

DOI: 10.5846/stxb201305050929

葛绪广, 王国祥, 陈成忠, 王立志. 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.

Ge X G, Wang G X, Chen C Z, Wang L Z. Effects on the Transformation of Phosphorus in Sediment with Growing of *Vallisneria natans*. Acta Ecologica Sinica, 2014, 34(20): 5802-5811.

苦草生长对沉积物中磷迁移转化的影响

葛绪广¹, 王国祥^{2,*}, 陈成忠¹, 王立志³

(1. 湖北师范学院地理科学系, 黄石 435002;

2. 南京师范大学地理科学学院, 江苏省环境演变与生态建设重点实验室, 南京 210046;

3. 临沂大学, 山东省水土保持与环境保育重点实验室, 临沂 276000)

摘要: 构建了不同营养盐负荷的沉积物环境“水-苦草-沉积物”生态系统, 监测分析了沉积物中总磷(TP)、生物可获得磷及其环境因子的垂直分布及变化, 以苦草为例, 研究了沉水植物生长对沉积物中磷迁移转化的影响, 结果表明: 生长期的苦草通过改变沉积物环境因子或自身的生理活动, 直接或间接地对沉积物中不同形态磷的迁移转化产生了影响, 并随着深度的增加而出现不同的变化。具体表现在, 低(L)、中(M)、高(H)营养负荷的沉积物总磷(TP), 相对于初始值均有不同程度的下降, 但苦草组下降的幅度大, 分别比对照组多下降了 11.63、18.50 和 46.25 mg/kg; 在垂直方向上均表现出随深度的增加 TP 呈减少趋势, 苦草对沉积物影响的深度随根系的活动范围变化而变化, 根系增长最长(比试验初始增加了 9.2 cm)的低营养负荷苦草组(LV), 可影响到 6 cm 以下的沉积物; 中营养负荷苦草组(MV)、高营养负荷苦草组(HV)根系增加不明显(分别为 2.60 和 2.10 cm), 影响深度主要在 6 cm 以内; 检验发现, 苦草组与对照组差异显著($P < 0.05$)。交换态磷(Ex-P)、铝磷(Al-P)随深度增加而升高, 苦草组小于对照组; 铁磷(Fe-P), 随深度的增加而降低, 苦草组大于对照组, 其中, 在 L、M、H 中, 苦草组的 Ex-P 分别比对照组下降了 0.065、0.215 和 1.483 mg/kg, Al-P 分别为 1.198、2.040 和 2.390 mg/kg; LV 中苦草的影响深度可达到 10 cm 的深, 而 MV、HV 中主要集中在 6 cm 以内; 苦草组中的 Fe-P 分别比对照组高 8.135、16.689 和 8.598 mg/kg, 在垂直方向上的变化幅度亦大于对照组。检验发现, L 中苦草组 Ex-P 与对照组有极显著差异($P < 0.01$), M、H 苦草组与对照组无显著差异($P > 0.05$); L、M、H 中 Al-P、Fe-P 苦草组与对照组均无显著差异($P > 0.05$)。

关键词: 苦草; 沉积物; 磷迁移

Effects on the transformation of phosphorus in sediment with growing of *Vallisneria natans*

GE Xuguang¹, WANG Guoxiang^{2,*}, CHEN Chengzhong¹, WANG Lizhi³

1 Department of Geographical Science, Hubei Normal University, Huangshi 435002, China

2 Jiangsu Key Laboratory of Environmental Change and Ecological Construction, College of Geographic Science, Nanjing Normal University, Nanjing, Jiangsu 210046, China

3 Shandong Provincial Key Laboratory of Soil Conservation and Environmental Protection, Linyi University, Linyi 276000, China

Abstract: Phosphorus is a very important limiting factor in nutrient cycling. Sediments act as both sinks and sources of phosphorus due to continuous transport of chemical species across the sediment-water interface. The submerged macrophyte has an important influence on the migration and transformation of phosphorus in sediments. In order to investigate the impact of the macrophyte on the transformation of phosphorus in sediment, *Vallisneria natans* was taken as an example, and the ecological system of water - *Vallisneria natans* - sediment was constructed in different nutrient levels of sediments. The

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(40873057); 湖北师范学院人才引进项目; 山东省水土保持与环境保育重点实验室开放基金(stkf201206)

收稿日期: 2013-05-05; **修订日期:** 2014-05-16

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: wangguoxiang@njnu.edu.cn

variations of phosphorus and environmental factors were measured during the growing season of *Vallisneria natans*. The result showed that *Vallisneria natans* directly and indirectly influenced the migration and transformation of different phosphorus forms in different degree. In addition, the transformation of phosphorus showed different variation tendencies as the sediments depth increased. In oligotrophic sediment (L), moderate eutrophic sediment (M) and eutrophic sediment (H), total phosphorus (TP) showed decreasing trends at various levels. However, the decreasing rate of TP in *Vallisneria natans* group was larger than that of the control group, and they had, on average, decreased more 11.63, 18.50 and 46.25 mg/kg than the control group, respectively. TP had a decreasing trend with increasing depth. The extent and influence of *Vallisneria natans* on sediment depended on the range of its root action. In oligotrophic sediment and *Vallisneria natans* group (LV), the root length increased 9.2 cm than the initial value, and it could affect the sediment depth over 6 cm. But they affected the sediments depth within 6cm because they didn't increase significantly in the root length. There was a significant difference between *Vallisneria natans* group and the control group ($P < 0.05$). Exchangeable-phosphorus (Ex-P) and aluminum bound phosphorus (Al-P) of *Vallisneria natans* group increased with increasing depth, and they were lower than those of the control group in L, M and H. Moreover, the extent of variation in *Vallisneria natans* group was significantly greater than that of the controls ($P < 0.05$). Iron bound phosphorus (Fe-P) decreased with increasing depth. Fe-P of *Vallisneria natans* group was higher than that of the control group in vertical direction. Ex-P had, on average, decreased more 0.065, 0.215 and 1.483 mg/kg than the control group, respectively. Meanwhile Al-P had on average, decreased more 1.198, 2.040 and 2.390 mg/kg than the control group, respectively. But Fe-P had, on average, increased more 8.135, 16.689 and 8.598 mg/kg than the control group, respectively. *Vallisneria natans* affected the sediment depth to 10 cm in LV. But it affected the depth within 6 cm in moderate eutrophic sediment and *Vallisneria natans* group (MV) and eutrophic sediment and *Vallisneria natans* group (HV). As for Ex-p, there was an significant difference between *Vallisneria natans* group and the control group in L ($P < 0.01$), but there were no significant differences in others ($P > 0.05$). As for Al-P and Fe-P, there were no significant differences in L, M and H ($P > 0.05$).

Key Words: *Vallisneria natans*; sediment; phosphorus transferred

湖泊富营养化愈演愈烈,早已成为我国湖泊的主要问题。大量研究表明,磷是影响湖泊富营养化的关键性限制因素之一^[1-2]。水体中的磷按来源可分为外源性磷和内源性磷,有些湖泊 95% 以上的外源磷负荷被削减之后,蓝藻水华依然肆虐^[3-5]。美国 Coeur d'Alene 湖的研究中证实,全湖内源性磷酸盐的释放量与该湖入湖河流的外源性磷酸盐输入量相当^[6]。Port Phillip 湾的营养盐循环研究中发现磷的内源再生量为湖泊溶解性磷酸盐的 72%^[7]。因此,控制和削减湖泊“内源性”磷负荷引起了关注^[8],沉积物磷的迁移转化成为新的研究热点,磷能否与沉积物发生界面交换取决于其形态,不同结合态的磷具有不同的地球化学行为和生物有效性,只有某些形态的磷(如交换态磷(Ex-P)、铝结合磷(Al-P)、铁结合磷(Fe-P))被称为生物可获得磷^[9-11],在物理化学及生物学等因素的作用下,通过解吸、溶解、还原

等过程而释放到水中,转化为生物可直接利用的磷,成为影响水域营养状况及诱发富营养化的重要因素^[12-14]。

苦草(*Vallisneria natans*),俗名面条草、扁担草、水韭菜等,为最常见的沉水植物之一,广泛分布于我国南北各省区,在淡水湖泊、沟渠、池塘、内河航道的静水或流动水体中均能很好地生长^[15]。苦草生态适应性广,能进行克隆生长,再生能力强,群落破坏后恢复时间短,吸附污染物能力强,是减少水体污染,缓解水体富营养化程度的重要沉水植物^[16]和重建水生植被的重点先锋种之一^[17]。本试验运用不同营养盐负荷的沉积物培养苦草,比较沉积物中不同深度中磷的迁移及主要环境因子的垂直变化,试图揭示沉水植物作用下沉积物不同深度底质中磷的迁移规律,为利用沉水植物修复富营养湖泊提供科学基础。

1 材料与方法

1.1 材料

研究所用苦草取自南京师范大学仙林校区水环境生态修复中试平台水道,在水环境生态修复中试平台内驯化培养 2 个星期,选取生长良好、长势一致的植株做试验材料。

1.2 实验处理

不同磷负荷的沉积物,具有不同的磷迁移转化方式,对外界抗干扰的能力也不同,综合以上因素,本研究主要选择了长江中下游地区常见水体的 3 种磷负荷的沉积物,相关指标如表 1、2 所示。按营养盐负荷的高低排序为低(L)、中(M)、高(H)营养盐负荷的沉积物,分别作底质培养苦草,同时作无植物组对照(LC、MC、HC),试验设 3 个实验组(LV、MV、HV),每种处理 3 个平行。

表 1 沉积物营养状况
Table 1 The nutritional status of the sediments

营养状况 Nutritional status	总磷 TP/(mg/kg)	总氮 TN/(mg/kg)	有机质 Organic matter/(mg/kg)
低营养 Oligotrophic sediment (L)	389.19	293.21	1242.76
中营养 Moderate eutrophic (M)	620.86	2711.03	27935.93
高营养 Eutrophic sediment (H)	1078.86	3832.52	39577.84

表 2 不同沉积物的粒径组成
Table 2 Size composition of the sediments

营养状况 Nutritional status	粒/% Sand 1—0.05mm	粗粉粒/% Coarse silt 0.05—0.01mm	中粉粒/% Medium silt 0.01—0.005mm	细粉粒/% Fine silt 0.005—0.001mm	粘粒/% Clay <0.001mm
低营养 Oligotrophic sediment (L)	82.81	8.50	4.07	4.00	0.62
中营养 Moderate eutrophic (M)	5.28	41.28	26.11	23.55	3.79
高营养 Eutrophic sediment (H)	2.90	45.76	28.06	19.73	3.54

实验在玻璃温室内进行,实验容器为下底直径×上口直径×高=45 cm×55 cm×80 cm 的塑料桶;每桶装厚 10 cm 沉积物,栽种 30 株苦草(鲜重 75 g),用自来水培养,实验水深为 55 cm,并每隔 30 d 补充一定量的蒸馏水,以弥补蒸发和采样带来的水量损耗。

1.3 取样与分析

取样间隔时间为 30 d,沉积物采用微型柱状采泥器分层采集,从上向下,间隔 2 cm,每次每桶采集 5 个微型柱状样(横切面直径 2 cm),3 个重复混合;采集后的样品室温(25℃)风干,对风干前后的样品称重,以计算由采样带来的总体磷和水量的损耗,将风干后沉积物样品与植物根系分离,过 100 目筛后充分混匀,然后进行沉积物中各形态磷分析;沉积物中总磷(TP)、不同形态的无机磷 Ex-P、Al-P、Fe-P 含量采用 SMT 和文献^[18]方法测定。

采集沉积物样品的同时采集植物样品,测定生物量及根系分布状况,并测定根长及根直径,根长采用分度值为 1 mm 的刻度尺测量。

1.4 数据处理

实验所得数据采用 Excel、SPSS 13.0 统计软件进行方差分析,处理组和对照组之间采用单因素方差分析法, $P<0.05$,具有显著差异,实验数据用平均值±标准差表示。

2 结果与分析

2.1 苦草生长状况

在本研究系统中,苦草均能正常生长。如图 1 所示,种植的苦草经过约 1 周的适应,开始逐渐生长,且生长速度逐渐增加,LV、MV、HV 在整个生长期的速度分别为 3.43、6.84 和 6.66 g/d,同时进行了无性繁殖,株数增多,并于试验进行到约 80 d 时,生物量达到峰值,此后,随温度的降低,苦草趋向于衰亡,生物量开始下降。苦草根系平均长度在 20—80 d 内迅速增加,LV、MV、HV 中苦草根系平均增长速度分别为 0.153、0.043 和 0.035 cm/d,其中,LV 组增加的最多较初始值增加了 9.20 cm,MV、HV 组增加

不明显,分别为 2.60 和 2.10 cm; 检验发现, LV 与 MV、HV 差异性显著 ($P < 0.05$)。

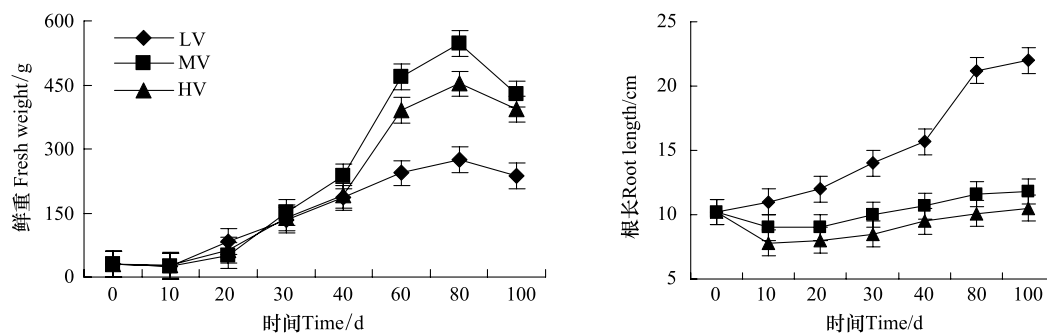


图 1 苦草生长状况

Fig.1 Changes of biomass (fresh weight) of *Vallisneria natans* during the experiment

LV: 低营养负荷苦草组; MV: 中营养负荷苦草组; HV: 高营养负荷苦草组

2.2 苦草对不同深度沉积物中 TP 的影响

在植物生长期,沉水植物通过根系直接吸收^[19]和间接影响了沉积物磷的迁移转化,使沉积物中的磷被植物吸收或释放的上覆水中。由图 2 可以看出,相对于初始沉积物中的 TP, L、M、H 中均有不同程度的下降,说明沉积物中的磷被植物吸收或释放到上覆水中;苦草组下降的幅度大于对照组,分别比

对照组多下降了 11.63、18.50 和 46.25 mg/kg, 说明沉水植物对沉积物磷的迁移变化产生了不同程度的影响,而且不同营养负荷的沉积物影响的程度亦不同,高营养盐负荷的沉积物下降的更多;在垂直方向上均表现出随深度的增加 TP 呈减小趋势,垂直方向上苦草组的变化幅度小于对照组。在 L、M、H, 苦草组与对照组差异显著 ($P < 0.05$)。

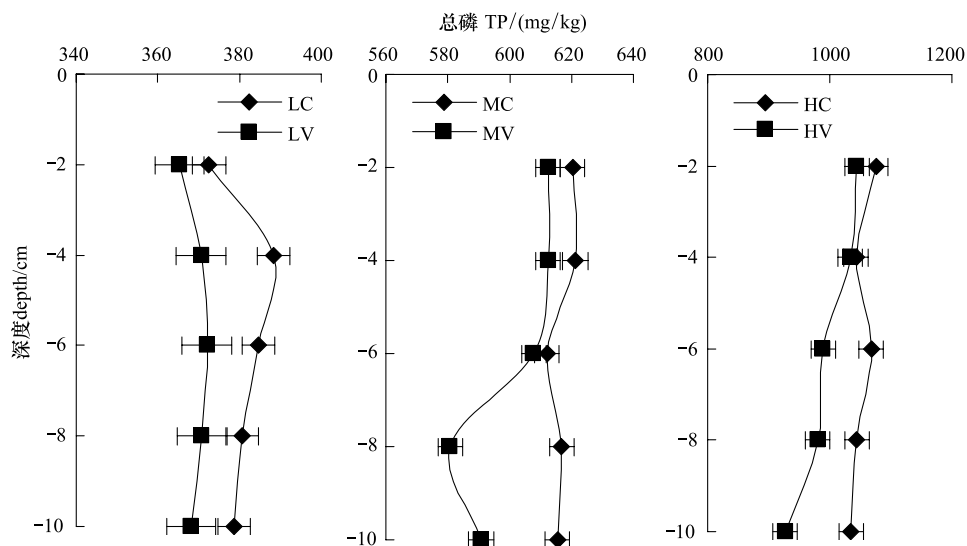


图 2 沉积物不同深度的总磷变化

Fig.2 Variability of the total phosphorus in the different sediments administrative levels

LC: 低营养盐对照组; MC: 中营养盐对照组; HC: 高营养盐对照组

2.3 苦草对不同深度沉积物中生物可获得磷的影响

由图 3—图 5 可以看出,生长期的苦草对沉积物不同深度的生物可获得性磷影响复杂。在 L、M、H 中, Ex-P、Al-P 随深度增加总体呈升高的趋势,苦草组小于对照组,但垂直变化的幅度大于对照组。其中,苦草组的 Ex-P 分别比对照组下降了 0.065、0.215

和 1.483 mg/kg, Al-P 分别为 1.198、2.040 和 2.390 mg/kg; L 中的 Ex-P 苦草组与对照组有极显著差异 ($P < 0.01$), M、H 苦草组与对照组无显著差异 ($P > 0.05$); L、M、H 的 Al-P 苦草组与对照组均无显著差异 ($P > 0.05$)。对于 Fe-P, 则表现为随深度的增加而降低,苦草组大于对照组,在 L、M、H 中,苦草组分别

比对照组高 8.135、16.689 和 8.598 mg/kg,垂直方向上植物组变化幅度大于对照组。LV 中苦草的影响深度可达到 10cm 的深处,而 MV、HV 中主要集中在

6 cm 以内;L、M、H 中 Fe-P 在苦草组与对照组均未达到显著程度($P>0.05$)。

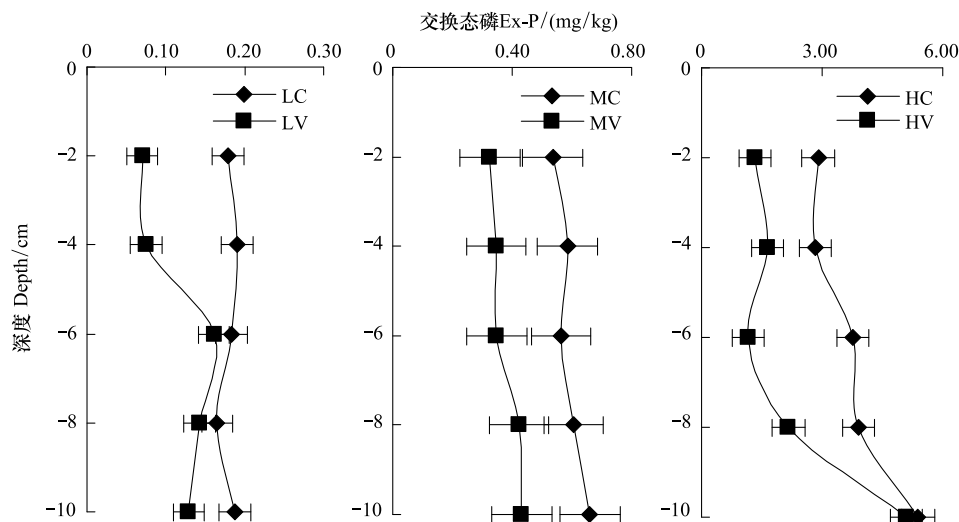


图3 沉积物不同深度的 Ex-P 的变化

Fig.3 Variability of Ex-P in the different sediments administrative levels

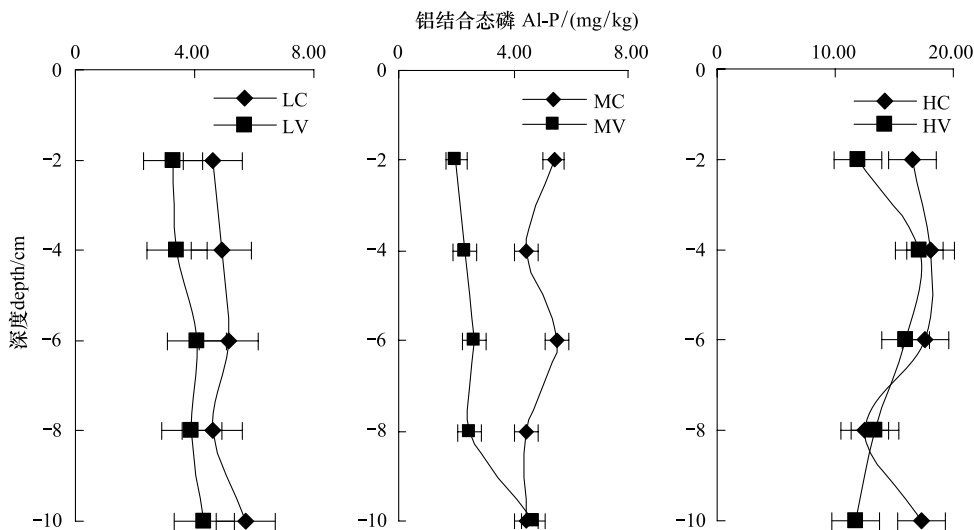


图4 沉积物不同深度的 Al-P 的变化

Fig.4 Variability of Al-P in the different sediments administrative levels

3 讨论

3.1 沉水植物对沉积物中磷的迁移转化的影响机制

沉水植物占据着浅水水体生态系统的关键界面,以自身的形态特征、群落结构特征及生理活动影响着其周围的环境,对水体生产力及生物地球化学循环具有十分重要的影响。沉水植物在生长发育、衰亡及季相交替过程中,通过光合、呼吸、残体分解

等作用,对影响水-沉积物磷的迁移转化的因子温度^[20]、pH 值^[21]、溶解氧^[22]、水力扰动^[23]、湖泊的水化学组成^[24]、有机质含量及类型^[25]和沉积物中磷形态^[26]等产生复杂的作用,并通过这些理化因子的变化进而影响到磷的迁移转换。

植物通过吸收降低了沉积物及上覆水中的磷含量,对苦草中磷含量检测发现 L、M、H 组中分别为 309.37、348.35 和 397.50 mg/m²。在本实验系统中,处

于一个相对封闭的环境,没有外源磷的输入,因此沉水植物体内富集的磷只来自于上覆水和沉积物。沉

积物中生物有效磷的监测亦证明了这点(图 3—图 5)。

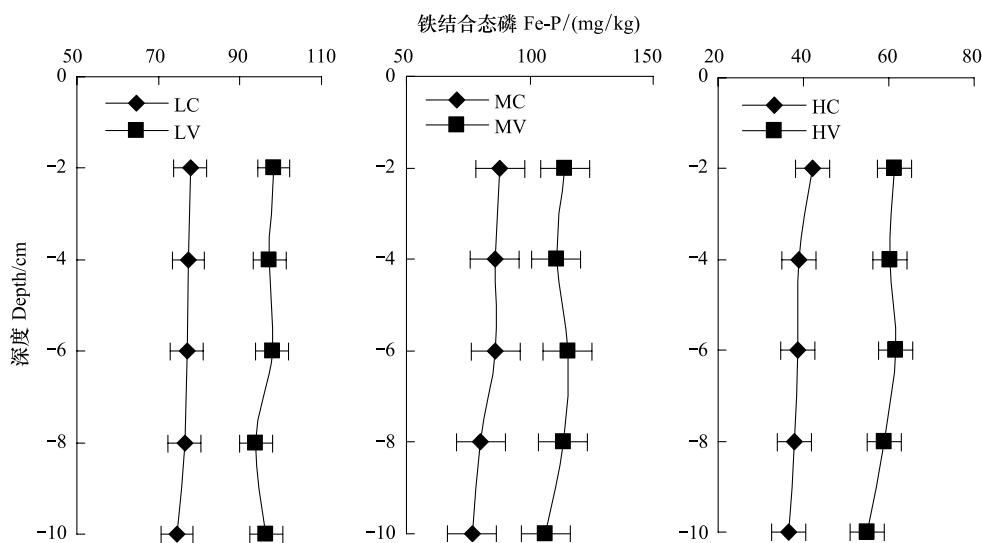


图 5 沉积物不同深度的 Fe-P 的变化

Fig.5 Variability of Fe-P in the different sediments administrative levels

沉水植物的快速生长,使上覆水体含氧量和 pH 值升高,并影响到沉积物的氧化还原条件和酸碱度的变化,影响沉积物中磷的沉积与释放^[27],在 L、M、H 组中,上覆水中的含氧量和 pH 值均有不同程度的升高,其中 L 组中比对照升高的最大值分别为 0.22 mg/L、0.39, M 组中比对照升高的最大值分别为 0.12 mg/L、0.32, H 组中比对照升高的最大值分别为 0.11 mg/L、0.43,上覆水中含氧量和 pH 值的升高还会使沉积物中氧化还原电位升高,并逐渐向沉积物底层扩散(图 6,图 7),这种变化利于 Fe^{2+} 转化为 Fe^{3+} , Fe^{3+} 与磷酸盐结合成难溶的磷酸铁,使好氧状态下底泥对磷的释放作用减弱;可有效控制上覆水中磷含量。

此外,在水生植物根际形成特殊的生态环境,能为大量的需氧微生物群生长繁殖提供良好的生境,影响磷的迁移^[28]。

3.2 苦草对不同深度沉积物中生物可获得磷的影响

沉积物中生物可获得磷(Ex-P、Al-P 和 Fe-P)是沉积物中磷释放及植物利用的主要磷形态。Ex-P 是沉积物中最具活性、变化范围较大的一类磷形态。但它的含量在各种磷的形态中是最少的^[29]。较容易受到植物的影响。由于植物的吸收作用,使含量低于对照。pH 值的变化将会导致沉积物中结合态的 Fe-P、Al-P 和 Ca-P 释放出来,增加沉积磷释放

量^[30]。Al-P 在底泥中的含量与分布受许多因素影响,苦草的吸收与 pH 值的影响。pH 值升 7 左右,生成 $\text{Al}(\text{OH})_3$,它具有巨大比表面积,强烈吸附正磷酸盐。由于铝的价态不受氧化还原电位的影响,还原也不会增强磷酸铝的溶解性^[31]。由于苦草根系小环境氧化性较对照高,有机质分解释放有机酸,pH 值低于对照(图 6),但属于中性范围。表现为吸附,所以沉积物中 Al-P 含量高。Fe-P 释放较难,有氧环境下被认为是一种永久性的磷汇,而在厌氧环境中被看作是一中暂时性磷汇,它同样也是水体复磷的主要来源,沉积物中铁磷含量也与生物生长量有很大的相关性。如图 7, L 组 Eh 低, M、H 组植物组由于根区富氧。导致较对照组高,起到了固定铁磷的作用。

3.3 苦草对不同深度沉积物中 TP 的影响

沉积物中 TP 的下降是多种因素综合作用的结果,沉水植物的影响使之与对照组有了不同的变化规律。沉积物中磷的形态分为无机磷和有机磷,无机磷又被细分为弱吸附态磷、铝结合态磷、铁结合态磷、钙结合态磷、闭蓄态磷。其中,由于沉水植物苦草的作用,能被生物可获得磷如交换态磷(Ex-P)、铝结合磷(Al-P)、铁结合磷(Fe-P)), Ex-P、Al-P 相对于对照组均有不同程度的下降, Fe-P 有所上升。其变化已讨论。

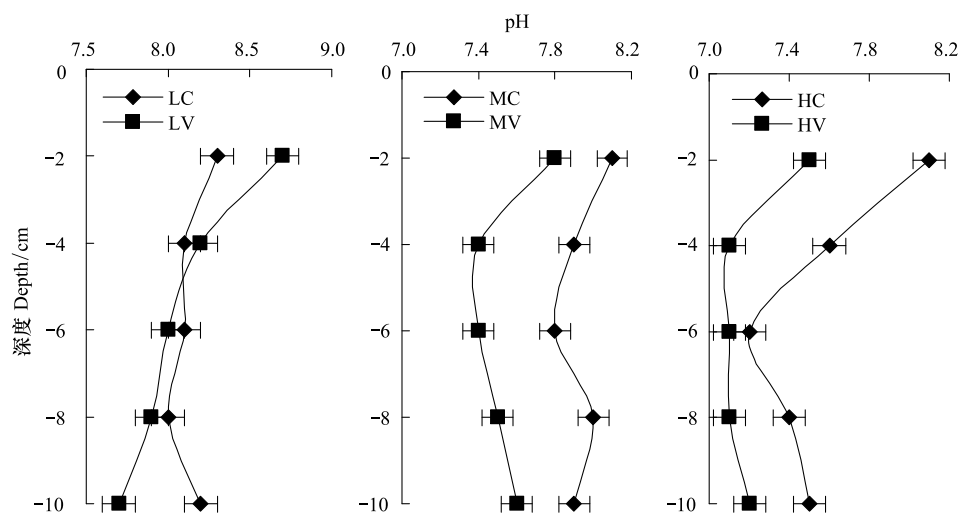


图6 沉积物不同深度中 pH 的变化

Fig.6 Change of pH in different sediments administrative levels

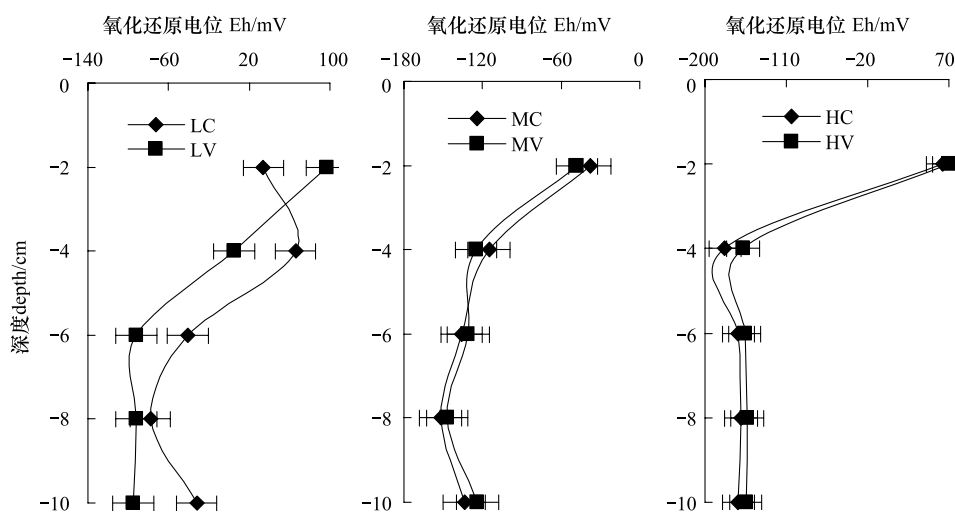


图7 沉积物不同深度中 Eh 的变化

Fig.7 Change of Eh in different sediments administrative levels

钙结合态磷监测发现:对照组与苦草组均呈逐渐下降趋势,但植物组的变化幅度大于对照组,均未达到显著影响程度;在垂直剖面上,随沉积物深度增加而增大。钙结合态磷(Ca-P)又被称为酸提取磷。主要指与自生磷灰石、湖泊沉积碳酸钙以及生物骨骼等的含磷矿物有关的沉积磷存在形态,作为一种难溶于水的化合物,它对湖水复磷贡献较小。常被称为不可利用磷,但易受低 pH 值的影响^[18]。实验中苦草组沉积物中 pH 值的下降(图 6)是导致降解的主要因素。闭蓄态磷(Oc-P)主要指被 Fe₂O₃胶膜包裹在沉积物颗粒表面的磷盐,在没有除去外层胶膜前,很难发挥其有效作用,能长时间存在,被认为

是生物不可利用的磷。本研究结果发现,不同培养时间,Oc-P 变化不大(表 3),这与闭蓄态磷的生物稳定性有关。

实验期间,实验组、对照组总体呈下降趋势,对照组下降的幅度小于实验组(表 4)。Org-P 存在形式主要有三类:核酸类、植素类、磷酸酯类,普遍存在于动植物的残体内或微生物体内,都必须通过微生物的分解才能释放到水中。沉积物 Org-P 多数以磷酸酯(包括肌醇六磷酸)、磷脂、核酸等及一些未知的化合物形态出现^[2],其中肌醇六磷酸是沉积物中 Org-P 的重要形态,它可以被有效地矿化成 IP,其矿化程度和速率与氧化还原条件极为相关(图 7)。

L 组主要是石英砂,颗粒大小混合均匀,作为沉积物在垂直分布上分布较均匀,而上层与上覆水之间交换频繁使之较下层低;而 M、H 组是淤泥质的沉积物,在悬浮物沉降过程内,沉降速率为颗粒无机物(PIM)>悬浮物(SS)>颗粒有机物(POM)^[29]。稳定时,下部粒径较大的无机颗粒物相对较多,向上粒径

间小,而小颗粒的吸附能力强^[30],同时有机质也较高,由于有机质中的腐殖质能和铁、铝形成的有机无机复合体^[31],提供了重要的无机磷吸附位点,从而增强了对磷的吸附。导致沉积物中的磷呈现随深度的增加呈现下降的趋势,由于沉水植物苦草的影响,又使苦草组和对照组出现了不同的变化规律。

表 3 Oc-P 在沉积物 TP 中的比例及变化/%

Table 3 Tendency of the Proportion of the Oc-P in TP

时间/d Time	L		M		H	
	苦草	对照	苦草	对照	苦草	对照
	<i>Vallisneria natans</i>	The control	<i>Vallisneria natans</i>	The control	<i>Vallisneria natans</i>	The control
0	15.37	15.37	21.55	21.55	8.22	8.22
40	14.36	14.86	19.26	20.12	7.94	8.26
80	14.34	15.07	18.69	19.54	8.06	8.18

表 4 Org-P 在沉积物 TP 中的比例及变化/%

Table 4 Tendency of the Proportion of the Org-P in TP

时间/d Time	L		M		H	
	苦草	对照	苦草	对照	苦草	对照
	<i>Vallisneria natans</i>	The control	<i>Vallisneria natans</i>	The control	<i>Vallisneria natans</i>	The control
0	5.14	5.14	35.15	35.15	44.40	44.40
40	1.26	5.73	31.10	36.85	36.57	42.77
80	4.31	7.02	27.10	38.19	36.80	43.68

4 结论

(1)L、M、H 沉积物中的 TP,相对于初始值均有不同程度的下降,在沉水植物苦草吸收和环境因子改变等综合作用下,苦草组下降的幅度大于对照组,分别比对照组多下降了 11.63、18.50 和 46.25 mg/kg;在垂直方向上均表现出随深度的增加 TP 呈减少趋势,沉水植物苦草对沉积物影响的深度随根系的活动范围变化而变化,L 组根系增长最多(比试验初始增加了 9.2 cm),影响深度也最大;M、H 根系增加不明显(分别为 2.60 和 2.10 cm),影响深度主要在 6 cm 以内;垂直方向上苦草组的变化幅度小于对照组;检验发现,苦草组与对照组差异显著($P<0.05$)。

(2)生长期的苦草对沉积物不同深度的生物可获得性磷影响复杂。在 L、M、H 中,Ex-P、Al-P 随深度增加总体呈升高的趋势,苦草组小于对照组,但垂直变化的幅度大于对照组。其中,苦草组的 Ex-P 分别比对照组下降了 0.065、0.215 和 1.483 mg/kg,Al-P 分别为 1.198、2.040 和 2.390 mg/kg;L 中的 Ex-P 苦草组与对照组有极显著差异($P<0.01$),M、H 苦草组

与对照组无显著差异($P>0.05$);L、M、H 的 Al-P 苦草组与对照组均无显著差异($P>0.05$)。对于 Fe-P,则表现为随深度的增加而降低,苦草组大于对照组,在 L、M、H 中,苦草组分别比对照组高 8.135、16.689 和 8.598 mg/kg,垂直方向上植物组变化幅度大于对照组。LV 中苦草的影响深度可达到 10cm 的深处,而 MV、HV 中主要集中在 6cm 以内;L、M、H 中 Fe-P 在苦草组与对照组均未达到显著程度($P>0.05$)。

本文通过室内模拟的方法研究了沉水植物苦草对不同深度沉积物的各形态磷迁移的影响,忽略了风浪扰动、物种竞争、动物干扰等方面的影响,其普适性尚需要进一步探讨。同时,在苦草影响下沉积物各形态磷之间迁移转化过程及机理有待进一步研究。

致谢:南京师范大学生态修复实验室成员在实验、样品分析、文章的写作等方面给予帮助,特此致谢。

References:

[1] Sharpley A N, Chapra S C, Wedepohl R, Sims J T, Daniel T C,

- Reddy K R. Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: Issues and options. *Journal of Environmental Quality*, 1994, 23(3): 437-451.
- [2] Isemann K. Share of agriculture in nitrogen and phosphorus emissions into the surface waters of Western Europe against the background of their eutrophication. *Fertilizer Research*, 1990, 26 (1/3): 253-269.
- [3] Wang G X, Cheng X Y, Pu P M. Lake Eutrophication control in technology, theory and application. *Journal of Lake Sciences*, 2002, 14(3): 273-282.
- [4] Körner S, Dugdale T. Is roach herbivory preventing re-colonization of submerged macrophytes in a shallow lake? *Hydrobiologia*, 2003, 506(1/3): 497-501.
- [5] Qin B Q. Principles and approach for lake ecological restoration. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(11): 4848-4858.
- [6] Kuwabara J S, Woods P F, Beretson W M, Balistrieri L S, Carter J L, Topping B R, Fend S V. Importance of sediment-water interactions in Coeur d'Alene Lake, Idaho, USA: management implications. *Environmental Management*, 2003, 32 (3): 348-359.
- [7] Berelson W M, Heggie D, Longmore A, Kilgore T, Nicholson G, Skyring G. Benthic Nutrient Recycling in Port Phillip Bay, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 1998, 46(6): 917-934.
- [8] Bai X L, Zhou Y K, Zhang L. The influence of tubificid worms bioturbation on organic phosphorus components and their vertical distribution in sediment of Lake Taihu. *Acta Ecologica Sinica*, 2012, 32(17): 5581-5588.
- [9] Andrieux F, Aminot A. A two year survey of phosphorus speciation in the sediments of the Bay off Seine (France). *Continental Shelf Research*, 1997, 17(10): 1229-1245.
- [10] Zhou Q X, Christopher E G, Zhu Y M. Evaluation of phosphorus bioavailability in sediments of three contrasting lakes in China and the UK. *Chemosphere*, 2001, 42(2): 221-225.
- [11] Schenau S J, De Lange G J. Phosphorus regeneration vs. burial in sediments of the Arabian Sea. *Marine Chemistry*, 2001, 75(3): 201-217.
- [12] Wu F, Guo W D, Zheng P R, Li C, Li M, Wu Y D. Distribution of phosphorus species in sediments of maricultural waters in Sandu Bay. *Marine Environmental Science*, 2005, 24(4): 24-27.
- [13] Liang W, Shao X X, Wu M, Li W H, Ye X Q, Jiang K Y. Phosphorus fraction in the sediments from different vegetation type in Hangzhou bay coastal wetlands. *Acta Ecologica Sinica*, 2012, 32(16): 5025-5033.
- [14] Liu J J, Dong C Y, Song Y Q, Sun P D. The seasonal variations of nitrogen and phosphorus release and its fluxes from the sediments of the Beili Lake in the Hangzhou West Lake. *Acta Ecologica Sinica*, 2012, 32(24): 7932-7939.
- [15] Sun X Z. *Flora of China*, Vol. 8. Beijing: Science Press, 1992: 176-180.
- [16] Grise D, Titus J E, Wagner D J. Environmental pH influences growth and tissue chemistry of the submersed macrophyte *Vallisneria spiralis*. *Canadian Journal of Botany*, 1986, 64 (2): 306-310.
- [17] Jin G. Primary research on *Vallisneria spiralis* Linn. growth regulators after Feeding in Grass Carp // Liang Y L, Liu H Q. *Resources Environment and Fishery Ecological Management of Macrophytic Lakes*. Beijing: China Environmental Science Press, 1995: 227-235.
- [18] Zhu G W, Qin B Q. Chemical sequential extraction of phosphorus in lake sediments. *Journal of Agricultural Sciences*, 2003, 22 (3): 349-352.
- [19] Vincent W J. Nutrient partitioning in the upper Canning River, Western Australia, and implications for the control of cyanobacterial blooms using salinity. *Ecological Engineering*, 2001, 16(3): 359-371.
- [20] Yin D Q, Qin Q R, Yan H. Effects of environmental factors on release of phosphorus from sediments in Wuli Lake. *Journal of Lake Sciences*, 1994, 6(3): 240-244.
- [21] Istvanovics V. Seasonal variation of phosphorus release from the sediments of shallow lake. *Water Research*, 1988, 22 (12): 1473-1481.
- [22] Gomez E, Dufilon C, Rofes G, Picot B. Phosphate adsorption and release from sediments of brackish lagoons: Ph, O₂ and loading influence. *Water Research*, 1999, 33(10): 2437-2447.
- [23] Zhang L, Fan C X, Qin B Q, Yang L Y. Phosphorus release and absorption of surficial sediments in Taihu Lake under simulative disturbing conditions. *Journal of Lake Sciences*, 2001, 13(1): 36-42.
- [24] Jensen H S, Anderson F O. Importance of temperature, nitrate, and pH for phosphate release from aerobic sediments of four shallow, eutrophic lakes. *Limnology and Oceanography*, 1992, 37 (3): 577-589.
- [25] Thomas G A, Dalal R C, Standley J. No-till effects on organic matter, pH, cation exchange capacity and nutrient distribution in a Luvisol in the semi-arid subtropics. *Soil and Tillage Research*, 2007, 94(2): 295-304.
- [26] Fu Q H, Jiang X. Form analysis and release study of phosphorus in lake sediments. *Sichuan Environment*, 1994, 13(4): 21-24.
- [27] Li Y Z, Xia B C. Some important exterior factors to affect phosphorus exchange across the sediment-water interface in lakes. *Journal of Soil Science*, 2007, 38(1): 162-166.
- [28] Zhao H C, Wang S R, Luo Y H, Jin X C, Liu J H. Effect on transferred of phosphorus in different layer sediment and soil by submerged plant. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2007, 21(5): 10-14.
- [29] Xiang J, Pang Y, Li Y P, Wei H, Wang P, Liu X P. Hydrostatic settling suspended matter of large shallow lake. *Advances in Water*

Science, 2008, 19(1): 111-115.

- [30] Jin X C, Wang S R, Zhao H C, Zhou X N, Chu J Z. Study on the phosphate sorption of the different particle size fractions in the sediments from Wuli Lake and Gonghu Lake. *Journal of Environmental Sciences*, 2004, 17(S1): 6-9.
- [31] Gerke J, Hermann R. Adsorption of orthophosphate to humic-Fe-complexes and to amorphous Fe-oxide. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 1992, 155(3): 233-236.

参考文献:

- [3] 王国祥, 成小英, 濮培民. 湖泊藻型富营养化控制——技术、理论及应用. *湖泊科学*, 2002, 14(3): 273-282.
- [5] 秦伯强. 湖泊生态恢复的基本原理与实现. *生态学报*, 2007, 27(11): 4848-4858.
- [8] 白秀玲, 周云凯, 张雷. 水丝蚓对太湖沉积物有机磷组成及垂直分布的影响. *生态学报*, 2012, 32(17): 5581-5588.
- [12] 吴芳, 郭卫东, 郑佩如, 李超, 李猛, 吴易达. 三都澳养殖海域沉积物中 P 的形态分布特征. *海洋环境科学*, 2005, 24(4): 24-27.
- [13] 梁威, 邵学新, 吴明, 李文华, 叶小齐, 蒋科毅. 杭州湾滨海湿地不同植被类型沉积物磷形态变化特征. *生态学报*, 2012, 32(16): 5025-5033.
- [14] 刘静静, 董春颖, 宋英琦, 孙培德. 杭州西湖北里湖沉积物氮磷内源静态释放的季节变化及通量估算. *生态学报*, 2012, 32(24): 7932-7939.
- [15] 孙祥钟. 中国植物志(第8卷). 北京: 科学出版社, 1992: 176-180.
- [17] 金刚. 草鱼摄食后苦草恢复生长的初步观察 // 梁颜龄, 刘伙泉. 草型湖泊资源、环境与渔业生态学管理. 北京: 科学出版社, 1995: 227-235.
- [18] 朱广伟, 秦伯强. 沉积物中磷形态的化学连续提取法应用研究. *农业环境科学学报*, 2003, 22(3): 349-352.
- [20] 尹大强, 覃秋荣, 阎航. 环境因子对五里湖沉积物磷释放的影响. *湖泊科学*, 1994, 6(3): 240-244.
- [23] 张路, 范成新, 秦伯强, 杨龙元. 模拟扰动条件下太湖表层沉积物磷行为的研究. *湖泊科学*, 2001, 13(1): 36-42.
- [26] 傅庆红, 蒋新. 湖泊沉积物中磷的形态分析及其释放研究. *四川环境*, 1994, 13(4): 21-24.
- [27] 黎颖治, 夏北成. 影响湖泊沉积物-水界面磷交换的重要环境因子分析. *土壤通报*, 2007, 38(1): 162-166.
- [28] 赵海超, 王圣瑞, 罗永华, 金相灿, 刘景辉. 沉水植物对不同层次沉积物及土壤中磷迁移的影响. *水土保持学报*, 2007, 21(5): 10-14.
- [29] 向军, 逢勇, 李一平, 魏海, 王鹏, 刘兴平. 浅水湖泊水体中不同颗粒悬浮物静沉降规律研究. *水科学进展*, 2008, 19(1): 111-115.
- [30] 金相灿, 王圣瑞, 赵海超, 周小宁, 楚建周. 五里湖和贡湖不同粒径沉积物吸附磷实验研究. *环境科学研究*, 2004, 17(S1): 6-9.