植株死亡期会释放营养盐^[11];在富营养化水体中,沉水植物过度的种内竞争会导致植物的腐烂,成为氮、磷的内污染源,引起水质恶化^[12-13].因此,适当收割植物能防止死亡腐烂造成的二次污染,强化水质净化作用^[14].Scheffer等^[15]认为,在0.25 mg/L以内的磷负荷下,浅水湖泊可以通过沉水植被固定营养物而维持清洁状态,而且仅仅在0.25 mg/L以下的磷负荷下才能实现,高于此浓度浮游植物将会占优势,使湖泊由清水态变为浊水态.沉水植物去除水体磷主要通过表面吸附、植物吸收和与过饱和CaCO₃共沉淀^[16-18],从而在体内形成水溶性磷、有机磷和钙磷^[19].不同的沉水植物物种,在不同的环境条件下,灰分磷中这三种磷的组成会发生变化,其对磷的去除效率不同^[20].

钙是植物生长的必需营养元素之一,在植物生长发育和应对环境胁迫中处于中心调控地位^[21].倪玲珊发现沉积物未添加钙种植菹草时,水体总磷(TP)(0.56 mg/L)去除率为59%,在沉积物中新增定量交换性钙后种植菹草(*Potamogeton crispus* L.),可使TP去除率提高至82%^[22],这表明,菹草在生长过程中,对水体磷迁移过程中发生了CaCO₃-P共沉淀^[23].在湖泊生态系统中,沉水生物的光合作用形成的微环境,或局部水体Ca²⁺高度过饱和是控制湖泊CaCO₃沉淀的直接原因和形成细胞外CaCO₃自生沉淀的主要原因^[24].低于50 mg/L的低Ca²⁺浓度发生的钙化主要为生物钙化,高于200 mg/L的高Ca²⁺浓度则主要为以生物引发的物理化学钙化^[25].在一些钙质水体中,CaCO₃-P共沉淀被认为是湖泊水体的自净机制之一^[26].基于此,对于富营养化湖泊,是否可以通过提高水体中钙离子浓度,促进沉水植物对水体磷的去除能力?国外已经有将CaCO₃投加到湖泊中增加水体中磷的固定的应用^[27],在水处理中采取用石灰等含钙物质回收污泥中的磷^[28]和运用钙盐进行湖泊内源磷控制^[29]均是对这个钙磷共沉淀过程的工程应用.

在任文君^[30]的研究中,菹草分别在中营养(TP浓度0.177 mg/L)、高营养(TP浓度0.426 mg/L)、富营养(TP浓度0.858 mg/L)、超富营养(TP浓度3.211 mg/L)下,对水体中TP去除效果的顺序依次为:高营养浓度>超富营养浓度>中营养浓度>富营养浓度.在马剑敏等^[31]的研究中,菹草即使在高磷浓度下(12.8 mg/L),现存量仍明显增加;伊乐藻(*Elodea nuttallii*)和苦草(*Vallisneria spiralis*)在磷≤0.8 mg/L时现存量稳定或增长,在磷>0.8 mg/L时开始负增长,这表明菹草对高磷浓度的耐受性大于伊乐藻和苦草.金鱼藻(*Ceratophyllum demersum* L.)是淡水湖泊常见的主要优势种之一,是一种较能耐受营养盐胁迫的沉水植物品种^[32-33].但也有研究表明,金鱼藻较适应于中-富营养化水体环境(TN: 1 mg/L,TP: 0.1 mg/L),水体营养盐继续增加对金鱼藻有胁迫作用^[34],长时间的高营养胁迫可能会导致金鱼藻的叶片全部脱落,进而造成金鱼藻死亡^[35].沉水植物的恢复是解决湖泊富营养化的重要举措,但是植物的选择会直接影响生态修复的效果.本研究选择沉水植物菹草和金鱼藻作为实验对象,比较两种沉水植物在不同营养水平的磷浓度下,钙离子添加对水体磷的去除和植物富集磷的差异,并通过植物灰分磷的组分分析,聚焦植物钙磷的变化,为生态修复中沉水植物的选择提供理论依据.

1 材料与方法

1.1 实验材料与预培养

2017年春季,将取自梁子湖的菹草(*Potamogeton crispus* L.)和取自内沙湖的金鱼藻(*Ceratophyllum demersum* L.)栽培在湖北工业大学资源与环境工程学院后面无遮荫、自然光照的露天水池里,自来水培养.在2017年11月后截取若干长势良好,长约5~8 cm的植物顶端洗净,使用去离子水对植物进行清洗,然后使用软毛刷刷洗植株叶片表面,去除植株表面的杂质和附着藻,分开放置于1 L的玻璃烧杯.同时取水泥池的水样用玻璃纤维膜(上海兴亚孔径0.45 μm)过滤除去藻类与大颗粒物质后加入装有沉水植物的烧杯中进行预培养.烧杯置于光照培养箱中,光暗比为12 h:12 h,温度控制为光周期20 $^{\circ}\text{C}$,暗周期15 $^{\circ}\text{C}$,光照强度为110 $\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$,预培养7天.

表1 实验培养液磷、钙添加浓度(mg/L)分组设计

Tab.1 Additional concentrations of PO_4^{3-} and Ca^{2+} in each experimental treatment

实验编组	PO_4^{3-} - Ca^{2+}	PO_4^{3-} 添加	Ca^{2+} 添加
A	0-0	0	0
B	0.2-0	0.2	0
C	2-0	2	0
D	0-100	0	100
E	0.2-100	0.2	100
F	2-100	2	100

1.2 实验设计

预培养一周后将2种沉水植物的植株顶端转入1 L的烧杯中,每个烧杯中添加1 L不同磷浓度和钙浓度的培养液,4~5株植株顶端,鲜重约5 g.磷浓度设置了3个水平,分别是无添加磷(0 mg/L)、中浓度磷(0.2 mg/L)和高浓度磷(2 mg/L),外加钙浓度设置了2个水平,分别是无添加钙(0 mg/L)和添加钙(100 mg/L).因预培养水中钙离子浓度为25 mg/L,因此添加钙之后水体钙水平分别为25和125 mg/L.该研究一共有6种处理(表1).其中无机磷处理通过添加 K_2HPO_4 获得, Ca^{2+} 添加处理通过无水 CaCl_2 实现.平行处理为4个.

实验中植物的培养在光照培养箱中进行,培养的条件,包括光照和温度与预培养时一致.实验周期8天.实验每隔2天,在每个光周期开始时取培养液100 mL(不补充培养液).用来测定培养液的总磷(TP)和溶解性反应磷(SRP)浓度.

1.3 实验测量

TP浓度的测定采用钼酸铵分光光度法,参见《水和废水监测分析方法》(GB 11893-1989)^[36];SRP浓度的测定:将水样预先用0.45 μm 孔径的醋酸纤维滤膜,而后采用钼-锑-抗比色法进行测定.

实验结束后,将植物取出用自来水清洗,并用吸水纸擦干表面水分,分析天平称取鲜重(误差 ± 0.001 g),然后60 $^{\circ}\text{C}$ 烘48 h至恒重,分析天平称量干重(误差 ± 0.001 g).植株干重全磷按照钼锑抗比色法(GB 7887-1987)测量^[37];马弗炉焚烧(550 $^{\circ}\text{C}$,1 h)获得灰分以检测灰分磷的组成,植株灰分各成分磷的测量方法修改自Dou等^[38]的方法,具体步骤为:在植物灰化后,包括3个步骤:a)用50 mL蒸馏水萃取30 min以获得水溶性磷($\text{H}_2\text{O-P}$),b)用50 mL 1.0 mol/L的NaOH萃取20 h以获得有机磷(NaOH-P),c)用50 mL 1.0 mol/L的HCl萃取30 min以获得钙磷(HCl-P).分馏后获得的组分采取过硫酸钾氧化法(GB 11893-1989),将 $\text{H}_2\text{O-P}$ 、 NaOH-P 、 Ca-P 的含量相加得植物的灰分总磷^[38].

1.4 计算与数据分析

磷和钙对植物全磷、灰分磷以及灰分中磷组成($\text{H}_2\text{O-P}$ 、 NaOH-P 和 HCl-P)影响通过二元方差分析获得,各处理间的差异通过 t -test获得.数据处理分析使用SPSS 17.0分析.图表制作采用Origin 8.0软件.

2 结果与分析

2.1 不同处理条件下TP和SRP浓度的变化

在菹草培养体系中,随着时间的变化,溶液中TP浓度逐渐降低,第2天下降速度最快;TP浓度在2-0组和2-100组的变化无差异($P > 0.05$).第8天收获植物时,2-0组的TP浓度由初始平均值1.97 mg/L降至0.43 mg/L,降幅为78.17%;2-100组的TP浓度由初始平均值2.04 mg/L降至0.44 mg/L,降幅为78.43%.在金鱼藻培养体系中,TP浓度在第2天开始下降,随着时间变化,高磷浓度的两组(2-0组和2-100组)处理中TP

浓度先升高后降低($P < 0.01$),但总体 TP 浓度仍低于初始值($P < 0.01$).第 8 天收获植物时,2-0 组的 TP 浓度由初始值 2.06 mg/L 降至 1.01 mg/L,降幅为 50.97%;2-100 组的 TP 浓度由初始值 2.05 mg/L 降至为 0.85 mg/L,降幅为 58.53%.

0.2-0 组和 0.2-100 组的菹草溶液中 TP 浓度没有显著变化,平均值维持在 0.04~0.05 mg/L 之间.0.2-0 组的金鱼藻溶液中 TP 浓度下降幅度低于 0.2-100 组(0.2-0 组 0.11 mg/L;0.2-100 组 0.08 mg/L).

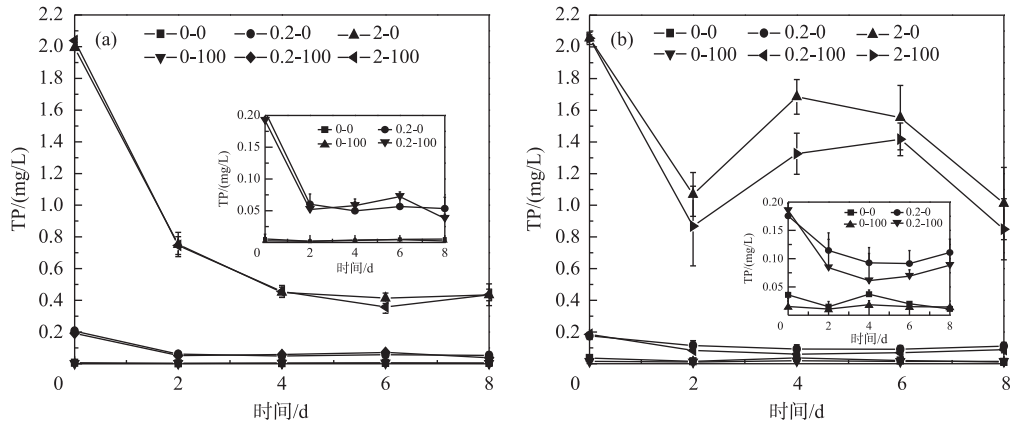


图 1 添加不同浓度 PO_4^{3-} - Ca^{2+} 水平处理下菹草体系溶液(a)和金鱼藻体系溶液(b)的 TP 浓度变化

Fig.1 TP concentration changes in solution of *Potamogeton crispus* L. (a) and in solution of *Ceratophyllum demersum* L. (b) in response to different concentrations of PO_4^{3-} and Ca^{2+} levels

在菹草体系中,随着时间的变化,溶液中 SRP 浓度逐渐降低.第 8 天收获菹草时,2-0 组的 SRP 浓度平均值为 0.38 mg/L,2-100 组为 0.33 mg/L.菹草体系中 2-100 处理组的 SRP 降低幅度低于 2-0 处理组($P < 0.05$).对于金鱼藻培养体系,第 2 天 SRP 显著降低,高磷浓度的两组(2-0 组和 2-100 组)处理中与 TP 浓度变化一致,SRP 浓度呈先升高后降低($P < 0.01$),但是总体浓度还是低于初始状态,第 8 天时,2-0 组 SRP 浓度为 0.86 mg/L;2-100 组 SRP 浓度为 0.72 mg/L.

0.2-0 组和 0.2-100 组的菹草溶液中,SRP 浓度变化趋势相同.0.2-100 组 SRP 浓度在 2d 时降低的更多,但随着时间推移,在 4d 时,0.2-0 组的 SRP 浓度降低到和 2-100 组相近,第 8 天收获植物时,0.2-0 组 SRP 浓度为 0.025 mg/L;0.2-100 组浓度为 0.023 mg/L.金鱼藻体系中,中等磷浓度两组 SRP 呈下降趋势,0.2-0 组浓度为 0.012 mg/L,0.2-100 组浓度为 0.008 mg/L.

2.2.2 2 种沉水植物灰分总磷和干重总磷含量的变化

对菹草而言,植物干重全磷和灰分总磷在高磷水平处理条件下最高;灰分总磷在高磷高钙水平(2-100 组)处理条件下最高,平均含量为 76.55 mg/g;在低磷低钙水平(0-0 组)含量最低,平均值为 35.32 mg/g.干重全磷在高磷低钙水平(2-0 组)含量最高,平均值为 5.82 mg/g;在低磷低钙水平(0-0 组)含量最低,平均值为 2.63 mg/g.

金鱼藻的灰分总磷在中等磷低钙水平(0.2-0 组)处理条件下含量最高,平均含量为 168.79 mg/g,在低磷高钙水平(0-100 组)含量最低,平均值为 86.01 mg/g.干重全磷含量在高磷高钙水平(2-100 组)条件下最高,平均含量为 7.37 mg/g;在低磷高钙(0-100 组)含量最低,平均值在 4.33 mg/g.金鱼藻在 0-0 组灰分总磷含量为 136.02 mg/g,干重全磷含量为 4.87 mg/g.

二元方差显示磷浓度显著影响了菹草的干重全磷和灰分总磷含量,磷浓度对灰分总磷变异的贡献比(95.64%)高于干重总磷(86.42%),钙浓度对灰分总磷有影响而对于干重全磷没有影响.金鱼藻的干重全磷含量受到磷浓度(37.19%)的影响,而灰分总磷受到磷(40.02%)和钙(42.90%)浓度的共同影响.

磷浓度显著影响了菹草和金鱼藻的干重总磷和灰分总磷含量,但菹草的干重磷含量的贡献百分比(86.42%)高于金鱼藻(37.19%),灰分磷含量的贡献百分比(95.64%)也高于金鱼藻(40.02%).

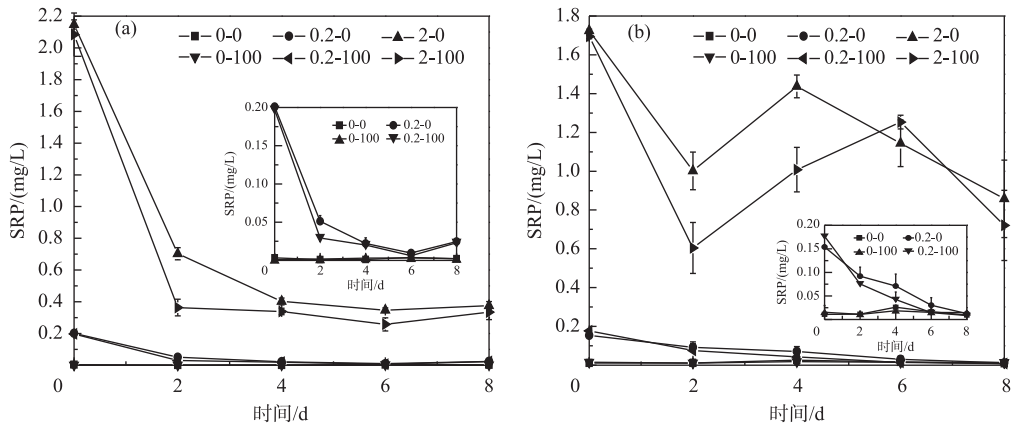


图2 添加不同浓度 PO_4^{3-} - Ca^{2+} 水平处理下菹草体系溶液 (a) 和金鱼藻体系溶液 (b) SRP 浓度变化

Fig.2 SRP concentration changes in solution of *Potamogeton crispus* L. (a) and in solution of *Ceratophyllum demersum* L. (b) in response to different concentrations of PO_4^{3-} and Ca^{2+} levels

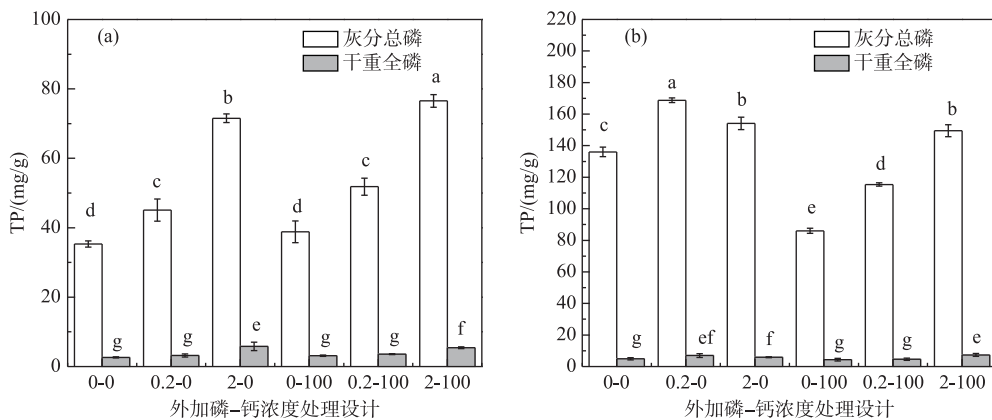


图3 添加不同浓度 PO_4^{3-} - Ca^{2+} 水平处理下的菹草 (a) 和金鱼藻 (b) 干重全磷和灰分总磷含量变化 (不同字母代表处理间差异显著)

Fig.3 Total phosphate content changes based on plant dry weight and based on plant ash of *Potamogeton crispus* L. (a) and *Ceratophyllum demersum* L. (b) in response to different concentrations of PO_4^{3-} and Ca^{2+} levels (Different letters indicated significant differences between treatments)

2.3 两种沉水植物的灰分磷组成和变化

植物灰分总磷由 $\text{H}_2\text{O-P}$ 、 NaOH-P 和 HCl-P 组成. 菹草和金鱼藻灰分中的 $\text{H}_2\text{O-P}$ 、 NaOH-P 和 HCl-P 均受到磷和钙的影响. 二元方差分析表明磷浓度显著影响了两种植物灰分总磷中 $\text{H}_2\text{O-P}$ 含量 (菹草 71.07%, 金鱼藻 26.56%), NaOH-P 含量 (菹草 84.74%, 金鱼藻 64.63%) 和 HCl-P 含量 (菹草 85.54%、金鱼藻 39.54%). 钙浓度显著影响了两种植物灰分总磷中 $\text{H}_2\text{O-P}$ 含量 (菹草 18.60%、金鱼藻 66.62%), NaOH-P 含量 (菹草 1.41%、金鱼藻 14.45%) 和 HCl-P 含量 (菹草 2.60%、金鱼藻 35.63%) (表 2).

菹草的 $\text{H}_2\text{O-P}$ 、 HCl-P 均在高磷高钙水平 (2-100 组) 含量最高 (图 4b, c), NaOH-P 在高磷低钙 (2-0 组) 含量最高 (图 4a). 在未添加和添加 0.2 mg/L 磷浓度下的溶液中, 钙离子添加对菹草的灰分 $\text{H}_2\text{O-P}$ 、 HCl-P 和 NaOH-P 含量均没有影响, 但在添加 2 mg/L 磷浓度下, 钙离子添加使 NaOH-P 含量降低, 而 $\text{H}_2\text{O-P}$ 、 HCl-P 含量升高. 未添加钙离子的 3 组处理中, 菹草 NaOH-P 含量随磷浓度升高而增加. 添加钙离子的 3 组处理中,

HCl-P 含量随磷浓度升高而增加.

金鱼藻的 H_2O-P 和 HCl-P 均在中等磷低钙水平(0.2-0组)含量最高(图 4b, c), 而 NaOH-P 在高磷高钙(2-100组)最高(图 4a). 未添加钙离子的 3 组处理中, 与 0-0 组相比, 0.2-0 和 2-0 组的 NaOH-P 显著升高, H_2O-P 和 HCl-P 在 0.2 mg/L 磷浓度下含量最高. 添加钙离子后, 金鱼藻灰分总磷中的 H_2O-P 、HCl-P 和 NaOH-P 含量均随着添加磷浓度的升高而增加. 在未添加和添加 0.2 mg/L 的磷浓度下, 添加钙离子降低了 H_2O-P 、HCl-P 和 NaOH-P 含量, 但 2 mg/L 磷浓度下, 添加钙离子只降低了 H_2O-P 和 HCl-P 含量, NaOH-P 含量升高.

3 讨论

3.1 溶液 TP 和 SRP 变化

不同沉水植物的生长速率存在差异, 因而对水体营养盐的需求和吸收能力不同. 例如在人工模拟太湖地区冬季的自然条件下, 伊乐藻对水体磷的去除效果比菹草更好^[39]. 但田琦等^[40]的研究发现菹草对总磷(TP: 3.35 mg/L)的去除能力较伊乐藻和金鱼藻强, 但金鱼藻对 SRP 的去除效率最高(42.02 $\mu\text{g}/(\text{d}\cdot\text{g}$ 鲜重)), 略强于菹草(40 $\mu\text{g}/(\text{d}\cdot\text{g}$ 鲜重)). 从溶液中 TP 和 SRP 浓度变化来看, 菹草、金鱼藻对水体中的磷均具有明显的去除效果, 但是去除能力不同. 在高浓度磷(2-0 组和 2-100 组)中, 菹草体系的 TP 浓度降低到 0.43~0.44 mg/L, SRP 浓度降低到 0.33~0.38 mg/L(图 1a, 图 2a); 而金鱼藻体系的 TP 浓度在 1.01~0.85 mg/L 之间, SRP 浓度在 0.86~0.72 mg/L 之间(图 1b, 图 2b). 这是因为虽然金鱼藻在受到较高营养胁迫时(N: 10~30 mg/L, P: 1~3 mg/L), 仍具有一定的去除水体中 N、P 的能力, 但这种净化能力随营养水平的升高(N: 30 mg/L, P: 3 mg/L)而降低^[41]. 在 2.0 mg/L 磷浓度下, 菹草对水体 TP 和 SRP 去除变化效果比金鱼藻明显, 这是因为菹草对高磷浓度(12.80 mg/L)的耐受性^[31]大于金鱼藻^[35]. 在第 4 天, 金鱼藻体系(2-0 组和 2-100 组)的 TP 和 SRP 浓度较前两天的值有所升高, 这与陈少裕^[42]的研究一致, 即沉水植物金鱼藻在重富营养化(陈少裕的研究 TP: 1 mg/L, 本研究 TP: 2 mg/L)时可能存在磷吸收-释放-再吸收的利用机制.

菹草体系添加钙离子组在第 2 天时 SRP 浓度低于未添加钙离子组, 金鱼藻体系添加钙离子组在第 6 天前的浓度均低于未添加钙离子(图 2), 表明添加钙离子使溶液中 SRP 浓度快速下降. 并且添加钙离子组的溶液中, SRP 变化比 TP 更为明显. 这与 Otsuki 等^[43]的研究相符合, 通常 SRP 能有效地与 CaCO_3 发生共沉淀.

3.2 两种植物的干重全磷和灰分总磷

沉水植物在湖泊中占优势时, 通过其过量吸收营养物质的特性^[44], 富集水体中的营养物质, 因此, 植物对磷的去除能力往往被表征为植物富集的磷^[40, 45-46]. 本研究中, 磷浓度显著影响了菹草和金鱼藻的干重全磷, 且干重全磷均在高磷水平处理下最高(菹草在高磷低钙水平(2-0 组), 金鱼藻在高磷高钙水平(2-100 组)), 这说明 2 种植物在高磷水平(2 mg/L)均可有效去除水体磷. 与未添加磷浓度组(0-0 组和 0-100 组)相比, 植物体内的磷含量随着水体中磷浓度的升高而增加(图 3), 这和 Kufel 和 Ozimek^[47]的实验结论一致, 水体中 SRP 浓度升高会增大植物生物量中的磷含量, 这表明植物干重磷一定程度上表征了植物对水体磷的去除能力. 然而, 沉水植物的生长具有一定周期性, 死亡的植物经自然腐烂分解后, 干重中直接吸附的磷由于吸附可逆性会快速溶解到水体中, 通过吸收利用的磷经微生物分解后会释放到水体中^[48-49], 参与水体的营养再循环; 只有不能被分解的磷部分保存在湖泊底泥中, 参与地球化学循环^[11, 50-51]. 其中, 通过生物沉积进入湖泊底泥中的这一部分磷才是植物从水体真正去除的磷^[20]. 本研究参照陈琦等^[20]的研究, 将植物的灰分总磷分为水溶性磷、有机磷和钙磷. 其中, 水溶性磷即为吸附磷, 有机磷能为微生物分解磷, 钙磷会进入底泥, 属于真正去除的磷.

表 2 外加磷和钙对植物磷差异的贡献比

Tab.2 Percentage of contribution of phosphorus and calcium to plant phosphorus differences

植物	指标	平方和百分比/%			
		磷浓度	钙浓度	磷×钙	误差
菹草	干重全磷	86.42 ***	1.65 ^{ns}	2.51 ^{ns}	9.43
	灰分总磷	95.64 ***	2.60 ***	0.18 ^{ns}	1.58
	水溶性磷	71.07 ***	18.60 ***	1.24 ^{ns}	9.09
	有机磷	84.74 ***	1.41 **	11.55 ***	2.30
	钙磷	85.54 ***	2.60 *	2.90 ^{ns}	8.96
金鱼藻	干重全磷	37.19 ***	3.12 ^{ns}	32.89 **	26.80
	灰分总磷	40.02 ***	42.90 ***	16.34 ***	0.74
	水溶性磷	26.56 ***	66.62 ***	5.2 ***	1.62
	有机磷	64.63 ***	14.45 ***	17.91 ***	3.00
	钙磷	39.54 ***	35.63 ***	23.23 ***	1.61

* 代表 $P < 0.05$ 水平上影响显著; ** 代表 $P < 0.01$; *** 代表 $P < 0.001$; ns 代表 $P > 0.05$.

若以灰分总磷作为植物富集水体磷的指标,本研究中,金鱼藻灰分总磷含量在0.2 mg/L 磷浓度下最高,而菹草灰分总磷含量在 2 mg/L 磷浓度下最高,这表明相对于金鱼藻,菹草对高磷水平有更强的耐受性,与马剑敏等的研究一致^[31,34-35,41]。

菹草干重全磷在高磷低钙(2-0组)含量最高,灰分总磷在高磷高钙(2-100组)含量最高(图 3a),此时钙磷含量最高(图 4c);金鱼藻干重全磷含量在高磷高钙水平(2-100组)下最高,灰分总磷含量在中等磷低钙水平(0.2-0组)处理条件下最高(图 3b),此时钙磷含量最高(图 4c)。干重磷与钙磷含量的趋势不一致,而灰分磷与钙磷含量趋势一致。由于钙磷是沉水植物真正意义上去除的磷,灰分磷比干重磷更能表征植物对水体磷的去除能力。

3.3 钙的添加对植物灰分磷组成的影响及其生态意义

水体中,磷作为微量组分,碳酸根为常量组分,磷和碳酸根共同竞争钙离子,发生 $\text{CaCO}_3\text{-P}$ 共沉淀需要适当的温度、pH 和相应的钙磷比。在荷兰 Veluwe 湖泊中,上覆水磷浓度为 0.1~0.2 mg/L,溶解性磷酸盐和方解石发生共沉淀时的磷钙比为 2.7~7.2 mg P/g Ca^[52]。郭文文^[53]发现,溶液中 $\text{CaCO}_3\text{-P}$ 共沉淀发生的最适条件: 50 g Ca/1 mg P,温度 25℃,pH 值在 9.58~9.70 之间,钙的沉淀率最大。本研究中,光培养周期温度为 20℃,暗培养周期为 15℃,初始 pH 值 8.0 左右,0.2-100 组(P: 0.2 mg/L, Ca^{2+} : 100 mg/L)的钙磷比为 500 mg Ca/1 mg P,培养液在加入磷溶液和钙溶液后不会马上发生共沉淀现象。因此,溶液中磷浓度的降低我们主要归因于植物本身对水体磷的吸附吸收。而 2-100 组(P: 2 mg/L, Ca^{2+} : 100 mg/L)的钙磷比为 50 mg Ca/1 mg P,但实际上,我们从滤膜过滤后的原水本身是含有 20~30 mg/L 的钙离子,因此 0-100 组、0.2-100 组和 2-100 组的钙离子浓度超过了 100 mg/L。实验开始时水体中的磷和钙离子不会发生 $\text{CaCO}_3\text{-P}$ 共沉淀,但伴随植物生长及光合作用使水体 pH 值升高,影响了磷和钙离子的浓度,从而导致 $\text{CaCO}_3\text{-P}$ 共沉淀的发生。

朱端卫等^[23]认为沉水植物驱动的水环境钙泵在水体磷循环中发挥着重要的作用,能将水柱中少量的 SRP 分配在碳酸钙中形成 $\text{CaCO}_3\text{-P}$ 共沉淀,导致水体中可溶性磷向难溶性磷转化。杨汉东对洪湖生态系统的研究表明,水生植物的叶和茎巨大有效表面积能承接大量钙盐沉淀物(主要以 CaCO_3 形式存在),植物进行灰化后,占其灰分的 86.2%^[54]。Siong 等^[19]研究发现,水柱中的磷能与碳酸钙发生共沉淀结合到植物的节间点,钙磷(HCl-P)形式的增加会增大磷营养盐的沉积。

大部分硬水中的水生植物均有沉淀 Ca 的能力^[55],水生植物光合作用吸收 CO_2 引起 pH 升高,导致磷酸盐和碳酸盐发生沉淀^[43],当光合作用更强烈时, $\text{CaCO}_3\text{-P}$ 除

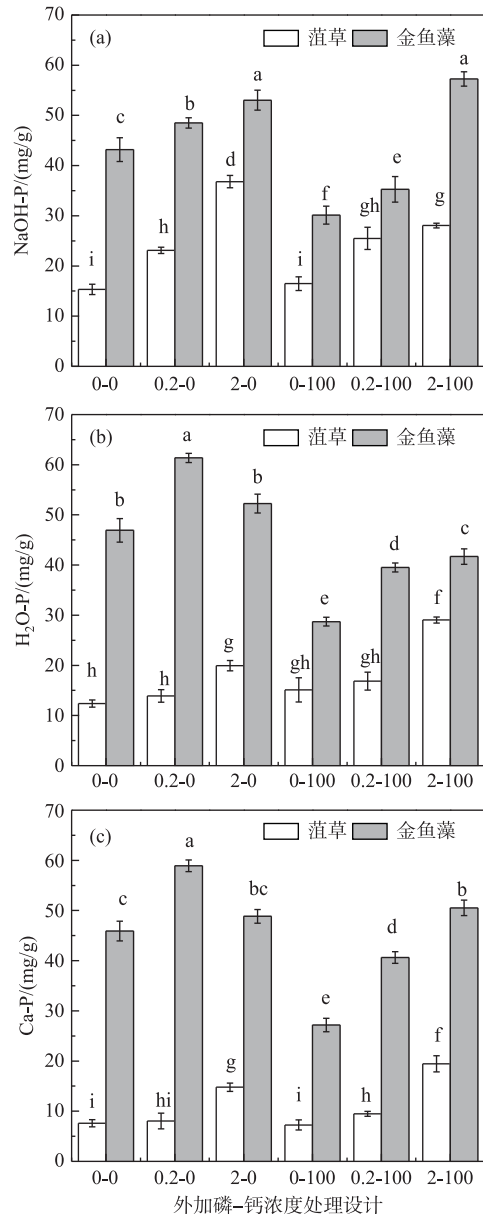


图 4 添加不同浓度磷-钙水平处理下的植物灰分磷中 NaOH-P、H₂O-P 和 HCl-P 含量

Fig.4 Contents of NaOH-P, H₂O-P and HCl-P based on plant ash in response to different concentrations of PO_4^{3-} and Ca^{2+} levels

磷效果更加明显^[56],与其它水生植物相比,轮藻对Ca的沉淀能力更强^[57],碳酸盐高达其干重的60%^[58].在Siong和Asaeda^[19]的研究中发现,钙化轮藻比非钙化轮藻能存储更多与碳酸钙共沉淀的磷.本研究中,在2 mg/L磷浓度下,添加钙离子使菹草的H₂O-P和HCl-P含量升高(图4b,c),NaOH-P含量降低(图4a),但总体灰分总磷含量升高(图3a),这表明钙离子添加可通过提高菹草吸附性磷和钙磷含量增强磷的富集.菹草的干重磷在2-0组含量最高,而灰分磷在2-100组含量最高,主要是因为添加钙离子与水体中的磷发生了共沉淀,导致水体中SRP浓度降低(图2a),菹草对磷的吸收减少,使有机磷含量降低,而共沉淀和吸附作用增强,使钙磷和水溶性磷含量升高,经灰分处理后菹草中的HCl-P被保留下来,有机磷易被分解,因此灰分磷在2-100组最高,而干重磷在2-0组最高.

对于金鱼藻而言,由于高磷浓度下(2 mg/L)的解吸附过程,无钙离子添加时,与0.2 mg/L磷浓度相比,2 mg/L磷浓度下的H₂O-P和HCl-P含量显著降低,但钙离子添加显著降低了水体中磷含量(图1b,图2b)的同时,提高了高磷浓度下的植物NaOH-P含量(图4a),这是因为2-100组中的SRP浓度降低至0.6 mg/L左右(图2b),磷对植物的胁迫作用降低,金鱼藻能通过自身作用吸收水体中的磷,导致NaOH-P含量的升高.对比未添加钙离子组,灰分中H₂O-P和HCl-P含量的降低(图4b)导致灰分总磷含量的降低(图3b),金鱼藻的干重磷在2-100组含量最高,而灰分磷含量在0.2-0组最高.

显然,本研究中,100 mg/L的钙离子添加影响了两种植物对水体磷的去除方式和能力,对于菹草而言,是通过提高吸附性磷和钙磷含量增强磷的富集,对于金鱼藻而言,则是显著升高了灰分中有机磷的含量(图4).这表明在高磷水平下,金鱼藻对水体磷的去除主要是通过吸收作用,如前所述.由于有机磷在植物腐烂时会经由微生物分解重新进入水体,造成“二次污染”^[14],因此,金鱼藻灰分有机磷含量升高仅能表征植物生长时期对水体磷的高富集能力,而不等于金鱼藻对水体磷的真正去除能力.但CaCO₃-P不具有生物活性^[19],能在沉积物中长期存储.在水生态系统中,植物以HCl-P形式来富集水体更多的磷,会增大磷营养盐的沉积,降低水体磷含量抑制浮游植物的生长,从而稳定清水稳态.本研究中,添加钙离子后,菹草通过提高HCl-P含量增强磷的富集(图4),表现出比金鱼藻更强的形成CaCO₃-P共沉淀的能力.

4 结论

1)培养周期内,菹草和金鱼藻均能通过吸收、吸附和CaCO₃-P共沉淀作用有效富集水体中的磷,且钙离子添加后,菹草对水体磷的富集效率高于金鱼藻.

2)菹草的干重总磷在高磷低钙(2-0组)水平含量最高,灰分总磷及钙磷均在高磷高钙(2-100组)水平含量最高,而金鱼藻干重磷在高磷高钙(2-100组)水平含量最高,灰分总磷及钙磷含量均在中等磷低钙(0.2-0组)水平最高.干重磷与钙磷含量的趋势不一致,而灰分磷与钙磷含量趋势一致,因此,以干重磷和灰分磷分别表征植物富集水体磷的能力,会得出不同的结论,灰分磷比干重磷更能表征植物对水体磷的去除能力.

3)添加钙离子对2种植物的影响不同.在2 mg/L的磷浓度下,添加钙离子使菹草的H₂O-P和HCl-P含量升高,NaOH-P含量降低;而添加钙离子使金鱼藻NaOH-P含量升高,H₂O-P和HCl-P含量均降低.这表明菹草通过提高吸附性磷和钙磷含量增强磷的富集,而金鱼藻则只提高有机磷含量.显然,水体富营养化背景下,相较于金鱼藻,菹草具有更强的形成CaCO₃-P共沉淀的能力,具备竞争优势.

5 参考文献

- [1] Wang F, Liang L, Zhang Y *et al.* Eco-hydrological model and critical conditions of hydrology of the wetland of erdos larus relictus nature reserve. *Acta Ecologica Sinica*, 2009, **29**(5): 307-313.
- [2] Nakamura K, Kayaba Y, Nishihiro J *et al.* Effects of submerged plants on water quality and biota in large-scale experimental ponds. *Landscape and Ecological Engineering*, 2008, **4**(1): 1-9.
- [3] Carpenter SR, Lodge DM. Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. *Aquatic Botany*, 1986, **26**(3/4): 341-370.
- [4] Pu PM, Wang GX, Li ZK *et al.* Degradation of healthy aqua-ecosystem and its remediation: Theory, technology and application. *J Lake Sci*, 2001, **13**(3): 193-203. DOI: 10.18307/2001.0301. [濮培民, 王国祥, 李正魁等. 健康水生态系

- 统的退化及其修复——理论、技术及应用. 湖泊科学, 2001, 13(3): 193-203.]
- [5] Qin BQ, Gao G, Hu WP *et al.* Reflections on the theory and practice of shallow lake ecosystem restoration. *J Lake Sci*, 2005, 17(1): 9-16. DOI: 10.18307/2005.0102. [秦伯强, 高光, 胡维平等. 浅水湖泊生态系统恢复的理论与实践思考. 湖泊科学, 2005, 17(1): 9-16.]
- [6] Song YZ, Yang MJ, Qin BQ. Physiological response of *Vallisneria natans* to nitrogen and phosphorus contents in eutrophic waterbody. *Environmental Science*, 2011, 32(9): 2569-2575. [宋玉芝, 杨美玖, 秦伯强. 苦草对富营养化水体中氮磷营养盐的生理响应. 环境科学, 2011, 32(9): 2569-2575.]
- [7] Li LL, Tang XM, Gao G *et al.* Influence of submerged vegetation restoration on bacterial diversity and community composition in West Lake. *J Lake Sci*, 2013, 25(2): 188-198. DOI: 10.18307/2013.0203. [李琳琳, 汤祥明, 高光等. 沉水植物生态修复对西湖细菌多样性及群落结构的影响. 湖泊科学, 2013, 25(2): 188-198.]
- [8] Wang LZ, Wang GX, Yu ZF *et al.* Effects of *Vallisneria natans* on sediment phosphorus fractions and transfer during the growth period. *J Lake Sci*, 2011, 23(5): 753-760. DOI: 10.18307/2011.0513. [王立志, 王国祥, 俞振飞等. 苦草 (*Vallisneria natans*) 生长期对沉积物磷形态及迁移的影响. 湖泊科学, 2011, 23(5): 753-760.]
- [9] Huang L, Wu NC, Tang T *et al.* Enrichment and removal of nutrients in eutrophic water by aquatic macrophytes. *China Environmental Science*, 2010, 30(S1): 1-6. [黄亮, 吴乃成, 唐涛等. 水生植物对富营养化水系统中氮、磷的富集与转移. 中国环境科学, 2010, 30(S1): 1-6.]
- [10] Jang XY, Huo JP, Huang L *et al.* Experimental study on enrichment of nitrogen and phosphorus in several hydrophytes. *Environmental Protection Science*, 2006, 32(6): 13-16. [蒋鑫焱, 翟建平, 黄蕾等. 不同水生植物富集氮磷能力的试验研究. 环境保护科学, 2006, 32(6): 13-16.]
- [11] Li WC, Chen KN, Wu QL *et al.* Experimental studies on decomposition process of aquatic plant material from east Taihu Lake. *J Lake Sci*, 2001, 13(4): 331-336. DOI: 10.18307/20010407. [李文朝, 陈开宁, 吴庆龙等. 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.]
- [12] Pan HY, Xu XH, Gao SX. Study on process of nutrition release during the decay of submerged macrophytes. *Research of Environmental Sciences*, 2008, 21(1): 64-68. [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.]
- [13] Tang JY, Cao PP, Xu C *et al.* Effects of aquatic plants during their decay and decomposition on water quality. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2013, 24(1): 83-89. [唐金艳, 曹培培, 徐驰等. 水生植物腐烂分解对水质的影响. 应用生态学报, 2013, 24(1): 83-89.]
- [14] Jiang YS, Chen H, Ma ZM *et al.* Field study on effect of harvesting submerged plant during growing season for ecological management of eutrophicated water. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2013, 7(4): 1351-1358. [姜义帅, 陈灏, 马作敏等. 利用沉水植物生长期收割进行富营养化水体生态管理的实地研究. 环境工程学报, 2013, 7(4): 1351-1358.]
- [15] Scheffer M, Carpenter S, Foley JA *et al.* Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 2001, 413: 591-596.
- [16] Wang LZ, Wang GX, Yu ZF *et al.* Influence of submerged macrophytes on phosphorus transference between sediment and overlying water in the growth period. *Environmental Science*, 2012, 33(2): 385-392. [王立志, 王国祥, 俞振飞等. 沉水植物生长期对沉积物和上覆水之间磷迁移的影响. 环境科学, 2012, 33(2): 385-392.]
- [17] Ge XG, Wang GX, Wang LZ *et al.* Effects on the transformation of phosphorus in sediment with growing of *Vallisneria natans*. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34(20): 5802-5811. [葛绪广, 王国祥, 王立志等. 苦草生长对沉积物中磷迁移转化的影响. 生态学报, 2014, 34(20): 5802-5811.]
- [18] Christianse NH, Andersen F, Jensen HS. Phosphate uptake kinetics for four species of submerged freshwater macrophytes measured by a ³³P phosphate radioisotope technique. *Aquatic Botany*, 2016, 128: 58-67.
- [19] Siong K, Asaeda T. Does calcite encrustation in Chara provide a phosphorus nutrient sink? *Journal of Environmental Quality*, 2006, 35(2): 490-494.
- [20] Chen Q, Huang F, Wang HY *et al.* The addition of HCO₃⁻ and phosphorus on the phosphorus accumulation and fractionation of phosphorus in plant residuals for two submerged plants. *Journal of Hydroecology*, 2019, 40(3): 58-64. [陈琦, 黄飞, 王和云等. 无机碳和磷添加对两种沉水植物磷富集和灰分磷组成的影响. 水生态学杂志, 2019, 40(3): 58-64.]
- [21] Hepler PK. Calcium, a central regulator of plant growth and development. *Plant Cell*, 2005, 17(8): 2142-2155.

- [22] Ni LS. Effect of *Potamogeton crispus* on calcium and phosphorus cycle in lake sediments and overlying water of Middle Yangtze River [Dissertation]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2010. [倪玲珊. 菹草对长江中游湖泊沉积物及上覆水间钙、磷循环的影响 [学位论文]. 武汉: 华中农业大学, 2010.]
- [23] Zhu DW, Zhu H, Li LS *et al.* Relationship between calcium pump driven by submerged macrophytes and phosphorus cycle in water. *J Lake Sci*, 2012, **24**(3): 355-361. DOI: 10.18307/2012.0305. [朱端卫, 朱红, 倪玲珊等. 沉水植物驱动的水环境钙泵与水体磷循环的关系. 湖泊科学, 2012, **24**(3): 355-361.]
- [24] Wu FC, Wang GJ. New evidence and causes of biogenetic formation of calcium carbonate in freshwater Lakes. *Bulletin of Mineralogy, Petrology and Geochemistry*, 1994, (2): 71-72. [吴丰昌, 万国江. 淡水湖泊碳酸钙原生沉淀生物成因新证据和成因解释. 矿物岩石地球化学通讯, 1994, (2): 71-72.]
- [25] Zhang DY, Pan XL, Zhang JM. Effects of environmental factors on calcification kinetics of *Synechocystis* sp. *Bulletin of Mineralogy, Petrology and Geochemistry*, 2008, (2): 105-111. [张道勇, 潘响亮, 张京梅. 环境因子对 *Synechocystis* sp. 钙化动力学的影响. 矿物岩石地球化学通报, 2008, (2): 105-111.]
- [26] Dittrich M, Koschel R. Interactions between calcite precipitation (natural and artificial) and phosphorus cycle in the hard-water lake. *Hydrobiologia*, 2002, **469**(1-3): 49-57.
- [27] Hupfer M, Pothig R, Bruggemann R *et al.* Mechanical resuspension of autochthonous calcite (Seekreide) failed to control internal phosphorus cycle in a eutrophic lake. *Water Research*, 2000, **34**(3): 859-867.
- [28] Wang HZ, Wang SG. Study on phosphorus recovery by calcium phosphate precipitation from wastewater treatment plant. *China Water & Wastewater*, 2006, **22**(9): 93-96. [汪慧贞, 王绍贵. 以磷酸钙盐形式从污水厂回收磷研究. 中国给水排水, 2006, **22**(9): 93-96.]
- [29] Bao XM, Chen KN, Fan CX. Effectiveness of controlling internal phosphorus loading by using chemical substance. *Ecology and Environment*, 2007, **16**(1): 8-11. [包先明, 陈开宁, 范成新. 化学物添加控制湖泊内源磷负荷的有效性研究. 生态环境, 2007, **16**(1): 8-11.]
- [30] Ren WJ. Purification efficiency of submerged macrophytes for the wetland environment in Baiyangdian Lake [Dissertation]. Baoding: Agricultural University of Hebei, 2011. [任文君. 沉水植物对白洋淀湿地环境净化效果的研究 [学位论文]. 保定: 河北农业大学, 2011.]
- [31] Ma JM, Jin TX, Li J *et al.* Response of *Elodea nuttallii*, *Vallisneria spiralis* and *Potamogeton crispus* to acute stress of phosphorus. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2008, **32**(3): 408-412. [马剑敏, 靳同霞, 李今等. 伊乐藻、苦草和菹草对磷急性胁迫的响应. 水生生物学报, 2008, **32**(3): 408-412.]
- [32] Cao T, Ni LY. Responses of antioxidants of *Ceratophyllum demersum* to the increase of inorganic nitrogen in water column. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2004, **28**(3): 299-303. [曹特, 倪乐意. 金鱼藻抗氧化酶对水体无机氮升高的响应. 水生生物学报, 2004, **28**(3): 299-303.]
- [33] Ma XH, Dai YR, Wu J *et al.* Strategies of *Ceratophyllum demersum* to govern algal phosphorus-acquisition and algal proliferation. *J Lake Sci*, 2017, **29**(1): 186-192. DOI: 10.18307/2017.0120. [马晓航, 代嫣然, 吴娟等. 金鱼藻 (*Ceratophyllum demersum*) 调控浮游植物捕获磷与生长的策略. 湖泊科学, 2017, **29**(1): 186-192.]
- [34] Li YX, Xiao J. Physiological of *Ceratophyllum demersum* under different concentrations of TP. *Journal of Taishan University*, 2009, **31**(3): 86-90. [李运祥, 肖军. 不同磷营养水平下金鱼藻的生理响应. 泰山学院学报, 2009, **31**(3): 86-90.]
- [35] Xiong J, Huang JT, Nie L *et al.* The effects of concentration on purification ability and eco-physiology of *Ceratophyllum demersum*. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2013, **37**(6): 1066-1072. [熊剑, 黄建团, 聂雷等. 不同营养条件对金鱼藻净化作用及其生理生态的影响. 水生生物学报, 2013, **37**(6): 1066-1072.]
- [36] Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China, Editorial Board of Water and Wastewater Monitoring and Analysis Methods eds. *Water and Wastewater Monitoring and Analysis Methods*: 4th edition. Beijing: China Environmental Science Press, 2002: 234-256. [国家环境保护总局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法: 第4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 234-256.]
- [37] Dong M, Wang YF, Kong FZ *et al.* eds. *Survey and analysis of terrestrial biotopes*. Beijing: China Standard Press, 1996: 264-266. [董明, 王义凤, 孔繁志等. 陆生生物群落调查观察与分析. 北京: 中国标准出版社, 1996: 264-266.]
- [38] Dou Z, Toth JD, Galligan DT *et al.* Laboratory procedures for characterizing manure phosphorus. *Journal of Environmental Quality*, 2000, **29**(2): 508-514.

- [39] Huang L, Huo JP. Removals of nitrogen and phosphorus in Taihu Lake water by four hydrophytes in winter season. *Journal of Agro-Environment Science*, 2005, **24**(2): 366-370. [黄蕾, 翟建平, 王传瑜等. 4种水生植物在冬季脱氮除磷效果的试验研究. 农业环境科学学报, 2005, **24**(2): 366-370.]
- [40] Tian Q, Wang PF, Ouyang P *et al.* Purification of eutrophic water with five submerged hydrophytes. *Water Resources Protection*, 2009, **25**(1): 14-17. [田琦, 王沛芳, 欧阳萍等. 5种沉水植物对富营养化水体的净化能力研究. 水资源保护, 2009, **25**(1): 14-17.]
- [41] Wang J, Gu YF, Zhu ZY. Physiological responses of *Ceratophyllum demersum* L. under different concentrations of nutrient. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2005, **16**(2): 337-340. [王璐, 顾宇飞, 朱增银. 不同营养状态下金鱼藻的生理响应. 应用生态学报, 2005, **16**(2): 337-340.]
- [42] Chen SY. Injury of membrane lipid peroxidation to plant cell. *Plant Physiology Communications*, 1991, **27**(2): 84-90. [陈少裕. 膜脂过氧化对植物细胞的伤害. 植物生理学通讯, 1991, **27**(2): 84-90.]
- [43] Otsuki A, Wetzel RG. Coprecipitation of phosphate with carbonates in a marl lake. *Limnology and Oceanography*, 1972, **17**(5): 763-767.
- [44] Wu ZB, Qiu DR, He F *et al.* Effects of rehabilitation of submerged macrophytes on nutrient level of a eutrophic lake. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, **14**(8): 1351-1353. [吴振斌, 邱东茹, 贺锋等. 沉水植物重建对富营养水体氮磷营养水平的影响. 应用生态学报, 2003, **14**(8): 1351-1353.]
- [45] Wang LZ. Influence of two submerged macrophytes on pore water phosphorus concentration. *Acta Ecologica Sinica*, 2015, **35**(4): 1051-1058. [王立志. 两种沉水植物对间隙水磷浓度的影响. 生态学报, 2015, **35**(4): 1051-1058.]
- [46] Jin SQ, Zhou JB, Bao WH *et al.* Comparison of nitrogen and phosphorus uptake and water purification ability of five submerged macrophytes. *Environmental Science*, 2017, **38**(1): 156-161. [金树权, 周金波, 包薇红等. 5种沉水植物的氮、磷吸收和水质净化能力比较. 环境科学, 2017, **38**(1): 156-161.]
- [47] Kufel L, Ozimek T. Can Chara control phosphorus cycling in Lake Łuknajno (Poland)? *Hydrobiologia*, 1994, **275-276**(1): 277-283.
- [48] Asaeda T, Trung VK, Manatunge J. Modeling the effects of macrophyte growth and decomposition on the nutrient budget in shallow lakes. *Aquatic Botany*, 2000, **68**(3): 217-237.
- [49] Han HJ, Zhai SJ, HU WP. Modelling nitrogen and phosphorus transfer in *Potamogeton malaianus* Miq. decomposition. *Environmental Science*, 2010, **31**(6): 1483-1488. [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.]
- [50] James WF, Barko JW, Field SJ. Phosphorus mobilization from littoral sediments of an inlet region in Lake Delavan, Wisconsin. *Archetecture Hydrobiologia*, 1996, **138**(2): 245-257.
- [51] Du ST, Shentu JL, Luo BF *et al.* Facilitation of phosphorus adsorption onto sediment by aquatic plant debris. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, **191**(1-3): 212-218.
- [52] Danen-Louwerse HJ, Lijklema L, Coenratts M. Coprecipitation of phosphate with calcium carbonate in Lake Veluwe. *Water Research*, 1995, **29**(7): 1781-1785.
- [53] Guo WW. Characteristic study on CaCO_3 -P coprecipitation under the condition of *Potamogeton crispus* growth and chemical simulation [Dissertation]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2013. [郭文文. 菹草生长及模拟条件下 CaCO_3 -P 共沉淀特性研究[学位论文]. 武汉: 华中农业大学, 2013.]
- [54] Yang HD. The geochemical characteristics of calcium in the ecosystem of Lake Honghu. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 1996, **20**(1): 91-92. [杨汉东. 洪湖生态系统钙的地球化学特征. 水生生物学报, 1996, **20**(1): 91-92.]
- [55] Wetzel RG. Marl encrustation on hydrophytes in several michigan lakes. *Oikos*, 1960, **11**(2): 223-236.
- [56] Pentecost A, Franke U. Photosynthesis and calcification of the stromatolitic freshwater cyanobacterium, *Rivularia*. *European Journal of Phycology*, 2010, **45**(4): 345-353.
- [57] Gomes PIA, Asaeda T. Phycoremediation of Chromium (VI) by *Nitella* and impact of calcium encrustation. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, **166**(2/3): 1332-1338.
- [58] Nes EHV, Scheffer M, Berg MSVD *et al.* Charisma: a spatial explicit simulation model of submerged macrophytes. *Ecological Modelling*, 2003, **159**(2/3): 103-116.