

黄河泥沙含量对磷迁移过程的影响研究*

陈铭¹⁾ 王雨春³⁾ 欧阳威^{1,2)†} 王依滴¹⁾

(1)北京师范大学环境学院, 100875, 北京; (2)北京师范大学环境与生态前沿交叉研究院, 519087, 广东珠海;
(3)中国水利水电科学研究院水生态环境研究所, 流域水循环模拟与调控国家重点实验室, 100038, 北京)

摘要 磷是我国河流主要污染物之一, 泥沙含量对磷的迁移过程具有重要影响, 但针对磷在沉积物-水界面的迁移机制理解尚不完全. 黄河作为典型的高含沙量和高磷负荷河流, 对于磷在河流介质的迁移过程具有重要研究意义. 在2019年10月份选取黄河沿程18个水样采集点位和2个沉积柱采集点位, 对水样含沙量、总磷含量(TP)和沉积物样磷形态含量(Ca-P、Fe/Al-P、OP)进行测量, 结合2000—2019年黄河主要水文站实测输沙量、含沙量、泥沙粒径数据进行分析. 从时空尺度上, 尽管中游河段输沙量近20年呈显著下降趋势, 但下游输沙量仍保持稳定, 下游前段水体含沙量呈上升趋势. 将水体含沙量与TP含量进行协同分析, 下游河段水体含沙量同TP含量呈相反变化规律. 对泥沙粒径进行分析, 冲刷作用导致较大粒径沉积物再悬浮, 这一过程对磷的迁移具有重要影响. 对沉积物磷形态进行分析, IP为黄河流域沉积物磷主要赋存形态, Ca-P是IP的主要赋存形态. 研究认为, 当流速慢时, 水体泥沙含量低, 沉积物再悬浮作用弱, Fe/Al-P在沉积物-水界面迁移. 当流速快时, 水体泥沙含量高, 沉积物再悬浮作用强, 下游地区沉积物和悬浮颗粒物成为磷汇.

关键词 黄河干流; 水体含沙量; 水沙关系; 磷形态

中图分类号 X52

DOI: 10.12202/j.0476-0301.2021010

磷是水生生态系统初级生产的重要限制元素, 水体磷负荷超标会导致富营养化问题, 对下游地区, 尤其是河口及近岸水域的生态环境产生显著影响. 已有研究表明^[1-3], 磷依靠悬浮颗粒物表面吸附-解吸与质量浓度梯度的作用在沉积物-水界面迁移. Murphy等^[4]和Zhang等^[5]对沉积物磷形态进行研究, 认为沉积物中磷的迁移过程与形态相关, 不同赋存形态的磷对水体总磷(TP)贡献差异显著.

黄河作为中国第二大河流, 是中国北方农业生产、生活用水的重要水源. 据统计, 有10%~12%的中国人口受黄河水系年径流量的直接影响, 同时黄河也占据了全球河流系统约6%的泥沙负荷^[6]. 针对黄河流域的研究中, 泥沙含量是重要的研究指标^[7]. 自1950年, 黄河泥沙入海量呈现逐年下降趋势^[8], 2000年后, 黄河产沙含量较先前明显下降^[9].

目前, 虽然对黄河流域磷的分布、赋存情况已有一定认识, 但是对磷在河流系统中的界面迁移过程与形态转化规律的理解尚不完全. 本研究依据水文资料 and 实地采样数据, 分析黄河流域水体泥沙含量时空变化规律, 探究沉积物磷形态的分布特征. 通过上覆

水体的TP含量将水体泥沙含量与沉积物磷形态特征建立联系, 阐述泥沙含量变化在沉积物-水界面上如何对磷的迁移过程造成影响, 为黄河流域的污染防治与管理提供重要理论依据.

1 资料与方法

1.1 研究区概况 黄河是世界上著名的高泥沙负荷河流. 黄河源起青海省的巴颜喀拉山脉, 流经青海、四川、甘肃、宁夏、内蒙古、山西、陕西、河南后, 于山东省东营市注入渤海. 其干流河道长度为5464 km, 流域覆盖面积为795000 km², 位于96°~119°E、32°~42°N^[10]. 黄河从源头至内蒙古自治区托克托县河段为上游地区, 属于高原大陆性气候, 河段总长为3472 km, 流域面积为386000 km². 该区域流域面积大且产沙量少, 主要为河段汇水区. 中游地处黄土高原, 从内蒙古自治区托克托县至河南省郑州市河段, 全长1206 km, 流域面积为344000 km². 该区域为温带季风区, 降水时空分布不均. 该地区土质主要为黄土, 因土壤疏松且植被稀疏, 导致水土流失严重, 成为黄河泥沙的主要来源. 下游地区为河南省郑州市至山东省垦利县

* 国家自然科学基金资助项目(U1706217)

† 通信作者: 欧阳威(1980—), 男, 博士, 教授. 研究方向: 流域非点源污染模拟与控制. E-mail: wei@bnu.edu.cn

收稿日期: 2021-01-13

利津,河段长 786 km,流域面积为 23 000 km²,与上、中游河段相比流域面积小。

1.2 水文数据来源 本研究从 2000—2019 年《中国河流泥沙公报》中获取该年份黄河水文数据^[1]。数据包括主要水文站年径流量、年输沙量和年平均中位数粒径,提取黄河流域历年重要水沙事件以便后续分析,径流量、输沙量和粒径数据共涵盖 9 个干流水文站,具体信息如表 1 所示。

表 1 黄河主要水文站站点信息

站名	E/(°)	N/(°)	所属河段	所属省份
唐乃亥	100.09	35.30	上游	青海
兰州	103.49	36.04	上游	甘肃
头道拐	111.04	40.16	上游	内蒙古
龙门	110.35	35.40	中游	陕西
潼关	110.18	34.36	中游	陕西
花园口	113.39	34.55	下游	河南
高村	115.05	35.23	下游	山东
艾山	116.18	36.15	下游	山东
利津	118.18	37.31	下游	山东

1.3 样品采集与测量 在 2019 年 10 月份黄河低流量期,于黄河干流 18 个点位采集水样,具体信息如表 2 所示。通过过滤(0.45 μm 滤膜)、烘箱烘干、天平称量等手段测得体积水体悬浮颗粒物的质量,即实测含沙量。由于《中国河流泥沙公报》中含沙量为年输沙量除以年净流量,年输沙量包含悬移质及推移质泥沙,实测含沙量只包括悬移质泥沙,不同数据之间不可进行大小比较,只可观察趋势变化。利用 TP 的国标测量方法——钼酸铵分光光度法(GB 11893—891)^[12]测量过滤后水样中 TP 含量。

于黄河下游郑州(H14-1)和艾山(H15-1)点位采集沉积柱样品(河岸 1 m 处,水深<0.5 m 处),采样点附近人类活动影响较小,可代表区域平均水平。沉积柱采集表层 50 cm 样品,按垂向深度 1 cm 间隔进行划分,去除石块和植物残体后冷干,经研磨后过 200 目筛。郑州点位共获取 20 个沉积柱样品(30~50 cm 样品主要为砂石,不做统计),艾山点位共获取 50 个沉积柱样品。研究使用标准测量和测试(SMT)程序分析沉积物磷形态^[13]。依据生物利用度与形态磷释放潜力划分出 5 种磷成分^[14]: NaOH-P(Fe/Al-P,包括 Fe、Mn、Al 氧化物及其氢氧化物包裹的磷)、HCl-P(Ca-P,与 Ca 结合的磷)、有机磷(OP)、无机磷(IP)与 TP。并利用电感耦合等离子体发射光谱仪(ICP-OES)预设的磷

表 2 采样点信息

采样点	E/(°)	N/(°)	所属河段
H1-1	101.450	36.059	上游
H2-1	103.780	36.078	上游
H3-1	105.192	37.482	上游
H3-2	104.998	37.461	上游
H4-1	109.930	40.531	上游
H5-1	111.185	40.209	中游
H6-1	111.183	39.196	中游
H7-1	110.614	38.307	中游
H8-1	110.466	36.352	中游
H9-1	110.588	35.680	中游
H10-1	110.508	35.375	中游
H11-1	110.903	34.415	中游
H12-1	108.376	34.154	中游支流
H12-2	108.474	34.302	中游支流
H13-1	110.011	34.372	中游支流
H14-1	113.638	34.919	下游
H15-1	116.333	36.299	下游
H16-1	118.313	37.547	下游

元素测量方法测量含量^[15]。

1.4 分析方法 使用 Excel 2016 软件收集整理水文数据,利用双累积曲线法与 Mann-Kendall(M-K)突变检验法分析数据。使用 SPSS 20.0 软件的单因素方差分析(ANOVA)方法检测数据差异性,利用相关性分析方法检测变量间相关程度。利用 Origin 9.0 软件实现分析结果可视化。具体采取的数据分析方法如下:

1) 双累积曲线法可以用于分析水文要素变化的一致性或对其进行长期演变趋势分析^[16]。双累积曲线法将自变量和因变量分别叠加,可以消除因水文条件变化对数据趋势的影响,呈现较为稳定的相关关系。对不同水文站的累积输沙量和累积径流量进行分析:当累积曲线呈较好的线性关系时,表示径流量和输沙量同步变化;当累积曲线发生偏移时,说明某一变量变化幅度大于另一变量。

2) M-K 突变检验法是用于评估水文要素时间序列变化趋势的一种方法,该方法有效减少了少数异常值的干扰^[17]。具体计算式^[18]如下:

假设数据序列 y_1, y_2, \dots, y_n 共 n 个数据, m_i 表示第 i 个样本中 $y_i > y_j$ 的累积数($i \geq j \geq 1$),此时定义统计量 d_k (此时 $n \geq k \geq 2$):

$$d_k = \sum_{i=1}^k m_i, \quad (1)$$

假设数据序列中数据随机独立, 则 d_k 的均值 $E(d_k)$ 为

$$E(d_k) = \frac{k(k-1)}{4}. \quad (2)$$

d_k 的方差 $\text{var}(d_k)$ 为

$$\text{var}(d_k) = \frac{k(k-1)(2k+5)}{72}. \quad (3)$$

对统计量 d_k 进行正态标准化处理, 得到标准化变量 U , 即

$$U_k = \frac{d_k - E(d_k)}{\sqrt{\text{var}(d_k)}}. \quad (4)$$

U_k 可以组成一条标准 U 曲线, 对 U 曲线进行置信度检验, $|U|$ 值越大, 一定程度上可以说明序列的趋势性变化越显著. 设置置信水平 $\alpha=0.05$ 和 $\alpha=0.01$, 查阅正态分布表可知: 临界值 $\alpha=0.05$ 时, U_F 为 ± 1.96 ; $\alpha=0.01$ 时 U_F 为 ± 2.58 . 若 $U > 0$, 则说明数据序列呈现上升趋势, $U < 0$, 说明数据呈现下降趋势. U_F 可作为置信区间检验: 当 $|U| \geq 1.96$ 时, 说明指标产生变化趋势; 当 $|U| \geq 2.58$ 时, 说明指标产生显著变化趋势.

3) 方差分析是一种检验各个相关因素的变化对实验结果是否具有影响的有效方法. 研究采用双因素无重复实验方差分析, 检验不同因素对结果影响是否显著. 由于采用非重复测量, 故不对 2 个效应的交互作用进行判断. 在多重比较中采取 Tukey 方法, 这一方法常用于对比组数较多且各组样品数量均相同时使用, 符合获取数据特点.

2 分析与讨论

2.1 黄河泥沙含量时空尺度变化

2.1.1 水沙情况双累积曲线结果 对黄河干流主要水文站的年输沙量与年径流量进行双累积曲线分析. 如图 1 所示, 黄河上游(蓝色曲线)含沙量低, 黄河中游(绿色曲线)因支流汇入, 含沙量明显上升. 黄河下游地区(橙色曲线)自花园口起, 因水库拦沙和引沙引水, 导致含沙量和径流量下降.

位于黄河上游点位曲线呈直线, 斜率小, 说明黄河上游水体含沙量低且保持稳定; 黄河中游曲线呈现出明显的下凹状态, 主要体现在 2000—2007 年. 结合水文事件分析^[19-20], 其间落实了黄河上中游水土保持重点防治工程, 建成大量淤地坝、小型水保工程并提

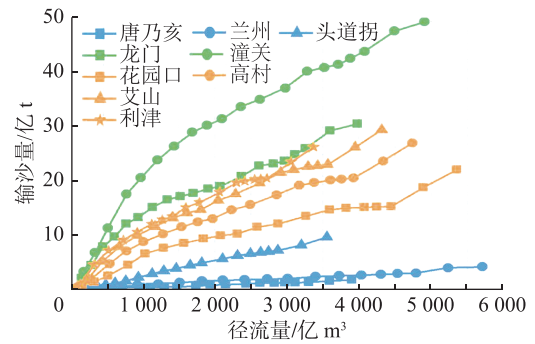


图 1 黄河干流主要水文站输沙量与径流量累积曲线

高植被覆盖率, 取得较好的治理效果; 下游点位曲线斜率逐步增大, 基于已有研究^[21] 推测, 是因水库排水挟沙量低, 进入下游后流速增加, 挟沙能力上升导致河道沉积物再悬浮.

2.1.2 输沙量 M-K 检验结果 为了展现黄河泥沙含量逐年变化情况, 对干流水文站监测到的年输沙量进行 M-K 检验. 如图 2 所示, 不同河段输沙段变化趋势具有一定差异: 上游点位输沙量没有出现显著下降趋势, 头道拐点位输沙量呈上升趋势. 分析认为, 兰州和头道拐点位间存在 5 大沙漠(乌兰布、库布其、毛乌素、巴丹吉林和腾格里), 可能会对黄河干流泥沙含量产生一定贡献; 中游点位输沙量呈现显著下降趋势; 下游点位输沙量保持稳定, 这与下游河道特征相关, 由于花园口下游地势较缓, 水体挟沙沉降到河床, 河床高度抬升, 河道深度变浅导致汇入径流较少, 该河段的水沙条件变化一定程度上受水坝调控, 与调水调沙计划相关^[22].

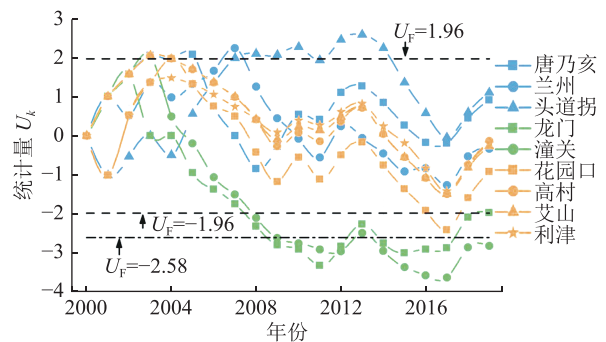


图 2 黄河干流主要水文站年输沙量 M-K 检验结果

2.1.3 水沙特征沿程变化分析 不同点位所处流域环境不同, 水沙特征具有一定差异, 故对流域水沙过程的沿程变化进行分析. 将 2000—2019 年干流水文站年径流量、年输沙量、年均含沙量以及年均中位数粒径每 5 年取均值, 其值随点位到入海口距离变化情况如图 3 所示.

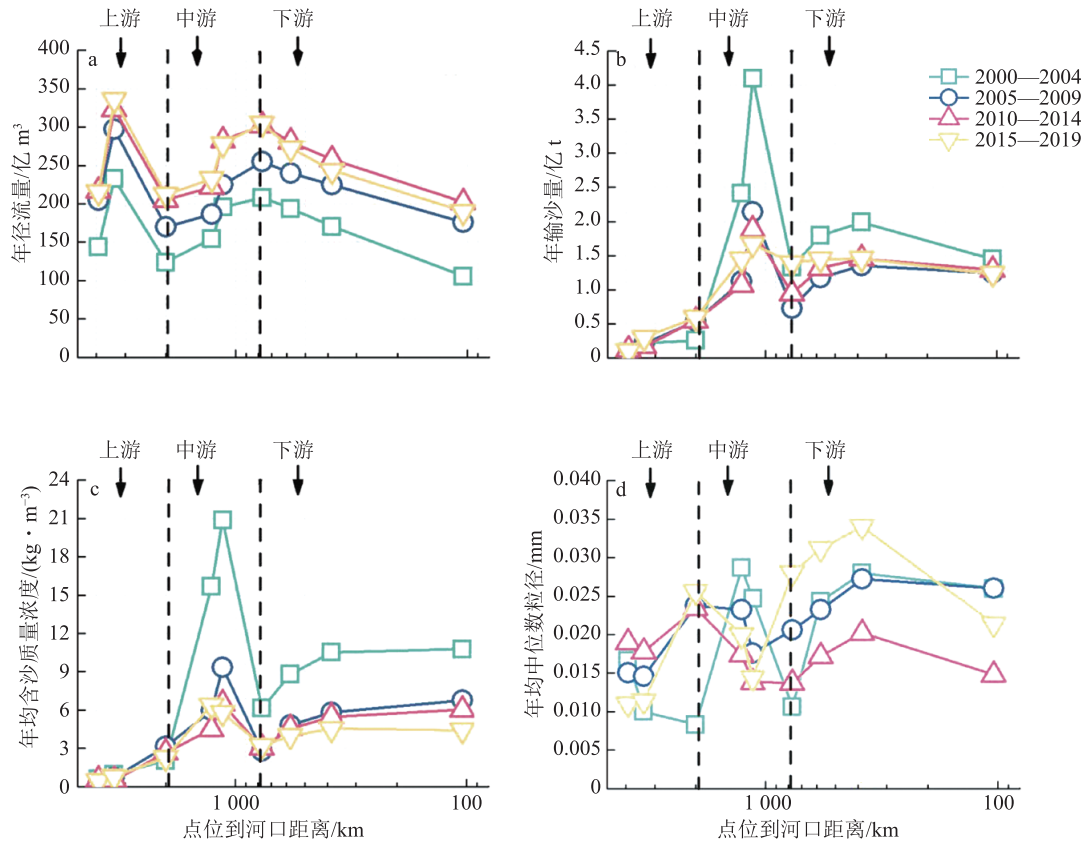


图 3 干流水文站 2000—2019 年水沙数据沿程变化情况

图 3-a 显示多年份径流量数据沿程呈现相似规律, 上游地区径流量较高, 中上游地区因河套平原灌区引水灌溉等原因导致径流量减小. 因中游地区存在大量支流汇流, 径流量逐渐上升. 图 3-b、c 显示, 黄河干流上游年输沙量和年均含沙质量浓度保持在较低水平. 进入中游后, 因支流泥沙汇入导致水体含沙量以及输沙量大幅度上升. 中下游地区由于小浪底、三门峡、万家寨水库的拦沙作用, 使水体滞留时间增加, 水体挟沙逐步沉积, 大量泥沙被拦截在库内. 下游河段径流量沿程下降, 含沙量与输沙量除下游前段基本保持不变. 由于花园口下游河段地势平坦, 较粗粒径沉积物沉降, 河道逐步抬升^[23]. 较高的高程使下游地区无支流汇入, 此外下游地区存在引水引沙过程, 导致径流量沿程下降.

对粒径分布情况进行研究, 采用多因素方差分析探究不同站点多年份(2002—2019)悬浮颗粒物粒径分布情况是否具有显著差异. 从检验结果得知点位变化对悬浮颗粒物粒径具有显著性影响, 点位多重比较结果如表 3 所示.

基于 Kondolf 的研究^[24], 水体在水库的滞留时间增长会降低挟沙能力, 因此水库排水对下游河道产生冲刷, 导致河道沉积物再悬浮, 这与图 3 中水体含沙量、输沙量在下游前段的变化趋势相符. 结合图 3-d

粒径变化情况, 发现在下游前段水体悬浮颗粒物粒径呈上升趋势. 如表 3 所示, 下游点位悬浮颗粒物粒径与上游点位具有显著性差异, 上游点位主要为细颗粒悬浮颗粒物, 下游点位主要为粗颗粒悬浮颗粒物. 艾山点位粒径数据与中游点位具有显著性差异, 说明冲刷产生的再悬浮过程主要使较大粒径沉积物悬浮.

2.2 含沙量与磷含量协同变化分析 图 4 为实测水样含沙量与 TP 含量. 实测含沙量同水文站监测数据变化趋势基本相符, 验证先前结论. 分别对上、中、下游河段的含沙量与 TP 含量沿程变化情况进行线性拟合, 拟合结果如表 4 所示.

由表 4 可知, 水体含沙量在上游河段沿程呈显著上升趋势($k=-1.576, R^2=0.867$), 中游河段因支流汇入产生波动变化($R^2=0.010$, 线性拟合不具统计意义), 下游河段含沙量相对上游较高且沿程呈上升趋势($k=-1.576, R^2=0.867$). 含沙量变化情况与对应年份输沙量数据的沿程分析结果基本一致. 上游河段 TP 含量($k=-0.312, R^2=0.407$)同含沙量沿程呈上升趋势, 而中游河段 TP 含量受支流汇入影响($R^2=0.078$, 线性拟合不具统计意义)产生波动变化. 下游河段 TP 含量同含沙量呈相反变化规律($k=0.014, R^2=0.760$).

结合先前结论, 上游点位悬浮颗粒物粒径较小, 含沙量低, 径流量大. 悬浮颗粒物对水体 TP 产生的

表 3 水文站点悬浮颗粒物粒径数据的多重比较结果

水文站	唐乃亥	兰州	头道拐	龙门	潼关	花园口	高村	艾山
兰州	1							
头道拐	0.176	0.037*						
龙门	0.176	0.037*	1					
潼关	0.999	0.942	0.546	0.546				
花园口	0.742	0.349	0.992	0.992	0.978			
高村	0.012*	0.001**	0.987	0.987	0.081	0.635		
艾山	0**	0**	0.308	0.308	0.001**	0.038*	0.898	
利津	0.176	0.037*	1	1	0.546	0.992	0.987	0.308
主效应模型显著性	<0.001		时间主效应差异		0.008	地点主效应差异		<0.001

**代表在0.01水平(双侧)上具有显著性差异。*代表在0.05水平(双侧)上具有显著性差异。

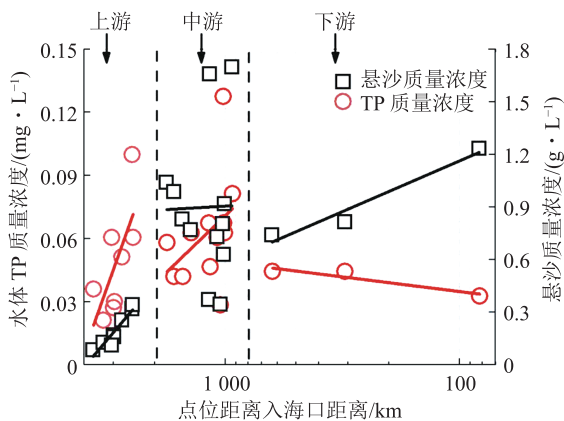


图 4 黄河沿程点位水体悬沙质量浓度和 TP 质量浓度分布情况

吸附作用有限。中游河段受当地产沙作用影响,磷受土壤侵蚀作用进入水体并释放^[13]。相关研究^[25]也表明黄河中游典型多泥沙水体中 TP 质量浓度与悬沙质量浓度呈正相关性。下游河段水体悬沙质量浓度较高,悬浮颗粒物粒径先增后降,同中上游河段具有显著性差异,但水体 TP 质量浓度呈沿程下降趋势。

由于下游汇流少,水体含沙量与 TP 质量浓度变化主要受水文条件影响。水库出水对下游河道产生冲刷,导致前段河道中粗颗粒沉积物(直径>0.04 mm)再悬浮,这部分悬浮颗粒物在后段河道逐步沉降。因泥沙中位数粒径降低而含沙量保持不变,推测较细颗粒的沉积物(直径<0.025 mm)形成持续运动的悬移质泥沙,并在下游河段沿程产生细颗粒沉积物再悬浮现象。研究表明细颗粒沉积物对磷吸附能力强^[26],印证了实际采样结果中,下游河段含沙量沿程上升而 TP 含量沿程下降。综上所述,水体中的悬浮颗粒物会因再悬浮过程产生吸附效应,降低水体总磷含量。

2.3 沉积柱磷形态垂向特征分析 本节将郑州和艾山沉积物磷形态随深度变化情况绘制成图 5,对磷在

表 4 黄河沿程点位水体悬沙含量和总磷含量线性拟合结果

河段	指标	R^2	Pearson系数	k	b
上游	悬沙量	0.867	-0.941	-1.576	5.658
	TP	0.407	-0.701	-0.312	1.131
中游	悬沙量	0.010	-0.018	-0.079	1.141
	TP	0.078	-0.402	-0.107	0.392
下游	悬沙量	0.908	-0.977	-0.578	2.318
	TP	0.760	0.938	0.014	0.007

注:由于x轴逆向取值, k 为正代表沿程下降, k 为负代表沿程上升。

沉积物-水界面的迁移过程进行深入分析。对不同深度磷含量进行线性拟合,拟合结果如表 5 所示。对两点位不同形态磷进行相关性分析,结果如表 6 所示。

由图 5-a 可知,郑州沉积柱选取表层 0~20 cm,该点位 Ca-P 为主要赋存形态,Fe/Al-P 和 OP 含量均较少。结合其线性拟合结果,TP 和 OP 随深度增加呈下降趋势,Fe/Al-P 在不同深度变化较大(0~0.15 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 间波动变化),Ca-P 含量在不同深度基本保持不变(约 0.45 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)。如表 6 所示,TP 变化主要受 IP(Fe/Al-P+Ca-P)以及 OP 影响,其他形态间无显著相关关系。其中 OP 含量远低于 IP,这一情况可能是受黄河流域沉积物有机质含量普遍较低所影响^[27]。

由图 5-b 可知,艾山沉积柱选取 0~50 cm 为研究对象。艾山的 Ca-P 为主要赋存形态。OP 形态波动最为剧烈,且高于郑州点位。Fe/Al-P 的含量占比较低,远低于郑州点位。结合表 5 拟合结果,TP、IP 与 Ca-P 含量随深度增加呈现较为显著的下降趋势,且艾山点位 Ca-P 含量低于郑州点位。Fe/Al-P 质量分数未发生显著变化(约 0.008 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$),OP 质量分数波动较为明显,维持 0.1 $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 左右,高于郑州点位。艾山点位 TP

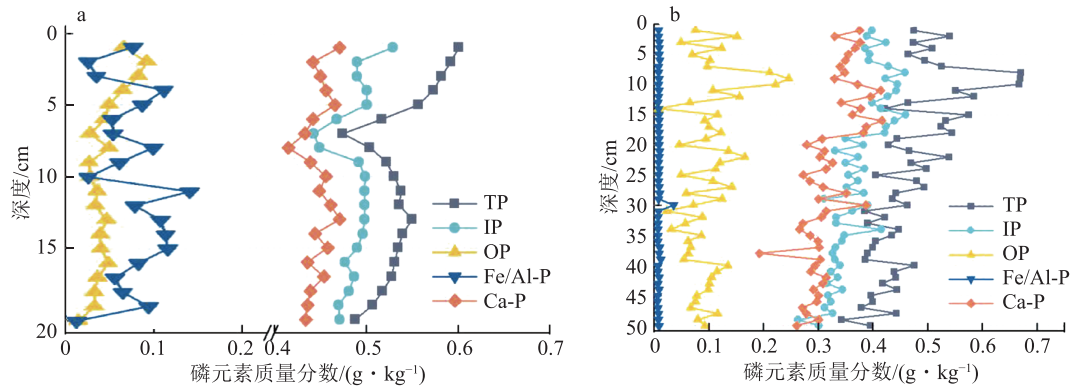


图 5 郑州点位(a)和艾山点位(b)沉积物磷质量分数垂向分布情况

表 5 郑州点位和艾山点位沉积物磷含量线性拟合结果

点位	指标	R^2	Pearson系数	k	b
郑州	TP	0.338	-0.610	-0.0034	0.572
	IP	0.021	-0.269	-0.0009	0.496
	OP	0.462	-0.700	-0.0025	0.076
	Fe/Al-P	0.046	0.096	0.0007	0.078
	Ca-P	0.022	-0.270	-0.0031	0.501
艾山	TP	0.376	-0.623	-0.0041	0.580
	IP	0.643	-0.806	-0.0026	0.437
	OP	0.080	-0.315	-0.0015	0.143
	Fe/Al-P	0.019	-0.044	-0.0001	0.009
	Ca-P	0.453	-0.682	-0.0021	0.376

变化主要受 IP、Ca-P 以及 OP 影响, 其中 IP 与 Ca-P 呈现显著相关关系.

基于磷的地球化学过程分析, 植物根际对 IP 具有一定吸收能力, 而根际微生物可以将被吸附的磷向不稳定状态转化, 将可水解的 OP 转化为 IP^[28]. 对于高植被覆盖地区, 地表径流的侵蚀作用降低, 但研究表明 OP 与土壤碳质量分数呈现显著的正相关关系^[29], 有机质含量较高时可明显促进磷的吸附过程^[30]. 艾山地处河南省与山东省交界处, 河南省为农业大省, 由农业非点源输出的 OP(如残存农药、有机肥料)成为下游的沉积物 TP 含量变化的重要影响因素.

对比两点位, 艾山相比郑州径流量小, 含沙量高, 悬浮颗粒物粒径大. 结合 M-K 分析结果, 郑州点位变

表 6 郑州和艾山点位不同磷形态相关性分析结果

点位	指标	相关性	TP	IP	OP	Fe/Al-P	
郑州	IP	Pearson 相关性	0.79				
		显著性(双侧)	<0.01**				
	OP	Pearson 相关性	0.824	0.304			
		显著性(双侧)	<0.01**	0.193			
	Fe/Al-P	Pearson 相关性	0.085	0.202	-0.055		
		显著性(双侧)	0.722	0.394	0.819		
	Ca-P	Pearson 相关性	-0.148	-0.215	-0.032	-0.145	
		显著性(双侧)	0.533	0.364	0.895	0.541	
	艾山	IP	Pearson 相关性	0.796			
			显著性(双侧)	<0.01**			
OP		Pearson 相关性	0.801	0.274			
		显著性(双侧)	<0.01**	0.054			
Fe/Al-P		Pearson 相关性	0.029	0.108	-0.06		
		显著性(双侧)	0.84	0.455	0.678		
Ca-P		Pearson 相关性	0.582	0.726	0.206	0.249	
		显著性(双侧)	<0.01**	<0.01**	0.152	0.081	

**代表在0.01水平(双侧)上具有显著性.

化趋势显著. 郑州至艾山河段沉积物中粗颗粒泥沙(直径 $>0.04\text{ mm}$)受侵蚀作用再悬浮进入水体,符合先前假设. 基于先前研究,吕豪朋等^[11]发现 Ca-P 主要赋存于粗颗粒沉积物,磷含量与沉积物的质量分数呈显著正相关关系,张思亮^[26]阐述了悬浮颗粒物颗粒越小(粒径范围 $0\sim 150\text{ }\mu\text{m}$)对 Fe/Al-P 与 OP 的吸附性越强.

艾山点位 Fe/Al-P 含量较少,而 Ca-P 与 OP 含量较高. 该点位沉积物中粗颗粒泥沙再悬浮程度弱于郑州点位,而细颗粒泥沙为主要再悬浮泥沙. 由于黄河流域水体 pH 为 8~9,导致在水体环境中悬浮颗粒物表层富集了一 OH 基团,带电荷胶体对 H_2PO_4^- 的吸附性降低^[32],泥沙携带的 Fe/Al-P 解吸进入水体环境. 同时,不稳定的 Fe/Al-P 与 Ca^{2+} 结合,向更稳定的赋存状态转换. 实验结果中,TP 含量随深度增加而下降,验证了再悬浮作用对 TP 迁移过程的影响.

综上所述,当上覆水体流速较快时,泥沙含量较高,悬浮颗粒物粒径大,粗颗粒再悬浮过程较强, Ca-P 为主要迁移形态. 当上覆水体流速较慢时,泥沙含量低,悬浮颗粒物粒径小,沉积物中大粒径颗粒再悬浮过程弱,此时小粒径微粒体现出对于活性磷(OP, Fe/Al-P)较强的吸附能力并成为磷在沉积物-水界面间迁移的主要载体. 在黄河流域水体环境中,活性较高的 Fe/Al-P 向 Ca-P 转化,使悬浮颗粒物成为重要的磷汇.

3 结论

1) 基于黄河泥沙时空尺度分析可知,尽管作为黄河泥沙重要来源的中游河段输沙量近 20 年呈现显著下降趋势,但下游点位输沙量仍保持稳定. 并且下游点位累积曲线斜率逐步增大,说明下游河段存在显著的河道沉积物再悬浮现象,可导致粗颗粒悬浮颗粒物悬浮.

2) 对水沙数据与 TP 含量的协同变化情况,发现下游河段 TP 含量同含沙量呈相反变化规律. 在下游前段水体悬浮颗粒物粒径呈上升趋势,说明冲刷产生的再悬浮过程主要使较大粒径的沉积物悬浮. 悬浮颗粒物产生的吸附效应降低了水体 TP 含量.

3) 对沉积柱磷形态进行分析,TP 含量随深度增加呈现下降趋势,认为再悬浮作用对沉积物中 TP 的迁移过程具有重要影响. TP 含量与 IP、OP 呈现显著正相关关系,IP 含量远高于 OP. IP 中, Ca-P 的含量高于 Fe/Al-P,说明 IP 是黄河流域沉积物磷的主要赋存形态, Ca-P 是 IP 的主要赋存形态.

4) 当上覆水体流速较慢时,泥沙含量低,粒径小,沉积物再悬浮过程弱, Fe/Al-P 在沉积物-水界面迁移.

当上覆水体流速较快时,泥沙含量较高,粒径大,此时悬浮颗粒物成为磷汇,其吸附的 Fe/Al-P 向更稳定的 Ca-P 转化.

4 参考文献

- [1] CARPENTER S R. Eutrophication of aquatic ecosystems: Bistability and soil phosphorus[J]. PNAS, 2005, 102(29): 10002
- [2] ZHU M Y, ZHU G W, LI W, et al. Estimation of the algal-available phosphorus pool in sediments of a large, shallow eutrophic lake (Taihu, China) using profiled SMT fractional analysis[J]. Environmental Pollution, 2013, 173: 216
- [3] 毛战坡, 杨素珍, 王亮, 等. 磷素在河流生态系统中滞留的研究进展[J]. 水利学报, 2015, 46(5): 515
- [4] MURPHY T, LAWSON A, KUMAGAI M, et al. Release of phosphorus from sediments in Lake Biwa[J]. Limnology, 2001, 2(2): 119
- [5] ZHANG R Y, WU F C, LIU C Q, et al. Characteristics of organic phosphorus fractions in different trophic sediments of lakes from the middle and lower reaches of Yangtze River region and Southwestern Plateau, China[J]. Environmental Pollution, 2008, 152(2): 366
- [6] MIAO C Y, NI J R, BORTHWICK A G L. Recent changes of water discharge and sediment load in the Yellow River basin, China[J]. Progress in Physical Geography: Earth and Environment, 2010, 34(4): 541
- [7] 夏星辉, 王君峰, 张翎, 等. 黄河泥沙对氮迁移转化的影响及环境效应[J]. 水利学报, 2020, 51(9): 1138
- [8] WANG H J, YANG Z S, SAITO Y, et al. Stepwise decreases of the Huanghe (Yellow River) sediment load (1950-2005): impacts of climate change and human activities[J]. Global and Planetary Change, 2007, 57(3/4): 331
- [9] ZHAO Y, CAO W H, HU C H, et al. Analysis of changes in characteristics of flood and sediment yield in typical basins of the Yellow River under extreme rainfall events[J]. CATENA, 2019, 177: 31
- [10] 穆兴民, 王万忠, 高鹏, 等. 黄河泥沙变化研究现状与问题[J]. 人民黄河, 2014, 36(12): 1
- [11] 中华人民共和国水利部. 中国河流泥沙公报[B]. 2000—2019
- [12] 《环境监测方法标准汇编·水环境》编写组, 中国标准出版社第二编辑室. 环境监测方法标准汇编(水环境)[M]. 北京: 中国标准出版社, 2014
- [13] PAN G, KROM M D, ZHANG M Y, et al. Impact of suspended inorganic particles on phosphorus cycling in the Yellow River (China) [J]. Environmental Science & Technology, 2013, 47(17): 9685
- [14] RUBAN V, LÓPEZ-SÁNCHEZ J F, PARDO P, et al. Selection and evaluation of sequential extraction

- procedures for the determination of phosphorus forms in lake sediment[J]. *Journal of Environmental Monitoring*, 1999, 1(1): 51
- [15] BAI X L, DING S M, FAN C X, et al. Organic phosphorus species in surface sediments of a large, shallow, eutrophic lake, Lake Taihu, China[J]. *Environmental Pollution*, 2009, 157(8/9): 2507
- [16] 穆兴民, 张秀勤, 高鹏, 等. 双累积曲线方法理论及在水文气象领域应用中应注意的问题[J]. *水文*, 2010, 30(4): 47
- [17] 王延贵, 刘茜, 史红玲. 江河水沙变化趋势分析方法与比较[J]. *中国水利水电科学研究院学报*, 2014, 12(2): 190
- [18] 赵激, 王向东, 张晓明, 等. 窟野河流域水沙演变的尺度效应驱动因素研究[J]. *水文*, 2016, 36(2): 56
- [19] 中国水土保持公报[A]. 北京: 中华人民共和国水利部, 2000—2007
- [20] TANG Q, WANG S, FU B J, et al. Check dam infilling archives elucidate historical sedimentary dynamics in a semiarid landscape of the Loess Plateau, China[J]. *Ecological Engineering*, 2018, 118: 161
- [21] XIA X H, DONG J W, WANG M H, et al. Effect of water-sediment regulation of the Xiaolangdi reservoir on the concentrations, characteristics, and fluxes of suspended sediment and organic carbon in the Yellow River[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 571: 487
- [22] WANG H J, WU X, BI N S, et al. Impacts of the dam-orientated water-sediment regulation scheme on the lower reaches and delta of the Yellow River (Huanghe): a review[J]. *Global and Planetary Change*, 2017, 157: 93
- [23] CHEN Y Z, SYVITSKI J P M, GAO S, et al. Socio-economic impacts on flooding: a 4000-year history of the Yellow River, China[J]. *AMBIO*, 2012, 41(7): 682
- [24] KONDOLF G M. PROFILE: hungry water: effects of dams and gravel mining on river channels[J]. *Environmental Management*, 1997, 21(4): 533
- [25] 任慧芳, 孙冰, 付晓涛. 黄河呼和浩特段典型多泥沙水体中泥沙含量对总磷浓度的影响[J]. *环境与发展*, 2019, 31(12): 172
- [26] 张思亮. 沉积物再悬浮下磷在不同粒径颗粒物间的分配过程与控制机制[D]. 淮南: 安徽理工大学, 2019
- [27] 陈静生, 张宇, 于涛, 等. 对黄河泥沙有机质的溶解特性和降解特性的研究: 再论黄河水的COD值不能真实反映其污染状况[J]. *环境科学学报*, 2004, 24(1): 1
- [28] LIU Y, ZHANG G H, LUO X Z, et al. Mycorrhizal fungi and phosphatase involvement in rhizosphere phosphorus transformations improves plant nutrition during subtropical forest succession[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2021, 153: 108099
- [29] 崔圆, 张振明, 王晨, 等. 黄河三角洲湿地表层土壤磷形态分布特征[J]. *北京师范大学学报(自然科学版)*, 2021, 57(1): 59
- [30] 孙晓杰, 舒航, 刘云江, 等. 环境因子对黄河甘宁蒙段表层沉积物中磷吸附-解吸的影响[J/OL]. *水资源保护*, (2020-01-13)[2021-05-19]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/32.1356.TV.20201116.1327.002.html>
- [31] 吕豪朋, 李崇巍, 马振兴, 等. 天津于桥水库上游河流表层沉积物不同形态磷的空间分布[J]. *天津师范大学学报(自然科学版)*, 2018, 38(3): 66
- [32] 金晓丹. 水体和表层沉积物不同形态磷分布及其迁移转化: 以青草沙水库为例[D]. 上海: 上海交通大学, 2014

Suspended sediments in the Yellow River impact phosphorus transportation

CHEN Ming¹⁾ WANG Yuchun³⁾ OUYANG Wei^{1,2)†} WANG Yidi¹⁾

(1) School of Environment, Beijing Normal University, 100875, Beijing, China;

2) Advanced interdisciplinary Institute of Environment and Ecology, Beijing Normal University, 519087, Zhuhai, Guangdong, China;

3) State Key Laboratory of Simulation and Regulation of Water Cycle in River Basin, Department of Water Ecology and Environment, China Institute of Water Resources and Hydropower Research, 100038, Beijing, China)

Abstract Phosphorus (P) is a major pollutant in Chinese rivers. Sediments affects the migration process of P at sediment-water interface, but the mechanism is not entirely clear. In the present work, 18 water samples and 2 sediment core samples were taken in October 2019 along the Yellow River, a river with typically high sediment and phosphorus loads, which has important research significance for the migration process of phosphorus in river. Total phosphorus (TP) and sediment contents in water, and phosphorus contents in different forms in sediment were measured. These data were correlated with hydrological data (sediment transport, sand content, suspended sediment

particle size) from 2000-2019. Sediment-transport in the middle-reaches of the river showed significant downward trend in the past 20 years, but remained stable downstream. Sediment content front downstream showed upward trend. In synergistic analysis, sediment content and TP in the lower reaches showed opposite change patterns. Resuspension of larger diameter sediments due to scouring was found to have significant effect on the migration of phosphorus. IP was found to be the most prominent, with Ca-P being the main form of IP. Fe/Al-P migrated at the sediment-water interface when flow velocity was slow. Besides, sediment load was low and resuspension of sediment was weak. When at a high flow rate, the water body has a high sediment content and the resuspension of the sediment was strong. Downstream sediment and suspended particles become a phosphorus sink.

Keywords main stream of the Yellow River; sediment content in water; water-sand relationship; phosphorus form

【责任编辑:武 佳】