

DOI:10.16030/j.cnki.issn.1000-3665.2015.02.04

河套平原沉积物中铀的赋存形态及其与地下水铀浓度的关系

赵威光^{1,2}, 郭华明^{1,2}, 张 莉², 李晓露², 孙 健², 易升泽²

(1. 中国地质大学(北京)地下水循环与环境演化教育部重点实验室, 北京 100083;

2. 中国地质大学(北京)水资源与环境学院, 北京 100083)

摘要: 采用 Tessier 的五步提取法, 对位于河套平原杭锦后旗沙海乡四个钻孔沉积物进行铀的五个赋存形态(包括可交换态、碳酸盐吸附态、铁锰氧化物吸附态、有机物或硫化物吸附态和基质态)分布特征研究。结果发现, 铁锰氧化物结合态铀含量为 0.140 ~ 0.328 mg/kg, 占总铀量的 34.7%; 基质态中铀的含量为 0.256 ~ 0.405 mg/kg, 占 44.0%。对于铁锰氧化物结合态, 铀含量与铁、锰含量呈正相关性, 其中铀与铁线性相关系数 0.311 ~ 0.482, 铀与锰线性相关系数 0.506 ~ 0.642。表明, 沉积物中锰氧化物对铀含量的影响大于铁氧化物对铀含量的影响。进一步研究发现, 沉积物岩性对铀含量的影响较大, 总铀在细砂中平均含量为 0.088 mg/kg, 在粘土中平均量为 0.260 mg/kg。不同深度地下水中铀浓度和沉积物铀含量的研究表明, 随深度增加, 地下水中铀浓度与含水层沉积物中铀含量均呈降低的趋势。地下水中铀浓度受含水层中可交换态铀含量的直接影响。

关键词: 含水层; 地下水; 铀赋存形态; 逐级提取; 铀迁移富集

中图分类号: P 641.3

文献标识码: A

文章编号: 1000-3665(2015)02-0024-03

Uranium forms in sediments and their relation with groundwater uranium: A case study in the Hetao basin

ZHAO Weiguang^{1,2}, GUO Huaming^{1,2}, ZHANG Li², LI Xiaolu², SUN Jian², YI Shengze²

(1. MOE Key Laboratory of Groundwater Circulation and Evolution, China University of Geosciences, Beijing 100083, China;

2. School of Water Resources and Environment, China University of Geosciences, Beijing 100083, China)

Abstract: The Tessier five-step extraction method was used to investigate U forms in sediments obtained from different depths at four locations of the Hetao basin. Those forms include exchangeable U, carbonate-bound U, Fe-Mn oxides-bound U, organic matter or sulfide-bound U, and matrix U. It is found that content of Fe-Mn oxide-bound U ranges between 0.140 and 0.328 mg/kg, and matrix U content between 0.256 and 0.405 mg/kg. Their proportion reached 34.7%, 44.0% in the five chemical forms, respectively. In the Fe-Mn oxide-bound form, Fe and Mn contents was positively correlated with U with correlation coefficients between 0.311 and 0.482, and between 0.506 and 0.642, respectively. The results show that control of Mn oxides on U content is more apparent than that of Fe oxide in sediments. Sediment lithology has a significant impact on U content. Average of total U was 0.088 and 0.260 mg/kg, in the fine sand and clay, respectively. Both the groundwater U

收稿日期: 2014-04-20; 修订日期: 2014-08-10

基金项目: 国家自然科学基金项目(41222020, 41172224); 中国地质调查局项目(1212010813104)

第一作者: 赵威光(1991-), 男, 研究生, 从事地下水科学与工程学习和研究。

通讯作者: 郭华明(1975-), 男, 教授, 博士生导师, 主要从事水文地球化学、地下水污染控制等方面的教学与科研工作。E-mail: hmguo@cugb.edu.cn

concentrations and the sediment U contents decreased with the increasing sampling depth. Uranium concentrations in the groundwaters shows a close relationship with exchangeable U content in aquifer sediments.

Keywords: Groundwater; aquifers; Uranium; Chemical forms; sequential extraction

铀在地下水中属于放射性污染物。铀对人体健康的危害主要表现为重金属化学毒性和放射性辐射两种形式。饮用水中微量重金属元素铀不会通过辐射对人体产生危害,但长期饮用含铀浓度高的水会导致慢性中毒,动物试验也证明微量的铀会导致动物肾脏器官受损^[1]。

通常,饮用水中会含有一定浓度的铀,但饮用水中铀的含量达到多少时会使人中毒,学术界对此还存在争议。目前,国际上也还没有统一的饮用水铀浓度标准,世界卫生组织仅提供了一个建议指标,为 15 $\mu\text{g/L}$ 。德国联邦卫生部明确饮用水中的铀含量不得超过 10 $\mu\text{g/L}$ ^[2]。沉积物是地下水中铀的主要来源,加强沉积物及地下水中铀含量的研究已成为科学界不可或缺的任务之一^[3~9]。

目前,Tessier 五步提取法已经广泛应用于土壤元素赋存形态及生物有效性研究中^[10~20],是公认的鉴定土壤与沉积物中重金属形态的经典方法^[6],适用于沉积物的五种赋存形态(可交换态-F1、碳酸盐吸附态-F2、铁锰氧化物结合态-F3、有机物及硫化物结合态-F4、基质态-F5)提取。许多学者在研究沉积物中金属元素的存在形式时,也使用了 Tessier 流程^[8]。这种方法应用于砷等微量元素的研究较多,应用于铀的研究极少。

近年来,马强^[3]等研究表明,F1—F5 赋存态铀的分布特征存在明显差异。基质态(F5)铀为砂岩型矿石中铀的重要赋存形式。对铀各种赋存形态的研究表明,铁/锰氧化物赋存态铀是沉积物中铀的主要存在形式,并提出铁/锰氧化物的吸附可作为地下水除铀的方法。相比而言,本次研究采集样品为第四系松散沉积物,岩性种类更多,样品数量更大。

本研究采用 Tessier 的五步提取法对河套平原沉积物样品进行分步提取,详细研究了在不同岩性中各赋存态铀含量、分布规律及其与地下水铀含量的相互关系。研究表明,研究区沉积物中铀的主要赋存形态为基质态与铁锰氧化物吸附态。沉积物中铀的赋存形态与岩性、水文地质环境、Fe、Mn 含量等因素相关。地下水中铀浓度受沉积物中可交换态铀的直接影响。研究结果可为地下水系统中铀的迁移转化规律提供科学依据。

1 采样及实验过程

1.1 采集区及样品采集

河套盆地地表几乎全部为全新统沉积物所覆盖。该区域第四系沉积物厚 500 ~ 2 600 m,自下而上分为更新统、全新统。更新统地层厚 500 ~ 2 300 m,根据岩性及测井曲线特征将其划分为上、中、下三段。

早更新统地层颜色上部以灰色、灰褐色为主,下部以灰褐色、灰绿色为主,岩性以粉砂、粉细砂夹粘土、亚粘土、亚砂土为主。地层总厚度大于 640 m。

中更新统分布甚广,沉积物主要为深灰色、灰绿色粉细砂—粉砂—亚砂土,局部黑灰色淤泥质粘土,含大量钙质及腐殖质,整个湖盆被水淹没,沉积环境以湖相沉积为主,厚度约为 110 m。

上更新统河套盆地地层沉积受构造运动控制,早期新构造运动处于相对稳定状态,整个地区以接受沉积为主;后期新构造运动较强烈,山体再次抬升,带动山前地区一起抬升,同时河流下切侵蚀增强,山前以冲洪积相—湖相为主,其它区域以河流相为主,局部分布有沼泽洼地相。岩性为灰色、浅灰色粉砂与粘土互层。

全新统时期河套盆地地形的基本面貌与前期无重大变化,但新构造运动仍较强烈,山体继续抬升,遭受侵蚀—剥蚀,平原持续接受沉积。河套盆地全新统沉积物主要为浅黄色粉细砂、亚砂土、亚粘土。在临河凹陷区出露较厚,达 15 m 左右,五原县以东以南地区地层岩性主要为浅灰色亚粘土、粘土沉积,见粉砂薄层,在山前地带,颗粒较粗,以含砾中粗砂为主,夹薄层粘砂土。整个盆地表现为以河流冲击相为主的古地理环境,河道带之间分布有零星的沼泽洼地,其岩性为灰褐色淤泥亚粘土,个别地方还保存浅湖和浅湖的遗迹,如乌梁素海、哈素海。山前区域厚 0 ~ 45 m,盆地地区厚 10 ~ 50 m。

地下水的形成、含水层的结构、分布及富水性都受到以湖相为主的古地理环境和黄河泛滥改道的影响。河套平原是一个地处干旱气候带的引黄灌区,地形平缓,含水层颗粒细,降水稀少,蒸发强烈,引黄灌溉量大,表现出垂直水交替为主的循环特征。该区的地下

水主要是依靠引黄水量的入渗补给,其次为大气降水入渗和北部狼山、乌拉山的侧向补给,但由于该区地处地势平坦的平原区,因此侧向径流较小。该区地形平缓,含水层颗粒细,水力坡度小,地下水径流不畅,地下水主要以垂向蒸发方式排泄^[8]。

1.2 采样过程

盆地内高砷地下水主要分布在西北部狼山山前平原、中部塔尔湖和东部胜丰一带,以西部杭锦后旗一带最为典型。本研究区位于河套平原杭锦后旗沙海镇(图 1),该区浅层地下水砷浓度最高可达 800 $\mu\text{g/L}$ 。平面上,地下水铀浓度分布不均匀,浓度范围在 $<0.1 \sim 300 \mu\text{g/L}$ 。地下水的砷和铀浓度也随深度变化,高砷、高铀的地下水多赋存于深度为 20 m 左右的含水层中^[13]。为了研究沉积物中铀赋存形态,揭示铀赋存形态与地下水铀含量之间的关系,在杭锦后旗沙海乡进行了钻孔取样。沿着近似地下水流动路径上共设置了 4 个钻孔,孔深度 20 ~ 25 m。钻孔位置见图 1 和表 1。

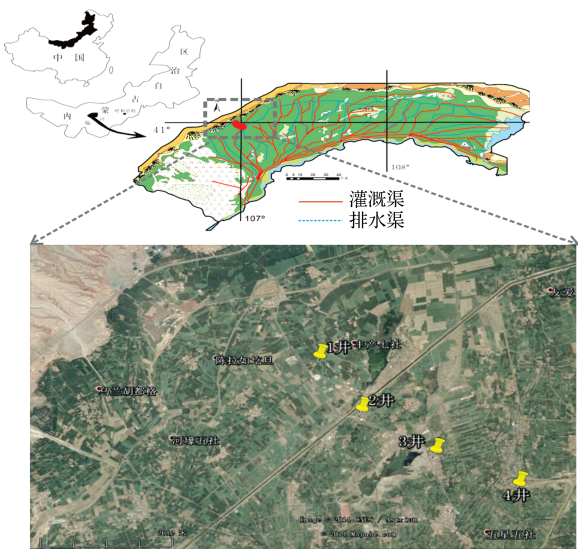


图 1 采样区域自然地理图及采样位置分布图

Fig.1 Location of study and sampling sites

取样井点位于山前冲积平原处。共采集沉积物样品 85 个,沉积物样品采集深度为 0 ~ 25 m。

表 1 不同层位地下水中铀含量及相应位置沉积物各赋存态铀含量的对应关系

Table 1 Concentration of groundwater uranium at different depths and contents of sediment uranium at the corresponding depths

井号	深度/m	地下水中铀 /($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	F1-U	F2-U	F3-U	F4-U	F5-U	沉积物中铀总量 /($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)
1 井	9.5 ~ 10.0	2.06	0.029	0.049	0.112	0.052	0.174	0.415
	19.5 ~ 20	0.23	0.030	0.026	0.089	0.019	0.211	0.375
2 井	8.0 ~ 9.0	6.68	0.037	0.026	0.364	0.080	0.272	0.779
	14.0 ~ 15.0	0.56	0.021	0.026	0.066	0.026	0.195	0.333
	18.5 ~ 20.0	0.41	0.080	0.036	0.085	0.029	0.196	0.426
3 井	3.4 ~ 3.9	25.25	0.132	0.116	0.745	0.056	0.512	1.561
	9.7 ~ 10.2	17.70	0.101	0.050	0.098	0.047	0.493	0.789
	14.0 ~ 15.0	9.19	0.025	0.063	0.136	0.048	0.247	0.519
	19.0 ~ 20.0	0.77	0.064	0.081	0.056	0.024	0.203	0.428
4 井	22.5 ~ 23.5	0.91	0.035	0.102	0.085	0.010	0.182	0.413

4 个钻孔位置从山前到平原地区依次布设。钻孔深度从地表到地下 25 m。每隔 1 m 左右取样或在岩性分界位置取样。沉积物样品采集后对岩性进行编录,随后包严、避光,用冰块冷藏,运回实验室放入冰柜 -80° 储存。

为了采集不同深度上的地下水样,在每个钻孔中安装多级监测井。采集水样时,利用小流量蠕动泵(Solinst 410)。水样抽取 20 min 左右,直至出水水温、pH、Eh、电导率等稳定后,再采集水样。采集水样时,先对水样进行过滤,再根据不同分析要求对水样进行前处理。对于阳离子和微量元素分析的水样通过 1:1 (V/V) HNO_3 酸化进行保护,对于砷形态的水样加入

乙二胺四乙酸(EDTA)酸化至 pH 为 2 保护;有机碳水样保存于 20 mL 棕色玻璃瓶中,加入 1:9 硫酸 1.4 mL 酸化;阴离子和氢氧同位素水样不加保护液^[22]。共采集地下水样品 10 个,见表 1。

野外现场测试地下水样品的水温、pH 值、Eh 值、电导率、溶解氧(DO)等采用意大利 HANNA 公司的多参数水质测定仪和便携式防水性 pH/ORP/温度测定仪测定,总铁、Fe(II)、氨氮、硫化物以及碱度滴定由美国 HACH 便携式分光光度计(DR2800)完成。

1.3 沉积物中不同赋存态铀的提取方法

对于 85 个沉积物样品,利用 Tessier 分步提取法

提取五种不同赋存态铀,并进行分析测定。五种不同赋存态铀提取过程如下:

(1) F1-可交换态:在室温下称取 2.5 g 湿土壤样,用 20 mL 0.5 mol/L 的硝酸镁溶液萃取 30 min,用 1:1 (体积比) 硝酸调节萃取体系 pH 使之成为 7.0,搅拌 5 min,提取 F1-可交换态。

(2) F2-碳酸盐吸附态:取经步骤一萃取的离心残渣,用 20 mL 1.0 mol/L 的 NaOAc 溶液萃取 5 h,再用乙酸调节酸碱度,使萃取液 pH 为 5.0,搅拌 5 min,提取 F2-碳酸盐结合态。

(3) F3-铁锰氧化物吸附态:取经步骤二后的离心残渣,在 96 °C 下用 50 mL 0.08 mol/L 的盐酸羟胺的乙酸溶液(体积比为 1:3)提取 6 h,搅拌 5 min,提取 F3-铁锰氧化物结合态。

(4) F4-有机物或硫化物吸附态:取经步骤三后的离心残渣,在 85 °C 下用 7.5 mL 0.02 mol/L 的硝酸萃取 2 h,再加入 12.5 mL 300 mL/L 的过氧化氢(用硝酸调整 pH 为 2.0),在 85 °C 下继续萃取 3 h,冷却,加入 12.5 mL 3.2 mol/L 的 NH_4OAc 的硝酸溶液(1:50),并用蒸馏水稀释到 50 mL,持续搅拌 30 min。加入 NH_4OAc 防止提取的金属再次吸附到沉积物的氧化物上,提取 F4-有机物结合态。

(5) F5-基质态:取经步骤四后的离心残渣,在 105 °C 下用 62.5 mL 浓硝酸提取,直到只剩 12.5 mL 溶液,用去离子水稀释至 62.5 mL,提取 F5-基质态。

1.4 样品检测方法

提取后的样品和地下水样品,送至中国地质大学(北京)地下水循环与环境演化教育部重点实验室,使用 ICP-AES (iCAP6000, Thermo) 检测铁、锰元素含量。委托中国计量科学研究院化学计量与分析科学研究所,使用 ICP-MS (7500C, Agilent) 检测铀元素含量。ICP-MS 对铀的检出限为 0.01 $\mu\text{g/L}$,检出限低。所有元素的检测精度在 3% 以内。

2 结果与讨论

2.1 沉积物中铀的赋存形态分布

用 Tessier 五步提取法提取不同赋存态铀,包括可交换态铀(F1-U)、碳酸盐吸附态铀(F2-U)、铁锰氧化物吸附态铀(F3-U)、有机物和硫化物吸附态铀(F4-U)和基质态铀(F5-U)(图2)。F3 和 F5 是铀的主要赋存形态,分别约占总量的 34.7%、44.0%;F1, F2, F4 所占比例较小。

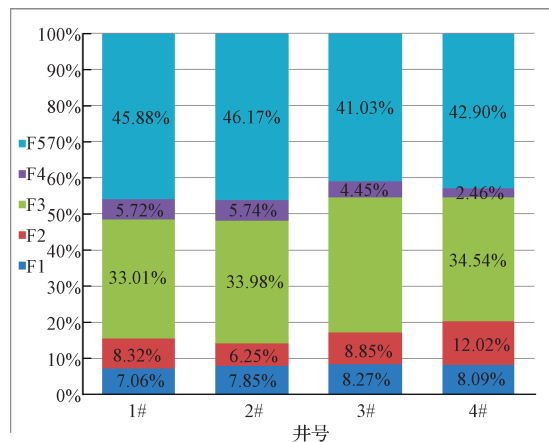


图2 各井的 F1-F5 相对含量分布

Fig.2 Relative content of uranium from F1 form to F5 form in eah well

可交换态铀(F1):通过扩散作用和外层络合作用非专属性地吸附在土、腐殖质及其他成分上的铀,对环境变化敏感,易于迁移转化,能被植物吸收。通过离子交换可将可交换态的铀从沉积物样品中提取出来。4口井沉积物中 F1 赋存态铀分配比例为 7.49% ~ 8.65%,各井中沉积物 F1 平均含量 0.053 ~ 0.076 mg/kg(图2)。由此可知,该地区可交换态铀分配均匀,含量较低。

碳酸盐吸附态(F2):沉积物中的铀吸附在碳酸盐矿物上,如白云岩、菱铁矿、菱锰矿等。该吸附态铀对环境条件,特别是 pH 值最敏感:当 pH 下降时,易再次重新释放出来进入环境;当 pH 升高时,有利于碳酸盐的形成。与 F1 态相似,4口井沉积物中 F2 赋存态铀所占比例为 6.63% ~ 12.3%,各井平均含量 0.043 ~ 0.113 mg/kg,分配较为均匀,含量较低(图2)。

铁锰氧化物吸附态(F3):活性的铁锰氧化物比表面积大,吸附或共沉淀铀的能力较强。四口井沉积物中 F3 赋存态铀分配量较大,所占比例 35.0% ~ 39.1%,各井平均含量 0.140 ~ 0.328 mg/kg(图2)。铁锰氧化物对铀有较强的结合能力。铀是在氧化环境的地下水中以可溶的 U(VI)形式存在,易形成碳酸盐的络合物^[8];在厌氧环境下以不易活动的 U(IV)为主,往往会通过吸附作用被铁锰氧化物固定^[15]。铁锰氧化物结合态铀经酸雨淋溶较易浸出^[7]。

有机物和硫化物吸附态(F4):以不同形式进入或包裹在有机质颗粒上,与有机质螯合或生成硫化物。在自然水域中氧化条件下,有机物质可以被降解,释放可溶性微量金属。4口井沉积物中 F4 赋存态铀所占比例为 2.46% ~ 5.74%,各井平均含量 0.030 ~

0.042 mg/kg。分配较均匀,含量较低。

基质态(F5):原生矿物中铀最主要的组成部分,一般存在于硅酸盐、原生和次生矿物等的晶格中,在自然条件下不易释放,能长期稳定在沉积物中,生物可利用性较差。4口井沉积物中F5赋存态铀所占比例为42.9%~49.0%,各井平均含量0.256~0.405 mg/kg。基质态迁移性不大,但长期滞留,在自然和人为条件改变时,同样会威胁人类健康。

2.2 沉积物中各赋存态铀含量与铁、锰含量之间的关系

1井到4井沉积物中各赋存态总铀与总铁的相关系数分别为0.480、0.443、0.311、0.444;其中1井总铀与总铁的相关性最好,为0.480(图3a)。按各赋存态铀与铁含量之间的相关性,F1到F5赋存态铀与铁含量之间的相关系数分别为0.021、0.113、0.258、0.165、0.636,其中,F3中铀与铁的相关性为0.258;F5中铀与铁的相关性为0.636(图3b)。由于F3赋存态的金属含量受pH与Eh影响较大,F5赋存态的金属稳定存在于沉积物中,所以F3铀与铁的相关系数小于F5中铀与铁的相关系数。

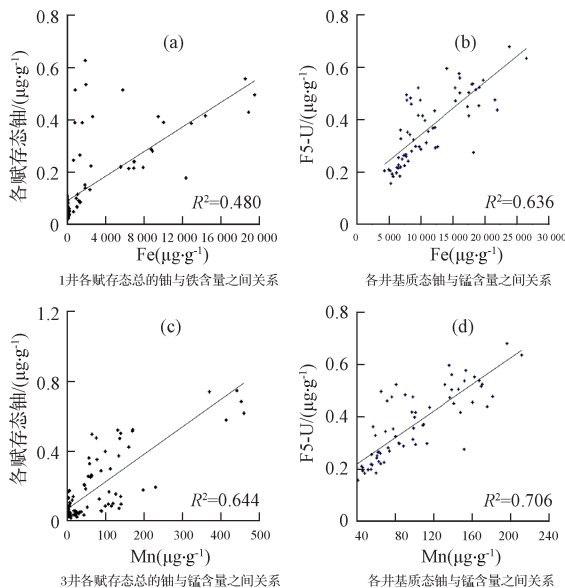


图3 各井中各赋存态铀含量与铁/锰含量之间的关系

Fig. 3 Relationship between uranium and iron/manganese in each form in each well

同样,1井到4井中各赋存态总铀与总锰之间的相关系数分别为0.541、0.567、0.644、0.506,其中3井中铀与锰之间的相关性最好(图3c),为0.644。按赋存态看,从F1到F5赋存态铀与锰含量之间的相关系数为0.056、0.482、0.470、0.247、0.706。

在沉积物中,总铀含量与总铁、锰含量呈正相关趋势。总铀与总铁相关系数为0.31~0.48;总铀与总锰相关系数为0.54~0.64。由此可知,铀含量受锰的影响大于受铁的影响。此外,在五个赋存态中,F3与F5-中铀的含量分别占37%与45%,为主要赋存态。

2.3 各赋存态铀含量与沉积物岩性的关系

2.3.1 各赋存形态铀含量随深度变化

F1-F5随深度变化见图4。总体而言,F1-F5五种赋存态铀含量随深度变化呈降低的趋势,尽管在井4中表现得并不显著。在局部位置上,不同井中赋存态铀出现异常。如在井4中17 m处,F1和F3比相邻的上下层沉积物都高。对沉积物的岩性分析发现,F1-F5赋存态铀含量较大的位置大致出现在岩性界线处。在粘土、粉质粘土中各赋存态含量较高,在细砂、粉细砂的岩层中各赋存态含量较低。

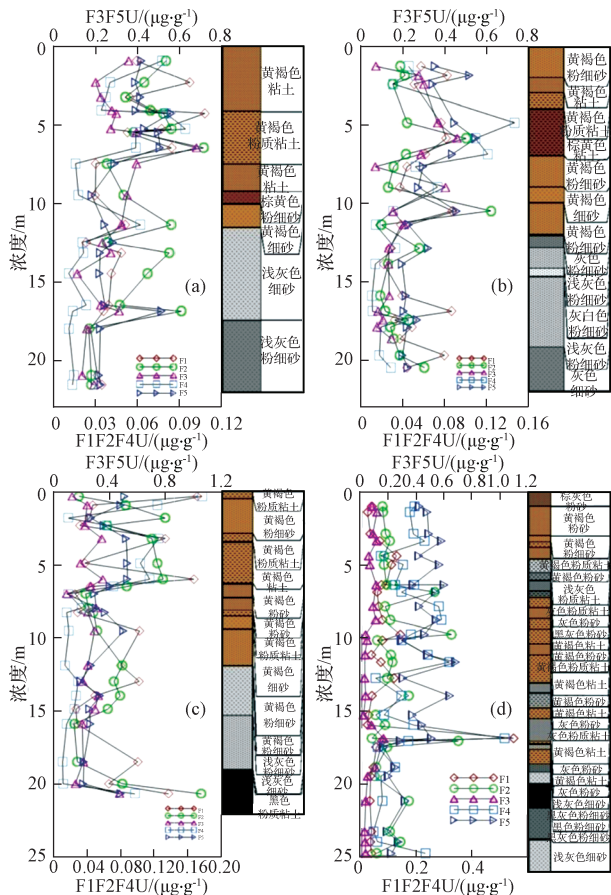


图4 各井各赋存态铀含量随深度的变化
(a:1井;b:2井;c:3井;d:4井)

Fig. 4 Content of uranium forms vs. sampling depths in each well

2.3.2 各赋存形态铀含量与岩性关系

1井~4井所取85个沉积物样品,按岩性可分为

细砂、粉细砂、粉砂、粉质粘土、粘土五种,其中细砂样品3个,粉细砂13个,粉砂38个,粉质粘土12个,粘土19个。

F1、F2、F4 赋存态铀含量较少,共占 22%。沉积物 F1-U 与 F2-U 随沉积物颗粒粒径的减小呈先减小再增大的趋势,但变化幅度不大(图 5a、5b)。主要原因可能是,F1、F2 赋存态铀迁移性较大,受地下水冲洗的影响。F4-U 含量随沉积物颗粒粒径减小呈增大的趋势(图 5d)。

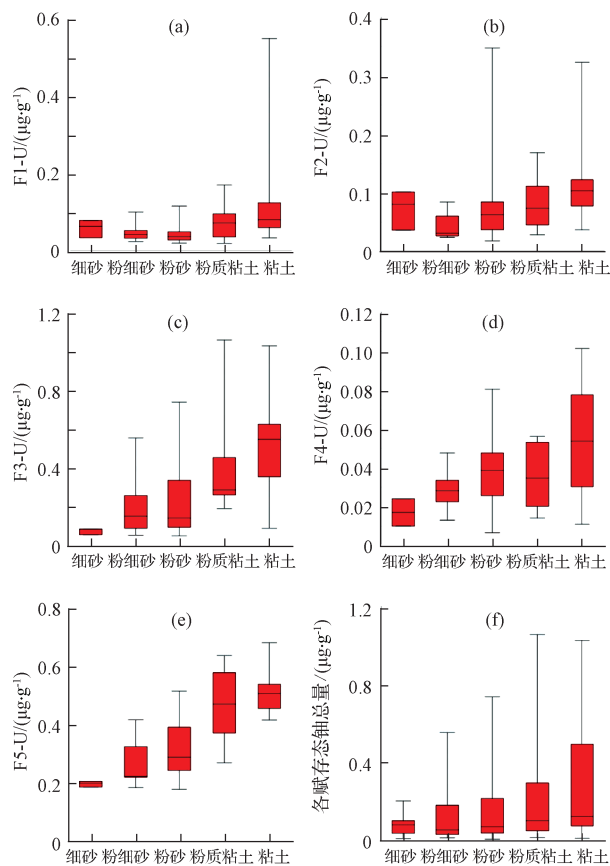


图5 不同岩性沉积物各赋存态铀含量比较

Fig. 5 Comparison of uranium forms in different sediments

F3、F5 赋存态铀含量占总量的 78%,受沉积物颗粒大小的影响显著。F3-U(图 5c)、F5-U(图 5e)含量随沉积物颗粒粒径的减小呈显著增大趋势。

将铀的各赋存态总量之和按沉积物岩性分类比较得出,沉积物中铀的含量随岩性颗粒粒径的减小呈增大趋势(如图 5f)。由此得出,铀在沉积物中的含量与岩性相关,细颗粒中铀含量较高。一方面,细颗粒具有较大的比表面积和吸附能力,对铀的吸附能力强;另一方面,细颗粒沉积物中 Fe/Mn 等矿物含量高,这些矿物对铀等微量元素具有很强的吸附能力。

2.4 沉积物中铀的赋存状态与地下水铀含量的关系

不同深度地下水中铀浓度及相应位置沉积物各赋存态铀含量的对应关系见表 1。地下水中铀浓度随深度的增加而减小。这与各赋存态铀含量随深度的变化规律基本一致(图 4)。因此,随深度的增加,地下水中铀浓度随含水层沉积物中铀含量的降低而降低。从不同深度上铀含量存在明显差异中得知,不同深度地下水之间的直接水力联系不大。但由于河套平原地势平坦,地下水径流不畅,地下水多以蒸发为排泄方式,所以在蒸发作用强烈的干旱季节时,各含水层可能发生越流补给,因此各含水层之间可能存在间接的水力联系。

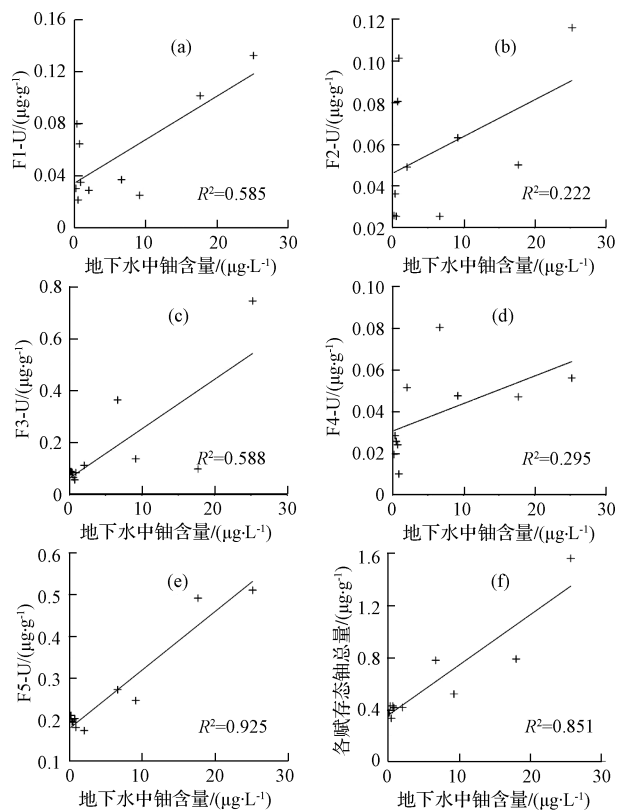


图6 沉积物各赋存态铀含量与地下水中铀浓度关系

Fig. 6 Relationship of uranium in sediments with uranium in groundwater

通过对研究区地下水中铀与沉积物中不同赋存态铀的相关性分析得出,F1、F3、F5 三个赋存态的铀与地下水中铀的线性关系均较好,相关系数超过 0.5。从赋存态的意义来看,F5 赋存态铀为稳定态,不易与外界交换。F5-U 含量所占比例较高,可能对地下水中铀的含量存在间接影响关系,需进一步研究。

地下水中铀浓度与 F1、F3 赋存态相关。F1-U 易迁移转化,地下水中的铀浓度直接受其影响。F3-U 受

pH 与 Eh 的影响,说明地下水中的铀浓度也受环境的 pH 与 Eh 影响。在 Eh 越高与 pH 越低的环境中,铀在地下水中浓度越高;在 Eh 越低,pH 越高的环境中,铀易被吸附或沉淀,在地下水中浓度越低。

3 结论

(1)内蒙古河套平原沉积物中铀以铁/锰氧化物吸附态铀与基质态铀为主,所占比例之和约为 80%。

(2)沉积物中铀含量与铁、锰含量关系显著。总铀含量与总铁、总锰含量呈正相关性,其中铀与铁的线性相关系数为 0.311 ~ 0.482,铀与锰的线性相关系数为 0.506 ~ 0.642。

(3)沉积物中铀含量受岩性影响较大。沉积物颗粒越小,不同赋存态铀含量越高。粘土、粉质粘土中总铀和不同赋存态铀含量较高,而砂和粉砂中含量较低。在沉积物中,金属(类金属)含量及赋存形态受岩性的影响。

(4)通过对研究区沉积物不同赋存态铀含量及地下水铀浓度分析,地下水中铀的浓度与可交换态的铀含量关系显著。含水层沉积物可交换态铀对地下水中铀浓度产生直接影响,并决定铀的生物可利用性,含水层沉积物中可交换态铀含量越高,地下水中铀浓度越大。

参考文献:

- [1] Zamora M L. Long term intake of uranium in drinking water biological effects on human kidney [J]. *Toxicol Sci*, 1998, 43: 68 - 77.
- [2] 顾钢. 德卫生部门将修订现有饮用水标准 [EB/OL]. [2010-05-27]. www.istic.ac.cn/TechInfoArticalShow.aspx?ArticleID=88743. [GU G. The German ministry of health to revise the existing drinking water standards [EB/OL]. [2010-05-27]. www.istic.ac.cn/TechInfoArticalShow.aspx?ArticleID=88743] (in Chinese)]
- [3] 马强, 冯志刚, 孙静, 等. 新疆某地浸砂岩型铀矿中铀赋存形态的研究 [J]. *岩矿测试*, 2012, 31 (3): 501 - 506. [MA Q, FENG Z G, SUN J, *et al.* Study on Chemical Speciation of Uranium Samples from in-situ Leaching Sandstone-type Uranium Deposit in Xinjiang [J]. *Rock and Mineral Analysis*, 2012, 31 (3): 501 - 506. (in Chinese)]
- [4] 王美青, 章明奎. 杭州市城郊土壤重金属含量和形态的研究 [J]. *环境科学学报*, 2002, 22 (5): 603 - 608. [WANG M Q, ZHANG M K.

Concentration and chemical associations of heavy metals in urban and suburban soil of the Hangzhou City, Zhejiang Province [J]. *ACTA Scientiae Circumstantiae*, 2002, 22 (5): 603 - 608. (in Chinese)]

- [5] 方盛荣, 徐颖, 魏晓云, 等. 典型城市污染水体底泥中重金属形态分布和相关性 [J]. *生态环境学报*, 2009, 18 (6): 2066 - 2070. [FANG S R, XU Y, WEI X Y, *et al.* Morphological distribution and correlation of heavy metals in sediment of typical urban polluted water bodies [J]. *Ecology and Environmental Sciences*. 2009, 18 (6): 2066 - 2070. (in Chinese)]
- [6] 张平, 齐剑英, 杨春霞, 等. 分级提取 ICP-MS 法考察黄铁矿中重金属的相态分布 [J]. *光谱法与光谱分析*, 2007, 27 (2): 1207 - 1209. [ZHANG P, QI J Y, YANG C X, *et al.* Study on Phase Distribution and Release of Heavy Metal in Pyrite Using Sequential Extraction Procedure and ICP-MS [J]. *Spectroscopy and Spectral Analysis*, 2007, 27 (2): 1207 - 1209. (in Chinese)]
- [7] 邓娅敏. 河套盆地高砷地下水系统中的地球化学过程 [D]. 武汉: 中国地质大学, 2008. [DENG Y M. Geochemical Processes of High Arsenic Groundwater System at Western Hetao Basin [D]. Wuhan: China University of Geosciences, 2008. (in Chinese)]
- [8] 于瑞莲, 王荔娟, 胡恭任, 等. 晋江感潮河段沉积物重金属赋存形态及潜在生态风险 [J]. *地球与环境*, 2008, 36 (2): 113 - 114. [YU R L, WANG L J, HU G R, *et al.* Speciation and Potential Ecological Risk of Heavy Metals in Sediments from Tidal Reaches of the Jinjiang River [J]. *Earth and environment*, 2008, 36 (2): 113 - 114. (in Chinese)]
- [9] 初泉丽, 曹淑琴, 周志权. 铀及其化合物中杂质元素的分析方法综述 [J]. *铀矿冶*, 2009, 28 (1): 38 - 44. [CHU Q L, CAO S Q, ZHOU Z Q. Analytical methods of trace impurities in uranium and its compounds and their application [J]. *Uranium Mining and Metallurgy*, 2009, 28 (1): 38 - 44. (in Chinese)]
- [10] Nriagu J, Nam D-H. High levels of uranium in groundwater of Ulaanbaatar, Mongolia [J]. *Science of the Total Environment*, 2012, 414: 722 - 726.
- [11] Smedley PL, Nicolli HB, Macdonald dmj, *et al.* Hydrogeochemistry of arsenic and other inorganic constituents in groundwaters from La Pampa, Argentina [J]. *Applied Geochemistry*, 2002, 17: 259 - 284.

- sinica, 2000, 19(4):76-81. (in Chinese)]
- [12] 杨立铮, 刘俊业. 试用示踪剂浓度-时间曲线分析岩溶管道的结构特征[J]. 成都地质学院学报, 1979(4):211-219. [YANG L Z, LIU J Y. Structure-time curve of tracer concentration test analysis of karst pipes [J]. Journal of chengdu university of technology, 1979(4):211-219. (in Chinese)]
- [13] Field MS. The QTRACER2 Program for Tracer-Breakthrough Curve Analysis for Tracer Tests in Karstic Aquifer and Other Hydrologic Systems [M]. United States Environmental Protection Agency, 2002.
- [14] 陈余道, 程亚平, 王恒, 等. 岩溶地下河管道流和管道结构及参数的定量示踪——以桂林寨底地下河为例[J]. 水文地质工程地质, 2013, 40(5):11-15. [CHEN Yu D, CHENG Y P, WANG H, *et al.* Quantitative tracing study of hydraulic and geometric parameters of a karst underground river: exemplified by the Zhaidi underground river in Guilin [J]. Hydrology & Engineering Geology, 2013, 40(5):11-15. (in Chinese)]
- [15] 钱雅倩, 郭吉保. 同位素在环境科学研究中的应用[J]. 资源调查与环境, 2002, 23(1):2-10. [QIAN Y Q, GUO J B. Application of isotope on environmental science [J]. Resources survey & environment, 2002, 23(1):2-10. (in Chinese)]
- [16] 曹玉兰, 黄裕乾. 水文地质研究中同位素的应用分析[J]. 北方环境, 2011(4):137. [CAO Y L, HUANG Y Q. Analysis and application of isotopic study of hydrogeology [J]. Northern environment, 2011(4):137. (in Chinese)]
- [17] 尹观, 倪师军, 张其春. 氘过量参数及其水文地质学意义——以四川九寨沟和冶勒水文地质研究为例[J]. 成都理工学院学报, 2001, 28(3):251-254. [YIN G, NI S J, ZHANG Q C. Deuterium excess parameter and geohydrology significance-Taking the geohydrology researches in Jiuzhaigou and Yele, Sichuan for example [J]. Journal of chengdu university of technology, 2001, 28(3):251-254. (in Chinese)]

责任编辑:张若琳

(上接第30页)

- [12] Smedley PL, Zhang M, Zhang G, *et al.* Mobilisation of arsenic and other trace elements in fluvio-lacustrine aquifers of the huhhot basin, Inner Mongolia [J]. Applied Geochemistry, 2003, 18: 1453-1477.
- [13] Kim Y-s, Park H-s. Health risk assessment for uranium in Korean Groundwater [J]. Journal of Environmental Radioactivity, 2004, 77: 77-85.
- [14] Guo H M, Yang S Z, Tang X H, *et al.* Groundwater geochemistry and its implications for arsenic mobilization in shallow aquifers of the Hetao Basin, Inner Mongolia [J]. Science of the Total Environment, 2008, 393: 131-144.
- [15] Soma G, Gurdeep S, Gupta S, *et al.* An Evaluation of Metal Contamination in Surface and Groundwater around a Proposed Uranium Mining Site, Jharkhand, India [J]. Mine Water and the Environment, 2010, 29(3): 225-234.
- [16] Wagner S E, Burch JB, Bottai M, *et al.* Groundwater uranium and cancer incidence in South Carolina [J]. Cancer Causes and Control, 2011, 22(1): 41-50.
- [17] Nair R N, Sunny F, Manikandan S T. Modelling of decay chain transport in groundwater from uranium tailings ponds [J]. Applied Mathematical Modelling, 2010, 34(9): 2300-2311.
- [18] Plastino W, Panza G F, Doglioni C, *et al.* Uranium groundwater anomalies and active normal faulting [J]. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 2011, 288(1): 101-107.
- [19] Rapantova N, Licinska M, Babka O, *et al.* Impact of uranium mines closure and abandonment on groundwater quality [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2013, 20(11): 7590-7602.
- [20] Charalambous C, Aletrari M, Piera P, *et al.* Uranium levels in Cypriot groundwater samples determined by ICP-MS and α -spectroscopy [J]. J Environ Radioact, 2013, 116: 187-192.
- [21] Guo H M, Zhang Y, Xing L N, *et al.* Spatial variation in arsenic and fluoride concentrations of shallow groundwater from the Shahai town of the Hetao basin, Inner Mongolia [J]. Appl Geochem, 2012, 27: 2187-2196.
- [22] Guo H M, Liu C, Lu H, *et al.* Pathways of coupled arsenic and iron cycling in high arsenic groundwater of the Hetao basin, Inner Mongolia, China: An iron isotope approach. Geochim [J]. Cosmochim Acta, 2013, 112: 130-145.

责任编辑:张若琳