第九章 扰动作用下沉积物界面微环境磷的迁移转化

对于浅水湖泊而言，沉积物界面是一个相对不稳定区域，其中因风浪、湖流为主要驱动力的水动力扰动(Hydrodynamic disturbation)，以及底栖生物所形成的生物扰动 (Bioturbation)是造成沉积物界面不稳定的最主要因素。水动力在湖底通过剪切等作用使表层沉积物悬浮甚至侵蚀（Evans, 1994），所造成的影响往往是一个具有极薄厚度在二维空间上连续的面，而底栖生物的扰动则依据动物种类和生活习性的不同，个体往往形成在水平（廊道）或垂向(孔穴)一维空间上连续的线，群体则可能是三维非连续的破损层体，这些都是在沉积物厚度上时原始结构发生改变（Crusiusa et al., 2004）。

第一节 底栖生物扰动对沉积物磷分布影响

一、形态磷垂向分布

磷在特定环境中是绝对数量相对稳定的一类保守性物质，在没有足够的外力作用下，沉积物形态磷含量在垂向上是平稳分布或变化的。但具营穴和钻孔等活动的底栖生物的存在，将会较大地改变受影响沉积物很多性质在垂向上的分布状况。在太湖的研究表明，河蚬 (1608 ind./m^2)扰动显著增加了沉积物中铁结合态磷(BD-P)含量(图 9-1，$p < 0.001$)，而其它形态磷不存在组间差异($p > 0.05$) (张雷 *et al.*, 2011)。与无生物扰动的对照样相比，羽摇蚊幼虫与水丝蚓扰动将单位干重沉积物中铁结合态磷含量增大了约 2.2 倍，提取液中所含铁(BD-Fe)增大了约 2.8 被(图 9-2)，但同样没有改变其它形态磷含量；并将铁结合态磷的变化主要归结于对沉积物氧化还原条件影响较大的摇蚊幼虫(Lewandowski and Hupfer, 2005)。这可能是因为上述研究均给予室内培养实验，室内培养时间一般仅 2~4 周，底栖动物对磷形态的影响还仅仅通过氧化还原电位变化等敏感化学条件的变化来实现，还未能形成对其它形态磷产生影响的有效机制。

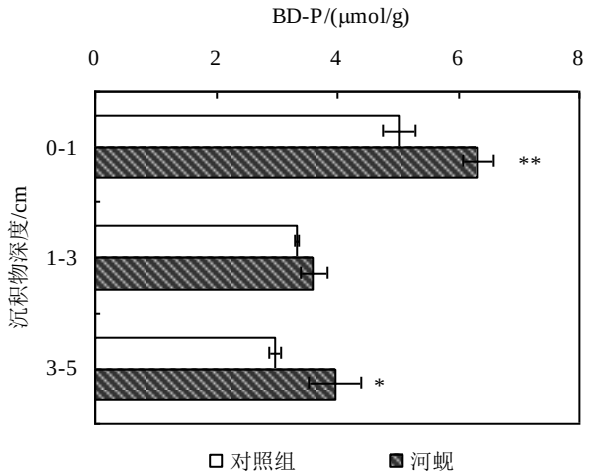


图 9-1 河蚬对沉积物中铁结合态磷(BD-P)的影响
(*(p<0.05)，**(p<0.01)表示河蚬扰动组结果显著大于对应对照组结果)

海洋中的研究表明，多毛类 *Marenzelleria spp.* 在被引入到沉积物初期，减小了表层 0-2cm 沉积物中弱结合态磷(NaCl-P)，认为生物扰动促进表层沉积物间隙水中磷的释放，从而减小其含量；而经过 14d 的扰动后，*Marenzelleria spp.*减小了沉积物中残留态磷(Res-P)含量，并将其减小归结于沉积物中含磷有机质的降解(Hietanen *et al.*, 2007)。沉积物中形态磷与有机质的变化关系密切，而生物扰动可以改变有机质在沉积物中的累积与降解速率(Hakenkamp and Palmer, 1999; Kristensen, 2000; D'Andrea and DeWitt, 2009)，以及还会增强沉积物微生物活性(Welsh and Castadelli, 2004; Mermillod-Blondin and Lemoine, 2010)，因此长期的生物扰动作用下，人们有理由推测沉积物中结合态磷也会跟着发生变化。

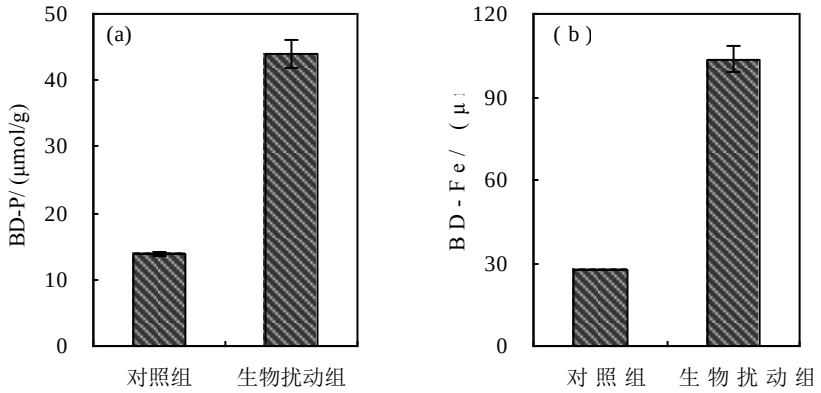


图 9-2 生物扰动对沉积物中铁结合态磷与同步所提取铁的影响
(根据 Lewandowski 与 Hupfer (2005)数据绘制)

二、间隙水磷垂向分布

间隙水是溶解态物质在沉积物与上覆水之间进行交换的中介，即实际存在着沉积物-间隙水-上覆水复合体系(张路, 2004)。SRP 是间隙水中磷的主要存在形式，是间隙水与上覆水交换的主要形态，并且易受环境变化的影响和被生物利用(Reynolds and Davies, 2001; 黄清辉, 2005)。

在生物扰动研究中，摇蚊幼虫受关注较多。已经发表的文献表明羽摇蚊(*Chironomus plumosus*)幼虫、中国长足摇蚊(*Tanypus chinensis*)幼虫、红裸须摇蚊(*Propsilocerus akamusi*)幼虫、均会显著减小间隙水中 SRP 浓度(Matisoff *et al.*, 1985; Hansen *et al.*, 1998; Lewandowski *et al.*, 2007; 张雷, 2010)。图 9-3 显示的是中国长足摇蚊幼虫在被引入沉积物不同时间(5d、12d、19d)后对太湖梅梁湾间隙水中 SRP 的改变作用($p < 0.001$)，并且随着时间的持续，其对间隙水 SRP 的改变作用与范围越来越大。经过 22d 的培养，红裸须摇蚊幼虫显著减小了间隙水总 SRP 浓度($p < 0.001$)，并且密度增大后摇蚊幼虫对 SRP 减小作用增强 (图 9-4)。

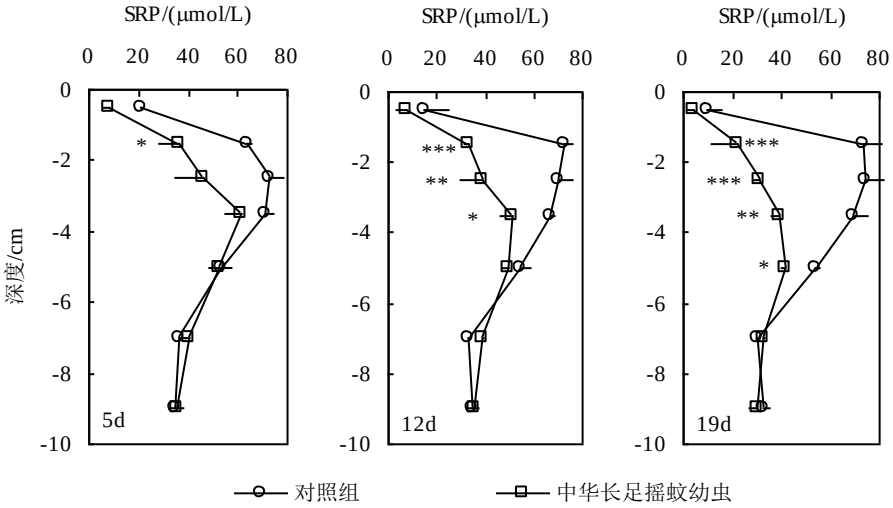


图 9-3 中国长足摇蚊幼虫对间隙水 SRP 的影响
(*(p<0.05)、**(p<0.01)、 ***(p<0.001)表示此处 SRP 浓度显著小于对应对照组浓度)

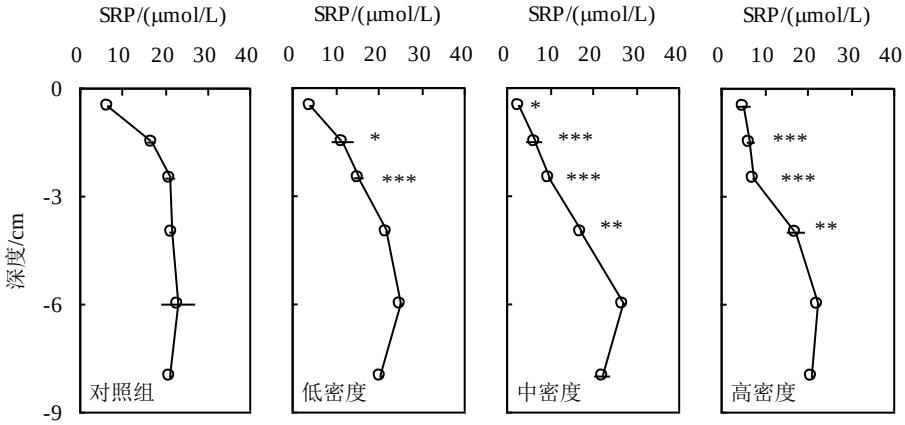


图 9-4 红裸须摇蚊幼虫对间隙水 SRP 的影响
(*(p<0.05)、**(p<0.01)、 ***(p<0.001)表示此处 SRP 浓度显著小于对应对照组浓度)

海岸与河口中所开展的短期室内培养实验或野外长期研究同时表明，多毛类的沙蚕(*Nereis diversicolor*)、*Arenicola marina*，端足类的 *Upogebia pugettensis*、*Monoporeia affinis* 也可以显著减小间隙水 SRP(Tuominen *et al.*, 1999; Mermillod-Blondin *et al.*, 2004; Volkenborn *et al.*, 2007; D'Andrea and DeWitt, 2009)。上述生物的共同特点是他们可以在沉积物中构筑 U 型、或 J 型、或 Y 型的廊道，并在廊道内来回活动，通过生物引灌将其排泄物排出廊道，并且将富含氧气的上覆水引入廊道内，维持其正常新陈代谢。

虽然生物扰动对沉积物含水率、SRP 在沉积物-水界面扩散的影响可能减小间隙水中 SRP，但是主要原因还是归结于生物引灌作所引起氧化还原条件的变化。生物引灌可将大量电子供体(如 O_2、NO_3^-等)引入沉积物深处，促进沉积物中 Fe^{2+}向生物扰动产生的氧化区域(如摇蚊幼虫构筑的廊道)的扩散，同时被氧化成水合铁氧化物。水合铁氧化物对 SRP 具有良好的吸附能力，通过吸附减小间隙水中 SRP(Lewandowski and Hupfer, 2005)。Lewandowski et al. (2007)利用二维 Peeper 技术研究了羽摇蚊幼虫对间隙水 SRP、Fe^{2+}在二维空间分布的影响特点(图 9-5)。X 射线图像清晰显示了羽摇蚊幼虫在沉积物中的活动痕迹(图 9-1-3-3a)，二维 Peeper 数据则清晰地显现出羽摇蚊幼虫扰动对间隙水 SRP 空间分布的影响，摇蚊幼虫洞穴内 SRP 浓度与上覆水一致，洞穴壁内 SRP 则逐渐增加，间隙水 SRP 变化与间隙水 Fe^{2+}变化呈现良好的一致性；且这一结果在生物扰动后沉积物中磷形态的变化中同样得到验证(Lewandowski and Hupfer, 2005)。

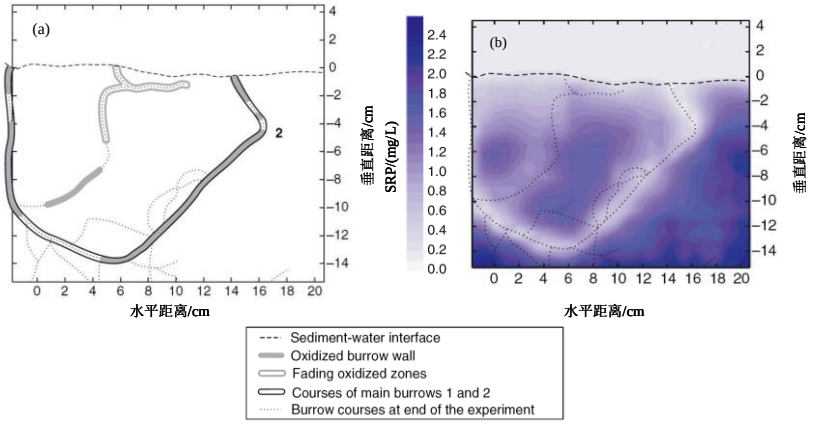


图 9-5 羽摇蚊幼虫对间隙水 SRP 二维分布的影响
(引自 Lewandowski et al., 2007)

与上述底栖动物相比较，寡毛类的霍甫水丝蚓、颤蚓等个体较小。虽然它们通过通过身体的呼吸、扰动作用增加氧化层厚度，增加沉积物氧化还原电位，减小间隙水中 Fe^{2+}(Davis, 1974)；但是相对于摇蚊幼虫，这种改变作用较小(Lewandowski and Hupfer, 2005)。并且有研究表明，寡

毛类密度达到一定程度后，由于它们不断将大量厌氧沉积物搬运到沉积物表层，反而会阻碍上覆水中氧气向沉积物表层下方的迁移(张雷, 2010)。因此，水丝蚓与颤蚓对间隙水中 SRP 影响往往不显著(Matisoff *et al.*, 1985; Zhang *et al.*, 2010)。

但并不是个体大的底栖动物就一定能对间隙水 SRP 产生显著影响。比如双壳类河蚬在被引入到沉积物 5d、10d、15d 后，均有减小间隙水中 SRP 的趋势，但从统计结果上看，不存在显著差异($p>0.05$，图 9-6)。河蚬活动显著减小了间隙水中 Fe^{2+}，增加了沉积物中 Fe-P 含量(图 9-1) (张雷 *et al.*, 2011)，因此，河蚬的扰动促进了间隙水中 Fe^{2+}的氧化，且氧化生成的水合铁氧化物可吸附 SRP。由于河蚬新陈代谢速率很高(Hakenkamp and Palmer, 1999)，在新陈代谢过程可以释放大量的磷(Lauritsen and Mozley, 1989; Wittmann *et al.*, 2008)，从而增加间隙水中 SRP 浓度。因此，综合分析上述因素的综合作用，可认为河蚬并未能显著改变间隙水中 SRP 浓度。

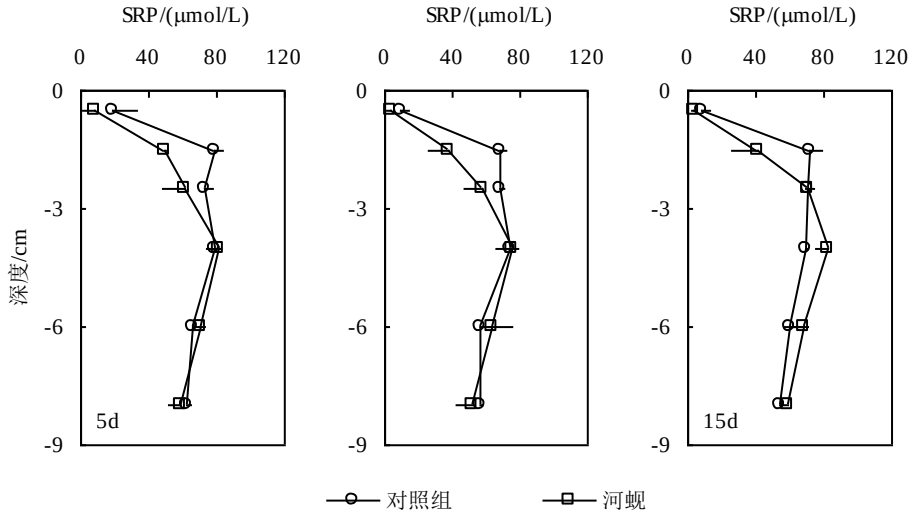


图 9-6 河蚬扰动组与对照组间隙水中 SRP 分布

三、活性磷二维分布

获取沉积物环境中活性态磷含量特别是多维分布，必须采用相对特殊的技术方法。薄膜扩散梯度技术（Diffusive Gradients in the Thin Films Technique, DGT）是 1994 年由英国 Lancaster 大学的 Davison 和 Zhang 发明的(Davison and Zhang, 1994)。该技术是利用目标物在定义扩散层的扩散通量，获取目标物在环境介质中的含量、形态与迁移活性信息。DGT 装置由固定膜和扩散膜叠加组成，离子以扩散方式穿过扩散膜，随即被固定膜捕获，并在扩散膜内形成线性梯度分布，其靠近固定膜一端的离子浓度维持为零，与介质接触一端的浓度（C_{DGT}）为：

$$C_{DGT} = \frac{M\Delta g}{D_g At} \qquad (9\text{-}1)$$

上式M为固定膜上离子的积累量（mol cm^{-2}），Δg为扩散层厚度，D_g为离子在扩散膜中的扩散速率（cm^2 s^{-1}），t 为扩散时间（s），C_{DGT}是放置时间内通过DGT扩散得到的平均浓度（mol cm^{-3}）。

DGT 装置使用的扩散膜一般都由丙烯酰胺凝胶（少量为琼脂糖凝胶）配置而成。为便于计算，基本上使用 Zhang 等的配方，多数目标物的扩散系数都是已知(Zhang and Davison, 1999)。固定膜一般由凝胶溶液加入固定剂配置而成，其固定对象和固定能力取决于所使用的固定剂及其性能。DGT 技术的发展最初是针对沉积物，获取沉积物中污染物空间分布信息一直是其应用的重点。DGT 可以通过较长时间的放置对目标物进行富集，对于获取背景值很低的目标物具有非常大的优势；同时，通过使用不同类型的固定膜，可以得到除金属以外的其他离子的信息。这方面最突出的成果是结合 DGT 和 CID 技术，揭示沉积物中硫的二维分布特征(Widerlund and Davison, 2007)；因空间分辨率的显著提高，使得硫与 Fe、Mn 等金属离子分布的耦合关系得到更好的分析(Motelica-Heino and Davison, 2003)。此外，Stockdale 等（2010）将 DGT 和 LA-ICP-MS 结合，分析了 P, V, As, Mo, Sb, W and U 微量金属元素在沉积物-水界面附近的高分辨分布特征

(Stockdale *et al.*, 2010)。

目前，DGT 技术对磷测定主要使用 FeO 膜作为固定膜，由水铁矿与丙烯酰胺凝胶配置而成(Zhang *et al.*, 1998)。FeO 膜对磷的固定容量低，无法满足高背景磷介质的测定要求；水铁矿在膜表面的分布不均与，颗粒粒径大，不能满足高分辨分析的要求。此外，水铁矿易于转化成针铁矿，所以 FeO 膜性质易变化。由于 FeO 膜具有上述缺点，导致 DGT 技术在磷测定方面的应用较少。Ding 等于 2010 年研发了一种新型磷固定膜-ZrO 膜(Ding *et al.*, 2010)，由高稳定性的氧化锆（ZrO）与丙烯酰胺配置而成，其 DGT 容量比 FeO 膜高出 50 倍，由此将 DGT 技术拓展到高磷背景的富营养化湖泊。经进一步改造后，ZrO 在固定膜表面分布均与致密，可满足高分辨分析要求。

（一）活性磷的二维高分辨表征

从太湖大浦口（31°18′42.7″N, 119°56′52.2″E）采回两根沉积物柱样，同时收集水丝蚓。沉积物按 2cm 分层，相同层次的沉积物混匀后，过 0.6mm 筛子除去颗粒物和生物体，再按原有深度分别装成 2 个平行柱样，表面覆盖经 0.45μm 滤膜过滤的原位湖水。将柱样放入 15±1℃条件下培养，17 天后，按 17.1 ww/m2 向其中一个柱样添加长度为 35-45mm 的水丝蚓，该添加量是大浦口发现的最大生物量。培养至第 30 天，将两个由 ZrO 膜组装的 DGT 装置（事先充氮脱氧 16 小时）分别插入两个柱子中，6 天后取出，对 ZrO 膜界面以下 3cm 进行二维、亚毫米切片，切片刀是用 0.35mm 厚的塑料薄片分别将 80 个 0.10mm 厚的超薄刀片挨个隔开，同样用带螺纹的细钢棒将其串起，用螺丝将两端拧紧，并将刀口固定在同一个平面。经测量显微镜观察，每两个刀口之间的间距为 0.45mm，误差控制在 2.5%以内。切片时用双面胶将 ZrO 膜粘在干净平整的塑料板上，用切片刀按一个方向对 ZrO 膜进行切片，清洗刀片后再按该方向的垂直方向进行切片，两次切片产生一定数量、面积为 0.45×0.45mm^2 的小方块，误差不超过 2%。将切片产生的小方块依次挑入装有 40μL 1M NaOH 溶液的 384 孔酶标板各孔中，室温下静置解吸 16h，然后取出 24μL 解吸液到一个新 384 孔酶标板中，向每个孔中分别按体积比 4:1 加入 2M H_2SO_4 溶液，酸碱中和 1h 后，加入 3μL 钼酸铵显色剂，然后使用微孔板分光光度计在 700nm 波长下读数，按方程（1）算出 C_{DGT}，并用 Origin 软件作出沉积物 DRP 的二维高分辨分布图（图 9-7）。

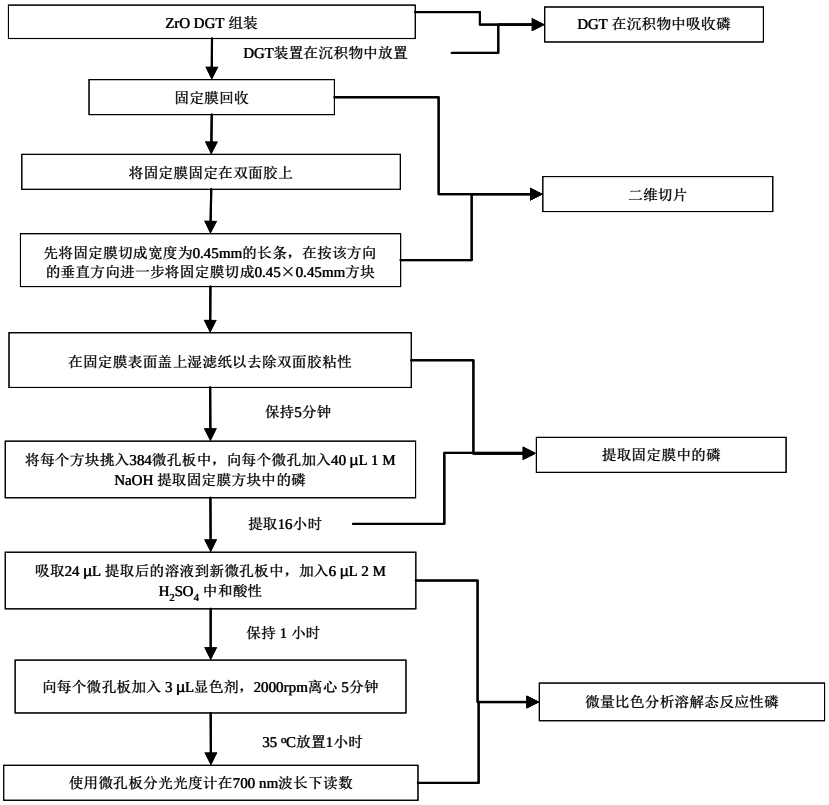


图 9-7 沉积物间隙水活性磷的二维、亚毫米测定流程（分辨率 0.45×0.45mm）

（二）活性磷的二维变化

对照和生物扰动条件下 DRP 的分布如图 9-8 所示。对照 DRP 在垂向上呈现有规律的变化，0-9mm(0 为界面)区域 DRP 浓度较低（<0.08mg/L），至 15mm 呈现增加趋势，至 30mm 则趋于稳定。水平方向上的变化较随机，主要是沉积物混匀造成。在分布图上有一些 DRP 浓度异常高的点，可能是微生态点（microniches），主要由局部有机质的强烈降解造成，沉积物中其他元素也有类似现象(Stockdale *et al.*, 2009)。在水丝蚓扰动下，DRP 的二维分布不均匀性较为突出。与对照同一深度的 DRP 进行比较，扰动主要造成了 DRP 浓度的降低，降低区域主要分布在 0-7mm 和 19mm 以下深度。将同一深度的 DRP 取平均值，然后将对照和生物扰动处理的 DRP 平均值进行差异显著性检测，发现 90%深度上生物扰动处理均造成了 DRP 浓度的显著性降低。Zhang 等采用相同培养手段研究了水丝蚓的扰动效应，DRP 测定的垂向分辨率为 1cm, 仅在一个深度上（1.5cm）观察到 DRP 浓度的降低(Zhang *et al.*, 2010b)。本研究观察到更为强烈的扰动效应，主要得益于分辨率的提高（0.45mm），在较低的分辨率条件下，扰动产生的正负效应有可能中和，导致观察到的扰动效应比实际要弱。另一方面，本研究采用 DGT 技术测定得到的 DRP，与间隙水中 DRP 有所不同，同时包括了沉积物固相向间隙水释放的 DRP。Zhang 等研究发现(Zhang *et al.*, 2010b)，水丝蚓扰动会将氧气带入界面沉积物，造成间隙水中二价铁的迅速氧化，而新生成的氧化铁沉淀会吸附间隙水中的 DRP，这是造成 DRP 浓度降低的主要原因。

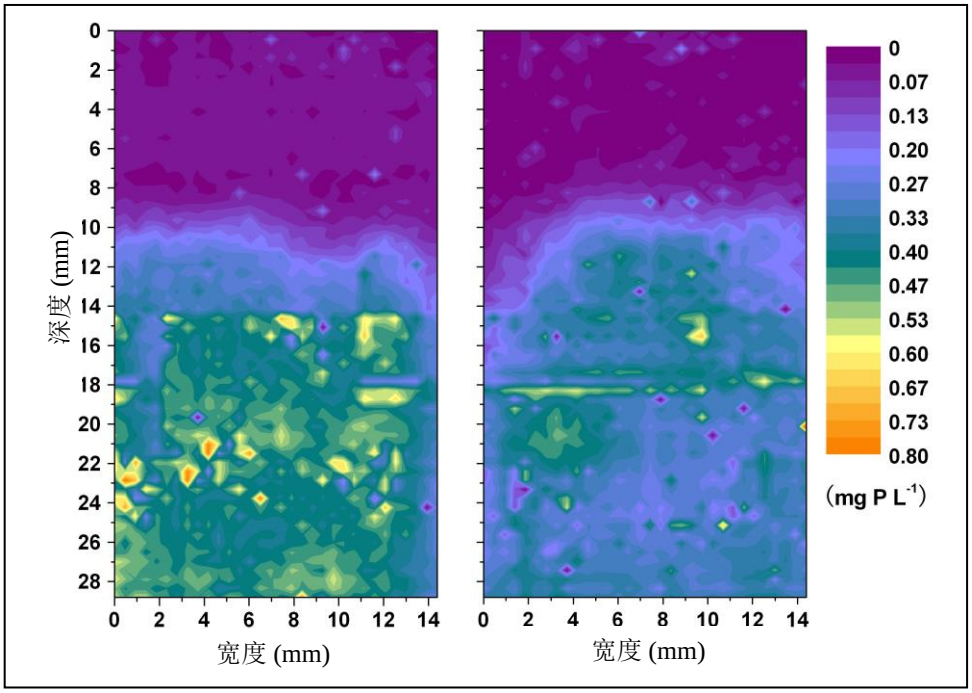


图 9-8 对照（左）和水丝蚓（右）扰动条件下间隙水 DRP 的二维含量变化

由于培养所用的沉积物经过混匀，对照可视为没有生物扰动的背景状况。考虑到水平方向上 DRP 浓度分布的异质性，局部区域的生物扰动效应可视为概率事件，该效应可通过该区域 DRP 浓度与同一深度上对照所有区域浓度的比较进行评估。根据这一设想，将对照和生物扰动的 DRP 二维分布图首先进行网格化，将二者划分成 128 个方格（16 行×8 列），每个方格为 1.8×1.8mm，即每个方格由 16 个 DRP（4×4）数据组成，取平均值，得到每个方格的 DRP 浓度。将某一深度上生物处理的一个方格 DRP 浓度与该深度上对照所有方格 DRP 浓度进行逐一显著性差异检测，采用非参数检验（SPSS 10.5, USA），如两者没有差异，则赋值为 0，存在显著性差异（$p<0.05$, 双尾），则赋值为 1，累加得到生物处理每个方格的赋值总和。该总和在 0 和 8 之间变化，0 表示存在生物扰动效应的可能性最低，8 则表示存在扰动效应的可能性最高，数字越大，说明存在扰动效应的可能性越大。

将上述所有方格赋值总和做成二维分布图（图9-9），发现水丝蚓的扰动效应呈现哑铃型，在0-7mm和18mm以下扰动效应交强烈，中间区域则较弱。这与水丝蚓在沉积物中的扰动方式有关，水丝蚓主要活动在沉积物-水界面下10-30mm区域，头部朝下进食，粪便在由尾部排到沉积物界

面附近，造成对沉积物下部和界面附近的DRP浓度影响最大，中间则较弱。

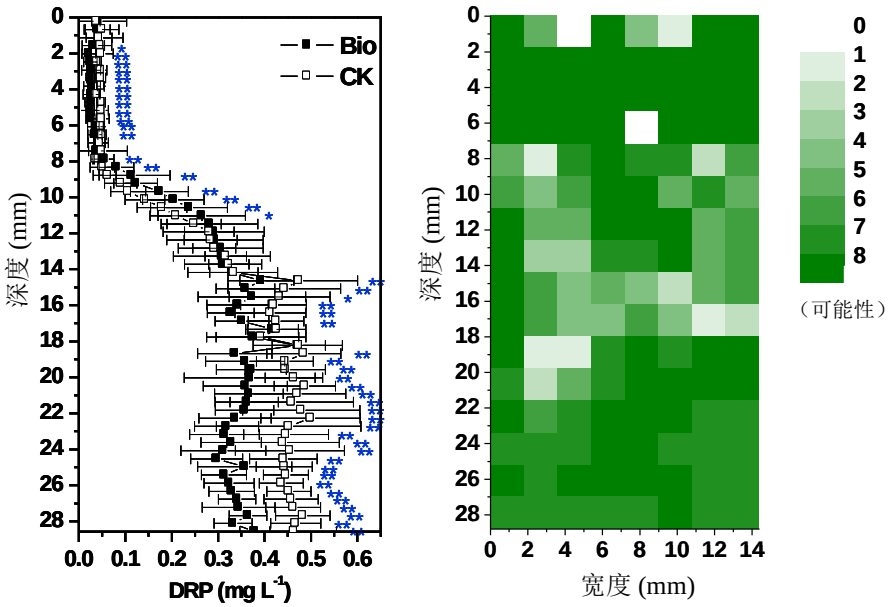


图 9-9 水丝蚓扰动下间隙水 DRP 的一维（左）和二维（右）含量比较

第二节　底栖生物扰动对沉积物-水界面磷交换影响

磷在沉积物-水界面的交换受生物、物理、化学因素的影响，生物扰动作为水底的一个重要过程，不仅能改变沉积物的基本性质，也能通过生物扰动、生物引灌改变磷在沉积物-水界面的运动方式(Boström *et al.*, 1988)。磷在沉积物-水界面的交换包括颗粒态磷与溶解态磷。比如鱼类运动可以增大水体中颗粒态磷的含量(Andersson *et al.*, 1988)，底栖动物扰动对颗粒态磷在界面的迁移受关注较小，本节重点探讨生物扰动对溶解态活性磷磷(Soluble reactive phosphorus, SRP)在沉积物-水界面交换的影响。由于磷在界面交换受沉积物理化性质、微生物作用的影响，本节首先讨论沉积物性质对生物扰动下磷在界面交换的影响；鉴于不同底栖动物对沉积物的扰动方式存在差异，将就不同底栖动物对磷在界面的交换加以比较；最后探讨生物量、温度等环境因素对生物扰动下界面磷交换的影响。

一、沉积物性质差异

在太湖大浦口与梅梁湾沉积物中，分别引入霍甫水丝蚓与中国长足摇蚊幼虫开展室内培养实验，在引入底栖动物后 4d、11d、18d 分别测定 SRP 在沉积物-水界面通量。以不同处理作为主变量，时间作为重复变量对所得结果进行重复性一元方差分析。结果表明，在梅梁湾沉积物柱样中，水丝蚓与摇蚊幼虫的出现改变了 SRP 向上覆水的释放通量(p＜0.05)，通量没有随时间发生显著变化(p＞0.05)；Tukey 事后检验表明，与对照样相比，摇蚊幼虫与水丝蚓均显著促进 SRP 向上覆水的释放(p＜0.05) (图 9-10a)。大浦口沉积物中，水丝蚓与摇蚊幼虫也改变了 SRP 在沉积物-水界面通量(p＜0.05)，并且通量随时间变化显著(p < 0.001)；Tukey 事后检验表明，与对照样相比，水丝蚓显著减小了沉积物向上覆水的 SRP 通量(p＜0.05)，摇蚊幼虫组与对照组之间没有显著差异(p＞0.05) (图 9-10b)。

因此，摇蚊幼虫在梅梁湾促进 SRP 向上覆水释放，对大浦口沉积物-水界面 SRP 通量却没有显著影响。摇蚊幼虫促进 SRP 向上覆水释放得到较多报道(Andersson *et al.*, 1988; Hansen *et al.*, 1998; Andersen *et al.*, 2006)，其减缓 SRP 释放的结果亦有报道(Lewandowski and Hupfer, 2005)。水丝蚓在梅梁湾沉积物促进 SRP 向上释放，在大浦口抑制 SRP 释放，甚至产生了吸附上覆水中

SRP 的结果。王建军(2008)同样观察到水丝蚓在梅梁湾促进 SRP 向上覆水释放；同属寡毛类的颤蚓(*Tubifex tubifex*)加速 SRP 自沉积物向上覆水的释放(Mermillod-Blondin *et al.*, 2005)。

由此可见，同种生物在不同湖泊沉积物中可能会对界面 SRP 通量产生不同的影响结果。在海洋中也有类似结果，比如多毛类沙蚕(*Nereis diversicolor*)在两处海洋沉积物中促进了 SRP 向上覆水的释放，同时在一处沉积物中促进沉积物对上覆水中 SRP 吸收(Nizzoli *et al.*, 2007)，且其抑制作用随生物密度的增加而加大(Mortimer *et al.*, 1999)。

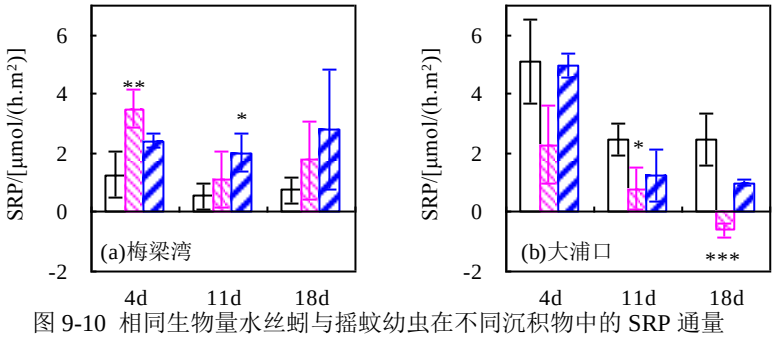
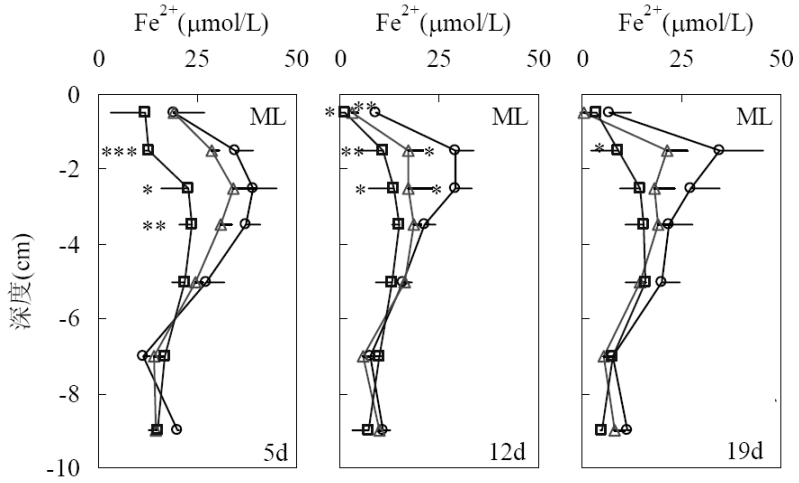


图 9-10 相同生物量水丝蚓与摇蚊幼虫在不同沉积物中的 SRP 通量

目前对这一结果的解释主要集中在生物扰动对沉积物中 Fe^{2+}的影响展开， (Matisoff *et al.*, 1985; Lewandowski and Hupfer, 2005; Nizzoli *et al.*, 2007)。在 Fe^{2+}含量高的沉积物中，生物扰动可以造成大量 Fe^{2+}被氧化，生成的水合铁氧化物对 SRP 具有良好的吸附能力，可以抑制 SRP 向上覆水释放(Lewandowski and Hupfer, 2005)。同时底栖动物通过增大沉积物孔隙度、缩短扩散路径、对流、增加微生物活性及自身新陈代谢等活动促进 SRP 自沉积物向上覆水的释放(Gardner *et al.*, 1981; Andersson *et al.*, 1988; Granéli, 1979)。如果前者作用强度小于后者，则表现为生物扰动促进 SRP 向上覆水释放；若两者相当则表现为没有显著变化；当前者作用强于后者，则表现为抑制 SRP 向上覆水释放，甚至产生自上覆水向沉积物的通量。

图 9-11 显示水丝蚓与摇蚊幼虫均显著减小了大浦口与梅梁湾间隙水中 Fe^{2+}含量，但大浦口间隙水中 Fe^{2+}含量比梅梁湾高出数倍。因此，从从减小的绝对量上来看，底栖动物的活动在梅梁湾减少了较小量的 Fe^{2+}。在梅梁湾，可能由于底栖动物扰动氧化产生的水合铁氧化物量较小，综合结果表现为水丝蚓与摇蚊幼虫在梅梁湾促进了 SRP 的释放(图 9-10a)。对于大浦口，可能由于底栖动物扰动氧化产生的水合铁氧化物量较大，减小了间隙水中 SRP 浓度，从而减小 SRP 在沉积物-水界面的扩散浓度梯度(Matisoff *et al.*, 1985; Tuominen *et al.*, 1999; Lewandowski and Hupfer, 2005)。当扩散浓度梯度的减小、以及沉积物表面水合铁氧化物层的吸附作用(具体见 5.4.2 节)等超过了中国长足摇蚊幼虫、霍甫水丝蚓扰动所产生的其它促进 SRP 释放的效应的时候，则表现出来水丝蚓抑制 SRP 自沉积物向上覆水的扩散，甚至产生沉积物吸附上覆水中 SRP 的现象(图 9-10b)。



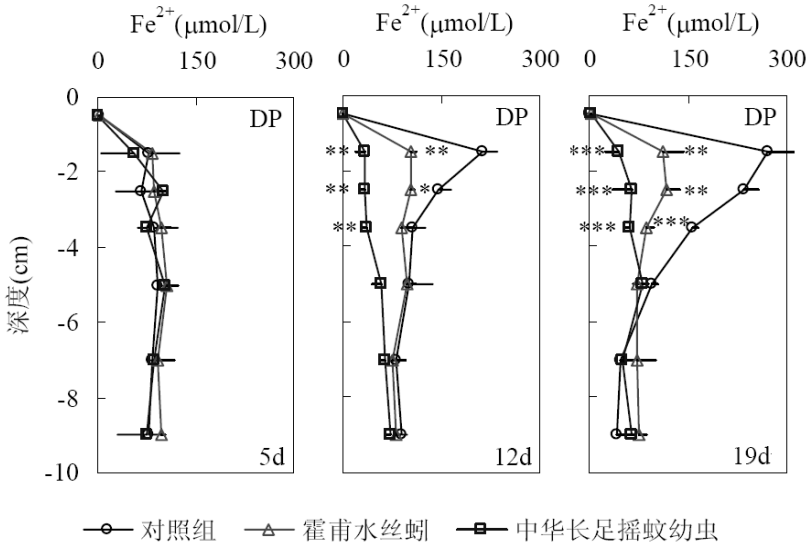


图 9-11 水丝蚓与摇蚊幼虫扰动对间隙水中 Fe^{2+}的影响

二、不同生物种类

图 9-10 中各组数据之间的方差分析结果表明，在梅梁湾摇蚊幼虫与水丝蚓均促进 SRP 向上覆水释放，Tukey 事后检验表明两个生物扰动组之间差异不显著(p＞0.05)；在太湖大浦口沉积物中，两者都减缓了 SRP 向上覆水的释放，但水丝蚓比摇蚊幼虫更强地抑制了 SRP 向上覆水的释放(p＜0.05)，这可能与它们在沉积物中活动方式有关。

摇蚊幼虫在沉积物中所构筑的廊道直径约 2 mm，周围所形成氧化层直径约 5 mm。摇蚊幼虫在其构筑的廊道内引灌富含氧气的上覆水，并排出二氧化氮及其它代谢产物。它们的引灌活动造成了环廊道氧化层的形成。正是这样，摇蚊幼虫对沉积物性质及间隙水性质产生了显著的影响。摇蚊幼虫构筑好廊道以后就很少构筑新的廊道。虽然水丝蚓没能在沉积物中形成可见的氧化通道，但作为一个向上输送功能者，水丝蚓不断地将底层沉积物颗粒通过摄食与排泄搬运到沉积物表层。在实验过程中，越来越多的蚓粪被堆积到沉积物表面，前人的研究也证明了这一点(Davis, 1974; Mermillod-Blondin *et al.*, 2005)。水丝蚓对下层沉积物的搬运速率很大，能不断更新表层沉积物(Kaster *et al.*, 1984; Davis, 1974)，更新的表层沉积物被上覆水氧化形成含水合铁氧化物氧化层，由于水合铁氧化物对 SRP 具有良好的吸附能力(Gunnars *et al.*, 2002)，即在沉积物-水界面处制造了一个影响 SRP 扩散的微水合铁氧化物层。由于水丝蚓可以不断更新表层，因此表层具有持久的吸附能力。这可能就是在相同生物量下，为什么水丝蚓比摇蚊幼虫抑制了更多的 SRP 向上覆水释放。

同在太湖大浦口沉积物中，在引入河蚬后 3d、8d、13d 分别测定 SRP 在沉积物-水界面通量；以不同处理作为主变量，时间作为重复变量对所得结果进行重复性一元方差分析(张雷 *et al.*, 2011)。结果表明河蚬则增大了 SRP 向上覆水的释放通量(p＜0.05) (图 9-12)。SRP 通量均值随所投加河蚬生物量的增加而增大，但 Tukey 事后检验表明，在整个实验过程中只有高密度处理组与对照组之间存在显著差异(p＜0.05)，其它组与组之间不存在显著差异(p＞0.05)。另外 SRP 在沉积物-水界面间通量没有随时间发生显著波动(p＞0.05)。

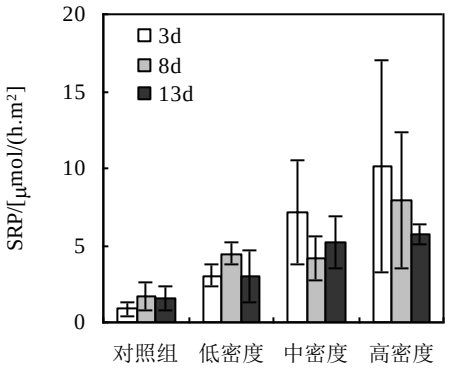


图 9-12 河蚬在太湖大浦口沉积物中所产生的 SRP 通量

河蚬的扰动氧化了间隙水中 Fe^{2+}，从而较大程度地减小其浓度(张雷 *et al.*, 2011)。磷形态分析结果表明河蚬扰动增加了沉积物中铁结合态磷(图 9-1)，这一结果同样有力佐证了河蚬扰动促进了沉积物间隙水中 Fe^{2+}的氧化，促进了 SRP 与水合铁氧化物结合并沉积到沉积物中。间隙水中 SRP 浓度的降低会减小 SRP 向上覆水扩散的浓度梯度，进而减小 SRP 向上覆水的释放通量，甚至产生沉积物对上覆水中 SRP 的吸附(Lewandowski and Hupfer, 2005; Mortimer *et al.*, 1999)。但是本研究的 SRP 通量结果表明河蚬不仅没有减缓 SRP 向上覆水的释放，却促进了 SRP 向上覆水的释放(图 9-12)。这是因为在产生这些抑制 SRP 向上覆水释放的同时，河蚬同时制造了一些促进 SRP 向上覆水释放的过程。

沉积物含水率的增加、沉积物-水界面面积的增大均可以加快间隙水中SRP向上覆水的扩散。河蚬的挖掘、生物引灌等行为可以在间隙水与上覆水之间产生平流作用，加快 SRP 向上覆水的运动。河蚬通过斧足摄食、以及沉积物微生物活性的增强可以引起有机质的降解(陈振楼 *et al.*, 2005; Mermillod-Blondin *et al.*, 2005; Hakenkamp and Palmer, 1999)，有机质降解为间隙水提供更多溶解态磷(Mermillod-Blondin *et al.*, 2005)，促进 SRP 向上覆水扩散。另外，河蚬新陈代谢速率很高(Hakenkamp and Palmer, 1999)，在新陈代谢过程可以将大量的磷释放到水体中(Lauritsen and Mozley, 1989; Wittmann *et al.*, 2008)。在实验进程中，可以观察到河蚬将吸管伸出沉积物，进行滤食、排泄等活动，这些活动可能会促进 SRP 向上覆水的释放。这些促进 SRP 向上覆水释放的过程占据主导优势、超过了前述抑制 SRP 释放的效应，则表现为河蚬的出现促进了 SRP 向上覆水的释放，并且释放强度随所投加河蚬生物量的增加而加大(图 9-12)。

综上，水丝蚓、摇蚊幼虫与河蚬在大浦口沉积物中产生了不同的扰动效果，水丝蚓与摇蚊幼虫均抑制了 SRP 自沉积物向上覆水的释放，相同生物量条件下霍甫水丝蚓的抑制作用更强；而河蚬则促进了 SRP 自沉积物向上覆水的释放，且增大的 SRP 通量随河蚬密度的增加而增大。河蚬的新陈代谢活动可能在促进 SRP 向上覆水释放中具有重要作用。由此可见，在相同条件下，不同底栖动物可以产生不同的扰动效果，其活动方式及自身新陈代谢对扰动结果有重要的影响。

三、温度变化因素

温度是一个重要的环境因子，它在一天、一个季度、一年内、与不同年份间均有波动，温度对生物扰动行为及其效应的影响研究较少(Przeslawski *et al.*, 2009)。为了解不同温度下生物扰动对 SRP 在沉积物-水界面通量的影响，考察了不同温度下霍甫水丝蚓扰动对 SRP 在太湖大浦口沉积物-水界面通量的影响(图 9-13)。随着温度由 10℃上升到 20℃，水丝蚓扰动下 SRP 释放通量显著增加($p < 0.001$)，并且霍甫水丝蚓生物量愈大，SRP 通量增加的程度愈大；线性回归分析表明霍甫水丝蚓扰动对 SRP 通量的贡献由-0.032 μmol/(h·g ww)增加到-0.093 μmol/(h·g ww) (图 9-13)。如前所述，霍甫水丝蚓促进上覆水中 SRP 向沉积物运动的主要机制是它们不断将大量底层沉积物通过摄食、排泄搬运到沉积物表层，在表层被富含氧气的上覆水氧化，形成对 SRP 具有良好吸附能力的水合铁氧化物，从而加速了上覆水中 SRP 向沉积物的迁移。温度升高后，水丝蚓活动增强，对沉积物颗粒的搬运作用增强，同时化学氧化速率、吸附速率也随温度升高被增大。因此，温度升高后霍甫水丝蚓大大加强 SRP 自上覆水向沉积物的通量。

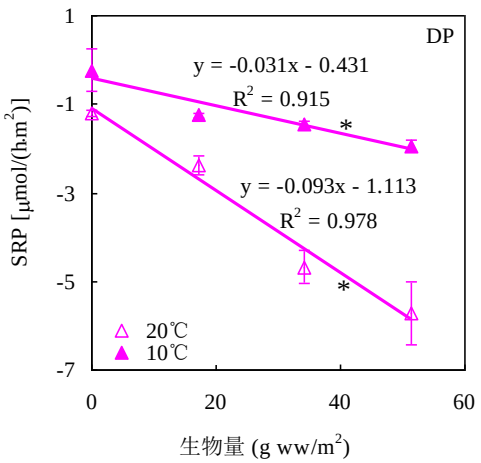


图 9-13 不同生物量霍甫水丝蚓在不同温度下的 SRP 通量

在生物扰动促进 P 释放的沉积物中，温度升高后，生物扰动也可以促进 P 向上覆水释放，且 P 从沉积物向上覆水释放的速率均与底栖动物生物量有良好的线性关系(Andersen and Kristensen, 1988)。在波兰一个富营养湖泊中，春天时单位干重底栖动物所产生的 P 向上覆水释放速率为 1.12 mg/(m^2 d g)，在夏天温度升高后，这一数值升高到 5.06 mg/(m^2 d g)；而在另一营养湖泊中，底栖动物引起的磷释放速率在春天为 0.189 mg/(m^2 d g)，夏天为 0.253 mg/(m^2 d g)(图 9-14)。

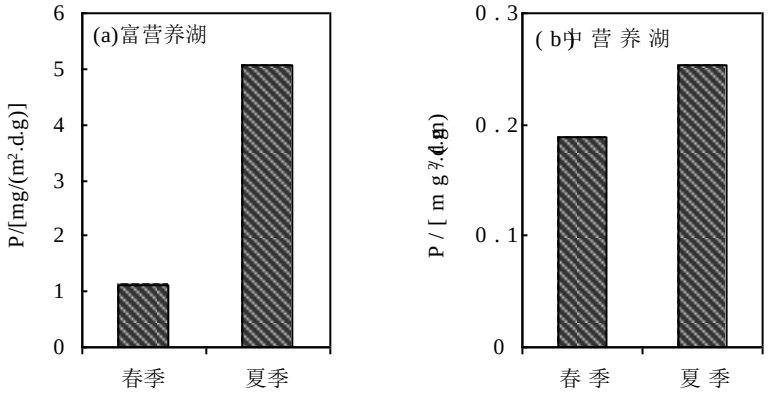


图 9-14 富营养与中营养湖泊中底栖动物在春季与夏季对 P 向上释放速率的影响
(根据 Andersen and Kristensen(1988)绘制)

第三节 水动力扰动对沉积物界面-水磷交换影响

发生于湖泊底部的沉积物再悬浮是一种平常却极为重要的自然过程。它不仅影响了底泥的边界层结构和表层底泥的重新分配(Cozar *et al.*，2005)，同时通过增加水体的营养盐浓度，影响着水生生物的生长状态，甚至在一定程度上损害水生生态系统的结构与功能 (Voulgaris and Collins, 2000; Horppila and Nurminen, 2001)。这种现象和作用在浅水湖泊中更加明显，如在浅水水体，悬浮物浓度的增加直接影响水体透明度，进而影响水体的初级生产力以及营养物质迁移及泥-水界面的生物种群分布等 (Bubinas and Repeeka, 2003; Hawley, 2000)。

在静态条件下，表层底泥中的大部分无机磷通过间隙水与上覆水体存在动态平衡状态(Rydin, 2000; 古小治等,2011),为湖泊富营养化水平体提供重要可利用磷的物源。水动力作用的介入将能量带入底部。随着能量的逐渐增大，使得物质发生悬浮，沉积物一水界面逐渐模糊，破坏了静态条件下沉积物-水间相对平衡的磷物质交换状态，影响着水柱中磷的含量 (Zhou *et al.*, 2005)。

太湖水域开阔，各个湖区的沉积物特性及水生植被等条件的空间异质性较大，水动力作用

对湖泊水体中磷的动态效应有很大差异，水动力强度影响以及季节和湖区空间变化等值的认真定量分析。

一、季节差异影响

图 9-15 为以梅梁湾为例，研究冬、春、夏、秋四季三种风浪过程中的单位面积水体磷酸盐量(T_P)随风浪扰动阶段的变化。由图可见，Tp 变化量对风浪强度的响应关系随季节的变化而不同。三种风速过程中，冬季中风的 T_P 出现了明显的下降过程，最大变化量为-6.2mg/m^2；大风和小风的 T_P 有不同程度的增大趋势，最大变化量分别为 5.6 和 8.4 mg/m^2(表 9-1)。春季小风和中风过程的 T_P 释放显著，最大释放量分别为 9.4 和 11.2 mg/m^2；但是大风过程的 T_P 开始阶段出现较小程度的减少，随后呈逐步释放状态，最大变化量为 3.5 mg/m^2。夏季的小风过程总体上表现为 P 的释放，最大释放量为 1.8 mg/m^2；中风的变化量相对较小；大风过程 P 的含量明显减小，最大变化量为-11.0 mg/m^2。秋季的中风过程出现磷酸盐释放现象，最大释放量为 5.0 mg/m^2；大风和小风过程总体呈 T_P 减少趋势，最大变化量分别为-5.1 和-8.4 mg/m^2。

表 9-1　梅梁湾各季节风浪强度引起水体 PO_4^{3-}-P 增量统计表

	风情	To	F1	F4	F7	F13	Max F
	小风	7.2±0.7	8.4	3.6	3.6	2.8	8.4
冬季	中风	8.7±0.8	-3.6	-4.2	-5.5	-7.2	-6.2
	大风	3.5±0.6	2.7	3.9	-1.7	-1.3	5.6
	小风	2.4±0.3	7.5	6.9	-0.6	0.0	9.4
春季	中风	1.6±0.5	7.6	-0.6	-0.8	-1.4	11.2
	大风	2.4±0.4	-0.4	2.5	1.6	2.2	3.5
	小风	5.7±0.7	1.8	0.5	2.3	0.7	-2.4
夏季	中风	5.9±0.7	0.3	0.9	-2.2	3.8	1.1
	大风	7.0±0.9	-6.4	-11.0	-7.4	8.0	-11.0
	小风	9.9±0.4	-3.5	-5.1	-3.6	-5.4	-5.1
秋季	中风	7.8±0.7	3.2	3.4	-3.1	-0.2	5.0
	大风	15.5±1.5	-8.4	-3.3	-10.7	-8.5	-8.4

T_0 表示风速起始时的某物质水柱总量(mg/m^2)；F_t 表示第 t 小时(h)某物质增量(mg/m^2)；

Max F 指在 0-5h 的风浪过程中的物质最大通量(mg/m^2)

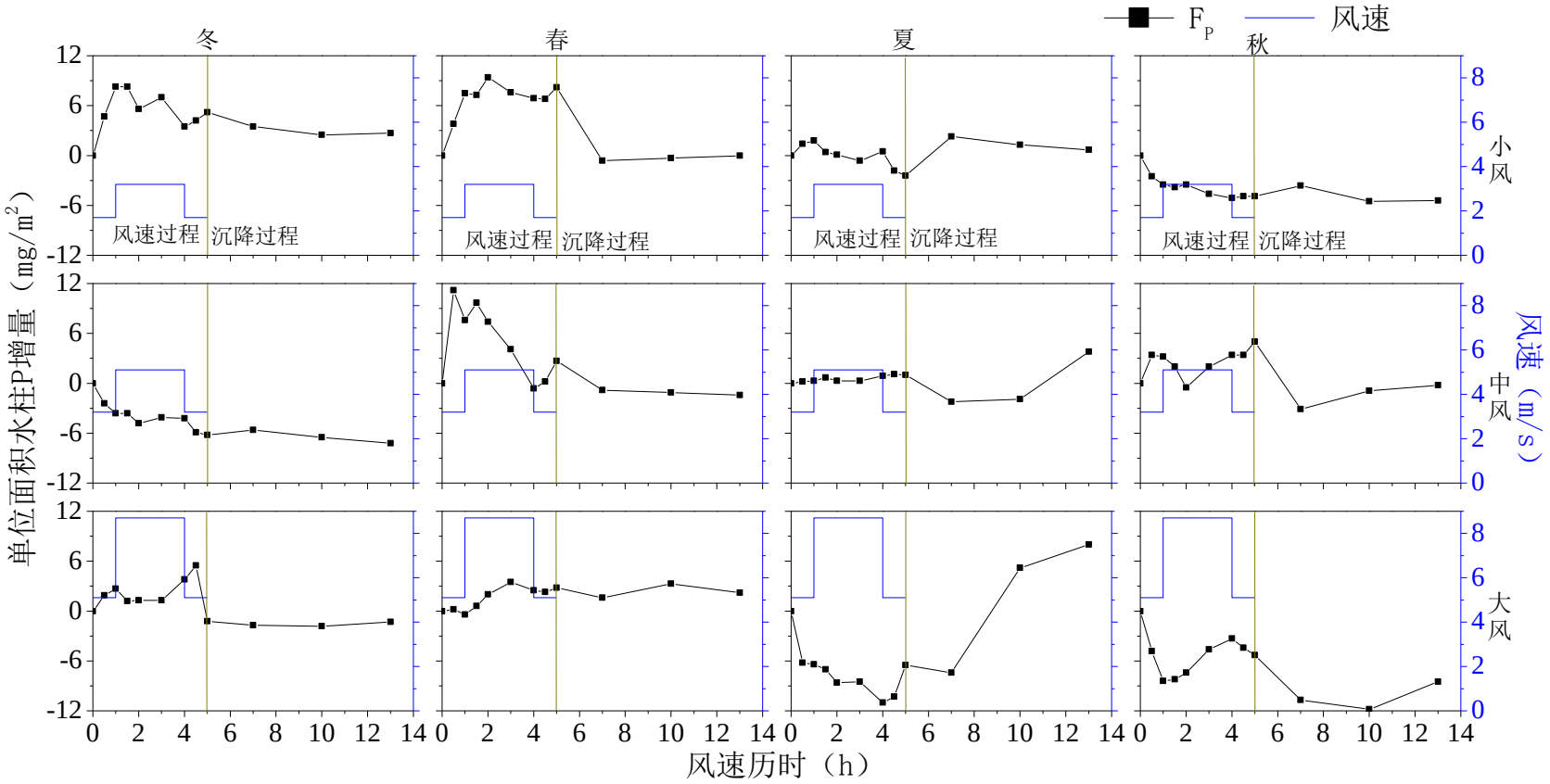


图 9-15 梅梁湾不同季节水体磷酸盐含量对风浪过程的响应

在风浪后的沉降阶段，冬季的 T_P 变化较小，而春夏秋三季的变化量相对较大。冬季的沉降过程中，小风的 T_P 都有较多的减少，中风和大风的 T_P 变化很小。春季的沉降过程中，中风和小风的水体磷酸盐含量均有大幅度的减小，大风的水体磷酸盐含量略有增加。在沉降 8h 时，大、中、小风与初始含量的差别分别为 2.2 mg/m^2、-1.4 mg/m^2 和 0.7 mg/m^2。夏季的沉降过程中，三种风速的水体磷酸盐含量总体都呈增加趋势。在沉降 8h 时，大、中、小风与初始含量的差别分别为 8.0mg/m^2、3.8 mg/m^2 和 0.123mg/m^2。秋季的沉降过程中，小风的水体磷酸盐含量总体上波动较小，但中风和大风的 T_P 却明显下降。在沉降 8h 时，大、中、小风与初始含量的差别分别为-8.5mg/m^2、-0.2 mg/m^2 和-5.4mg/m^2。

二、扰动强度影响

（一）小风影响

以太湖梅梁湾为例(表 9-1，图 9-15)，小风浪影响作用下，四个季节中，春季可获得最大的水体磷酸盐变化量，为 9.4 mg/m^2；最小值为夏季的-2.4 mg/m^2；冬季和秋季的水体磷酸盐最大变化量分别为 8.3 和-5.1 mg/m^2 左右。在风速过程的 0-5h 中，只有秋季在风浪开始阶段有磷酸盐的减少趋势，其它季节均表现为 P 的释放。小风浪的沉降过程中，夏季的 T_P 有增加的趋势，其它季节总体呈减小趋势。沉降 8h(即第 13h)之后，与风浪前初始浓度相比秋季的水体磷酸盐变化量最大，为-5.4 mg/m^2，其它季节的变化量相对较小。

（二）中风影响

中型风浪作用下，四个季节中春季仍然获得最大的水体磷酸盐变化量，为 11.2 mg/m^2；最小值仍为夏季，为 1.1 mg/m^2。在风速过程的 0-5h 中，冬季表现为水体磷酸盐含量的减少，其它季节表现为不同程度的 P 释放。中风风浪的沉降过程中，夏季的 T_P 总体表现为增加趋势；春季和秋季均有较大幅度的下降；冬季变化较不显著。沉降 8h(即第 13h)之后，与风浪前初始浓度的差别随季节变化而不同，最大变化量为冬季的-7.2 mg/m^2。

（三）大风影响

大风浪作用下，四季节中夏季表现出最大的水体磷酸盐变化量，为-11.0 mg/m^2，即表现为明显呈吸附状态；冬季获得最大的磷酸盐释放量，为 5.5 mg/m^2；最小变化量为春季的 3.5 mg/m^2。在风速过程的 0-5h 中，冬季和春季的 T_P 基本呈逐步释放状态；而夏季和秋季的磷酸盐总体呈明显的减少趋势。在沉降过程中，冬季和春季的 T_P 增大或减小趋势不明显，夏季出现显著的增大趋势。沉降 8h(即第 13h)之后，夏季和秋季与风浪前初始浓度相差较大，差值均在 8.0 mg/m^2 左右，冬季和春季的差值相对较小。

三、湖区特性差异

（一）冬季不同湖区变化特征

在风浪由弱变强再静止的过程作用下，冬季太湖各湖区单位面积水体磷酸盐含量(T_P)，在强度不同的风浪条件下呈现不同的变化状态(图 9-16)。其中，梅梁湾、马山、大浦口和湖心区域 T_p 变化大致有如下表现：在风浪由弱变强的风速过程（0-5h）阶段，水体 PO_4^{3-}-P 含量大多一开始就出现下降，此后在维持的较高风速下，又出现较明显上升；进入沉降过程（5-13h）阶段，T_p 又出现非常小的波动性下降。

在所有湖区中，漫山湖水体的磷酸盐含量变化与氨氮变化相同，因在所有两个过程中 T_p 几乎不变，而表现的较为特别。在梅梁湾水体，大风和小风条件也与上述总体情况有所不同，T_P 风浪扰动过程都呈增大趋势，最大的变化量分别为 5.6 mg/m^2 和 8.4 mg/m^2；中风的 T_P 在风速过程中逐步递减，最大变化量为-6.2 mg/m^2 (表 5-2)。对马山水域，3 种风浪过程中，T_P 总体均呈减小趋势，大、中、小风的最大变化量分别为-11.2mg/m^2、-10.5mg/m^2 和-8.1mg/m^2。大浦口的 T_P 变化规律与马山较为相似；但是在各风速 4-5h 过程中，随风浪强度的减弱，T_P 均有不同程度的增加趋势。漫山湖的水体磷酸盐初始含量较低，分别 1.5±0.1 mg/m^2，可能与该区域的分布着水生植物有关(刘伟龙等，2007)。中风浪过程中，T_P 总体均呈减小趋势；而其它水动力条件下呈释放趋势。在风浪过程中，漫山湖的水体磷酸盐变化量相对于其它湖区较小。三种风浪过程中，

湖心的 T_P 总体均呈减小趋势，其中小风和大风条件变化较大。

表 5-2　太湖各湖区风浪强度引起水体 PO_4^{3-}-P 增量统计表（冬季）

	风情	To	F1	F4	F7	F13	Max F
梅梁湾	小风	7.2±0.7	8.4	3.6	3.6	2.8	8.4
	中风	8.7±0.8	-3.6	-4.2	-5.5	-7.2	-6.2
	大风	3.5±0.6	2.7	3.9	-1.7	-1.3	5.6
马山	小风	10.8±0.4	-0.7	-5.9	-7.1	-6.5	-8.1
	中风	16.4±2.2	-7.3	-9.8	-9.0	-10.2	-10.5
	大风	12.0±2.0	-11.1	-8.2	-7.6	-6.0	-11.2
大浦口	小风	15.5±1.5	-11.1	-11.7	-11.9	-11.2	-12.6
	中风	9.7±1.0	-5.8	-5.9	-5.2	-7.3	-7.7
	大风	8.7±0.4	-4.5	-5.5	-4.7	-4.4	-5.7
漫山湖	小风	1.5±0.1	0.1	0.2	0.0	-0.4	-0.5
	中风	3.3±0.3	-0.7	-1.6	-0.7	-0.5	-1.6
	大风	0.4±0.1	0.4	0.7	0.4	1.3	0.8
湖心	小风	6.6±1.1	-4.1	-2.1	-0.8	-3.0	-4.5
	中风	4.1±0.6	-1.1	-1.7	-0.1	-1.0	-1.7
	大风	5.3±0.8	-0.9	-4.0	-3.4	-2.6	-4.5

T_0 表示风速起始时的某物质水柱总量(mg/m^2)；F_t 表示第 t 小时(h)某物质增量(mg/m^2)；
Max F 指在 0-5h 的风浪过程中的物质最大通量(mg/m^2)

在沉降阶段，PO_4^{3-}-P 的变化相对较为简单。在梅梁湾，小风过程中的 T_P 有明显的减小趋势，在沉降 8h 时，小风与初始含量的差别为 2.8mg/m^2；而大风和中风的沉降过程中 T_P 变化很小。在马山水域，小风过程中的 T_P 有明显的增加趋势，在沉降 8h 时，小风与初始含量的差别为-6.5mg/m^2；而大风和中风的沉降过程中 T_P 变化规律不明显。在大浦口，中风和小风的 T_P 有较大幅度减小，大风的 T_P 呈一定的增加趋势。在沉降 8h 时，大、中、小风与初始含量的差别分别为-4.4 mg/m^2、-7.3 mg/m^2 和-11.2 mg/m^2。漫山湖的沉降过程中，大风和中风过程的水体磷酸盐含量表现为增大趋势，在 5-13h 中分别增加了 0.8 和 0.4 mg/m^2；小风的趋势不明显，但是相对于其它湖区的变化较小。在湖心区的沉降过程中，小风的水体磷酸盐含量呈减小趋势，在 5-13h 中减小了 2.9 mg/m^2；中风和大风的 P 变化量很小。

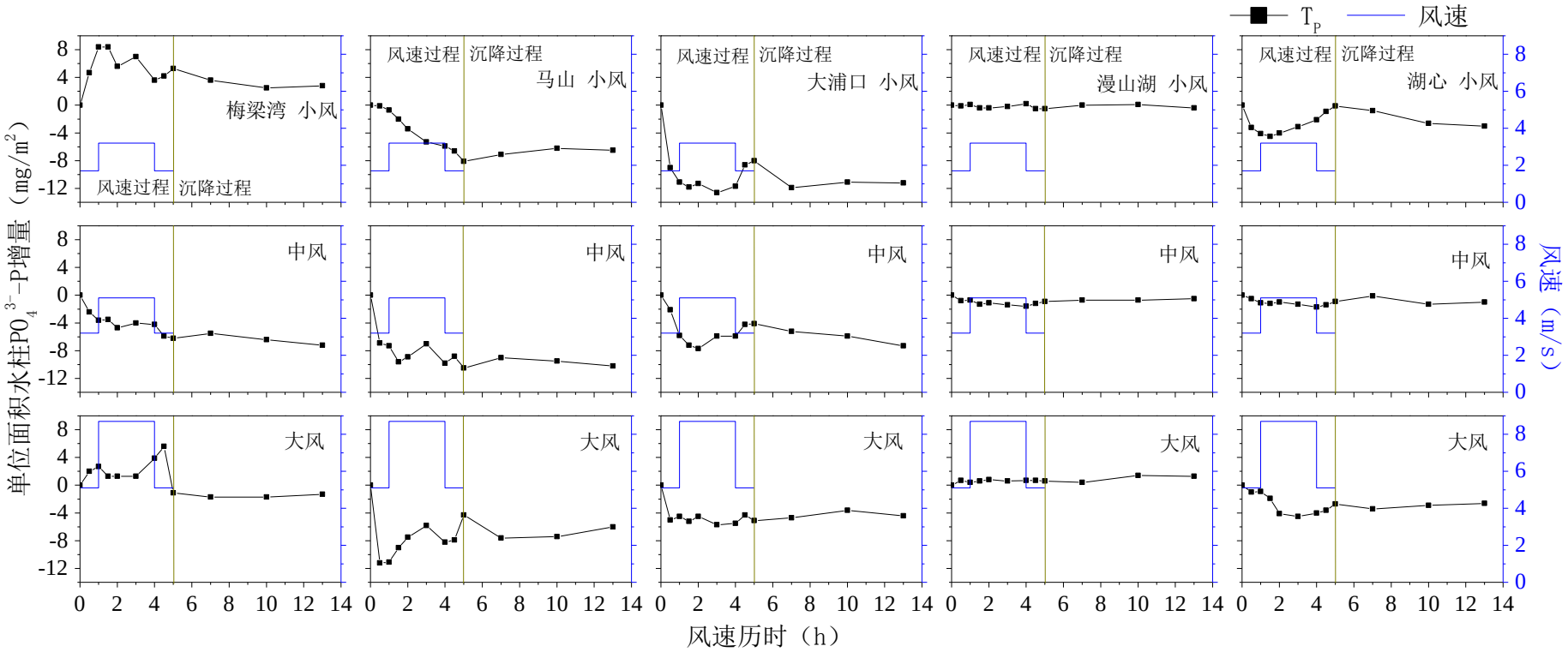


图 5-16 各湖区水体 PO_4^{3-}-P 含量对风浪过程的响应（冬季）

小风浪作用下，大浦口获得最大的水体磷酸盐变化量，为-12.6mg/m^2；最小值为漫山湖的-0.5 mg/m^2；梅梁湾获得最大的磷酸盐释放量为 8.4 mg/m^2。马山和湖心的最大磷酸盐变化量分别为-8.1 和-4.5 mg/m^2。在风速过程的 0-5h 中，只有梅梁湾在风浪开始阶段有明显的释放现象，其它湖区的均表现为下降；总体上小风浪过程是水体磷酸盐减少的过程。小风浪的沉降过程中，梅梁湾、大浦口和湖心区的 T_P 均有逐步减小的趋势；马山和漫山湖的 T_P 则有较小程度的增加趋势。沉降 8h(即第 13h)之后，与风浪前初始浓度相比，梅梁湾、漫山湖和湖心的水体磷酸盐变化量相对较小，分别为 2.8、-0.4 和-3.0 mg/m^2，而马山和大浦口的变化量分别为-6.5 和-11.2 mg/m^2。

中风浪作用下，马山获得最大的水体磷酸盐变化量，为-10.5mg/m^2；最小值则出现在漫山湖，为-1.6 mg/m^2。梅梁湾和大浦口磷酸盐的最大变化量均在-7 mg/m^2 左右，而湖心的最大变化量为-1.7 mg/m^2。在风速过程的 0-5h 中，所有湖区的磷酸盐含量都呈不同程度的减小趋势，其中漫山湖和湖心的变化量相对较小。中风风浪的沉降过程中，漫山湖出现较小幅度的增加趋势，其它湖区 P 含量均呈不同幅度的下降。沉降 8h(即第 13h)之后，与风浪前初始浓度相比，梅梁湾、马山和大浦口的变化量较大，分别为-7.2、-10.2 和-7.3 mg/m^2；漫山湖和湖心区水体磷酸盐的变化量相对较小，分别为-0.5 和-1.0mg/m^2。因此，中风浪作用下水体磷酸盐总体呈下降趋势。

大风浪作用下，太湖的磷酸盐动态负荷变化的空间规律与小风条件较为相似，梅梁湾和漫山湖表现为不同程度的 P 释放，其它湖区则表现为 P 含量的减少趋势。在 5 湖区中，马山获得最大的水体磷酸盐变化量，为-11.2 mg/m^2；梅梁湾获得最大的磷酸盐释放量，为 5.6 mg/m^2；最小值为漫山湖的 0.8 mg/m^2。大浦口和湖心的最大变化量均在-5 mg/m^2。大风风浪的沉降过程中，所有湖区的 T_P 的变化量均较小，最大变化量在马山水域，为-1.8 mg/m^2。沉降 8h(即第 13h)之后，与风浪前初始浓度相比，马山的变化量较大，为-6.0 mg/m^2；其它湖区的变化绝对量在 1-4 mg/m^2 左右。

（二）夏季不同湖区和风浪强度下磷含量变化特征

与冬季比较，太湖夏季各湖区单位面积水体磷酸盐含量(T_P)对风浪强度的响应过程有很大不同(图 9-17)。其主要表现于，在风速过程（0-5h）中，水体 T_p 除个别情况外普遍有较小的上升变化；在沉降过程（5-13h）中，则根据湖区性质不同，有增加、减少和不变这三类情况。

在风浪扰动的风速过程阶段，所有 5 湖区中，梅梁湾、大浦口和湖心区水域的 T_p 随时间变化较明显，马山和漫山湖的水体磷酸盐变化量相对较小。在梅梁湾湖区，大风过程下 T_P 出现了明显的下降过程，最大变化量为-11.0 mg/m^2;中、小风过程较小，变化量分别为 1.1 和-2.4 mg/m^2 (表 9-3)。在马山水域，3 种风浪扰动作用下，总体上表现为沉积物受扰动后产生了 P 的释放，但是在小风过程的开始阶段出现 P 含量的下降过程。在大浦口水域，大、中、小风作用下均表现为磷酸盐的释放，其中大风过程 P 含量变化相对较小。在水草生长茂盛的漫山湖区，3 种风浪过程中虽也表现为磷酸盐的释放，但其变化量与其它湖区相比要小得多。在湖心区，中小风过程中表现为磷酸盐的减少，或吸附状态，但是大风过程则表现出对磷酸盐的释放，最大释放量为 4.9 mg/m^2。

在风浪停止后的沉降过程（5-13h）阶段，不同湖区 T_p 表现出三种明显不同的变化走向。梅梁湾区域，T_P 呈增大趋势，特别是大风过后的沉降阶段，水柱中的 T_p 随沉降时间而发生明显的上升。这一模拟结果与观察发现的梅梁湾夏季一次大的风浪过后，水体磷酸根磷含量会突然上升的现象（Fan,et al, 2001;张路等，2005），并可解释这些刺激和诱发藻类暴发的短时间内磷的大量供给，确实来源于沉积物。在大、中、小风的沉降过程(5-13h)中，梅梁湾水体 P 的含量分别增加了 14.5 mg/m^2、2.8 mg/m^2 和 3.1 mg/m^2，以沉降 8h 时计，3 种风情与初始含量的差别分别为 8.0 mg/m^2、3.8 mg/m^2 和 0.7 mg/m^2。

在马山和漫山湖区的沉降阶段，T_P 几乎没有发生明显的增大或减小变化，线型也较为平坦，但由于临近梅梁湾，马山湖区在大风状态过后，也发生了释放过程，但量值要远小得多。在大、中、小风的沉降过程（5-13h）中，马山的水体磷酸盐变化量较小，最大变化量为马山的 2.7 mg/m^2。在沉降 8h 时，大、中、小风与初始含量的差别分别为 2.4、0.3 和 0.3 mg/m^2。在漫山湖区，三种风速的水体磷酸盐变化量相对较小。在沉降 8h 时，大中小风与初始含量的差别分别为 0.2 mg/m^2、0.1 mg/m^2 和 0.9 mg/m^2。

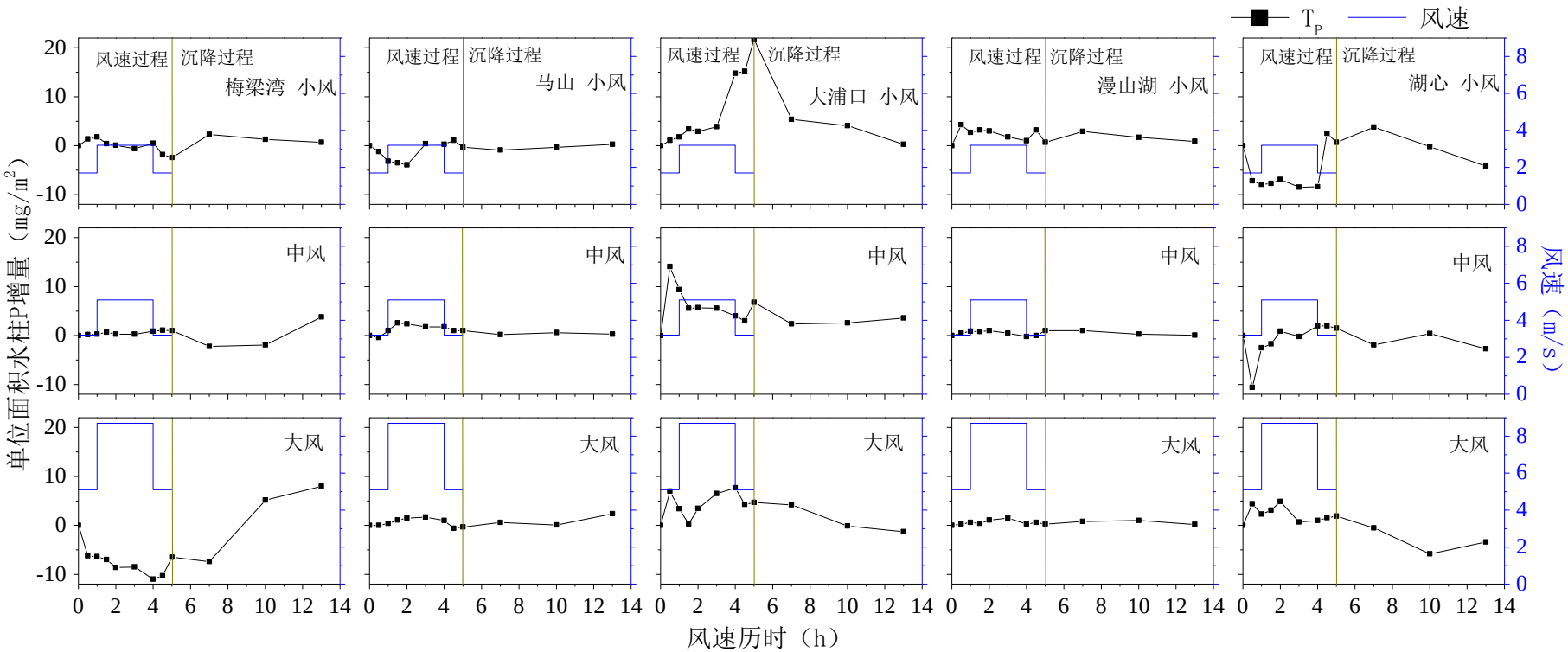


图 9-17 各湖区水体磷酸盐含量对风浪过程的响应（夏季）

风浪过程结束后，大浦口和湖心区的 T_p 总体呈显著下降，其中大浦口的沉降过程中三种风速下都呈减小趋势，大风过后减小量最大，达 21.5mg/m^2。在沉降 8h 时，大、中、小风与初始含量的差别分别为-1.3mg/m^2、3.6 mg/m^2 和 0.3mg/m^2。在湖心区的沉降过程（5-13h）中，水体磷酸盐含量波动相对较大，总体上都呈减小趋势；大、中、小风的变化量分别为-5.2mg/m^2、-4.1 mg/m^2 和-4.9mg/m^2。在沉降 8h 时，大中小风与初始含量的差别分别为-3.4 mg/m^2、-2.7mg/m^2 和-4.2 mg/m^2。

表 9-3　太湖各湖区风浪强度引起水体 PO_4^{3-}-P 增量统计表（夏季）

	风情	To	F1	F4	F7	F13	Max F
梅梁湾	小风	5.7±0.7	1.8	0.5	2.3	0.7	-2.4
	中风	5.9±0.7	0.3	0.9	-2.2	3.8	1.1
	大风	7.0±0.9	-6.4	-11.0	-7.4	8.0	-11.0
马山	小风	6.7±1.2	-3.2	0.3	-0.9	0.3	-3.9
	中风	4.1±0.2	1.0	1.8	0.2	0.3	2.6
	大风	3.8±0.1	0.4	1.0	0.6	2.4	1.7
大浦口	小风	4.9±0.1	1.8	14.8	5.4	0.3	21.8
	中风	4.2±0.1	9.4	4.0	2.4	3.6	14.1
	大风	4.5±0.6	3.4	7.7	4.2	-1.3	7.7
漫山湖	小风	4.4±0.4	2.7	1.0	2.9	0.9	4.3
	中风	2.9±0.1	0.9	-0.2	1.0	0.1	1.0
	大风	2.7±0.1	0.6	0.3	0.8	0.2	1.5
湖心	小风	12.1±1.5	-7.9	-8.4	3.8	-4.2	-8.5
	中风	15.9±1.3	-2.5	2.0	-1.9	-2.7	-10.6
	大风	12.0±1.0	2.3	1.0	-0.5	-3.4	4.9

T_0 表示风速起始时的某物质水柱总量(mg/m^2)；F_t 表示第 t 小时(h)某物质增量(mg/m^2)；
Max F 指在 0-5h 的风浪过程中的物质最大通量(mg/m^2)

从水动力扰动对太湖表层沉积物影响结果来看，虽然有些湖区（如梅梁湾）、风情条件（大风）下会产生磷释放现象，但是从整个太湖的不同湖区和各种风浪过程来综合分析，水动力作为一种影响因素，并不一定产生磷的表观释放，在较多的情况下水动力会出现吸附现象，减少水体中磷的含量。

第四节 物理和生物扰动复合作用下沉积物-水界面释放效应

生物在沉积物表层的存在及活动能显著地改变沉积物的再悬浮状态，而水动力物理扰动又会影响底栖生物的生存环境。其中水动力作用的强度随时间变化明显，空间差异则相对

较小；而底栖生物的作用则相反，时间差异小空间差异大。因此当水动力物理扰动和底栖生物扰动两种影响效应叠加到一起，其复合后的效应将完全不同于单一效应。

（1）底栖生物扰动对沉积物中氮磷扩散速率的影响

对沉积物-水界面物质释放模式分析而言，外界因素对沉积物扰动影响最直接的参数就是分子扩散系数（D_s）。已有的研究已经反映(Boudreau,, 1996)，无论水动力或生物扰动，其主要物理效应将反映在沉积物的孔隙度（或绕曲度）上。这使得 D_s 产生明显变化：

$$D_s = \frac{D_0}{\theta^2} \tag{17-3}$$

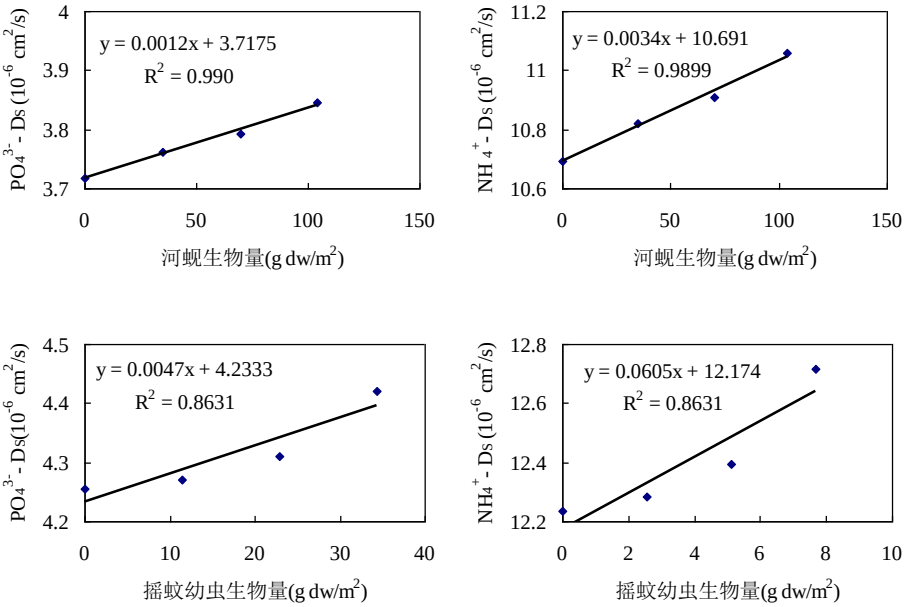
其中 D_0 为无限稀释溶液的理想扩散系数。项目研究中对受太湖水动力和底栖生物扰动前沉积物孔隙度(φ)的分析，计算出扰动影响条件沉积物曲扰度（θ）：

$$\theta^2 = 1 - 2\ln\varphi \tag{17-4}$$

据此计算出分子扩散系数：

$$D_s = \frac{D_0}{1 - 2\ln\varphi} \tag{17-5}$$

研究不同代表性底栖生物（河蚬、摇蚊幼虫和水丝蚓）对沉积物孔隙率的影响，以及表层沉积物的绕曲度 θ 和 D_s(图 9-4)。根据 25℃磷酸根（D_0 = 6.12 ×10^{-6} cm^2/s）和氨氮（D_0 = 19.1 ×10^{-6} cm^2/s），通过测定不同种类底栖动物在添加不同生物量后表层沉积物的孔隙度，计算出生物扰动对磷酸根与氨氮在沉积物表层扩散系数 D_S 的影响。



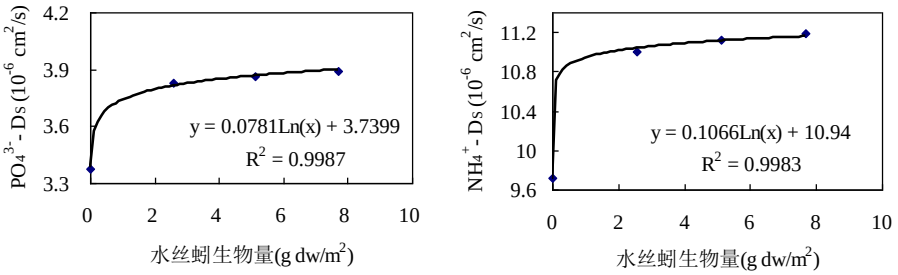


图 9-4 生物扰动对 PO_4^{3-}、NH_4^+在沉积物表层(0-1cm)D_S 的影响

由图可见，河蚬与摇蚊幼虫对 PO_4^{3-}、NH_4^+在沉积物表层 D_S 的影响与所添加生物量呈线性增长，而水丝蚓扰动下 D_S 的变化与所添加生物量呈对数关系。

（2）水动力和底栖生物对沉积物扰动的复合效应

以太湖常见底栖动物密度向系统内添加底栖生物，利用 Y 型沉积物再悬浮装置模拟 3.2m/s 情况下生物扰动对沉积物再悬浮过程的影响。结果反映有底栖生物扰动的柱样其再悬浮大大加强，其中添加河蚬柱样的沉积物再悬浮最为剧烈，铜锈环棱螺次之，水丝蚓作用最弱（图 9-5）。在扰动持续阶段，河蚬组、螺组、水丝蚓组 SS 量分别是对照组的约 4~5 倍、3 倍、1.5 倍。在沉降阶段，SS 沉降过程基本一致，风浪扰动停止 2 h 后，各处理组 SS 浓度基本回落到风浪扰动前状态。

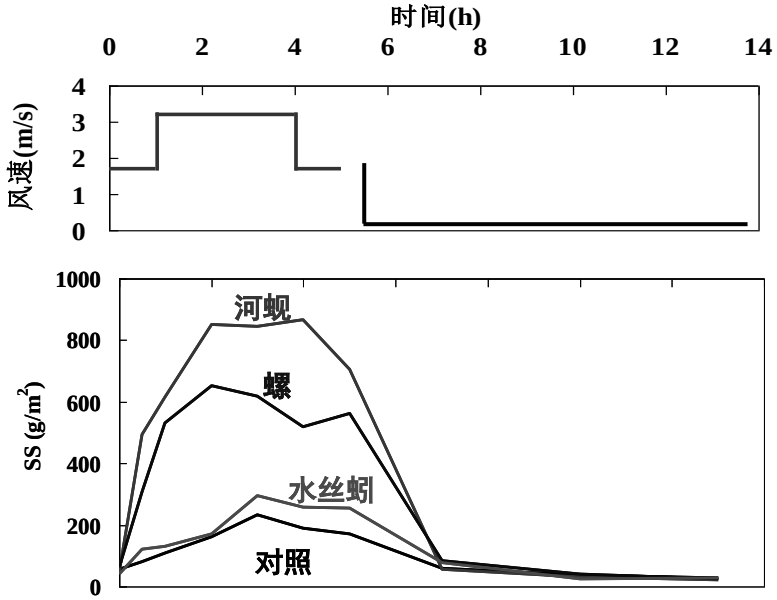


图 9-19 底栖生物对沉积物再悬浮过程的影响

但再悬浮作用强烈并不一定反映营养盐释放效应就显著。在整个水动力物理和底栖生物复合扰动作用过程中，相对于对照组，上覆水氨氮浓度呈整体升高（9-20），有生物扰动组氨氮升高的程度更高一些；磷酸根浓度则基本没有发生明显变化。

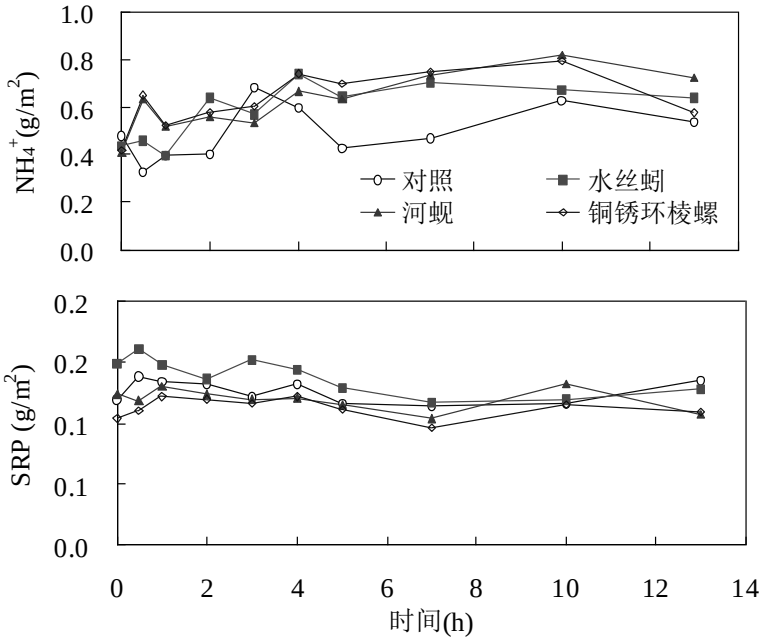


图 17-7 底栖生物对沉积物再悬浮过程中营养盐浓度变化的影响

通过复合扰动实验证实；虽然物理和生物扰动都是作用于沉积物表层，但水动力和底栖生物扰动对界面的物理影响效果是完全不同的。水动力作用是以层状影响的，而底栖生物是以点状在一个相对独立的空间下作用的，各生物体所形成的表层破坏现象，空间上基本呈不连续状态。在空间上虽然有生物体本身在界面层一定尺度上有重叠，但对于风浪形成的物理扰动而言，两者所产生的物理效应基本可以叠加。虽然风浪对沉积物-水界面营养物释放的影响要比底栖生物扰动影响大，但这种差别并达到底栖生物的作用可以忽略的地步，其中特别是对于估算氨氮的释放量时，底栖生物的影响不容忽视。

参考文献

Aller, R. (Ed) (2001). Transport and reactions in the bioirrigated zone. In Boudreau, B. P. & B. B. Jørgensen (eds), The benthic boundary layer: transport processes and biogeochemistry. New York: Oxford University Press.

Andersen, F. Ø. &Kristensen, E. (1988). The influence of macrofauna on estuarine benthic community metabolism: a microcosm study. Marine Biology 99(4): 591-603.

Andersen, F. Ø., Jørgensen, M. &Jensen, H. S. (2006). The influence of Chironomus plumosus larvae on nutrient fluxes and phosphorus fractions in aluminum treated lake sediment. Water, Air, & Soil Pollution: Focus 6(5): 465-474.

Andersson, G., Granéli, W. &Stenson, J. (1988). The influence of animals on phosphorus cycling in lake ecosystems. Hydrobiologia 170(1): 267-284.

Appleby, A. G. &Brinkhurst, R. O. (1971). Defecation rate of three tubificid oligochaetes found in the sediment of Toronto Harbour, Ontario. Journal Fisheries Research Board of Canada 27: 1971-1982.

Berner, R.A., 1980. Early diagenesis: A theoretical approach Princeton University Press, Princeton.

Boström, B., Andersen, J., Fleischer, S. &Jansson, M. (1988). Exchange of phosphorus across the sediment-water

interface. Hydrobiologia 170(1): 229-244.

Boström, B., Andersen, J., Fleischer, S. &Jansson, M. (1988). Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. Hydrobiologia 170(1): 229-244.

Boudreau, B. (1986a). Mathematics of tracer mixing in sediments; I, Spatially-dependent, diffusive mixing. American Journal of Science 286(3): 161-198.

Boudreau, B. (1986b). Mathematics of tracer mixing in sediments; II, Nonlocal mixing and biological conveyor-belt phenomena. American Journal of Science 286(3): 199-238.

Boudreau, B.P., 1996. The diffusive tortuosity of fine-grained unlithified sediments. Geochimica et Cosmochimica Acta 60, 3139-3142.

D'Andrea, A. F. &DeWitt, T. H. (2009). Geochemical ecosystem engineering by the mud shrimp Upogebia pugettensis (Crustacea: Thalassinidae) in Yaquina Bay, Oregon: Density-dependent effects on organic matter remineralization and nutrient cycling. Limnology and Oceanography 54(6): 1911-1932.

Davis, R. (1974). Stratigraphic effects of tubificids in profundal lake sediments. Limnology and Oceanography 19(3): 466-488.

Davis, R. (1974). Tubificids alter profiles of redox potential and pH in profundal lake sediment. Limnology and Oceanography 19(2): 342-346.

Davison, W. &Zhang, H. (1994). In-situ speciation measurements of trace components in natural waters using thin film gels. Nature 367(6463): 546-548.

Ding, S. M., Xu, D., Sun, Q., Yin, H. B. &Zhang, C. S. (2010). Measurement of Dissolved Reactive Phosphorus Using the Diffusive Gradients in Thin Films Technique with a High-Capacity Binding Phase. Environmental Science & Technology 44(21): 8169-8174.

De Haas, E., Kraak, M., Koelmans, A. &Admiraal, W. (2005). The impact of sediment reworking by opportunistic chironomids on specialised mayflies. Freshwater Biology 50(5): 770-780.

Edwards, R. W. &Rolley, H. L. J. (1965). Oxygen consumption of river muds. The Journal of Ecology 53(1): 1-19.

Fisher, J. B., Lick, W. J., McCall, P. L. &Robinson, J. B. (1980). Vertical mixing of lake sediments by tubificid oligates. Journal of Geophysical Research 85(C7): 3397-4006.

Fitch, J. E. &Crowe, T. P. (2011). Combined effects of temperature, inorganic nutrients and organic matter on ecosystem processes in intertidal sediments. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology.

Forster, S., Glud, R. N., Gundersen, J. K. &Huettel, M. (1999). In situ study of bromide tracer and oxygen flux in coastal sediments. Estuarine, Coastal and Shelf Science 49(6): 813-827.

François, F., Poggiale, J.-C., J-P, D. &Stora, G. (1997). A new approach for the modelling of sediment reworking induced by a macrobenthic community. Acta Biotheoretica 45: 295-319.

Gallepp, G. W. (1979). Chironomid influence on phosphorus release in sediment-water microcosms. Ecology 60(3): 547-556.

Gardner, W. S., Nalepa, T. F., Quigley, M. A. &Malczyk, J. M. (1981). Release of phosphorus by certain benthic invertebrates. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 38: 978–981.

Gerino, M., Stora, G., François-Carcaillet, F., Gilbert, F., Poggiale, J.-C., Mermillod-Blondin, F., Desrosiers, G. &Vervier, P. (2003). Macro-invertebrate functional groups in freshwater and marine sediments: a common mechanistic classification. Vie et Milieu 53(4): 221-232.

Gilbert, F., Hulth, S., Grossi, V., Poggiale, J.-C., Desrosiers, G., Rosenberg, R., Gérino, M., François-Carcaillet, F., Michaud, E. &Stora, G. (2007). Sediment reworking by marine benthic species from the Gullmar Fjord (Western Sweden): importance of faunal biovolume. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 348(1-2): 133-144.

Glud, R. N. (2008). Oxygen dynamics of marine sediments. Marine Biology Research 4(4): 243-289.

Granéli, W. (1979). The influence of Chironomus plumosus larvae on the exchange of dissolved substances between sediment and water. Hydrobiologia 66: 49-159.

Granéli, W. (1979b). The influence of Chironomus plumosus larvae on the oxygen uptake of sediment. Archiv für Hydrobiologie 87: 385-403.

Gunnars, A., Blomqvist, S., Johansson, P. &Andersson, C. (2002). Formation of Fe (III) oxyhydroxide colloids in freshwater and brackish seawater, with incorporation of phosphate and calcium. Geochimica et Cosmochimica Acta 66(5): 745-758.

Hakenkamp, C. C. &Palmer, M. A. (1999). Introduced bivalves in freshwater ecosystems: the impact of Corbicula on organic matter dynamics in a sandy stream. Oecologia 119(3): 445-451.

Hansen, K., King, G. &Kristensen, E. (1996). Impact of the soft-shell clam Mya arenaria on sulfate reduction in an intertidal sediment. Aquatic Microbial Ecology 10(2): 181-194.

Hansen, K., Mouridsen, S. &Kristensen, E. (1998). The impact of Chironomus plumosus larvae on organic matter decay and nutrient (N, P) exchange in a shallow eutrophic lake sediment following a phytoplankton sedimentation. Hydrobiologia 364(1): 65-74.

Hargrave, B. T. (1969). Similarity of oxygen uptake by benthic communities. Limnology and Oceanography 14(5): 801-805.

Hietanen, S., Laine, A. &Lukkari, K. (2007). The complex effects of the invasive polychaetes Marenzelleria spp. on benthic nutrient dynamics. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 352(1): 89-102.

Kaster, J., Val Klump, J., Meyer, J., Krezoski, J. &Smith, M. (1984). Comparison of defecation rates of Limnodrilus hoffmeisteri Claparede (Tubificidae) using two different methods. Hydrobiologia 111(3): 181-184.

Kazemi, H. V., Morris, J. S., Anderson, S. H., Gantzer, C. J. &Buyanovsky, G. A. (1998). Measurement of bromide ion used as a solute-transport monitor via epithermal neutron activation analysis. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry 235(1): 249-254.

Krezoski, J. R., Mozley, S. C. &Robbins, J. A. (1978). Influence of benthic macroinvertebrates on mixing of profundal sediments in southeastern Lake Huron. Limnology and Oceanography 23(5): 1011-1016.

Kristensen, E. (1988).Benthic fauna and biogeochemical processes in marine sediments: microbial activities and fluxes. In Nitrogen Cycling in Coastal Marine Environments, 275-299 (Eds T. H. Blackburn and J. Sørensen). John Wiley & Sons Ltd.

Kristensen, E. (2000). Organic matter diagenesis at the oxic/anoxic interface in coastal marine sediments, with emphasis on the role of burrowing animals. Hydrobiologia 426(1): 1-24.

Lagauzère, S., Pischedda, L., Cuny, P., Gilbert, F., Stora, G. &Bonzom, J. M. (2009). Influence of Chironomus riparius (Diptera, Chironomidae) and Tubifex tubifex (Annelida, Oligochaeta) on oxygen uptake by sediments. Consequences of uranium contamination. Environmental Pollution 157(4): 1234-1242.

Lauritsen, D. &Mozley, S. (1989). Nutrient excretion by the Asiatic clam Corbicula fluminea. Journal of the North American Benthological Society 8(2): 134-139.

Levy, B. S. &Chambers, R. M. (2006). Bromide as a conservative tracer for soil-water studies. Hydrological Processes 1(4): 385-389.

Lewandowski, J. &Hupfer, M. (2005). Effect of macrozoobenthos on two-dimensional small-scale heterogeneity of pore water phosphorus concentrations in lake sediments: A laboratory study. Limnology and Oceanography 50(4): 1106-1118.

Lewandowski, J., Laskov, C. &Hupfer, M. (2007). The relationship between Chironomus plumosus burrows and the spatial distribution of pore-water phosphate, iron and ammonium in lake sediments. Freshwater Biology 52(2): 331-343.

Lewandowski, J., Schadach, M. &Hupfer, M. (2005). Impact of macrozoobenthos on two-dimensional small-scale heterogeneity of pore water phosphorus concentrations: in-situ study in Lake Arendsee (Germany). Hydrobiologia 549(1): 43-55.

Lukkari, K., Hartikainen, H. &Leivuori, M. (2007). Fractionation of sediment phosphorus revisited: I Fractionation steps and their biogeochemical basis. Limnology and Oceanography: Methods 5: 433-444.

Maire, O., Lecroart, P., Meysman, F., Rosenberg, R., Duchêne, J. C. &Grémare, A. (2008). Quantification of sediment reworking rates in bioturbation research: a review. Aquatic Biology 2(3): 219-238.

Matisoff, G., Fisher, J. &Matis, S. (1985). Effects of benthic macroinvertebrates on the exchange of solutes between sediments and freshwater. Hydrobiologia 122(1): 19-33.

McCall, P., Tevesz, M., Wang, X. &Jackson, J. (1995). Particle mixing rates of freshwater bivalves: Anodonta grandis (Unionidae) and Sphaerium striatinum (Pisidiidae). Journal of Great Lakes Research 21(3): 333-339.

Mermillod-Blondin, F. &Lemoine, D. (2010). Ecosystem engineering by tubificid worms stimulates macrophyte growth in poorly oxygenated wetland sediments. Functional Ecology 24(2): 444-453.

Mermillod-Blondin, F., François-Carcaillet, F. &Rosenberg, R. (2005a). Biodiversity of benthic invertebrates and organic matter processing in shallow marine sediments: an experimental study. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 315(2): 187-209.

Mermillod-Blondin, F., Nogaro, G., Datry, T., Malard, F. &Gibert, J. (2005b). Do tubificid worms influence the fate of organic matter and pollutants in stormwater sediments? Environmental Pollution 134(1): 57-69.

Mermillod-Blondin, F., Rosenberg, R., François-Carcaillet, F., Norling, K. &Mauclaire, L. (2004). Influence of bioturbation by three benthic infaunal species on microbial communities and biogeochemical processes in marine sediment. Aquatic Microbial Ecology 36: 271-284.

Meysman, F. J. R., Malyuga, V. S., Boudreau, B. P. &Middelburg, J. J. (2007). The influence of porosity gradients on mixing coefficients in sediments. Geochimica et Cosmochimica Acta 71(4): 961-973.

Morad, M. R., Khalili, A., Roskosch, A. &Lewandowski, J. (2010). Quantification of pumping rate of Chironomus plumosus larvae in natural burrows. Aquatic Ecology 44(1): 143-153.

Motelica-Heino, M. &Davison, W. (2003).Trace metals dynamics in surface sediments investigated by DGT micro-scale measurements. In 12th International Conference on Heavy Metals in the Environment, 899-902 Grenoble, France: E D P Sciences.

Mortimer, R., Davey, J., Krom, M., Watson, P., Frickers, P. &Clifton, R. (1999). The effect of macrofauna on porewater profiles and nutrient fluxes in the intertidal zone of the Humber Estuary. Estuarine, Coastal and Shelf Science 48(6): 683-699.

Nizzoli, D., Bartoli, M., Cooper, M., Welsh, D., Underwood, G. &Viaroli, P. (2007). Implications for oxygen, nutrient fluxes and denitrification rates during the early stage of sediment colonisation by the polychaete Nereis spp. in four estuaries. Estuarine, Coastal and Shelf Science 75(1-2): 125-134.

Ortmann, C. &Grieshaber, M. (2003). Energy metabolism and valve closure behaviour in the Asian clam Corbicula fluminea. Journal of Experimental Biology 206(22): 4167-4178.

Pamatmat, M. M. (1965). A continuous-flow apparatus for measuring metabolism of benthic communities. Limnology and Oceanography 10(3): 486-489.

Pelegri, S. &Blackburn, T. (1995). Effects of Tubifex tubifex (Oligochaeta: Tubificidae) on N-mineralization in freshwater sediments, measured with 15N isotopes. Aquatic Microbial Ecology 9: 289-294.

Polerecky, L., Volkenborn, N. &Stief, P. (2006). High temporal resolution oxygen imaging in bioirrigated sediments. Environmental science & technology 40(18): 5763-5769.

Postolache, C., Rîşnoveanu, G. &Vădineanu, A. (2006). Nitrogen and phosphorous excretion rates by tubificids from the Prahova River (Romania). Hydrobiologia 553(1): 121-127.

Przeslawski, R., Zhu, Q. &Aller, R. (2009). Effects of abiotic stressors on infaunal burrowing and associated sediment characteristics. Marine ecology progress series 392: 33-42.

Rao, A. M. F. &Jahnke, R. A. (2004). Quantifying pore water exchange across the sediment-water interface in the deep sea with in situ tracer studies. Limnology and Oceanography: Methods 2: 75-90.

Reynolds, C. S. &Davies, P. S. (2001). Sources and bioavailability of phosphorus fractions in freshwaters: a British perspective. Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society 76(01): 27-64.

Roskosch, A., Lewandowski, J., Bergmann, R., Wilke, F., Brenner, W. &Buchert, R. (2010). Identification of transport processes in bioirrigated muddy sediments by [18F] fluoride PET (Positron Emission Tomography). Applied Radiation and Isotopes.

Stief, P. (2007). Enhanced exoenzyme activities in sediments in the presence of deposit-feeding Chironomus riparius larvae. Freshwater Biology 52(9): 1807-1819.

Stockdale, A., Davison, W. &Zhang, H. (2009). (micro)Micro-scale biogeochemical heterogeneity in sediments: A review of available technology and observed evidence. Earth-Science Reviews 92(1-2): 81-97.

Stockdale, A., Davison, W. &Zhang, H. (2010). 2D simultaneous measurement of the oxyanions of P, V, As, Mo, Sb, W and U. Journal of Environmental Monitoring 12(4): 981-984.

Svensson, J. M. &Leonardson, L. (1996). Effects of bioturbation by tube-dwelling chironomid larvae on oxygen uptake and denitrification in eutrophic lake sediments. Freshwater Biology 35(2): 289-300.

Tezuka, Y. (1990). Bacterial regeneration of ammonium and phosphate as affected by the carbon: nitrogen: phosphorus ratio of organic substrates. Microbial Ecology 19(3): 227-238.

Tuominen, L., Mäkelä, K., Lehtonen, K. K., Haahti, H., Hietanen, S. &Kuparinen, J. (1999). Nutrient fluxes, porewater profiles and denitrification in sediment influenced by algal sedimentation and bioturbation by Monoporeia affinis. Estuarine, Coastal and Shelf Science 49(1): 83-97.

Ullman, W. J. &Aller, R. C. (1982). Diffusion coefficients in nearshore marine sediments. Limnology and Oceanography 27(3): 552-556.

Volkenborn, N., Polerecky, L., Hedtkamp, S., Beusekom, J. &De Beer, D. (2007). Bioturbation and bioirrigation extend the open exchange regions in permeable sediments. Limnology and Oceanography 52(5): 1898-1909.

Wang, F., Tessier, A. &Hars, L. (2001). Oxygen measurements in the burrows of freshwater insects. Freshwater Biology 46(2): 317-327.

Welsh, D. T. &Castadelli, G. (2004). Bacterial nitrification activity directly associated with isolated benthic marine animals. Marine Biology 144(5): 1029-1037.

Wheatcroft, R. A., Olmez, I. &Pink, F. X. (1994). Particle bioturbation in Massachusetts Bay: Preliminary results using a new deliberate tracer technique. Journal of Marine Research 52(6): 1129-1150.

Widerlund, A. &Davison, W. (2007). (micro)Size and density distribution of sulfide-producing microniches in lake sediments. Environmental Science & Technology 41(23): 8044-8049.

Wittmann, M., Reuter, J., Schladow, G., Hackley, S., Allen, B., Chandra, S. &Caires, A. (2008). Asian clam (Corbicula fluminea) of Lake Tahoe: Preliminary scientific findings in support of a management plan.

Zhang, H. &Davison, W. (1999). Diffusional characteristics of hydrogels used in DGT and DET techniques. Analytica Chimica Acta 398(2-3): 329-340.

Zhang, H., Davison, W., Gadi, R. &Kobayashi, T. (1998). (phosphorus, binding gel)In situ measurement of dissolved phosphorus in natural waters using DGT. Analytica Chimica Acta 370(1): 29-38.

Zhang, L., Gu, X., Fan, C., Shang, J., Shen, Q., Wang, Z. &Shen, J. (2010). Impact of different benthic animals on phosphorus dynamics across the sediment-water interface. Journal of Environmental Sciences 22(11): 1674-1682.

陈振楼，刘杰，许世远，王东启 &郑祥民 (2005). 大型底栖动物对长江口潮滩沉积物-水界面无机氮交换的

影响. 环境科学 26(6): 43-50.
范成新、张路、秦伯强、王苏民、胡维平、张琛，风浪作用下太湖悬浮态颗粒物中磷的动态释放估算，中国科学（D 辑），（2003）33（8）:460-468
古小治，张雷，柏祥，申秋实，王兆德，范成新，2011. 湿地沉积物-水界面营养盐交换的定量估算. 水科学进展 22, 75-83
黄清辉 (2005).浅水湖泊内源磷释放及其生物有效性—以太湖、巢湖和龙感湖为例. Vol. 博士, 110 北京: 中国科学院研究生院.
刘其根, 沈和定, 周洪琪 &陆伟民 (1999). 河蚬的耗氧率与排氨率. 上海水产大学学报 8(4): 298-303.
王建军 (2008).湖泊水土界面室内模拟系统的建立及其在界面氧气生物地球化学过程研究中的应用. Vol. Doctor, 48-65 北京: 中国科学院研究生院.
尤本胜 (2007).太湖沉积物再悬浮和沉降过程中物质的动态迁移及其定量化. 75-96 北京: 中国科学院研究生院.
张雷 (2010).生物扰动下湖泊沉积物-水界面特征变化与磷的迁移转化. In 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 110 南京.
张雷, 古小治, 邵世光, 胡海燕, 钟继承 &范成新 (2011). 河蚬(Corbicula fluminea)扰动对湖泊沉积物性质及磷迁移的影响. 环境科学 32(1): 88-95.
张路 (2004).太湖水土界面过程与内源发生机制. Vol. Doctor, 97 北京: 中国科学院研究生院