

草型和藻型湖泊间隙水营养盐特性的比较研究

李英杰^{1,2}, 胡小贞², 年跃刚², 沈炳岗¹, 张 黎¹

(1. 陕西省环境科学研究设计院, 陕西 西安 710061; 2. 中国环境科学研究院, 北京 100012)

摘要:2006年9月,根据营养水平和水草的差异,设计了4个浅水湖泊模拟系统,对草型和藻型湖泊间隙水营养盐特性的差异进行研究。2007年9月,采用平衡浓度法,测定了各系统间隙水的营养盐浓度。结果表明:(1)上覆水中,各系统营养盐浓度比较均一,垂向上梯度变化不明显;与藻型系统相比,草型系统上覆水 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 浓度较高, NH_4^+-N 浓度较低;(2)在泥水界面处,各系统 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 和 NH_4^+-N 浓度均存在极陡的浓度梯度,随泥深增加,其浓度迅速升高;(3)由于底泥营养负荷高等原因,间隙水中的 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 和 NH_4^+-N 浓度明显高于上覆水;(4)水生植物生长对间隙水中的营养盐具有“低促高抑”的特性,即降低重污染沉积物间隙水中 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 和 NH_4^+-N 的浓度,增加微污染沉积物间隙水中的营养盐浓度;(5)藻型系统中, NH_4^+-N 和 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 浓度之间存在非常明显的线性相关关系,说明这2种成分均主要来源于有机质的厌氧分解。

关键词:草型湖泊;藻型湖泊;富营养化;间隙水

中图分类号:X524 **文献标志码:**A **文章编号:**1674-3075(2009)05-0025-06

水草和浮游藻类是湖泊中的两类主要初级生产者,它们相互抑制。随着湖泊的生态演替,二者此消彼长,使湖泊在景观外貌上表现为藻型或草型。近百年来,湖泊富营养化现象在世界范围内普遍发生,使得许多湖泊由沉水植物丰富的清水状态转变为藻类占主导的浊态(古滨河,2005;Scheffer,2001)。湖区人民的生产、生活受到严重影响,甚至发生饮水水危机,随之,湖泊生态治理在世界范围内广泛开展。然而,大量研究和实践表明,治理浅水湖泊,仅依靠削减外源负荷的措施,经常未能取得预期的降低湖水磷浓度的效果(Bachmann et al,2000;Lauridsen et al,2003)。外源消减后,沉积物中的营养盐将释放出来,抵消外源负荷的消减,其对湖泊恢复的阻力甚至可能会持续几十年(James et al,1997;Jeppesen et al,1999)。沉积物对湖泊生态环境的影响与其间隙水密切相关,间隙水中氮、磷的含量直接影响沉积物与上覆水之间氮和磷的交换,间隙水中可溶态营养物质氮、磷穿过水-泥界面向上覆水传送是沉积物中营养盐释放的重要途径(范成新等,2000;张路等,2004)。虽然目前已对间隙水中污染物的空间

分布特征开展了较多研究,但关于草型和藻型湖泊间隙水营养盐特性的比较研究却非常少见。鉴于此,作者开展了有关沉积物营养释放、控制内源和恢复湖泊清水状态等方面的研究。

1 材料与方法

1.1 实验设计

此研究共设计4个模拟系统开展草、藻型湖泊沉积物间隙水营养盐特征的比较研究,采用的玻璃缸高65 cm,截面19 cm×19 cm,放在滇池863实验站室外。实验时间2006年9月~2007年12月。实验初始水深44 cm,泥厚15 cm。为防止浮游生物被阳光杀灭,用黑色塑料布遮挡玻璃缸底部;为了防止灰尘等污染物进入及保持水位,缸顶放置玻璃盖子,但保留1 cm的空隙通气;为保持系统内水位,共向玻璃缸内补自来水5次。4个系统的初始设计情况如下:(1)系统1、2的处理相同,其底泥和水于2006年9月24日取自滇池福保湾东岸吹填Ⅱ区;(2)系统3、4的底泥和水于2006年11月16日取自滇池福保湾湖湾心。系统1和2于2006年11月2~3日植入水草,系统3于2006年11月17日植入水草。植入的水草均为3颗已发芽1 cm长、湿重约1 g的菹草(*Potamogeton crispus*)石芽和4段长约12 cm、湿重约2.8 g的马来眼子菜(*Potamogeton malayanus*)。实验水质和底质情况见表1和表2。实验期间,各模拟系统的外貌特征见表3。

收稿日期:2009-03-10

基金项目:国家高技术研究发展计划项目(2008ZX07012-002; 2006AA06Z343; 2005AA6010100502)。

作者简介:李英杰,1978年生,男,博士,研究方向为湖泊生态恢复。E-mail:greatyj@126.com

表1 模拟实验的底质情况

Tab.1 Sediment characteristics of simulation experiment

材料	pH	Eh/ mV	烧失量/ %	I - P/ mg · kg ⁻¹	org - P/ mg · kg ⁻¹	TP/ mg · kg ⁻¹	Fe/Al - P/ mg · kg ⁻¹	Ca - P/ mg · kg ⁻¹
湖湾心泥	6.96	88	13.30	2 762	1 295	3 857	2 354	435
吹填黄泥	7.27	99	7.30	415	336	742	166	290
建筑沙子	—	—	0.14	88	1.1	89	21	0.14

表2 模拟实验的水质情况

Tab.2 Water quality of simulation experiment

材料	pH	COD _{Mn} / mg · L ⁻¹	TN/ mg · L ⁻¹	NH ₄ ⁺ - N/ mg · L ⁻¹	NO ₃ ⁻ - N/ mg · L ⁻¹	TP/ mg · L ⁻¹	PO ₄ ³⁻ - P/ mg · L ⁻¹
吹填区水	8.62	13.2	4.1	1.9	0.15	0.24	0.08
湖心水	9.68	19.6	1.5	0.03	0.18	0.27	0.07

表3 各模拟系统不同月份的表现特征

Tab.3 Appearance characteristics of simulation systems in different month

实验时间	系统编号			
	1	2	3	4
2006 - 12 - 25	菹草盖度 75%, 株高 31cm; 浮游生物稀少; 水质清澈。	菹草盖度 75%, 株高 32cm, 浮游生物稀少, 水质清澈。	菹草盖度 50%, 株高 20cm; 浮游动物较多, 水质清澈。	有很多浮游动物, 水质清澈。
2007 - 04 - 25	水草腐烂分解, 浮游植物较多, 水呈黄绿色。	水草腐烂, 马来眼子菜仍有活力; 浮游植物较少, 水呈淡黄绿色。	菹草盖度 100%, 植株高出水面, 水质清澈。	浮游植物较少, 水呈淡黄绿色。
2007 - 07 - 21	水生植物死亡, 浮游植物较多, 水呈黄绿色。	马来眼子菜长势良好, 浮游植物较少, 水呈淡黄色。	菹草盖度 100%, 植株高出水面, 浮游动物较多, 水质清澈。	浮游植物非常多, 水呈绿色。
2007 - 09 - 19	浮游植物较多, 水呈黄绿色。	马来眼子菜长势良好, 浮游植物较少, 水呈淡黄色。	菹草盖度 100%, 植株高出水面, 浮游动物较多, 水质清澈。	浮游植物非常多, 水呈绿色。
2008 - 01 - 29	浮游植物较多, 水呈黄色。	马来眼子菜长势良好, 水质清澈。	菹草盖度 100%, 植株高出水面, 浮游动物较多, 水质清澈。	浮游植物非常多, 水呈黄色。

1.2 间隙水的采集与分析

间隙水采集工具为自制平衡浓度式间隙水采集器, 其主体由一系列小瓶组成, 瓶口覆盖一层渗析膜, 瓶内预先封装去离子水, 垂直插入沉积物中一段时间后, 膜两侧水体(去离子水和间隙水)的可溶离子和分子交换达到平衡。据国内外研究经验, 采样器的平衡时间约为 24 d(张路等, 2004; Teasdale et al, 1995)。本实验自投放时间 2007 年 8 月 20 日起, 平衡约 30 d。从泥中取出间隙水采集器, 立即用自来水将其清洗干净, 并用吸水纸吸干, 然后打开瓶盖, 用移液枪取适量体积间隙水进行 NH₄⁺ - N、NO₃⁻ - N、NO₂⁻ - N 和 PO₄³⁻ - P 的测定分析, 测定方法详见国家环境保护总局(2002)。

2 结果与分析

2.1 PO₄³⁻ - P 浓度的分布特征

上覆水中, 各系统 PO₄³⁻ - P 浓度比较均一, 垂向上梯度变化不明显; 但系统间存在较大差异, 系统 2~4 分别为 0.047、0.16 和 0.015 mg/L, 而系统 1

几乎为 0。在泥水界面处, 各系统 PO₄³⁻ - P 含量都存在着极陡的浓度梯度, 随泥深增加, 浓度迅速升高。间隙水中, 系统间 PO₄³⁻ - P 浓度明显不同, 2 号系统约是实验初始时与其具有相同底质和上覆水的 1 号系统的 3 倍, 相互对应的 3、4 号系统的均值分别为 0.50、0.65 mg/L; 各系统的垂向变化特征, 开始时 PO₄³⁻ - P 浓度随深度的增加而增加, 在达到最大值后, 随深度增加而减少; 具体表现为, 1 号系统在泥面下 4.8cm 处增加至最大值 0.051 mg/L, 之后维持在 0.042 mg/L 左右; 4 号系统从界面下至泥下 8 cm 一直升高到 0.81 mg/L, 之后略有降低; 2、3 号系统均是约在泥面下 1.6 cm 处升至最大值, 分别为 0.24、0.50 mg/L, 不同的是随着泥深的进一步增加, 2 号系统迅速降至 0.12 mg/L 左右, 而 3 号系统只是略有降低(图 1)。

系统间的对比(1 和 2 之间, 3 和 4 之间)显示, 水生植物的种植对上覆水和间隙水中的 PO₄³⁻ - P 浓度均有显著影响。水生植物可使上覆水中 PO₄³⁻ - P 浓度升高, 这表明藻类对营养的利用效率较高, 水生植物对藻类的抑制可能主要不是靠营养竞争,

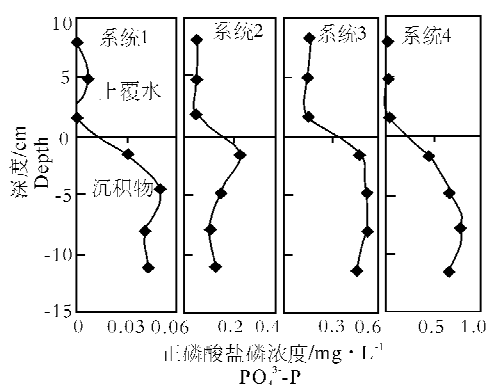


图1 模拟系统间隙水 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 浓度垂直剖面

Fig. 1 Vertical distribution of $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ concentration in interstitial water

而是水生植物的遮阴、降温或碳源的竞争。当间隙水中 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 的浓度较低时,水生植物的种植将提高其浓度;而当间隙水中的浓度较高时,水生植物倾向于降低其浓度。种植菹草的3号系统的间隙水 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 浓度的降低可解释为,一方面沉水植物对 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 具有生理吸收作用;另一方面,沉水植物生长过程中为了满足淹没于水中根部呼吸需要,通过体内发达的通气系统使氧从茎叶向根处转移,在根区周围形成有氧的环境,导致了沉积物中的 Fe^{2+} 逐渐向 Fe^{3+} 转化, PO_4^{3-} 与 Fe^{3+} 结合,以 FePO_4 的形式沉淀下来(吴晓雷,1995;Reilly et al, 2000)。2号系统马来眼子菜的生长反而增加了间隙水中的磷酸根浓度,可能原因是当间隙水中磷酸根浓度较低时,水生植物可能通过茎叶和根的分泌作用,促进沉水物中磷的释放,将其释放到间隙水和上覆水中,满足其生长的需要。有研究表明,植物根系释出大量能降解有机物的分泌物,能加速对有机污染物的分解(陈荷生等,2005)。因此,各系统间隙水中 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 浓度及分布形态差异的根本原因是受到设计实验时沉积物营养浓度的差异和水生植物、微生物生命活动的影响。

随深度增加,沉积物间隙水中 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 浓度呈现先升后降的特点。据 Williams 等(1976)报道,泥-水界面下的氧化带中,有一层未完全结晶的铁的氢氧化物,这些氢氧化物对磷有很强的吸附能力,因此界面处间隙水 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 的浓度较低,随着深度的增加,环境由氧化向还原条件转化,胶体状的 $[\text{Fe}(\text{OH})_3]_x$ 转化为可溶性 $\text{Fe}(\text{OH})_2$,使 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 脱离沉积物进入间隙水;在更深处,由于压力增加,间隙水中磷的饱和浓度将降低,使得其部分 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 再次被沉积物所吸附(李宝等,2008)。

2.2 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度的垂直分布特征

图2显示了各模拟系统底泥间隙水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量的垂直分布。就总体而言,除系统1外,其它3个系统间隙水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度均随深度增加而逐渐上升。其中,系统2、3、4的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量垂直变化表现为,随泥深增加而逐渐增大,而系统1呈现先升后降的特点。具体表现为,上覆水中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度远低于间隙水,且相对比较均一,1~4号系统的均值分别为0.28、0.10、0.08和0.26 mg/L;在由上覆水经界面层进入间隙水中,各系统 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度都表现出突然增加,特别是系统1和4,系统1~4间隙水中氨氮浓度分别约为其上覆水的15.5、5.6、4.6和30.8倍;这一方面与水生植物和浮游植物利用氮时优先吸收利用氨氮有关(Schneider & Melzer, 2004);再者,因为间隙水中的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 主要来自有机质的分解作用,与沉积物中有机质的含量有关,厌氧环境在细菌的作用下,有机质的分解使得氨氮得以再生,特别是浮游植物来源的有机质,即使其少量增加,也能大大增强附近沉积物层的氨释放(Graça et al, 2006)。系统1随深度增加,间隙水中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 迅速增加,此后又很快降低;可能原因是界面附近存在大量浮游植物来源的新鲜有机质,且实验初始时沉积物营养盐含量低。虽然系统4中生长的藻类更多,但是实验初始时其底质为重污染沉积物,较高的有机质含量使其随深度一直增加。

实验结果显示,上覆水中,各系统营养盐浓度比较均一,与藻型系统相比,草型系统 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度较低;间隙水中,2号系统 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度高于与之同营养条件设计的1号系统,而4号系统高于与之对应的3号系统,这一现象与间隙水 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 浓度的变化一致,反映了水生植物具有降低重污染沉积物间隙水营养盐浓度、增加微污染沉积物间隙水营养盐浓度的特点。前人研究发现,沉水植物生长可使间隙水中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度明显降低,高磊等(2006)对长江口崇明东滩高、中、低潮滩沉积物间隙水的研究发现,没有植被覆盖、粒径较粗的低潮滩往往具有较高的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的较低值往往出现在植物生长旺盛的春、夏季。水生植物降低间隙水中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度的机制为:(1)吸附于沉积物上的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 是间隙水中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的主要来源,由于沉水植物的生长,必然吸收作为生物可利用性氮主要形态的铵氮,从而随生物量增加,使得间隙水中游离的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 含量减少;(2)沉水植物在生长过程中,可使上覆水富含氧,氧可通过沉积物

- 水界面向沉积物扩散,同时也可通过根系等向沉积物输送氧,结果使沉积物中氧化还原电位升高,一方面促进氮氮的硝化作用,另一方面也抑制了沉积物下层氨化作用进行,使间隙水中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的浓度逐渐降低(包先明等, 2006)。在低营养环境中,沉水植物使间隙水中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度升高的原因可能是,沉水植物在根系周围形成根系网络,为微生物的附着、栖生、繁殖提供了场所和条件,进行消化、反硝化和有机质的降解,向间隙水中释放氨氮和硝态氮等,导致间隙水中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度增加(Rattray et al, 1991; Slomp et al, 1996)。

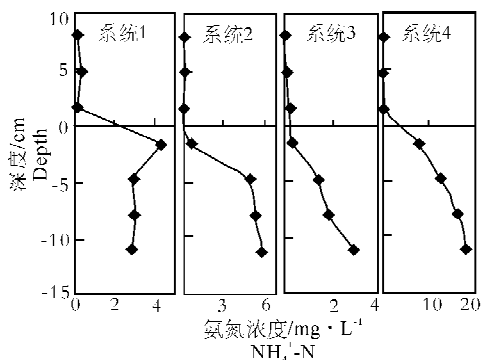


图2 模拟系统间隙水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度垂直剖面

Fig.2 Vertical distribution of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ concentration in interstitial water

2.3 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度的垂直分布特征

从图3可以看出,4个模拟系统中,间隙水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度的垂向分布均具有随深度增加先微弱增加、又降低的特点。原因可能是,表层的沉积物保持一定含量的溶解氧,将部分 NH_3 氧化为 $\text{NO}_3^- - \text{N}$,但沉积物中还原环境非常强烈,甚至所生成的 NO_3^- 被用作氧化剂参与有机质的降解,因此间隙水中 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 表现出表层有高值,然后下降的特征。在厌氧条件下,沉积物间隙水中的无机氮主要以 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的形式存在, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度远远高于 $\text{NO}_3^- - \text{N}$,且厌氧条件下又不能在硝化作用下完全转化为硝酸盐氮,所以氨氮以较高浓度存在于沉积物表面(Slomp et al, 1996)。4个模拟系统的实验结果证明了这一点。Reilly 等(2000)对构造湿地除 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的研究表明,反硝化作用是主要的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 去除机制,植物残体、碎屑等碳源的可获得性等均影响反硝化作用的程度。正常的反硝化需要维持氧化还原电位(Eh)在 $-200 \sim -400 \text{ mV}$,微生物才能获得足够的氢来还原 $\text{NO}_3^- - \text{N}$;当测量值高于 -50 mV 时,反硝化作用几乎难以发生。2007年9月各系统沉积物分层测定显示,系统1~4的Eh在

60~130 mV,其中系统1和4的Eh较低;结合沉积物的颜色和气味特点,确定系统1~4的沉积环境为弱氧化环境,这说明各系统的反硝化反应比较微弱,对各系统间隙水亚硝氮的测定结果(非常低,各系统均值 $<0.005 \text{ mg/L}$)也证实了这一点。

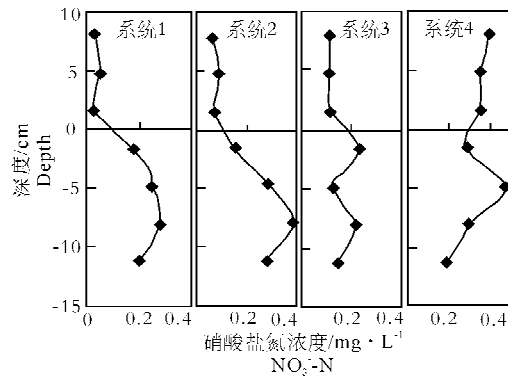


图3 模拟系统间隙水 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度垂直剖面

Fig.3 Vertical distribution of $\text{NO}_3^- - \text{N}$ concentration in interstitial water

2.4 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 含量的相关性分析

研究发现,间隙水中的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 含量之间表现出一定的线性关系(图4)。系统1和4中, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 的线性关系非常明显,而在系统2和3中基本不存在正相关关系。1号和4号系统中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 含量之间较高的线性关系表明,这2种成分均主要来源于有机质的分解,原因是系统1和4中均没有水生植物生长,沉积物长期缺氧,这有利于其有机质矿化,释放 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$,且厌氧限制硝氮还原为氨氮;同时,还原环境导致沉积物磷吸附能力减少,使 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 结合形式的磷释放(Gracaa et al, 2006)。

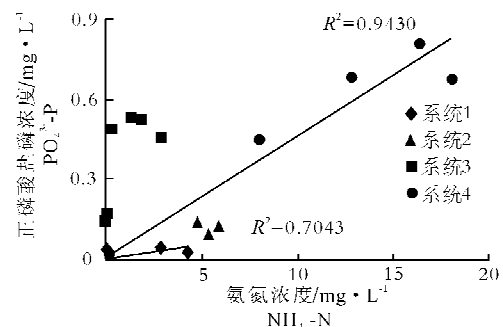


图4 间隙水中 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 浓度相关关系

Fig.4 Correlativity between $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ and $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ concentration in interstitial water

3 结论

上覆水中,各系统营养盐浓度比较均一,垂向上

梯度变化不明显;与藻型系统相比,草型系统上覆水 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 浓度较高, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度较低。在泥水界面处,各系统 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度均存在极陡的浓度梯度,随泥深增加浓度迅速升高。由于底泥营养负荷高等原因,间隙水中的 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 浓度明显高于上覆水。水生植物生长对间隙水中的营养盐具有“低促高抑”的特性,即降低重污染沉积物间隙水中 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 和 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 的浓度,增加微污染沉积物间隙水中的营养盐浓度。藻型系统中, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ 浓度之间存在非常明显的线性相关关系,说明这 2 种成分均主要来源于有机质的厌氧分解。

感谢中科院地湖所李宝博士、中国环科院赵斌、王丙涛等在实验过程中提供的帮助。

参考文献:

- 包先明,陈开宁,范成新. 2006. 沉水植物生长对沉积物间隙水中的氮磷分布及界面释放的影响[J]. 湖泊科学, 18(5): 515 - 522.
- 陈荷生,宋祥甫,邹国燕. 2005. 利用生态浮床技术治理污染水体[J]. 中国水利, (5): 50 - 53.
- 范成新,杨龙元,张路. 2000. 太湖底泥及其间隙水中氮磷垂直分布及相互关系分析[J]. 湖泊科学, 12(4): 359 - 366.
- 高磊,李道季,王延明,等. 2006. 长江口最大浑浊带潮滩沉积物间隙水营养盐剖面研究[J]. 环境科学, 27(9): 1 744 - 1 752.
- 古滨河. 2005. 美国 Apopka 湖的富营养化及其生态恢复[J]. 湖泊科学, 17(1): 1 - 8.
- 国家环境保护总局. 2002. 水和废水监测分析方法(第 4 版)[M]. 北京: 中国环境科学出版社.
- 李宝,范成新,丁士明,等. 2008. 滇池福保湾沉积物磷的形态及其与间隙水磷的关系[J]. 湖泊科学, 20(1): 27 - 32.
- 吴晓雷. 1995. 人工湿地废水处理机制[J]. 环境科学, 16(3): 83 - 86.
- 张路,范成新,王建军,等. 2004. 太湖草藻型湖区间隙水理化特性比较[J]. 中国环境科学, 24(5): 556 - 560.
- Bachmann R W, Hoyer M V, Canfield D E. 2000. Internal heterotrophy following the switch from macrophytes to algae in Lake Apopka, Florida[J]. Hydrobiologia, 418: 217 - 227.
- Gracaa B, Witek Z, Burska D, et al. 2006. Pore water phosphate and ammonia below the permanent halocline in the south - eastern Baltic Sea and their benthic fluxes under anoxic conditions[J]. Journal of Marine Systems, 63: 141 - 154.
- James R T, James M, Wool T, et al. 1997. A sediment resuspension and water quality model of Lake Okeechobee[J]. Journal of The American Water Resources Association, 33(3): 661 - 680.
- Jeppesen E, Søndergaard M, Kronvang et al. 1999. Lake and catchment management in Denmark[J]. Hydrobiologia, 395/396: 419 - 432.
- Lauridsen T L, Jensen J P, Jeppesen E, et al. 2003. Response of submerged macrophytes in Danish lakes to nutrient loading reductions and biomanipulation[J]. Hydrobiologia, 506 - 509: 641 - 649.
- Rattray M R, Howad W C, Brown J M A. 1991. Sediment and water resources of nitrogen and phosphorus for submerged rooted aquatic macrophytes[J]. Aqua Bot, 40: 225 - 237.
- Reilly J F, Horne A J, Miller C D. 2000. Nitrate removal from a drinking water supply with large free - surface constructed wetlands prior to groundwater recharge[J]. Ecological Engineering, 14: 33 - 47.
- Scheffer M. 2001. Alternative attractors of shallow lakes[J]. The Scientific World, 1: 254 - 263.
- Schneider S, Melzer A. 2004. Sediment and water nutrient characteristics in patches of submerged macrophytes in running waters[J]. Hydrobiologia, 527: 195 - 207.
- Slomp C P, Gaast S J Van der, Raaphorst W Van. 1996. P binding by poorly crystalline iron oxides in North Sea sediments[J]. Marine Chemistry, 52: 55 - 73.
- Teasdale P R, Batley G E, Apte S C. 1995. Pore water sampling with sediment peepers[J]. Trends in Analytical Chemistry, 14(6): 250 - 256.
- Williams J D H, Jaquet J, Thomas R. 1976. Forms of Phosphorus in the Surficial Sediments of Lake Erie[J]. J Fish Res Board Can, 33: 413 - 429.

(责任编辑 万月华)

Experimental Comparison of Nutrient Characters of Pore Water between Macrophytic and Algal Lakes

LI Ying-jie^{1,2}, HU Xiao-zhen², NIAN Yue-gang², SHEN Bing-gang¹, ZHANG Li¹

(1. Shanxi Provincial Academy of Environmental Science Research and Design, Xi'an 710061, China;

2. Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China)

Abstract: In order to study nutrient character differences of pore water between macrophytic and algal lake, 4 simulation systems of shallow lake were established with different nutrition level and macrophyte in September, 2006. Pore waters were sampled at 3.2cm intervals using pore water diffusion equilibrators, and then measured as soon as possible in September, 2007. Finally, some conclusions and cognitions are drawn as follows: (1) There is no gradual change of nutrient concentrations in overlying water, which is even relatively. The growth of aquatic plant increased PO_4^{3-} -P concentration of overlying water, while lowered NH_4^+ -N concentration. (2) In sediment-water interface of simulation systems, there exist steep concentration gradients of NH_4^+ -N and PO_4^{3-} -P, increasing rapidly with sediment depth increase. (3) Due to high nutrition load in sediment, concentrations of PO_4^{3-} -P and NH_4^+ -N are higher in pore water than overlying water. (4) In pore water, aquatic plant growth can enhance concentration of PO_4^{3-} -P and NH_4^+ -N when they are low, while lower their concentration when concentration of PO_4^{3-} -P and NH_4^+ -N are high. (5) There exists a good positive correlativity between NH_4^+ -N and PO_4^{3-} -P concentration in algal lake systems, which shows these two matters all result from anaerobic decomposition of organic matter as a result of bacterial or fungal action.

Key words: Macrophytic lake; Algal lake; Eutrophication; Pore water