

黄河流域水体中Mn的来源、时空分布及风险评价综述

宿婧婧^{1*}, 全瑶¹, 宋寒², 李琦路³, 朱盈蕊⁴, 任明浩¹

¹华北水利水电大学地球科学与工程学院, 河南 郑州

²河南省科学院质量检验与分析测试研究中心, 河南 郑州

³河南师范大学环境学院, 黄淮水环境与污染防治教育部重点实验室, 河南 新乡

⁴郑州市食品药品检验所, 河南 郑州

收稿日期: 2026年1月13日; 录用日期: 2026年2月5日; 发布日期: 2026年2月12日

摘要

黄河流域是中国关键生态和经济区域, 锰(Mn)是水环境中的重要微量元素, 具有双重生态效应, 因此重点分析了近十年黄河流域水中Mn的来源、时空分布特征及风险评价的现状。结果表明: 空间上, 上游地区流经工业区后水体中Mn浓度升高, 而中游表现为小浪底水库浓度显著低于水库上、下河段, 下游分布特征在不同研究中存在差异; 时间上, Mn浓度季节性变化明显, 主要表现为春季和冬季浓度较高, 而夏季和秋季相对较低。研究发现, Mn的主要来源为地质背景和人为活动, 全河段Mn的潜在非致癌风险较低, 对儿童的影响高于对成人的影响。

关键词

黄河流域, Mn, 时空分布特征, 人体健康风险评价, 源解析

A Review for the Source, Spatial and Temporal Distribution and Risk Assessment of Mn in the Yellow River Basin

Jingjing Su^{1*}, Yao Tong¹, Han Song², Qilu Li³, Yingrui Zhu⁴, Minghao Ren¹

¹School of Earth Sciences and Engineering, North China University of Water Resources and Electric Power, Zhengzhou Henan

²Quality Inspection and Analytical Test Research Center, Henan Academy of Sciences, Zhengzhou Henan

*通讯作者。

文章引用: 宿婧婧, 全瑶, 宋寒, 李琦路, 朱盈蕊, 任明浩. 黄河流域水体中 Mn 的来源、时空分布及风险评价综述[J]. 环境保护前沿, 2026, 16(2): 134-145. DOI: 10.12677/aep.2026.162015

³Key Laboratory for Yellow River and Huai River Water Environment and Pollution Control, Ministry of Education, School of Environment, Henan Normal University, Xinxiang Henan

⁴Zhengzhou Institute for Food and Drug Control, Zhengzhou Henan

Received: January 13, 2026; accepted: February 5, 2026; published: February 12, 2026

Abstract

The Yellow River Basin is a key ecological and economic region in China. Mn is an important trace element in the water environment and has dual ecological effects. Therefore, the source, spatial and temporal distribution characteristics and risk assessment of Mn in the Yellow River Basin in the past decade were analyzed. The results showed that the concentration of Mn in the water increased in the upstream area after flowing through the industrial area, while the concentration in the middle reaches was significantly lower than that in the upper and lower reaches of the reservoir, and the distribution characteristics of the downstream were different in different studies. In terms of time, the seasonal variation of Mn concentration is obvious, which is mainly manifested by the higher concentration in spring and winter, while the lower concentration in summer and autumn. The study found that the main sources of Mn are the geological background and human activities. The potential non-carcinogenic risk of Mn in the whole river is low, and the impact on children is higher than that on adults.

Keywords

Yellow River Basin, Mn, Temporal and Spatial Distribution Characteristics, Human Health Risk Assessment, Source Analysis

Copyright © 2026 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

1. 引言

黄河全长 5464 km，是中国第二大长河。其流域横跨中国东中西部，覆盖青海、四川、甘肃等 9 省(自治区)，涵盖青藏高原、黄土高原、华北平原等多个地貌单元[1] [2]。作为中国北方最重要的河流，其水资源总量虽仅占全国的 2%，但却为中国 15%的耕地和近 1.6 亿人提供了水源[3]。黄河流域作为中国重要的农牧业生产与能源化工集聚区域，不仅是中国关键的生态屏障，也是中国北方大陆向海洋输送物质的重要通道，更是连接陆地与海洋的重要纽带[4] [5]。

Mn 是水体中典型的过渡金属元素，是地壳中含量丰富的元素之一，也是水环境中一种重要的微量元素[6] [7]。Mn 具有双重生态效应：在低浓度时，它是植物光合作用和多种酶促反应不可或缺的元素；但当其浓度超过环境阈值时，则可能对水生生物产生毒性，并通过饮用水和食物链富集，对人体神经系统造成损害[8]-[11]。因此，深入研究黄河流域水体中 Mn 的分布规律、来源及其环境行为，对于评估其生态风险、保障水质安全具有至关重要的理论与现实意义。

随着《黄河流域生态保护和高质量发展规划纲要》的实施，黄河流域生态保护和高质量发展上升为国家战略。加强生态环境保护，特别是水污染治理是主要目标任务之一。由于黄河流域独特的自然地理条件导致流域内岩石风化、土壤侵蚀过程强烈，为水体 Mn 元素提供了丰富的自然来源[12]。近年来，随

着黄河流域工业化、城镇化进程加快,流域内密集的工业活动(如冶金、化工、采矿等)、农业种植和城市化进程,又通过人为途径向水体输入大量 Mn 元素,叠加流域独特的黄土侵蚀、水库调度等自然过程,形成了自然与人为因素叠加的复杂污染格局[12]-[14],进而导致水体 Mn 分布呈现复杂时空格局[15]。

当前研究多集中于局部河段和特定时段,全流域系统综述仍较缺乏。本文通过整合近 10 年黄河全流域的监测数据与研究成果,覆盖上游青藏高原段、中游黄土高原段以及下游冲积平原的主要河段,全面剖析黄河流域水体 Mn 的环境行为特征,旨在为流域水环境管理与风险防控提供理论参考,为黄河流域生态保护和高质量发展提供理论支撑。

2. 研究区域

研究范围覆盖黄河全流域(东经 96°~119°,北纬 32°~42°),根据地形、地貌、水文等自然因素和人类活动强度,将其划分为三个区段[16]:上游区段(黄河源头至内蒙古托克托河口):此区段穿行青藏高原、内蒙古高原,峡谷多、河道落差大、水力资源丰富,流至河口附近急转南下,以水源涵养功能为主,工业活动主要位于甘肃白银有色金属基地,年均径流量占全流域的 44%;中游区段(托克托河口至河南桃花峪):为工业密集区域,农业灌溉活动较为频繁,小浪底水库是该河段的关键水利枢纽;下游区段(河南桃花峪至山东入海口):属于华北平原农业区,人口密度较高,河口区域受咸淡水混合作用影响较为显著。

3. 黄河流域水体 Mn 的时空分布特征

3.1. 空间分布特征

黄河流域水体中 Mn 的浓度在不同河段和区域分布如图 1 所示,存在显著差异。

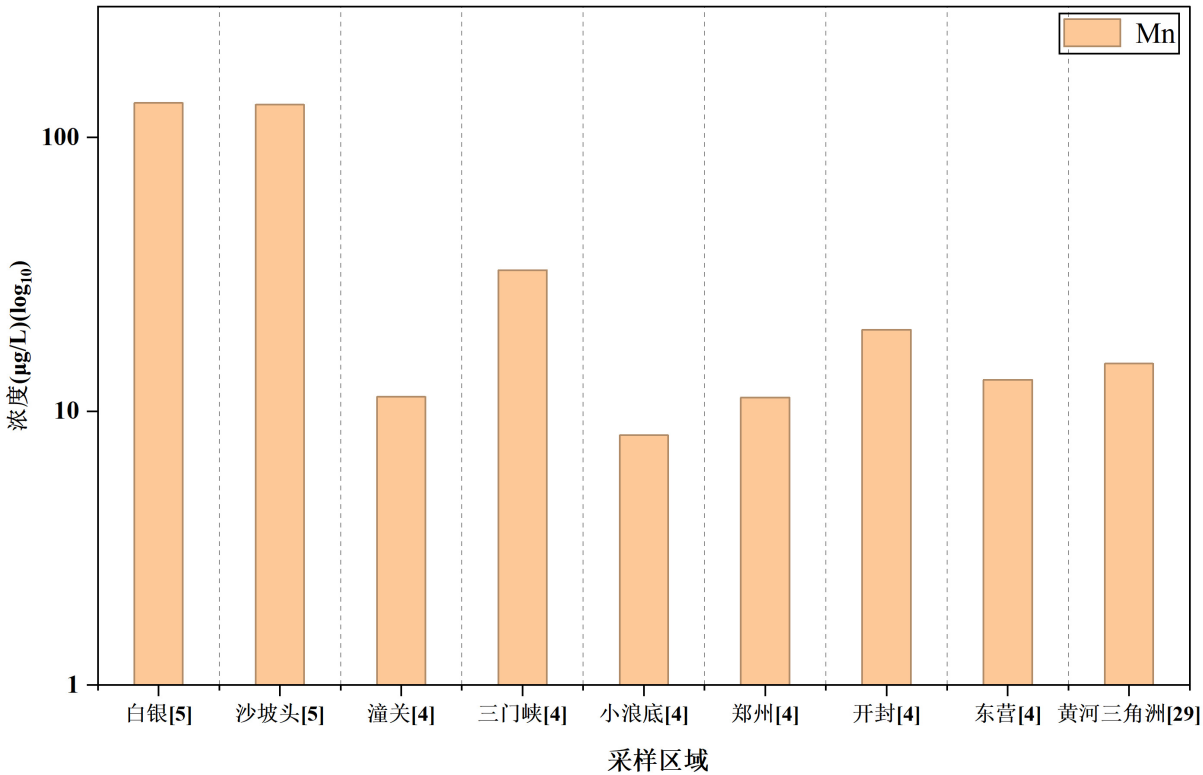


Figure 1. The spatial distribution characteristics of Mn element in each section of the Yellow River
图 1. 黄河各河段 Mn 元素的空间分布特征

分河段来看,上游河段为水源涵养区,源头区域人类活动较少,水质相对较好,但随着黄河流经兰州等工业城市,其水体中可能会出现局部点源污染导致的高值区[17]。如2014年宁夏段黄河干流Mn平均浓度为132 $\mu\text{g/L}$,为集中式生活饮用水地表水源地中的Mn标准限值(100 $\mu\text{g/L}$)的1.32倍,超标采样点占比为75% [5]。此外,2022年甘肃白银-宁夏沙坡头区域水体中Mn的含量从上游(20 $\mu\text{g/L}$)至下游(880 $\mu\text{g/L}$)呈逐渐上升趋势,但总体浓度低于2014年宁夏地区,且高浓度点位大都出现于支流入河交汇处及下游邻近河段,如祖厉河汇入黄河干流之后,含量可达880 $\mu\text{g/L}$ 。这可能与支流河道两岸人类活动有关,从而导致元素在入河交汇处点位及下游邻近河段出现富集现象[5]。

黄河中游河段穿越黄土高原,汾河、渭河、三川河等多条污染程度较高的支流汇入[18][19],且沿岸密集分布着能源、化工及重工业城市,因此中游地区被视作受人为输入影响最为显著的区域[20]。与此同时,黄土高原严重的水土流失导致该河段悬浮物浓度处于极高水平,大量Mn元素以颗粒态形式进行迁移[21][22],进而形成“工业源+自然源”的复合污染。研究表明,在2017~2018年采样期间,该段河水中Mn含量可达0.115~3.50 $\mu\text{g/L}$ [4]。同时,小浪底水库作为黄河中游的关键水利枢纽,其在采样期间的监测数据表明,水库不同区域的Mn浓度呈现出空间差异性,主要表现为库区浓度显著低于水库上、下游河段的分布特征,其中水库底层水体中的Mn浓度相对较高(季节平均值为1.54 $\mu\text{g/L}$),这可能与沉积物释放以及氧化还原条件的改变存在关联[4][23]。

黄河下游河段Mn含量总体处于可控状态,对2017-2018年以及2023年采集的样品进行检测研究发现,下游河段水体中Mn的含量范围在0.15~10.86 $\mu\text{g/L}$ [4][20],但存在局部性波动现象。黄河进入华北平原后,河道渐宽,流速放缓,泥沙大量淤积,最终形成“地上悬河”[24]。Mn主要吸附于悬浮颗粒物并随泥沙沉降,使底泥成为其重要的储存载体[7]。水体中Mn浓度可能因沉降作用与稀释效应有所降低[7][17],但在特定环境条件下,底泥中累积的Mn可能再次释放,对局部水质构成潜在威胁[7][25]。研究发现,小浪底水库底层表观耗氧量大于62.5 $\mu\text{mol/L}$ 时,水体中Mn的含量与表观耗氧量呈正相关,即Mn的含量随表观耗氧量的升高而增加,这表明底层低氧环境中有机质的降解再生与Mn的形态转化可能会导致溶解态Mn的释放[4]。黄河河南段的研究表明,在所有表层沉积物样品中,Mn的生物有效性及迁移性仅次于Cd,位列第二,尽管交换组分中Mn的百分含量低于Cd,但因其总量远高于Cd,所以释放到环境中的Mn量远大于Cd[26]。这可能是由于Mn与Ca离子半径相近,碳酸盐倾向于结合Mn,进而取代Ca离子,使得交换组分中Mn含量较高[27]。Wang等针对黄河流域河南段沉积物和土壤中重金属释放的潜在风险的研究中发现,沉积物中Mn的释放潜力在支流,如伊洛河(27.93%)、蟒河(34.96%)、沁河(36.52%)、文岩渠(29.64%)、金堤河(37.90%)高于黄河干流(27.10%) [26]。

3.2. 影响水体Mn空间分布的因素

水文条件与沉积物作用等自然因素对水体Mn空间分布具有控制作用,如径流量大小、季节性变动以及泥沙含量高低等水文条件,直接影响着Mn元素在水体中的迁移与扩散能力;而沉积物作为Mn元素的重要载体,其物理化学特性、颗粒粒径及组成成分对Mn元素的吸附-解吸行为起着关键的调控作用[17]。此外,沉积环境中氧化还原条件的改变也会对Mn元素的形态与迁移产生深刻影响:在还原条件下,沉积物中的Mn元素可能释放至水体;而在氧化条件下,溶解态的Mn元素易被吸附或形成固态化合物,进而改变其空间分布格局[23][28]。

人类活动,尤其是工业排放和农业活动,对Mn元素的空间分布具有不可忽视的影响。在黄河流域中游地区,由于工业布局较为密集,大量工矿企业产生的废水未经充分处理即被排入河流,这些废水中往往含有较高浓度的Mn,导致局部区域的水体Mn含量明显上升[4]。农业活动也是不可忽略的因素,化肥和农药的使用增加了农田径流中的Mn输入,进一步加剧了水体中Mn的累积。除此之外,沉积物作

为 Mn 的重要储存库，在河流底部长期累积。当水体污染导致缺氧或酸性环境时，沉积物中的 Mn 被重新释放到水体中，形成所谓的内源污染[28]，这种二次污染过程对水生态环境的潜在威胁尤为值得关注。

3.3. 时间分布特征

黄河流域水体中 Mn 的浓度在不同季节间存在一定差异如图 2 所示，这可能是由于不同河段因主导因素不同呈现出相异的季节分布特征。

上游河段 Mn 的浓度季节变化与水文节律高度同步，表现为平水期浓度远高于枯水期，如左航等(2016)研究发现，黄河上游地区(宁夏)水体中重金属浓度在枯水期(4 月)和平水期(10 月)存在显著差异，其中枯水期 Mn 浓度为 1.20 $\mu\text{g/L}$ 显著低于平水期浓度 596.89 $\mu\text{g/L}$ [17]。这可能主要由于丰水期降水驱动土壤侵蚀，导致 Mn 元素入河。

中游河段则主要表现为春季和冬季浓度较高，而夏季和秋季相对较低。刘家琦等(2022)研究表明，黄河中下游地区，如大型水库 - 小浪底中 Mn 的浓度在冬季(12 月)显著高于同年(2017 年)其他季节(如春季、夏季和秋季) [4]。具体而言，冬季 Mn 的平均浓度($1.72 \pm 1.03 \mu\text{g/L}$)显著高于秋季($0.858 \pm 0.847 \mu\text{g/L}$)和夏季($0.946 \pm 0.902 \mu\text{g/L}$) [4]。这一现象可能与冬季水体中氧化还原条件的变化、沉积物释放及点源污染累积有关。

下游河段 Mn 的分布特征在不同文献中结果并不一致，在刘家琦等(2022)研究中表明，黄河下游河段(花园口、高村、垦利浮桥)水体中 Mn 的季节性分布与中游一致，即春冬季浓度较高，夏秋季相对较低[4]，但这与 Li 等(2024)的研究结果不一致，该研究表明黄河下游三角洲段(中国山东省东瀛市至入海口)中 Mn 在 9 月丰水期的平均浓度(29.64 $\mu\text{g/L}$)高于 5 月平水期的平均浓度(0.23 $\mu\text{g/L}$) [20]，产生这种差异可能是由于河口区域则因夏季强降雨事件从而加剧地表径流，将流域内土壤、农田(化肥农药残留)以及工业堆场的含 Mn 物质冲刷入河，可能在短期内造成浓度峰值[29]。

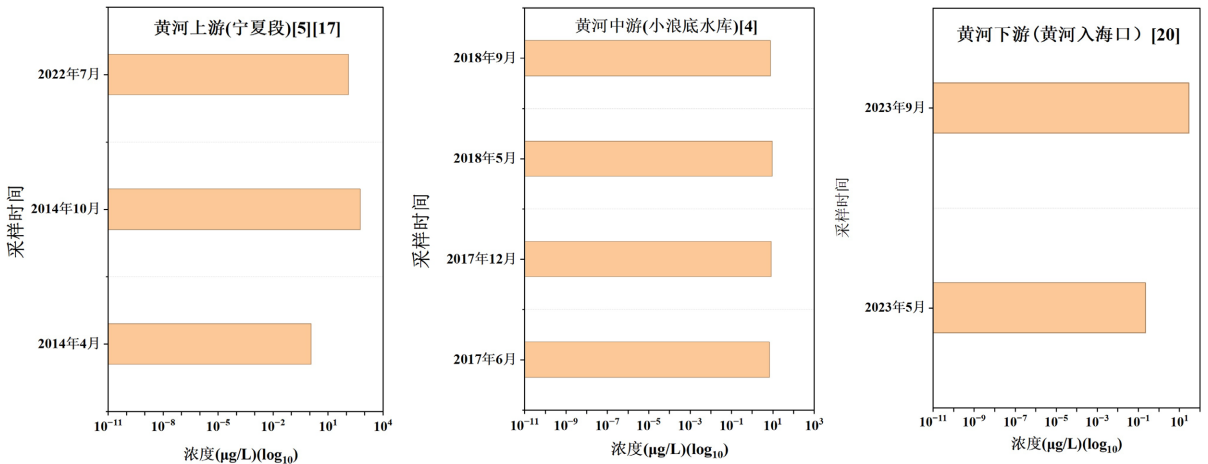


Figure 2. The temporal distribution characteristics of Mn in typical areas of the Yellow River

图 2. 黄河各河段典型地区 Mn 的时间分布特征

3.4. 影响水体 Mn 季节性变化的因素

水体 Mn 元素季节性变化主要受水文与气候条件、河流氧化还原环境与沉积物作用等自然因素控制 [13][14]。黄河的悬浮物浓度在洪水期急剧升高，可超过 500 kg/m^3 ，甚至在某些支流达到 1000 kg/m^3 [30]。这种高浓度的悬浮颗粒物为 Mn 的吸附提供了大量的表面积，可能导致水体中溶解态 Mn 的减少和颗粒

态 Mn 的增加。黄河沉积物主要由粉砂和粉粒组成[31]。洪水期(丰水期),沉积物的粒径范围约为 0.03 mm,以悬浮物为主[32],而干旱期(枯水期),沉积物粒径相对较粗[33]。粒径的变化会影响沉积物的比表面积,从而影响对 Mn 的吸附能力。细颗粒物通常具有更大的比表面积,因此在洪水期,尽管悬浮物浓度高,但对 Mn 的吸附能力可能更强。

黄河上游丰水期季降雨量增大,河流流量达到峰值。一方面,强降雨和地表径流会携带大量来自流域土壤、风化岩石的含 Mn 颗粒物进入河流,导致悬浮态 Mn 浓度升高[20]。此外,夏季水温升高,微生物活动增强,可能改变水体底部的氧化还原条件,促进沉积物中 Mn 的释放,从而在局部区域(如水流平缓的河湾、库区)可能会推高底层水的 Mn 浓度[34]。进入枯水期,气温下降,降水减少,河流主要依靠地下水补给,径流量减小,外部输入的 Mn 源减少[17]。

黄河中下游地区在夏、秋季期间,降雨集中,河流径流量大,对来自点源的污染物稀释作用强,可能导致水体中 Mn (主要是溶解态 Mn)浓度降低。然而,强降雨会引发严重的地表径流和水土流失,将流域土壤、农田和城市地表的 Mn 冲刷入河,导致总 Mn (溶解态 Mn + 颗粒态 Mn),特别是颗粒态 Mn 的通量和浓度急剧增加[29][35][36]。因此,夏、秋季 Mn 浓度的变化是稀释效应和冲刷效应共同作用的结果[17]。而春、冬季期间降水少,河流水量降至最低,水体自净和稀释能力减弱,导致来自工业和市政点源的 Mn 污染物相对浓度升高。在北方寒冷的冬季,部分河段可能结冰,水体复氧能力下降,水-沉积物界面易形成缺氧的还原性环境,这种环境有利于沉积物中高价态的固相 Mn (如 MnO_2)还原为低价态的可溶性二价 Mn 离子(Mn^{2+})并向上覆水体释放,导致水体中溶解态 Mn 浓度显著升高[37]。

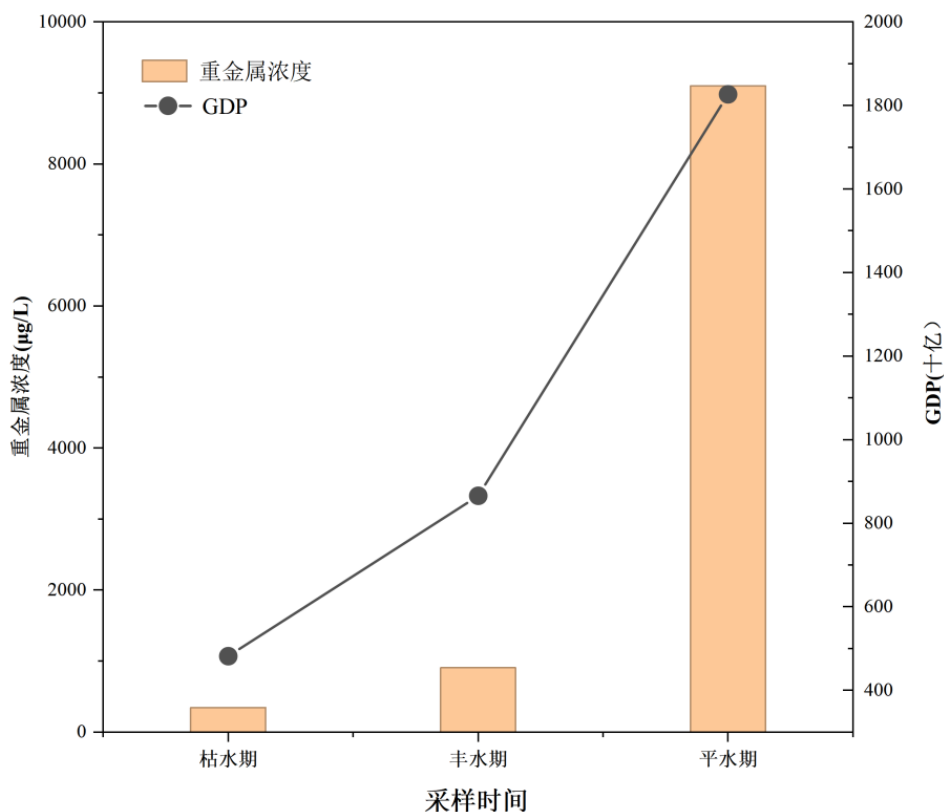


Figure 3. The relationship between the total concentration of heavy metals in the upper reaches of the Yellow River (Gansu, Ningxia and Inner Mongolia) and the GDP of the sampling area

图 3. 黄河上游(甘肃、宁夏及内蒙古地区)重金属总浓度与采样地区 GDP 关系

人为因素主要与人类活动有关，工业排放、农业径流在不同季节对 Mn 浓度的影响也存在差异[16] [38] [39]。例如，在干旱季节(通常为 1 月至 4 月)，受低温气候与传统节庆因素的影响，工业生产规模缩减[17]。在黄河上游的汛期及平水期(5 月至 10 月)，因夏季人类活动(农业活动与矿业活动)强度较大，重金属浓度会随生产总值(GDP)的增长而上升[17] (如图 3 所示，数据来自左航等的研究[17])。长远来看，黄河流域水体 Mn 的浓度受到气候变化(如降雨格局的改变)和人类活动(如产业结构调整、污染治理投入、环保政策实施)的双重影响。

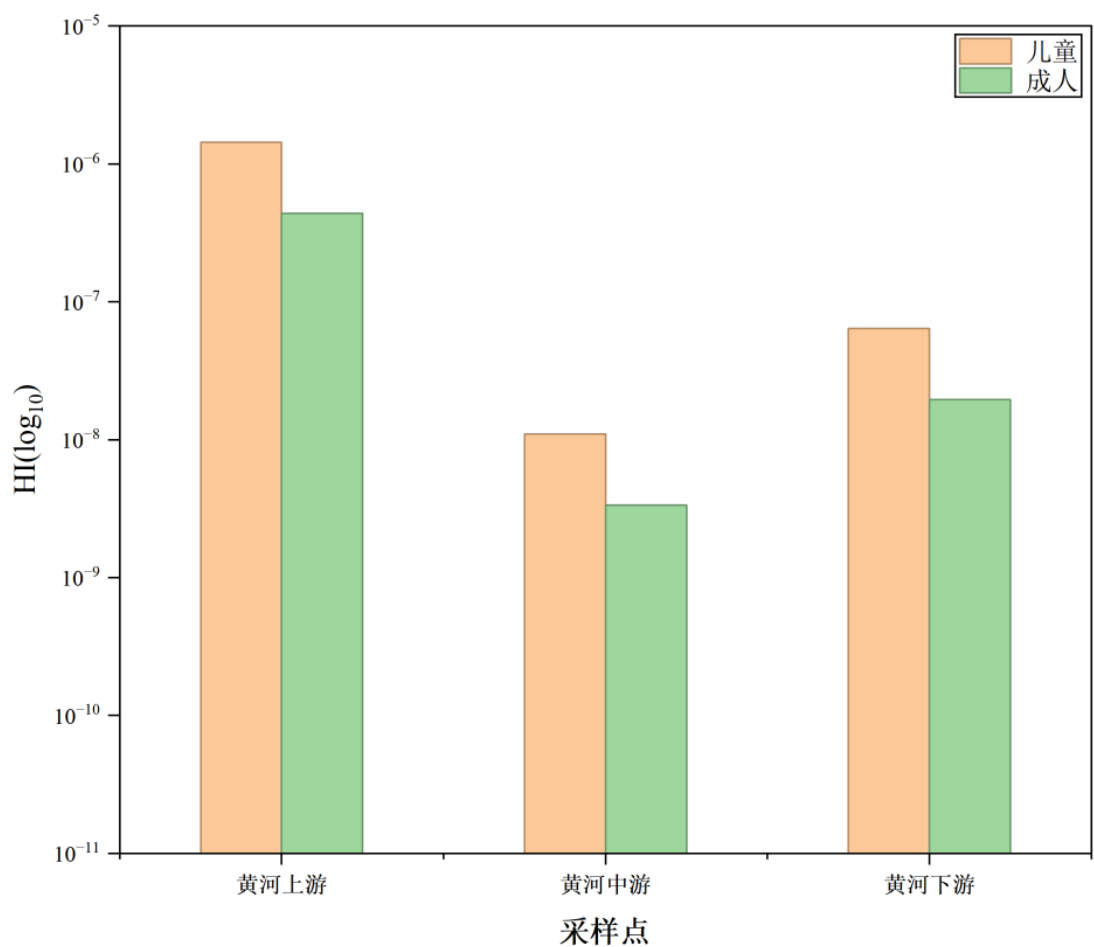


Figure 4. Non-carcinogenic risk (HI) of Mn in the Yellow River
图 4. 黄河各河段中 Mn 的非致癌风险(HI)

4. 健康风险评价

黄河流域居民暴露于水体 Mn 的主要途径包括饮用水摄入和皮肤接触，其中饮用水摄入为主导途径 [40] [41]，遵循美国环境保护署(USEPA)建立的健康风险评价模型和指南，分河段、分人群(儿童/成人)开展定量评估，该框架将 Mn 归类为非致癌物[42] [43]，计算公式如下：

$$ADD_{\text{ingestion}} = \frac{CW \times IR \times EF \times ED}{BW \times AT} \tag{1}$$

$$ADD_{\text{dermal}} = \frac{CW \times SA \times PC \times ET \times EF \times ED \times CF}{BW \times AT} \tag{2}$$

$$HQ_{\text{ingestion}} = \frac{ADD_{\text{ingestion}}}{RfD_{\text{ingestion}}} \times 10^{-6} \quad \text{or} \quad HQ_{\text{dermal}} = \frac{ADD_{\text{dermal}}}{RfD_{\text{dermal}}} \times 10^{-6} \tag{3}$$

$$HI = \sum (HQ_{\text{ingestion}} + HQ_{\text{dermal}}) \tag{4}$$

其中 CW 为水体中污染物的平均浓度($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$); IR 为摄食率($\text{L}\cdot\text{d}^{-1}$); EF 为暴露频率($\text{d}\cdot\text{a}^{-1}$); ED 为暴露时间(a); BW 为体重(kg); AT 为平均时间(d); SA 为皮肤接触表面积(cm^2); PC 为化学物质($\text{cm}\cdot\text{h}^{-1}$)的皮肤渗透常数. ET 为暴露频率($\text{h}\cdot\text{d}^{-1}$); CF 为体积转换因子($1\text{L} = 1000\text{ cm}^3$); RfD 为某一化学污染物暴露途径的参考剂量($\text{mg}\cdot(\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$). 10^{-6} 为 RfD 对应的假定可接受风险水平. Mn 为非致癌物质, 采用非致癌风险指数(Hazard Index, HI)表征风险水平, $HI < 1$ 为无显著风险, $HI \geq 1$ 为存在潜在风险. 本文根据收集到的监测数据, 对黄河上、中、下游各河段的人体健康风险进行了计算, 结果如表 1 及图 4 所示.

通过对这些数据的分析可以得出, 在全河段范围内, 儿童所面临的潜在风险明显高于成人, 黄河上游河段的潜在风险高于中游和下游河段, 呈现出明显的空间分布差异, 尽管各河段均存在一定的风险水平, 但所有河段的 HI 值均小于 1 (如图 4 所示), 这表明在当前监测条件下, 黄河各河段的水体对人体健康尚未构成实际的危害.

Table 1. Human health risk assessment of the Yellow River
表 1. 黄河各河段人体健康风险评价

			黄河上游	黄河中游	黄河下游
成人	$HQ_{\text{ingestion}}$	Max	2.92E-07	1.23E-09	1.45E-08
		Min	5.87E-10	2.70E-10	1.13E-10
		Mean	1.19E-07	6.84E-10	2.66E-09
	HQ_{dermal}	Max	6.57E-08	2.77E-10	3.26E-09
		Min	1.32E-10	6.07E-11	2.53E-11
		Mean	2.68E-08	1.54E-10	5.98E-10
儿童	$HQ_{\text{ingestion}}$	Max	1.02E-06	4.29E-09	5.05E-08
		Min	2.05E-09	9.40E-10	3.92E-10
		Mean	4.15E-07	2.38E-09	9.26E-09
	HQ_{dermal}	Max	1.52E-07	6.42E-10	7.56E-09
		Min	3.06E-10	1.41E-10	5.86E-11
		Mean	6.20E-08	3.56E-10	1.38E-09

5. 来源解析

5.1. 自然来源

自然来源主要涵盖岩石风化、土壤侵蚀以及大气沉降等过程. 黄河流域, 尤其是其中游区域, 流经广袤的黄土高原, 该区域的黄土母质蕴含丰富的 Mn 元素. 在风化作用下, Mn 元素得以释放, 伴随降雨及地表径流引发的土壤侵蚀现象, 大量 Mn 元素随泥沙进入河流系统[24] [44]. Mn 的来源主要通过统计分析方法进行分析明确, 其中主成分分析(PCA)、聚类分析(CA)等多元统计方法被广泛用于初步识别污染源. 这些方法通过分析多种重金属元素之间的相关性, 将具有相似来源的元素归为一类[45]. 有针对黄河流域沉积物或水体的研究利用 PCA 发现, Mn 常与 Fe 、 Cr 、 Zn 、 Al 等元素一同出现在一个主成分中, 该

主成分通常被解释为与地壳活动或成土过程相关的自然源[24] [46]。Yao 等通过检测离河口约 100 km 的利津站悬浮颗粒物中 Mn 的含量, 并使用富集因子(若富集因子大于 1, 则说明元素浓度高于背景, 重金属可能来自人为来源)来评估人为引入的 Mn, 结果表明, 该采样区域悬浮物中 Mn 的富集因子平均值为 1.56, 这表明利津站 Mn 元素主要受自然来源控制, 人为因素的影响相对较小[47]。来自沙漠和干旱地区的沙尘暴能够将大量含 Mn 粉尘输送至黄河流域, 并通过干湿沉降的方式进入水体[48], 这是 Mn 元素重要的天然背景输入途径。

5.2. 人为来源

随着流域内社会经济的发展, 人为来源对 Mn 负荷的贡献日益凸显, 主要包括工业排放、农业活动以及市政污水的排放[20]。其中, 工业排放(如钢铁、冶金、采矿、电池制造和化工等行业)是 Mn 的重要工业来源。这些工业过程的废水、废渣和废气排放, 可直接或间接地将高浓度的 Mn 输入河流[47] [49] [50]。甘肃白银-宁夏沙坡头段研究数据表明, 主成分分析中 Mn 与 As、Cu 的载荷系数高达 0.878; 该区域的 As、Cu 主要来自采矿、冶炼等工业活动。因此, 该段河水中 Mn 主要来自工业排放[5]。白银作为中国重要的有色金属生产基地, 且河流两岸人口分布相对集中[51], 工矿企业废水、废渣和生活污水中的 Mn 通过直接排放(西大沟、东大沟)以及采矿冶炼过程中产生的灰尘经大气沉降等途径进入河流, 致使入河口 Mn 浓度超出标准 3 倍以上[52]。陕西省渭南市相关研究显示, 工业活动排放的废液与废气对黄河最大支流渭河中 Mn 的分布存在间接影响[18] [53]。此外, 一些农药和化肥中含有 Mn。Zhang 等通过使用水的稳定同位素(氧和氢)比值分析发现, 农业面源径流会携带这些物质以及土壤中的 Mn 进入附近水体[50]。城市生活污水和未处理的工业废水也是 Mn 进入水环境的途径之一[25]。Wang 等通过相关系数及主成分分析发现, 甘肃省和青海省之间形成高价值区的原因, 可能与流经此地的湟水河水质欠佳, 以及西宁市和海东市各类污水排放有关[18]。

6. 结论

(1) 黄河流域水体中 Mn 元素的时空分布是自然地质过程与人类活动共同作用的复杂结果。空间分布主要表现为上游地区的浓度较高, 中游的表现小浪底水库浓度显著低于水库上、下河段, 下游分布特征在不同研究结果中存在差异; 时间上, Mn 浓度呈现出季节性波动, 主要表现为春季和冬季浓度较高, 而夏季和秋季相对较低。

(2) 采取 USEPA 建立的健康风险评价模型和指南, 对收集到的数据进行计算, 结果发现, 儿童潜在非致癌风险高于成人, 上游潜在风险高于中下游河段, 但 HI 值均小于 1, 这表明在当前监测条件下, 黄河各河段的水体对人体健康尚未构成实际的危害。

(3) 黄河流域水体 Mn 的来源具有多元性, 自然地质过程(岩石风化、土壤侵蚀以及大气沉降等)是基础, 人为活动(工农业活动及市政污水的排放)在局部河段起主导作用, 其中工业排放, 如钢铁、冶金、采矿、电池制造和化工等行业是 Mn 的重要工业来源。

面对黄河流域生态保护和高质量发展的国家战略需求, 未来需要通过更系统、更深入、更具前瞻性的研究, 全面揭示 Mn 在黄河流域的生物地球化学循环规律, 从而为制定科学有效的水环境管理和污染控制对策提供坚实的科技支撑。

基金项目

河南省青年骨干教师培养计划(2024GGJS063); 华北水利水电大学青年教师培养计划(202413704); 河南省高等学校重点科研项目(24B610004)。

参考文献

- [1] Miao, C.Y., Ni, J.R. and Borthwick, A.G.L. (2010) Recent Changes of Water Discharge and Sediment Load in the Yellow River Basin, China. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, **34**, 541-561. <https://doi.org/10.1177/0309133310369434>
- [2] Chen, Y., Fu, B., Zhao, Y., Wang, K., Zhao, M.M., Ma, J., *et al.* (2020) Sustainable Development in the Yellow River Basin: Issues and Strategies. *Journal of Cleaner Production*, **263**, Article 121223. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121223>
- [3] Dou, X., Liu, Q., Fan, Q., *et al.* (2025) Comprehensive Analysis of Common Heavy Metals in the Yellow River over 20 Years: Spatiotemporal Distribution, Migration Characteristics, Traceability, and Potential Risk Evaluation. *Environmental Research*, **281**, Article 121931.
- [4] 刘家琦, 饶恩铭, 任景玲, 等. 黄河中下游及小浪底水库溶解态锰的分布、季节变化及影响因素[J]. 中国海洋大学学报(自然科学版), 2022, 52(11): 86-96.
- [5] 雷红平, 赵琳兴, 夏发长, 等. 黄河干流甘肃白银-宁夏沙坡头段水体污染现状评价及源解析[J]. 生态与农村环境学报, 2024, 40(5): 710-717.
- [6] 程一涵, 邓娅敏, 薛江凯, 等. 地下水环境中 Mn(III)-腐殖质胶体的形成机制[J]. 地球科学, 2024, 49(2): 793-802.
- [7] Su, M., Li, W., Fang, J., Cao, T., Ai, Y., Lü, C., *et al.* (2025) Effects of Oxygenation Resuspension on DOM Composition and Its Role in Reducing Dissolved Manganese in Drinking Water Reservoirs. *Environmental Science & Technology*, **59**, 10498-10509. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5c00235>
- [8] Zhao, J.H. (2022) Study on the Effects of Heavy Metal Combined Pollution on Microalgae Community and Its Carbon Sequestration Function in Henan Section of the Yellow River. Hennan Normal University.
- [9] Bouchard, M.F., Sauvé, S., Barbeau, B., Legrand, M., Brodeur, M., Bouffard, T., *et al.* (2011) Intellectual Impairment in School-Age Children Exposed to Manganese from Drinking Water. *Environmental Health Perspectives*, **119**, 138-143. <https://doi.org/10.1289/ehp.1002321>
- [10] Wasserman, G.A., Liu, X., Parvez, F., Ahsan, H., Levy, D., Factor-Litvak, P., *et al.* (2006) Water Manganese Exposure and Children's Intellectual Function in Araihaazar, Bangladesh. *Environmental Health Perspectives*, **114**, 124-129. <https://doi.org/10.1289/ehp.8030>
- [11] Obeng, S.K., Kulhánek, M., Balík, J., Černý, J. and Sedlář, O. (2024) Manganese: From Soil to Human Health—A Comprehensive Overview of Its Biological and Environmental Significance. *Nutrients*, **16**, Article 3455. <https://doi.org/10.3390/nu16203455>
- [12] Zhang, Y., Zhang, X., Bi, Z., Yu, Y., Shi, P., Ren, L., *et al.* (2020) The Impact of Land Use Changes and Erosion Process on Heavy Metal Distribution in the Hilly Area of the Loess Plateau, China. *Science of the Total Environment*, **718**, Article 137305. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137305>
- [13] 张世坤, 黄锦辉, 杨艳春, 等. 黄河流域污染源调查分析[J]. 人民黄河, 2011, 33(12): 45-47.
- [14] Li, P.Y., Wang, D., Li, W.Q. and Liu, L. (2022) Sustainable Water Resources Development and Management in Large River Basins: An Introduction. *Environmental Earth Sciences*, **81**, Article No. 179. <https://doi.org/10.1007/s12665-022-10298-9>
- [15] Zhang, Z., Lu, Y., Li, H., Tu, Y., Liu, B. and Yang, Z. (2018) Assessment of Heavy Metal Contamination, Distribution and Source Identification in the Sediments from the Zijiang River, China. *Science of the Total Environment*, **645**, 235-243. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.026>
- [16] Xie, F., Yu, M., Yuan, Q., Meng, Y., Qie, Y., Shang, Z., *et al.* (2022) Spatial Distribution, Pollution Assessment, and Source Identification of Heavy Metals in the Yellow River. *Journal of Hazardous Materials*, **436**, Article 129309. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129309>
- [17] 左航, 马小玲, 陈艺贞, 等. 黄河上游水体中重金属分布特征及重金属污染指数研究(英文) [J]. 光谱学与光谱分析, 2016, 36(9): 3047-3052.
- [18] Wang, J., Tao, L., Ren, H., Xue, X., Yang, Z., Jiang, Y., *et al.* (2025) Assessment of Heavy Metal Contamination, Distribution, and Source Identification in Surface Sediments from the Mid-Upper Reaches of the Yellow River. *Toxics*, **13**, Article 150. <https://doi.org/10.3390/toxics13030150>
- [19] Chen, R., Han, L., Liu, Z., Zhao, Y., Li, R., Xia, L., *et al.* (2022) Assessment of Soil-Heavy Metal Pollution and the Health Risks in a Mining Area from Southern Shaanxi Province, China. *Toxics*, **10**, Article 385. <https://doi.org/10.3390/toxics10070385>
- [20] Li, J., Wang, W., Li, X., Liu, S., Xu, X., A., Y., *et al.* (2024) Heavy Metals in the Continuous River-Estuary-Sea System of the Yellow River Delta, China: Spatial Patterns, Potential Sources, and Influencing Factors. *Marine Pollution Bulletin*, **209**, Article 117247. <https://doi.org/10.1016/j.marpollbul.2024.117247>

- [21] Vijay, M.L., Aliya, N. and Brijesh, M.K. (2020) Distribution of Heavy Metals in the Water, Sediments, and Fishes from Damodar River Basin at Steel City, India: A Probabilistic Risk Assessment. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, **26**, 406-429. <https://doi.org/10.1080/10807039.2018.1511968>
- [22] Anbazhagan, V., Rajendran, R., Arumugam, G. and Ganeshan, A. (2021) Identification of Heavy Metal Pollution Source Due to Idol Immersion Activity across the Cauvery River Basin, Tamil Nadu, South India. *Current Science*, **120**, 200-208. <https://doi.org/10.18520/cs/v120/i1/200-208>
- [23] 陈蕾. 水库沉积物-水界面锰迁移与转化行为研究——以青岛王圈水库为例[D]: [博士学位论文]. 青岛: 中国海洋大学, 2015.
- [24] Jun, R., Shang, Z., Tao, L. and Wang, X. (2015) Multivariate Analysis and Heavy Metals Pollution Evaluation in Yellow River Surface Sediments. *Polish Journal of Environmental Studies*, **24**, 1041-1048. <https://doi.org/10.15244/pjoes/36179>
- [25] He, W.Y., Li, J., Chen, M., Sun, H., Zhang, L., Lu, Y., et al. (2023) A Mathematical Model to Simulate the Release of Fe and Mn from Sediments in a Drinking Water Reservoir. *Environmental Research*, **238**, Article 117232. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117232>
- [26] Wang, P., Yu, F., Lv, H., Wu, L. and Zhou, H. (2025) Potential Risk of Heavy Metals Release in Sediments and Soils of the Yellow River Basin (Henan Section): A Perspective on Bioavailability and Bioaccessibility. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **291**, Article 117799. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2025.117799>
- [27] Yavar, S.A., Behnam, K., Farid, M., et al. (2023) Risk Assessment, Geochemical Speciation, and Source Apportionment of Heavy Metals in Sediments of an Urban River Draining into a Coastal Wetland. *Marine Pollution Bulletin*, **186**, Article 114389.
- [28] 田莉萍, 孙志高, 王传远, 等. 调水调沙工程黄河口近岸沉积物重金属和砷含量的空间分布及其生态风险评估[J]. 生态学报, 2018, 38(15): 5529-5540.
- [29] Suchi, P.D., Shaikh, M.A.A., Saha, B., Moniruzzaman, M., Hossain, M.K., Parvin, A., et al. (2024) Comprehensive Index Analysis Approach for Ecological and Human Health Risk Assessment of a Tributary River in Bangladesh. *Heliyon*, **10**, e32542. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e32542>
- [30] Wang, F., Zhao, G., Mu, X., Gao, P. and Sun, W. (2014) Regime Shift Identification of Runoff and Sediment Loads in the Yellow River Basin, China. *Water*, **6**, 3012-3032. <https://doi.org/10.3390/w6103012>
- [31] Jin, B., Wang, M., Yue, W., Zhang, L. and Wang, Y. (2019) Heavy Mineral Variability in the Yellow River Sediments as Determined by the Multiple-Window Strategy. *Minerals*, **9**, Article 85. <https://doi.org/10.3390/min9020085>
- [32] Zhang, X., Ishidaira, H., Takeuchi, K. and Oishi, S. (2004) Simulation the Effects of High Sediment-Laden Inundation Flow on the Variations of Floodplain in the Lower Yellow River Basin. *Proceedings of Hydraulic Engineering*, **48**, 595-600. <https://doi.org/10.2208/prohe.48.595>
- [33] Sui, J., Jackson, P. and Fang, D. (2005) Investigations of the Sediment Budget of a Reach of the Yellow River in the Loess Plateau. *Proceedings of Symposium S1*, Foz do Iguaçu, April 2005, 172-181.
- [34] Paufler, S., Grischek, T., Benso, M.R., Seidel, N. and Fischer, T. (2018) The Impact of River Discharge and Water Temperature on Manganese Release from the Riverbed during Riverbank Filtration: A Case Study from Dresden, Germany. *Water*, **10**, Article 1476. <https://doi.org/10.3390/w10101476>
- [35] da Silva, E.P., Simões, T.R., Filho, N.R.A., et al. (2024) Effect of Rainfall Characteristics on the Transport of Trace Metals in Suspended Particles during Rainfall Events. *Journal of Hydrology*, **634**, Article 131062.
- [36] Tong, B., Cao, X., Niu, J., Xia, X., Zhu, G., Wan, Y., et al. (2025) Coupled Hydrobiogeochemical Cycles Simultaneously Increase Groundwater Fe, Mn, and N Due to Flood Irrigation. *Journal of Hydrology*, **660**, Article 133537. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2025.133537>
- [37] Martynova, M.V. (2012) Manganese Forms and Their Content and Transformations in Freshwater Sediments (Analytical Review). *Russian Journal of General Chemistry*, **82**, 2194-2206. <https://doi.org/10.1134/s107036321213004x>
- [38] Dong, J.W., Xia, X.H., Zhang, Z.N., et al. (2018) Variations in Concentrations and Bioavailability of Heavy Metals in Rivers Caused by Water Conservancy Projects: Insights from Water Regulation of the Xiaolangdi Reservoir in the Yellow River. *Journal of Environmental Sciences*, **74**, 79-87. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2018.02.009>
- [39] Zhao, Q.H., Ding, S.Y., Hong, Z.D., et al. (2021) Impacts of Water-Sediment Regulation on Spatial-Temporal Variations of Heavy Metals in Riparian Sediments along the Middle and Lower Reaches of the Yellow River. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **227**, Article 112943. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112943>
- [40] Wu, B., Zhao, D.Y., Jia, H.Y., Zhang, Y., Zhang, X.X. and Cheng, S.P. (2009) Preliminary Risk Assessment of Trace Metal Pollution in Surface Water from Yangtze River in Nanjing Section, China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **82**, 405-409. <https://doi.org/10.1007/s00128-008-9497-3>
- [41] Wang, L., Deng, X.J., Wang, X.L., et al. (2024) Spatio-Temporal Variation and Probability Health Risk of Heavy Metals in Surface Water of Xiaolangdi Reservoir in the Yellow River. *Environment Pollution*, **45**, 2054-2066.

-
- [42] States Environmental Protection Agency (EPA) (2000) Available Information on Assessment Exposure from Pesticides in Food—Auser's Guide. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pesticide Programs.
- [43] EPA (2006) Risk-Based Concentration Table. <http://www.epa.gov/reg3hwmd/risk/human/rbc/rbc1006.pdf>
- [44] Islam, M.S., Nakagawa, K., Abdullah-Al-Mamun, M., Khan, A.S., Goni, M.A. and Berndtsson, R. (2022) Spatial Distribution and Source Identification of Water Quality Parameters of an Industrial Seaport Riverbank Area in Bangladesh. *Water*, **14**, Article 1356. <https://doi.org/10.3390/w14091356>
- [45] Wang, J.W., Liu, R.M., Wang, H.T., *et al.* (2015) Identification and Apportionment of Hazardous Elements in the Sediments in the Yangtze River Estuary. *Environmental Science and Pollution Research*, **22**, 20215-20225. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5642-9>
- [46] Hao, J., Ren, J., Tao, L., Fang, H., Gao, S. and Chen, Y. (2021) Pollution Evaluation and Sources Identification of Heavy Metals in Surface Sediments from Upstream of Yellow River. *Polish Journal of Environmental Studies*, **30**, 1161-1169. <https://doi.org/10.15244/pjoes/125485>
- [47] Yao, Q., Wang, X., Jian, H., Chen, H. and Yu, Z. (2015) Characterization of the Particle Size Fraction Associated with Heavy Metals in Suspended Sediments of the Yellow River. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, **12**, 6725-6744. <https://doi.org/10.3390/ijerph120606725>
- [48] Desboeufs, K., Fu, F., Bressac, M., Tovar-Sánchez, A., Triquet, S., Doussin, J., *et al.* (2022) Wet Deposition in the Remote Western and Central Mediterranean as a Source of Trace Metals to Surface Seawater. *Atmospheric Chemistry and Physics*, **22**, 2309-2332. <https://doi.org/10.5194/acp-22-2309-2022>
- [49] Herndon, E.M. (2012) Biogeochemistry of Manganese Contamination in a Temperate Forested Watershed. <https://etda.libraries.psu.edu/catalog/16048>
- [50] Zhang, Y., Li, F., Li, J., Liu, Q., Tu, C., Suzuki, Y., *et al.* (2015) Spatial Distribution, Potential Sources, and Risk Assessment of Trace Metals of Groundwater in the North China Plain. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, **21**, 726-743. <https://doi.org/10.1080/10807039.2014.921533>
- [51] 黄玉春. 白银厂及其小外围块状硫化物矿床产出特征[J]. 西北地质, 1991, 24(3): 33-35.
- [52] 张钊熔, 段星星, 夏明哲. 白银东大沟水体和底泥中重金属污染评价[J]. 物探与化探, 2019, 43(3): 649-657.
- [53] 耿雅妮, 王国兰, 金梓函, 等. 渭河宝鸡段及其支流和水渠水体中八种重金属元素含量的空间分布特征[J]. 湿地科学, 2021, 19(4): 414-422.