

DOI:10.3876/j.issn.1000-1980.2018.02.001

水动力作用下河湖沉积物污染物释放研究进展

华祖林^{1,2,3},王苑^{1,3}

- (1. 河海大学浅水湖泊综合治理与资源开发教育部重点实验室,江苏 南京 210098;
2. 河海大学水资源高效利用与工程安全国家工程研究中心,江苏 南京 210098;
3. 河海大学环境学院,江苏 南京 210098)

摘要: 水动力作用会增强底泥沉积物-水界面的剪切效应,并引起上覆水和沉积物的理化性质(溶解氧、pH、氧化还原电位等)发生变化,从而影响甚至改变污染物的释放规律。鉴于水动力的重要性,对动水作用下营养盐、重金属、持久性有机物的释放机制以及影响释放过程的主要因素进行了阐述,解析了过去研究中存在的不足,指出多次水动力扰动下沉积物再悬浮以及再分配行为响应机制、水动力作用与沉积物中多种污染物释放的协同或拮抗的耦合机制、水动力与水生植物共同胁迫作用下污染物释放的微观机制以及基于复杂条件下的沉积物污染物释放动力学模型构建是本领域需进一步研究的重点。

关键词: 水动力;河湖沉积物;营养盐;重金属;有机物;污染物释放机制;综述

中图分类号: TV131;X52 **文献标志码:** A **文章编号:** 1000-1980(2018)02-0095-11

Advance on the release of pollutants in river and lake sediments under hydrodynamic conditions

HUA Zulin^{1,2,3}, WANG Yuan^{1,3}

- (1. Key Laboratory of Integrated Regulation and Resource Development on Shallow Lake of Ministry of Education, Hohai University, Nanjing 210098, China;
2. National Engineering Research Center of Water Resources Efficient Utilization and Engineering Safety, Hohai University, Nanjing 210098, China;
3. College of Environment, Hohai University, Nanjing 210098, China)

Abstract: Hydrodynamic effect will enhance the shear effect of sediment and water interface, and the physical and chemical properties of the overlying water and sediment (dissolved oxygen, pH, redox potential, etc.) will be changed. Thus, the release law of pollutants will be affected or even changed. The advances in the past decade are reviewed and summarized to reveal the release mechanism of nutrients, heavy metals and persistent organic matters as well as the main factors affecting the release process under hydrodynamic forces in this paper. It is proposed that some issues should be improved in the further study, including the mechanism of sediment resuspension and redistribution behavior under multiple hydrodynamic disturbances, the synergistic or antagonistic coupling mechanism between the hydrodynamic action and the release of various pollutants in sediments, microscopic mechanism of pollutant release under the combined action of hydrodynamic forces and aquatic plants, and the model construction of sediment release dynamics based on complex conditions.

Key words: hydrodynamic condition; river and lake sediments; nutrient; heavy metal; organic matter; release mechanism of pollutant; review

基金项目: 国家自然科学基金(51739002,51379060);江苏省青蓝工程(苏教师2014-1)
作者简介: 华祖林(1965—),男,教授,博士,主要从事水环境模拟与污染物的迁移转化研究。E-mail: zulinhua@hhu.edu.cn
引用本文: 华祖林,王苑. 水动力作用下河湖沉积物污染物释放研究进展[J]. 河海大学学报(自然科学版),2018,46(2):95-105. DOI:10.3876/j.issn.1000-1980.2018.02.001.

河湖水环境受到污染的根源在于存在外源排污与内源释放,相对于外源,内源更难以控制,因而其备受关注^[1]。水与沉积物界面污染物的释放是内源污染控制中的基础科学问题,水动力条件是造成沉积物起悬、污染物释放的关键因素之一^[2-5],污染物从沉积物进入到水体的过程往往伴随着部分沉积物颗粒的悬浮运动而发生。自然河湖水体的动力条件主要有水流流动和湖泊风力扰动引起的波浪作用等^[6-7],体现在对沉积物表层的切应力作用、水体扰动发生时的湍流紊动效应等。水动力引起的沉积物再悬浮是一次污染物大量释放的过程,其污染物释放量远远大于静态条件下由孔隙水和上覆水体的浓度差而引起的释放量。水动力作用不仅会增加水土界面剪切作用,还会导致水-沉积物界面物质交换活跃层的物理与生化特性发生一定变化,如氧化还原电位、pH、离子浓度和微生物活性等。同时水体中往往有植物存在,植物不仅改变水流结构,还会对沉积物起到固化作用,并且水动力会改变植物表层微生物的生活环境,这一系列作用影响着污染物在悬浮颗粒物上的吸附能力、从沉积物中释放过程以及形态转化,甚至改变内源污染的释放机制。

笔者从不同污染物角度出发,总结、分析和归纳了营养盐、重金属以及近年来对人类健康和生态环境造成潜在威胁的持久性有机污染物在水动力作用下的释放规律和影响因素,并对3种类型污染物的研究进展进行了剖析和讨论,提出未来研究值得深入和发展的方向。

1 营 养 盐

营养盐如氮、磷等是造成水体富营养化的重要贡献者,一直是内源释放的经典研究对象^[8]。而沉积物则是河湖营养物质的主要归宿,进入沉积物的营养物质借由水动力作用会重新迁移到水体中。水动力扰动引起沉积物和水发生垂向掺混^[9-10],打破营养盐释放和沉降的动态平衡,并造成水体和沉积物理化性质发生改变^[11],对水体中营养盐浓度产生巨大影响。

1.1 水动力作用下营养盐释放机制

水动力扰动发生时,大量沉积物再悬浮至上覆水中^[12],导致间隙水中的溶解态活性磷(SRP)也随之向上迁移扩散。随扰动强度逐渐增大,SRP的释放量剧增,研究表明,一次水动力扰动引起的上覆水SRP浓度的增加比单纯由扩散产生的高出数十倍^[13]。与此同时,水动力作用直接导致水体溶解氧(DO)含量升高,水体溶解氧含量在一定程度上反而会制约SRP的释放,即存在水动力扰动持续作用一段时间后SRP释放量不升反降的现象。Ishikawa等^[14]分析了上覆水中溶解氧含量和SRP释放速率之间的关系,将试验数据和模型进行了比较和耦合,发现SRP的释放量是DO的线性递减函数,且当DO达到临界浓度时,溶解态磷的释放会停止。Nakamura^[15]在Ishikawa等^[14]、Belanger^[16]、Boynnton等^[17]研究的基础上,进一步考虑了水流流速和 水体溶解氧含量的耦合效应,发现在低流速下,水流对沉积物表层的剪切作用是内源磷释放的主导因素^[18],并且磷的释放速率随流速逐渐增大而缓慢减少;但在高流速下,磷的释放速率下降幅度却与流速没有明显相关性,而是和底泥中的生物量以及化学需氧量有关。

沉积物的氧化还原电位随水体中的溶解浓度升高发生明显变化。还原态的沉积物中储存有大量的铁锰硫化物,沉积物间隙水中也存在着大量 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} ,这些物质对氧化还原电位变化极其敏感,水动力作用下其与溶解氧结合的氧化过程更加剧烈且迅速,生成的铁锰(氢)氧化物能强烈吸附SRP^[19]。张路等^[20]利用恒温震荡器模拟了太湖中磷在水-沉积物界面的释放和吸附行为,该试验发现高强度扰动后会出现一个相对较强的释放过程,但扰动后期吸附作用的强度会远大于释放作用,这正是由于扰动后期大量铁锰氧化物对水体中的溶解态磷产生强烈吸附所导致的。秦伯强等^[21]发现,动力扰动后虽然在短期内上覆水SRP的浓度会有所增加,但扰动结束后其是否能够继续以溶解态存在于水柱中,更取决于沉积物中铁的含量。说明沉积物中铁的含量是决定内源磷释放量大小的又一因素。Peng等^[22]发现水体复氧反应生成的 Fe^{3+} 可与SRP结合生成不溶复合物(FeOOH-P),也能够吸附大量的SRP。沉积物中铁磷比也是影响内源磷释放的重要因素。Mortimer^[23]提出的铁-磷耦合理论认为,沉积物释放磷的能力与铁和磷之间的相对浓度有关。Ding等^[24]采用复合梯度扩散薄膜技术(Zr-oxide DGT)在自然水动力状态下捕捉沉积物孔隙水中的目标磷、硫、铁离子,获取了太湖沉积物-水界面有效态磷铁的一维和二维分布,发现一维有效态磷和铁存在同步释放的现象,二维有效态磷和铁浓度存在高度的正相关,在自然水动力条件下进一步验证了铁-磷耦合理论。杨文斌等^[25]对太湖水动力条件改变时磷铁释放的相关性分析表明,磷形态与其相对的铁形态变化趋势类似,铁磷的释放具有极高的同步性。当铁磷比大于15或20时,磷的释放会受到铁的抑制。

水动力作用下悬浮颗粒物粒径和形态的改变也会直接影响内源磷的释放。Li 等^[26]利用模拟搅拌器、在线检测仪以及显微镜下 CCD 摄像连动装置,对水动力过程中悬浮颗粒参数进行了实时观测,发现持续的风浪扰动会在沉积物表层产生较大的剪切力,悬浮颗粒在剪切力作用下形成颗粒更细但更密实的聚集体,这些新生的聚集体具有比粗颗粒更大的表面积,从而产生更多的吸附点位,可进一步吸附上覆水中的 SRP,使被吸附的 SRP 随聚集体一起沉降从而抑制磷的释放。

此外,水动力还能够促进微生物对磷的分解以及水体中颗粒态磷的酶解,这也是内源磷释放的重要途径。蒋成新等^[27]定量估算了风浪扰动下太湖悬浮颗粒物(SPM)中磷的生物转化量,因生物分解导致的上覆水磷负荷的增量约为 425.8 t/a,并认为在水动力作用的促进下,悬浮颗粒上磷的生物分解对上覆水 SRP 负荷量的增加做出了重要贡献。晁建颖等^[28]考虑了磷的酶解,提出水体扰动情形下颗粒态磷的酶解速率加快,从而导致上覆水 SRP 含量在短时间内迅速增加。

在氮方面,水动力对氮的硝化过程起着重要作用^[29]。Richey 等^[30]指出,沉积物再悬浮导致水体中富含大量颗粒物,粗颗粒有机物(苔藓碎屑)和沉积物为硝化反应提供了活性位点,在这些颗粒物上发生着活跃的硝酸盐释放过程。高泥沙含量是我国许多河流的显著特点,针对我国河流水体泥沙含量高的特性,张学青等^[31]研究了泥沙含量和组成对含氮化合物迁移转化的影响,从多角度剖析了泥沙对水质的影响机理,研究表明,泥沙含量为 10 g/L 的水体,有机氮的硝化速率为 0.86 mg/(L·d),比不含泥沙的水体高出 1 倍多,其研究还提出水体中悬浮颗粒物含量越高越能聚集更多的微生物在其表面附着,也能吸附大量的有机氮,从而为微生物和氮之间提供了更多的接触和反应机会,这也从微观层面解释了水动力引起氮转化加快的原因。余晖等^[32]的研究也表明在水动力扰动增加的条件下,水体中再悬浮颗粒物浓度变大,颗粒物浓度增加对水体硝化速率有较为显著的影响,促进了氨氮的硝化作用;试验结果表明,颗粒物含量为 1.90 g/L 的水体的硝化速率为 1.04 mg/(L·d),比颗粒物含量为 0.35 g/L 的水体的硝化速率高出近 1 倍。Pauer 等^[33]研究表明,水动力引起沉积物-水界面处溶解氧浓度增加,亚硝化细菌和硝化细菌在好氧环境下繁殖以及活性增强,且界面处由于底栖动物的频繁活动和沉积物表层水流切应力作用的耦合增大了沉积物的疏松程度,促使高浓度的氮向上层沉积物运动,因此沉积物-水界面的硝化反应比水体中的快。另外,水动力作用同时加大了上覆水和沉积物间隙水间的压力差,也促使间隙水中大量的氮在水体压力的作用下释放。Wu 等^[34]研究了强风和弱风扰动下上覆水和沉积物中 PN(颗粒态氮)、NH₄⁺、NO₃⁻ 的浓度变化,结果显示,强风浪引起沉积物-水界面的压力差是 NH₄⁺ 向上覆水扩散的主要原因,上覆水 NH₄⁺ 浓度在强风浪下增量(72 mg)是 15 cm 深度的沉积物间隙水中 NH₄⁺ 降幅(37.8 mg)的近 1 倍。

1.2 释放动力学数学描述

Nakamura^[15]通过建立流速-溶解氧-磷酸盐释放之间的关系,首先对磷酸盐的释放过程进行了定量描述,指出在低流速下内源磷的释放速率是流速的递减函数,从而反映出流速对内源磷释放的影响,该公式适用于计算水流流速小于 20 cm/s 且沉积物-水界面边界层厚度小于 4 mm 的湖泊中磷酸盐释放速率。House 等^[35-39]利用自主研发的立方体流动性水槽,采用试验结合数学模拟的方法发现,河床沉积物的 SRP 通量不受沉积物悬浮速率限制,而是很大程度上受沉积物质量和沉积物磷的平衡浓度(EPC₀)以及水体中 SRP 的浓度差的控制。其在随后的研究中^[39]提出了磷酸盐释放的三重区域模型,用以描述 SRP 在水-沉积物界面及在沉积物中的迁移规律。三重区域模型将 SRP 在缺氧沉积物层中的产生、好氧沉积物层中的吸附以及上覆水的扩散考虑在内,依据不同沉积物层的溶氧条件差异,分别构建了对应的磷酸盐释放数学表达式。

另外,水体在强风浪扰动下,上覆水中 TP 浓度会随风速的增大而呈指数增长。Wang 等^[40]基于试验结果推导出 TP 释放速率与风速之间的关系,但当风速大于 16 m/s,总磷的浓度不再随风速的增大而增加,而是维持在一定水平附近上下波动。国内学者彭进平等^[41]认为湖泊水体中 TP 质量浓度随流速(*v*)变化呈现 3 个阶段,即下降期(*v*<12.5 cm/s)、上升期(12.5 cm/s<*v*<50 cm/s)和突增期(50 cm/s<*v*<60 cm/s),且当流速为 0~30 cm/s 时,SRP 浓度与流速有较明显的线性正相关关系;Wan 等^[42]通过水槽试验观察到颗粒态磷(PP)的释放存在 7~15 cm/s 临界流速,临界流速之下,PP 有向 SPM 迁移趋势,临界流速之上,PP 才会向上覆水释放。

1.3 水动力作用下水生植物对营养盐释放的影响

近年来,考虑到自然水体中水生植物的存在,许多学者开展了水动力作用下水生植物对沉积物再悬浮和

营养盐释放的影响研究。Hua 等^[43]利用自主研发的“跑道形”环形水槽,模拟了有植物情形下浅水湖泊风应力对沉积物释放的抑制影响。首先进行了不同风应力作用下有植物存在时的水流阻力特性研究,发现植物的存在改变了水流流速的垂向分布,在植物有效高度(有效摩阻区)内,不仅垂向流速明显减小,而且还在底部出现了流速负值区,基于这一发现,作者引入湖体表面拖拽系数、沉积物表面流速、植物有效面积等来表征有植物存在时的水流运动情况,推导出适用于风驱动流的植物拖曳力系数 C_D 及当量糙率系数 n_b 。

水生植物通过生长过程吸收氮磷抑制了营养盐的扩散,植物根部呼吸作用还会将氧气传输到沉积物中,提高了沉积物氧化还原电位,促进了沉积物对磷的固定^[44-45]。Wu 等^[46]分别研究了水动力作用下挺水和沉水植物对磷释放的影响。结果表明,种植植物后的床面切应力远小于无植物存在的情况,因此沉积物再悬浮量也大幅度降低。此外,沉水和挺水植物对不同形态的磷抑制作用不同。耿楠等^[47]对氮的形态进行了细分,尤其是针对植物能吸收利用的氨氮,硝态氮和亚硝态氮的浓度变化进行了研究。试验结果表明,动水条件下沉积物中亚硝态氮较容易进入到上覆水中,苦草对其的去除效果也较显著;但苦草的存在对三种形态氮之间的转化过程影响不大。尤本胜等^[48]研究了不同风浪下太湖漫山湾草型湖区的沉积物再悬浮及水体 N、P 负荷的动态变化规律,发现水生植物荇菜和马来眼子菜作为该区的优势种较好地抑制了沉积物中氮磷的释放,即使在大风浪情况时, NH_4^+-N 最大通量仅为 0.063 g/m^2 , SRP 的最大通量为 4.28 mg/m^2 。姚程等^[49]模拟风浪条件下太湖贡湖湾水陆交错带内常见的黄菖蒲、双穗雀稗、李氏禾、黄花水龙及香菇草这 5 种植物对底泥中氮磷释放的抑制效果,发现水体流速在 $1.9 \sim 2.5 \text{ m/s}$ 范围内,双穗雀稗、香菇草、黄菖蒲的存在可以将上覆水的总磷浓度维持在 0.02 mg/L ,生长有另 2 种植物的试验组中总磷浓度可维持在 0.03 mg/L ;植物在生长的同时可将总氮释放速率控制在 0.02 mg/d ,且植物的根须长度、根的生长密度等是抑制营养盐释放的重要因素。

现阶段人们研究了植物对水流运动的影响,植物对污染物抑制能力大小以及上覆水、间隙水、沉积物中污染物的分布变化,但是关于植物对污染物的吸收转化、植物表层微生物和植物的协同作用、水动力对微生物群落生存影响等方面的问题还有待深入研究。

2 重 金 属

进入水中的重金属有 99% 以上会以各种各样的结合态储存在底部沉积物中^[50],当沉积物发生再悬浮时,氧化还原条件的改变导致重金属形态和分布发生变化,随着沉积物进入上覆水,重金属会从泥沙颗粒相解吸释放出来^[51],进入上覆水中从而对水质和水生生态系统构成威胁。

2.1 水动力下结合态重金属的释放

水动力改变引起的水体 pH、氧化还原电位(Eh)的变化对重金属释放有很显著的影响^[52]。Gundersen 等^[53]指出,水体的 pH 下降会导致重金属在泥沙颗粒上的吸附固定率发生明显变化;Calmano 等^[54]研究表明,沉积物的 Eh 升高引起重金属化合物降解速率随之增大,从而使得结合态重金属转化为其他可溶解态。Atkinson 等^[55]认为,水体的紊动过程带入大量的氧气,使水体溶氧含量增高,沉积物颗粒中的铁锰离子被氧化,在悬浮颗粒表层形成铁锰氧化层,也能够吸附大量重金属。另外,水流紊动条件下,随着水流切应力增大悬浮颗粒越来越细,细颗粒具有较大的比表面积和阳离子交换容量,对重金属的吸附能力也随之增强^[56],这也是水体扰动过程中悬浮颗粒上结合态重金属浓度增大的主要原因。

缺氧状态下的沉积物富含高浓度的硫化物(AVS)和有机碳(TOC),这 2 种重金属的结合态在重金属释放中扮演着重要角色。重金属硫化物结合态因其更易被解吸或氧化为可交换离子态、碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态而吸附在 SPM 上或者沉积物上。Simpson 等^[57]的研究指出,水体中 FeS 和 MnS 氧化快速,从初始值 $212 \mu\text{mol/g}$ 氧化降低至 $17 \mu\text{mol/g}$ 只需约 4 h,而氧化 CdS、CuS、PbS、ZnS 需要超过 8 h。重金属和硫的结合能力由大到小的顺序为:Cu、Cd、Zn、Fe,水体中优先与硫结合的 Fe^{2+} 在水体扰动后期会被与硫结合能力强的 Cu、Cd、Zn 置换出来,且 Cu、Cd、Zn 与比其结合能力弱的硫化物之间也能发生置换反应。Cantwell 等^[58]采用 Tsai 等^[59]发明的经典再悬浮模拟装置(PES)模拟了 AVS、TOC 和悬浮颗粒物粒径对重金属释放的影响大小,AVS 对重金属释放影响最大,其次是沉积物粒径,TOC 影响最小。Xie 等^[60]结合 X 射线吸收光谱(XAS)分析了 DePue 湖沉积物中 Zn 的形态转化,结果表明,再悬浮期间 Zn-aq 持续增加而 Zn-S 缓慢减少,说明 Zn 从该形态释放出来,表层沉积物的氧化可促进更多的 Zn 迁移。缺氧沉积物中的硫化物易吸附

Hg^[61], Miller^[62]对 Hg 释放的研究表明,水动力扰动条件下 Hg 的硫化物结合态比其他重金属更易被氧化,再悬浮作用是汞的甲基化的主要原因。因此,水动力发生的过程中,AVS 结合态被氧化而释放其所持有的重金属,水体中 AVS 结合态和有机质结合态重金属浓度降低,而可交换离子态以及碳酸盐结合态的重金属比例上升。这一系列的反应调控着水体重金属的释放。除此之外,结合态重金属的释放也离不开微生物的作用。Korthals 等^[63]、Benoit^[64]通过试验观察到 Hg 的甲基化率往往在沉积物-水界面的生物活性层中最高,这也说明水动力作用使部分能分解重金属的微生物活跃起来,微生物在结合态重金属释放过程中也发挥着重要作用。另外,黄延林^[65]结合试验结果确定了重金属释放的相关参数,探讨了重金属释放和沉积物对其吸附/解吸之间的关系,构建了水溶态重金属浓度和悬浮态重金属浓度变化的动力学模型,模型为进一步探索水动力作用下重金属释放提供了支撑。

2.2 水动力作用下重金属的竞争吸附效应

Ca⁺、Na⁺、Mg⁺、Cl⁻等盐离子以及溶解性有机质(DOM)也会影响重金属的释放。尤其在河口等水流扰动剧烈的地方,盐度急剧升高导致 Ca⁺、Na⁺、Mg⁺和重金属之间对悬浮颗粒物的吸附点位产生竞争效应,从而促进重金属从悬浮颗粒物上解吸。Couceiro 等^[66]利用长直形且具有缩放和扩张区的水槽模拟了河口冲淤过程,发现水流切应力最大、沉积物悬浮量最高的区域,Ni 的颗粒态浓度反而达到最低值,这是盐离子夺取悬浮颗粒物的吸附点位从而将重金属从颗粒物上交换出来的结果。Fisher-Power 等^[67]发现,沉积物自身释放的 Ca⁺、Mg⁺显著降低了 Cu、Zn 的吸附量。Zhong 等^[68]研究表明,Ca⁺浓度大于 0.5 mol/L 时,会将 Cu、Zn、Pb 从悬浮颗粒物上交换出来。同时,某些金属离子如 Cd⁺、Ni⁺易与盐离子或 DOM 结合生成更稳定的配合物,阻碍这些金属离子重新吸附到悬浮颗粒物上。Kraepiel 等^[69]在研究河口地带的 Cd 等重金属释放规律时发现,强烈的湍流运动使得海水和河水相互掺混,颗粒态 Cd 在河口水体强烈的湍流运动下更易从泥沙颗粒上剥离并且能在短时间内与 Cl⁻充分接触发生配位反应生成稳定的 Cl-Cd 配合物。Martino 等^[70]利用⁶³Ni 研究了河流水动力作用下自然有机物 DOM 浓度对 Ni 在悬浮颗粒物上的吸附效果影响,结果表明,当水体的 DOM 含量较高时,水动力削弱了颗粒态 Ni 与悬浮颗粒物的结合力并促使 Ni 与高浓度 DOM 生成稳定的配合物 NiDOM。

另外,不同重金属与 SPM 的结合能力也有差异,黄建枝等^[71]研究表明,悬浮颗粒物对重金属吸附能力从小往大依次为 Cr、Cu、Pb、Zn,因此,竞争吸附效应对不同重金属的作用强弱也不同。

2.3 动水条件下水生植物对重金属的富集作用

水生植物十分容易吸收溶解态的重金属,一些水生植物对重金属的富集能力甚至能达到水中浓度的 10⁵ 倍^[72]。一些重金属如 Cu、Zn 等是植物生长的必须微量元素,但若植物吸收过量也会产生致毒性;另一些重金属如 Cd、Pb、Cr 等不是植物生长所需要的元素,仅微量就可能对植物造成致毒性。这部分重金属在水生环境中通过食物链的延长和营养级的增加在生物体内逐级富集,浓度逐步增大,甚至对生态系统产生潜在威胁。现有研究关于水动力作用下水生植物对重金属释放的影响主要探讨了重金属的浓度分布和哪些植物组织能发挥较强的富集能力。雷阳等^[73]用室内环形风动水槽模拟了 3 种不同大小的风速下苦草对水流结构的影响以及有植物存在下 Ni、Cd 在上覆水、间隙水和沉积物中的浓度分布,结果表明,水流结构受植物影响会以植物冠层为拐点呈现出植物有效高度内流速梯度比冠层至水面部分的小,风力扰动下沉积物间隙水中的 Ni、Cd 浓度下降趋势非常明显,间隙水中的 Ni、Cd 释放量与风速之间有明显的对数关系。耿楠等^[74]研究了沉水植物苦草在动水条件下对重金属的富集能力,发现苦草主要依靠根组织来富集大量重金属,水动力的作用显著促进了苦草对重金属的富集能力,试验进行 40 d 后,重金属 Cd 在苦草根组织的富集量比静水条件下增长了 41.91 mg/kg,且比在叶组织上的增长量多出 10.07 mg/kg。

3 持久性有机污染物

持久性有机污染物具有高毒性、高危害性且难以降解等特点,已成为近年来的研究热点,当前研究主要集中在持久性有机污染物及具有类似性质的有机物如多氯联苯(PCBs)、多环芳烃(PAHs)、菲(PHE)、新型纳米材料的检测分析方法、生物富集/放大、污染物地区分布水平、生态毒理、生态风险评价等方面^[75-77],关于水动力作用下,持久性有机污染物在水中释放规律的研究尚处于起步阶段。

水体中持久性有机污染物的浓度与悬浮颗粒物粒径大小有关,疏水性有机物易吸附在比表面积大、吸附

量大的细颗粒物上^[78],而绝大多数持久性有机污染物属于疏水性有机物,当水流的剪切作用增强时,粗颗粒在剪切力作用下破碎成为细颗粒,吸附大量的有机物进入水体。Latimer等^[79]研究表明,当水流剪切力从 0.2 N/m^2 增加到 0.5 N/m^2 时,悬浮颗粒物上的PCBs浓度增加了69倍,PAHs浓度增加了21倍。Schneider等^[80]对美国Hudson河沉积物中的多氯联苯(PCBs)释放模拟研究表明,在持续3d的 0.2 N/m^2 剪切力连续作用于水体上,沉积物中PCBs的释放通量会高出静止状态下百倍。

粒径的大小能在一定程度上解释有机物的释放规律,但实际上颗粒大多呈不规则状,而颗粒粒径的区分通常用中值粒径 D_{50} 来描述,该描述方法将悬浮颗粒物视为规则的光滑球体,所以仅用颗粒粒径来描述影响关系并不能够说明问题,颗粒物的比表面积(SSA)、分型维数(FD)相较 D_{50} 来说更能直观地阐释SPM对有机污染物的吸附规律。Cheng等^[81]对水动力作用下沉积物中四溴双酚A(TBBPA)释放的研究结果表明,TBBPA的释放量和SSA有明显线性相关关系,但与 D_{50} 的相关性不明显。当水流扰动强度越大,SSA越小,FD越趋于规则,TBBPA从沉积物中得到大量释放。

有机物易受沉积物中存在的盐离子、自然有机质(NOM)以及和其化学性质相近的有机物影响从而改变释放规律。Hua等^[82]研究纳米材料氧化石墨烯(GONPs)在砂层-上覆水之间的迁移过程发现, Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 能明显抑制GONPs的释放,但当有NOM共存时却能够显著加强GONPs在水中的迁移性。Li等^[83]对水环境中的工程纳米材料——硫化银纳米颗粒($\text{Ag}_2\text{S-NPs}$)的转化行为研究发现, $\text{Ag}_2\text{S-NPs}$ 的迁移行为同时还受溶液的pH、 $\text{Ca}^{2+}/\text{Na}^+$ 、 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、DOM的影响。Wang等^[84]利用再悬浮模拟装置PES对水流切应力作用下底泥对苯胺的吸附以及有硝基苯共存条件下的吸附效果进行了探究,结果表明,沉积物上苯胺的分配系数随剪切应力的增大而增大,随硝基苯浓度的升高而减小;而悬浮颗粒对苯胺的吸附量(QS)和硝基苯浓度对QS的影响随着剪切应力的增加而下降。剪切力对苯胺平均吸附速率的影响随着硝基苯浓度升高而增大。对于有相同取代基的有机物来说,这些有机物在水体中浓度的变化还与其取代基数量有关。Alkhatib等^[85]对比了6种多氯联苯(PCBs)随Housatonic河沉积物的再悬浮情况,研究发现水体中溶解态的PCBs的浓度随着氯化程度的增加而降低,溶解态PCBs的浓度在水体中呈:PCB 28> PCB 52> PCB 101> PCB 138> PCB 153> PCB 180的趋势。而沉积物中的PCBs的浓度与水体的变化趋势恰恰相反,根据其氯含量的不同,降幅的趋势也完全相反于水中的。

受有机物自身的化学性质影响、沉积物组成和结构的影响、水体离子强度和自然有机物的影响,持久性有机物在水动力作用下的运动规律更为复杂,且不同种类有机物之间还会发生协同释放或相互抑制。现阶段的研究也只针对几种典型有机物在水动力下的迁移转化情况进行了分析,尚未能形成系统性的研究。

4 展 望

水动力作用下污染物的释放机制和影响因素是水体内源污染释放过程的研究热点之一,国内外学者已进行了许多卓有成效的研究工作。但污染物的内源释放是一个相当复杂的污染途径,仍存在众多问题有待深入研究。本文在综述和总结前人研究的基础上,针对尚存在一些不足和有待发展的方向,认为未来研究可以从以下几个方面切入:

4.1 多次水动力扰动下沉积物再悬浮以及再分配行为响应机制

天然水体的动力扰动作用具有变化性、随机性。尤其在风作用下的浅水水体,风速风向变化频繁,往往一次动力扰动未结束下一次的就已发生。而大量的文献主要报道了污染物在一次风浪作用下或短暂的水力扰动条件下的浓度变化、形态分布、释放量以及释放模式,尚不能完全解释自然情形下多次水动力扰动引起的污染物释放的复杂情形。目前的研究手段和方法也未将这种自然现象考虑在内,所以关于再悬浮的发生频率、持续时间、多次扰动下物化条件的转化以及生物活动等影响机制尚不明确。因此,天然水体中多次水动力扰动的复杂环境下污染物释放规律的研究是一个有待解决的突破点。

4.2 水动力作用与沉积物中多种污染物释放的协同或拮抗的耦合机制

现阶段的研究着重强调了水动力下上覆水和沉积物理化条件变化对单一污染物的释放影响,实际上自然水体中污染物往往以多种类并存,在水动力作用下营养盐-重金属、重金属-有机物、营养盐-有机物甚至三者之间可能存在释放的协同或拮抗作用,从而对单一污染物的释放造成影响。而且,不同污染物之间化学反应关系在水动力下的改变也可能会影响单一污染物的迁移转化规律,所以只考虑水体和沉积物理化条件改

变的污染物释放机制是不完备的。研究水动力条件下多种污染物并存的释放规律和机制更符合天然状况,其协同或拮抗的耦合机制值得深入探索。

4.3 水动力与水生植物共同胁迫作用下污染物释放的微观机制

水生植物存在情况下,动水条件的水流结构将发生改变,同时也会对植物表层微生物群落的生存条件造成影响,从而使得微生物群落结构发生变化。不同微生物群落能选择性分解的污染物种类有别,且分解能力也存在差异,因此会改变污染物的释放机制。另外,水动力作用对不同植物的生长存在促进或抑制作用,造成植物对一些污染物的吸收转化能力与静水条件下有差异,也会影响污染物的释放规律。现阶段研究指出了植物阻流下水流运动的结构变化,植物作用下上覆水、间隙水、沉积物中污染物的分布变化情况,但关于水动力与水生植物共同胁迫作用下对沉积物的微生物群落结构的改变、降解污染物能力的影响、以及沉积物污染物释放的微观机制等问题还有待深入研究。

4.4 基于复杂条件下的沉积物污染物释放动力学模型构建

目前,对于水动力条件下沉积物污染物释放动力学的描述主要考虑了动力扰动条件(风速、流速等)、沉积物理化性质(沉积物中溶解氧的含量、沉积物层厚度、沉积物孔隙度等)、污染物的主要吸附解吸以及概化的生化反应等。然而天然实际情况要更复杂,沉积物中有机质、钙镁等离子、硫化物含量等均会对污染物释放造成影响,仅几种简单的物化条件不足以诠释污染物的释放规律,因此在动力学模型构建时需要描述这些过程。此外,水动力扰动下与植物共同作用下微生物的环境变化,对污染物释放的影响不容忽略,将植物的吸收利用和微生物消化分解作用一并考虑在污染物释放动力学之内,也显得极为必要,以构建更为贴近实际天然情形沉积物污染物释放动力学模型。

参考文献:

[1] SCHINDLER D W. Recent advances in the understanding and management of eutrophication[J]. *Limnology and Oceanography*, 2006, 51(1):356-363.

[2] GRAHAM N D, BOUFFARD D, LOIZEAU J L. The influence of bottom boundary layer hydrodynamics on sediment focusing in a contaminated bay[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, 23: 25412-25426.

[3] SHAKIBAEINIA A, DIBIKE Y B, SHALINI K, et al. A numerical framework for modelling sediment and chemical constituents transport in the Lower Athabasca River[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2017, 17: 1140-1159.

[4] LEÓN V M, MIRENO-GONZÁLEZ R, GARCÍA V, et al. Impact of flash flood events on the distribution of organic pollutants in surface sediments from a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, SE Spain) [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2017, 24: 4284-4300.

[5] 燕文明,麻林,向龙,等. 沉积物-水界面中可交换态氮对不同菹草密度的响应[J]. *水资源保护*,2016,32(2):119-122. (YAN Wenming,MA Lin,XIANG Long,et al. Effects of different densities of *Potamogeton crispus* L. on exchangeable nitrogen at sediment-water interface[J]. *Water Resources Protection*, 2016,32(2):119-122. (in Chinese))

[6] ABDUL J, LI Yiping, DU Wei, et al. Wind-induced flow velocity effects on nutrient concentrations at eastern bay of Lake Taihu, China[J]. *Environmental Sciences and Pollution Research*, 2017, 24:17900-17911.

[7] 刘静玲,李毅,史璇,等. 海河流域典型河流沉积物粒度特征及分布规律[J]. *水资源保护*,2017,33(6):9-19(LIU Jingling, LI Yi,SHI Xuan, et al. Grain size characteristics and distribution regularities of typical river sediments in Haihe River Basin[J]. *Water Resources Protection*, 2017,33(6):9-19. (in Chinese))

[8] 李文奇,蔡金榜,逢勇,等. 洋河水库富营养化评价及防治对策[J]. *水资源保护*,2007,23(2):16-19. (LI Wenqi, CAI Jinbang, PANG Yong, et al. Eutrophication assessment of Yanghe Reservoir and its control measures[J]. *Water Resources Protection*, 2007,23(2):16-19. (in Chinese))

[9] ANDERSEN V J M. Nitrogen and phosphorus budgets and the role of sediments in six shallow Danish Lakes[J]. *Environmental Sciences and Pollution Management*, 1974, 74:528-550.

[10] 于英鹏,刘敏. 太湖流域水源区多环芳烃分布、溯源与生态风险评估[J]. *水资源保护*,2017,33(3):82-89. (YU Yingpeng, LIU Min. Distribution, pollution sources, and ecological risk assessment of PAHs in water source area of Taihu Basin[J]. *Water Resources Protection*, 2017,33(3):82-89. (in Chinese))

[11] DANIEL E, CANFIELD J, MARK V H. The eutrophication of Lake Okeechobee[J]. *Lake and Reservoir Management*, 1988, 4(2):91-99.

- [12] 王鹏,李琼琼,蔡赞杰.太湖沉积物再悬浮对双酚A吸附性能的影响[J].水资源保护,2015,31(5):35-41. (WANG Peng, LI Qiongqiong, CAI Yunjie. Effect of sediment resuspension on BPA adsorption in Taihu Lake[J]. Water Resources Protection, 2015,31(5):35-41. (in Chinese))
- [13] SØNDERGAARD M, KRISTENSEN P, JEPPESEN E. Phosphorus release from resuspended sediment in the shallow and wind-exposed Lake Arresø, Denmark[J]. Hydrobiologia, 1992, 228(1):91-99.
- [14] ISHIKAWA M, NISHIMURA H. Mathematical model of phosphate release rate from sediments considering the effect of dissolved oxygen in overlying water[J]. Water Research, 1989, 23(3):351-359.
- [15] NAKAMURA Y. Effect of flow velocity on phosphate release from sediment[J]. Water Science and Technology, 1994, 30(10):263-272.
- [16] BELANGER T V. Benthic oxygen demand in Lake Apopka, Florida[J]. Water Research, 1981, 15(2):267-274.
- [17] BOYNTON W R, KEMP W M. Nutrient regeneration and oxygen consumption along an estuarine salinity gradient[J]. Marine Ecology Progress, 1985, 23(1):45-55.
- [18] INOUE T, NAKAMURA Y. Response of sediment oxygen demand and phosphate release to a staircase change in DO concentration and flow velocity[J]. Journal of Hydroscience and Hydraulic Engineering, 2000, 18:183-193.
- [19] 郑西来,张俊杰,陈蕾.再悬浮条件下沉积物内源磷迁移-转化机制研究进展[J].水科学进展,2013,24(2):287-295. (ZHENG Xilai, ZHANG Junjie, CHEN Lei. Advances in the study of migration and transformation mechanisms of endogenous phosphorous via sediment resuspension[J]. Advances in Water Science, 2013,24(2):287-295. (in Chinese))
- [20] 张路,范成新,秦伯强,等.模拟扰动条件下太湖表层沉积物磷行为的研究[J].湖泊科学,2001,13(1):35-42. (ZHANG Lu, FAN Chengxin, QIN Boqiang, et al. Phosphorous release and absorption of surficial sediments in Taihu lake under simulative disturbing conditions[J]. Journal of Lake Sciences, 2001,13(1):35-42. (in Chinese))
- [21] 秦伯强,朱广伟,张路,等.大型浅水湖泊沉积物内源营养盐释放模式及其估算方法:以太湖为例[J].中国科学(D辑:地球科学),2005,35(增刊2):33-44. (QIN Boqiang, ZHU Guangwei, ZHANG Lu, et al. Nutrient release patterns and their estimation methods in large shallow lake sediments-a case study of Taihu[J]. Science in China (Series D), 2005,35(Sup2):33-44. (in Chinese))
- [22] PENG Jianfeng, WANG Baozhen, SONG Yonghui, et al. Adsorption and release of phosphorus in the surface sediment of a wastewater stabilization pond[J]. Ecological Engineering, 2007, 31(2):92-97.
- [23] MORTIMER C. The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes[J]. Journal of Ecology, 1941, 29:280-329.
- [24] DING Shiming, SUN Qin, XU Di, et al. High-resolution simultaneous measurements of dissolved reactive phosphorus and dissolved sulfide: The first observation of their simultaneous release in sediments[J]. Environmental Science and Technology, 2012, 46(15):8297-8304.
- [25] 杨文斌,唐皓,韩超,等.太湖沉积物铁形态分布特征及磷铁相关性分析[J].中国环境科学,2016,36(4):1145-1156. (YANG Wenbin, TANG Hao, HAN Chao, et al. Distribution of iron forms and their correlations analysis with phosphorus forms in the sedimentary profiles of Taihu Lake[J]. China Environmental Science, 2016, 36(4):1145-1156. (in Chinese))
- [26] LI Tao, WANG Dongsheng, ZHANG Bin, et al. Characterization of the phosphate adsorption and morphology of sediment particles under simulative disturbing conditions[J]. Journal of Hazardous Materials, 2006, 137(3):1624-1630.
- [27] 范成新,张路,秦伯强,等.风浪作用下太湖悬浮态颗粒物中磷的动态释放估算[J].中国科学(D辑:地球科学),2003,33(8):760-768. (FAN Chengxin, ZHANG Lu, QIN Boqiang, et al. Estimation of dynamic release of phosphorus in suspended particulate matter in Taihu[J]. Science in China (Series D), 2003,33(8):760-768. (in Chinese))
- [28] 晁建颖,高光,汤祥明,等.风浪扰动中太湖OA对水体磷循环影响的原位实验研究[J].环境科学,2011,32(10):2861-2867. (CHAO Jianying, GAO Guang, TANG Xiangming, et al. Effects of wind-induced wave on organic aggregates physical and chemical characteristics in a shallow eutrophic lake(lake Taihu) in China[J]. Environment Science, 2011,32(10):2861-2867. (in Chinese))
- [29] TRISKA F J, KENNEDY V C, AVANZINO R J, et al. Retention and transport of nutrients in a Third-Order Stream: channel processes[J]. Ecology, 1989, 70(6):1877.
- [30] RICHEY J S, MCDOWELL W H, LIKENS G E. Nitrogen transformations in a small mountain stream[J]. Hydrobiologia, 1985, 124(2):129-139.
- [31] 张学青,夏星辉,杨志峰.水体颗粒物对有机氮转化的影响[J].环境科学,2007,28(9):1954-1959. (ZHANG Xueqing, XIA Xinghui, YANG Zhifeng. Effect of suspended sediment on the transformation of organic nitrogen[J]. Environmental

Science, 2007, 28(9):1954-1959. (in Chinese))

[32] 余晖,张学青,张曦,等. 黄河水体颗粒物对硝化过程的影响研究[J]. 环境科学学报, 2004, 24(4):601-606. (YU Hui, ZHANG Xueqing, ZHANG Xi, et al. Effect of particulates on nitrification in natural waters of the Yellow river under laboratory conditions[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2004, 24(4):601-606. (in Chinese))

[33] PAUER J J, AUER M T. Nitrification in the water column and sediment of a hypereutrophic lake and adjoining river system[J]. Water Research, 2000, 34(4):1247-1254.

[34] WU Tingfeng, QIN Boqiang, ZHU Guangwei, et al. Flume simulation of wave-induced release of internal dissolved nitrogen in Taihu Lake, China[J]. Chinese Journal of Oceanology and Limnology, 2012, 30(5):796-805.

[35] HOUSE W A, DENSON F H, SMITH J T, et al. An investigation of the effects of water velocity on inorganic phosphorus influx to a sediment[J]. Environmental Pollution, 1995, 89(3):263-271.

[36] HOUSE W A, DENSON F H, ARMITAGE P D. Comparison of the uptake of inorganic phosphorus to a suspended and stream bed-sediment[J]. Water Research, 1995, 29(3):767-779.

[37] HOUSE W A, DENSON F H. Phosphorus dynamics in a lowland river[J]. Water Research, 1998, 32(6):1819-1830.

[38] HOUSE W A, DENSON F H. Factors influencing the measurement of equilibrium phosphate concentrations in river sediments [J]. Water Research, 2000, 34(4):1187-1200.

[39] HOUSE W A, DENSON F H. Exchange of inorganic phosphate between river waters and bed-sediments[J]. Environmental Science and Technology, 2002, 36(20):4295-4301.

[40] WANG Jianjian, PANG Yong, LI Yiping. Experimental study of wind-induced sediment suspension and nutrient release in Meiliang Bay of Lake Taihu, China[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2015 (22):10471-10479.

[41] 彭进平,逢勇,李一平,等. 水动力条件对湖泊水体磷素质量浓度的影响[J]. 生态环境, 2003, 12(4):388-392. (PENG Jinping, PANG Yong, LI Yiping, et al. The effect of water dynamic condition on phosphorous in lake[J]. Ecology and Environment, 2003, 12(4):388-392. (in Chinese))

[42] WAN Jun, WANG Ze, LI Zhijie, et al. Critical velocity in phosphorus exchange processes across the sediment-water interface [J]. Journal of Environmental Sciences, 2013, 25(10):1966-1971.

[43] HUA Zulin, WU Dan, KANG Beibei, et al. Flow resistance and velocity structure in shallow lakes with flexible vegetation under surface shear action[J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2013, 139(6):612-620.

[44] BALDY V, TREMOLIERES M, ANDRIEU M, et al. Changes in phosphorus content of two aquatic macrophytes according to water velocity, trophic status and time period in hardwater streams[J]. Hydrobiologia, 2007, 575:343-351.

[45] 杨柳燕,张文,陈乾坤,等. 大型水生植物的资源化利用[J]. 水资源保护, 2016, 32(5):5-10. (YANG Liuyan, ZHANG Wen, CHEN Qiankun, et al. Resources utilization of macrophytes[J]. Water Resources Protection, 2016, 32(5):5-10. (in Chinese))

[46] WU Dan, HUA Zulin. The effect of vegetation on sediment resuspension and phosphorus release under hydrodynamic disturbance in shallow lakes[J]. Ecological Engineering, 2014, 69:55-62.

[47] 耿楠,王沛芳,王超,等. 水动力条件下苦草对沉积物氮释放的影响[J]. 生态环境学报, 2014, 23(7): 1193-1198. (GENG Nan, WANG Peifang, WANG Chao, et al. The impact of Vallisneria spiralis L. on the release of nitrogen from sediment[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2014, 23(7): 1193-1198. (in Chinese))

[48] 尤本胜,王同成,范成新,等. 风浪作用下太湖草型湖区水体 N、P 动态负荷模拟[J]. 中国环境科学, 2008, 28(1):33-38. (YOU Bensheng, WANG Tongcheng, FAN Chengxin, et al. The simulation of ammonia nitrogen and phosphorus loading variations under the influence of wind-wave in aquatic macrophytes areas of Lake Taihu[J]. China Environmental Science, 2008, 28(1):33-38. (in Chinese))

[49] 姚程,胡小贞,卢少勇,等. 几种水陆交错带植物对底质氮磷释放的抑制作用[J]. 环境科学, 2017, 38(2): 589-599. (YAO Cheng, HU Xiaozhen, LU Shaoyong, et al. Repression of nitrogen and phosphorus release from lakeshore sediment by five littoral-zone plants[J]. Environmental Science, 2017, 38(2): 589-599. (in Chinese))

[50] JE C H, HAYES D F, KIM K S. Simulation of resuspended sediments resulting from dredging operations by a numerical flocculent transport model[J]. Chemosphere, 2007, 70(2):187-195.

[51] KIRATLI N, ERGIN M. Partitioning of heavy metals in surface Black Sea sediments[J]. Applied Geochemistry, 1996, 11(6): 775-788.

[52] CHRISTENSEN E R. Metals, acid-volatile sulfides, organics, and particles distributions of contaminated sediments[J]. Water Science & Technology, 1998, 37: 149-156.

[53] GUNDERSEN P, STEINNES E. Influence of pH and TOC concentration on Cu, Zn, Cd, and Al speciation in rivers[J]. Water

- Research, 2003, 37(2):307-318.
- [54] CALMANO W, HONG J, FÖRSTNER U. Binding and mobilization of heavy metals in contaminated sediments affected by pH and redox potential[J]. Water Science and Technology, 1993, 28(8/9):223-235.
- [55] ATKINSON C A, JOLLEY D F, SIMPSON S L. Effect of overlying water pH, dissolved oxygen, salinity and sediment disturbances on metal release and sequestration from metal contaminated marine sediments[J]. Chemosphere, 2007, 69(9):1428-1437.
- [56] KALNEJAIS L H, MARTIN W R, SIGNALL R P, et al. Role of sediment resuspension in the remobilization of particulate-phase metals from coastal sediments[J]. Environmental Science & Technology, 2007, 41(7):2282-2288.
- [57] SIMPSON S L, ROSNER J, JOHN E. Competitive displacement reactions of cadmium, copper, and zinc added to a polluted, sulfidic estuarine sediment[J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2000, 19(8):1992-1999.
- [58] CANTWELL M G, BURGESS R M, JOHN W K. Resuspension of contaminated field and formulated reference sediments part I: evaluation of metal release under controlled laboratory conditions[J]. Chemosphere, 2008(73):1824-1831.
- [59] TSAI C H, LICK W. A portable device for measuring sediment resuspension[J]. Journal of Great Lakes Research, 1986, 12(4):314-321.
- [60] XIE Minwei, JARRETT B A, SILVA-CADOUX D C, et al. Coupled effects of hydrodynamics and biogeochemistry on Zn mobility and speciation in highly contaminated sediments[J]. Environmental Science and Technology, 2015, 49(9):5346-5353.
- [61] GOBEIL C, COSSA D. Mercury in sediments and sediment pore water in the Laurentian Trough[J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 1993, 50(8):1794-1800.
- [62] MILLER C L. The role of organic matter in the dissolved phase speciation and solid phase partitioning of mercury[D]. Maryland: University of Maryland, College Park, 2006.
- [63] KORTHALS E T, WINFREY M R. Seasonal and spatial variations in mercury methylation and demethylation in an oligotrophic lake[J]. Applied and Environmental Microbiology, 1987, 53(10):2397-2404.
- [64] BENOIT J M. Geochemical and biological controls over methylmercury production and degradation in aquatic ecosystems[J]. Acs Symposium, 2003, 835:262-297.
- [65] 黄廷林. 水体沉积物中重金属释放动力学及试验研究[J]. 环境科学学报, 1995, 15(4):441-446. (HUANG Tinglin. Kinetics of heavy metal release from aquatic sediments[J]. Acta Scientiae Circumstae, 1995, 15(4):441-446. (in Chinese))
- [66] COUCEIRO F, RAUEN W, MILLWARD G E, et al. Transport and reactivity of nickel in estuarine sediments: Results from a high capacity flume[J]. Marine Chemistry, 2009, 117(1/2/3/4):71-76.
- [67] FISHER-POWER L M, CHENG Tao, RASTGHALAM Z S. Cu and Zn adsorption to a heterogeneous natural sediment: influence of leached cations and natural organic matter[J]. Chemosphere, 2015, 144:1973-1979.
- [68] ZHONG Aiping, GUO Shuhai, LI Fengmei, et al. Impact of anions on the heavy metals release from marine sediments[J]. Journal of Environmental Sciences-China, 2006, 18(6):1216-1220.
- [69] KRAEPIEL A, CHIFFOLEAU J F, MARTIN J M, et al. Geochemistry of trace metals in the Gironde estuary[J]. Geochimica et Cosmochimica Acta, 1997, 61(7):1421-1436.
- [70] MARTINO M, TURNER A, MILLWARD G E. Influence of organic complexation on the adsorption kinetics of nickel in river waters[J]. Environmental Science and Technology, 2003, 37(11):2383-2388.
- [71] 黄建枝, 葛小鹏, 王东升. 水动力条件下重金属在沉积物上的吸附及其形态分布与转化[J]. 环境工程学报, 2013, 7(6):2025-2032. (HUANG Jianzhi, GE Xiaopeng, WANG Dongsheng. Adsorption and speciation distribution of heavy metals in sediments under hydrodynamic conditions[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2013, 7(6):2025-2032. (in Chinese))
- [72] MISHRA V K, TRIPATHI B D. Concurrent removal and accumulation of heavy metals by the three aquatic macrophytes[J]. Bioresource Technology, 2008, 99(15):7091-7097.
- [73] 雷阳, 王沛芳, 王超, 等. 不同水动力扰动下沉水植物对沉积物重金属释放的影响[J]. 水动力学研究与进展, 2015, 30(3):245-250. (LEI Yang, WANG Peifang, WANG Chao, et al. The effect of submerged plants on the release of heavy metal from sediment under different hydrodynamic disturbances[J]. Chinese Journal of Hydrodynamics, 2015, 30(3):245-250. (in Chinese))
- [74] 耿楠, 王沛芳, 王超, 等. 水动力条件下苦草对水环境中重金属的富集[C]//吴有生, 唐洪武, 王超. 第二十七届全国水动力学研讨会论文集. 南京: 海洋出版社, 2015.

[75] 王亚韡,蔡亚岐,江桂斌. 斯德哥尔摩公约新增持久性有机污染物的一些研究进展[J]. 中国科学(化学), 2010(2):99-123. (WANG Yawei, CAI Yaqi, JIANG Guibin. Research processes of persistent organic pollutants (POPs) newly listed and candidate POPs in Stockholm Convention[J]. Scientia Sinica(Chimica), 2010(2):99-123. (in Chinese))

[76] 梁禄,白雪,华祖林. 烟碱类农药对水生生物的毒理研究进展[J]. 河海大学学报(自然科学版), 2017, 45(2):122-128. (LIANG Lu, BAI Xue, HUA Zulin. Advances in research on toxicity of neonicotinoids to aquatic organisms[J]. Journal of Hohai University (Natural Sciences), 2017, 45(2):122-128. (in Chinese))

[77] 侯俊,次瀚林,吕博文,等. 典型人工纳米材料的水环境行为研究进展[J]. 水资源保护, 2017, 33(6):1-8. (HOU Jun, CI Hanlin, LYU Bowen, et al. Research progress of water environment behavior of typical engineered nanomaterials[J]. Water Resources Protection, 2017, 33(6):1-8. (in Chinese))

[78] 戴国华,刘新会. 影响沉积物-水界面持久性有机污染物迁移行为的因素研究[J]. 环境化学, 2011, 30(1):224-230. (DAI Guohua, LIU Xinhui. Factors affecting the migration of persistent organic pollutants across the sediment-water interface of aquatic environment[J]. Environmental Chemistry, 2011, 30(1):224-230. (in Chinese))

[79] LATIMER J S, DAVIS W R, KEITH D J. Mobilization of PAHs and PCBs from in-place contaminated marine sediments during simulated resuspension events[J]. Estuarine Coastal and Shelf Science, 1999, 49(4):577-595.

[80] SCHNEIDER A, PORTER E, Baker A. Polychlorinated biphenyl release from resuspended Hudson River sediment[J]. Environmental Science and Technology, 2007, 41(4):1097-1103.

[81] CHENG Haomiao, HUA Zulin. Effects of hydrodynamic disturbances and resuspension characteristics on the release of tetrabromobisphenol a from sediment[J]. Environmental Pollution, 2016, 219:785-793.

[82] HUA Zulin, TANG Zhiqiang, BAI Xue, et al. Aggregation and resuspension of graphene oxide in simulated natural surface aquatic environments[J]. Environmental Pollution, 2015, 205:161-169.

[83] LI Ling, WANG Yawei, LIU Qian, et al. Rethinking stability of silver sulfide nanoparticles (Ag₂S-NPs) in the aquatic environment: photoinduced transformation of Ag₂S-NPs in the presence of Fe(III)[J]. Environmental Science and Technology, 2016, 50(1):188-196.

[84] WANG Peng, HUA Zulin, CAI Yunjie, et al. Effects of hydrodynamic conditions on the sorption behaviors of aniline on sediment with coexistence of nitrobenzene[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2015, 22(15):11595-11605.

[85] ALKHATIB E, WEIGAND C. Parameters affecting partitioning of 6 PCB congeners in natural sediments[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2002, 78(1):1-17.

(收稿日期:2017-09-20 编辑:刘晓艳)

· 简讯 ·

河海大学获 2017 年度江苏省科学技术奖一等奖

2018 年 1 月 17 日,江苏省人民政府公布了 2017 年度江苏省科学技术奖奖励项目,由河海大学唐洪武教授主持,河海大学、清华大学、南京水利科学研究院共同完成的“平原河流水沙运动模拟测控成套技术与应用”项目获一等奖。

项目组在国家重大仪器专项、国家自然科学基金及 106 项校企合作项目支持下,历经 20 a 攻关,发明了基于光学和图像方法的水位、流速测量技术,创建了非恒定流水沙边界精准控制技术。首次提出了测控仪器数据标准化交互规约和“自设计、自试验、自处理”模型试验新模式,研发了多终端水沙控制系统,最终创建了平原河流水沙运动模拟测控成套技术,解决了平原河流物理模型水沙测控高精度、高响应速度、高集成度三大技术瓶颈。项目成果形成水利量测领域行业标准 2 部、授权发明专利 14 项、实用新型专利 8 项、软件著作权 3 项、专著 1 部。成果应用于长江 12.5 m 深水航道、长江新济洲和八卦洲汉道整治工程、珠江河口航道整治、港珠澳大桥等 50 多项涉河工程方案优化设计研究中,节省工程投资数亿元,经济效益显著。

(本刊编辑部供稿)