

# 黔西南铊污染区铊的水环境地球化学研究

肖唐付<sup>1</sup>, 何立斌<sup>1,2</sup>, 陈敬安<sup>1</sup>

(1. 中国科学院地球化学研究所环境地球化学国家重点实验室, 贵州 贵阳 550002; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100039)

**摘要:**黔西南滥木厂地区由于铊的硫化物矿化, 导致铊在地下水和地表水中十分富集, 其富集程度从高到低依次为矿坑深层地下水、地表溪流水和浅层地下水。地下水中铊的含量在矿化区最高, 随着远离矿化区而逐渐降低。在地表溪流水中, 铊的含量表现出下游河段远远高出上游和中游河段的分布特征; 下游溪流水中铊的较高含量可能与来自矿化区地下水在下游河床溢出的贡献有关。滥木厂研究区水体中铊的富集具有潜在的环境危害。饮用水中铊的含量低于美国的安全标准, 尚未构成明显的健康危害, 但应该加强对饮用水中铊含量的定期监测。富铊的溪流水通过农业灌溉途径会造成铊的进一步扩散, 从而导致农业土壤的铊污染, 值得高度关注。

**关键词:** 铊; 水地球化学; 环境影响; 黔西南

**中图分类号:** X142      **文献标识码:** A

铊(Tl)是世界上公认的13种优先考虑的金属污染物之一<sup>[1]</sup>。铊在自然界中广泛分布于各种自然水体中, 但其含量普遍较低。Tl在海水中的含量为0.012~0.061 2  $\mu\text{g/L}$ <sup>[2,3]</sup>, 在河水中的含量为0.006~0.715  $\mu\text{g/L}$ <sup>[3~5]</sup>, 在湖水中的含量为0.001~0.036  $\mu\text{g/L}$ <sup>[3,5,6]</sup>, 在地下水中的含量为0.001~1.264  $\mu\text{g/L}$ <sup>[4,7,8]</sup>, 在溪流水中的含量为0.001~0.006  $\mu\text{g/L}$ <sup>[8]</sup>, 在北极雪水中的含量仅为0.3~0.9  $\text{ng/L}$ <sup>[9]</sup>。相对于其它金属(非金属)元素(如Cu、Pb、Zn、As、Hg、Cd), Tl的水环境地球化学研究很少, 其潜在的环境危害长期以来未引起足够的重视。

在黔西南滥木厂含铊硫化物矿化区, 由于铊在表生环境中的扩散, 曾在60—70年代引起该地区居民的慢性铊中毒事件。以前的研究发现该地区饮用水(井水)中铊的含量高达3.7~40  $\mu\text{g/L}$ , 并认为是造成铊中毒的一个直接原因<sup>[10,11]</sup>。经过30多年, 该地区水体中铊的含量处于怎样的水平, 是否对当地的居民还存在着健康危害, 尚未有人作全面的研究。本研究旨在系统研究该地区饮用水源、地表溪流水和地下水中的铊的分布特征, 进而阐明其环境健康影响效应。

## 1 研究区概况

研究区位于黔西南州兴仁县回龙镇滥木厂地区, 区内出露的岩石主要有长兴组( $P_2C$ )灰岩, 大隆组( $P_2d$ )粘土岩, 龙潭煤系( $P_2l$ )泥岩、灰岩、粉砂岩和煤层(线)以及夜郎组( $T_1y$ )灰岩、粘土岩、泥岩和粉砂岩。该地区为一典型的Hg-Tl-As硫化物矿化区, 容矿岩石为不纯碳酸盐岩、粉砂质粘土岩、细砂岩、强硅化灰岩等, 主要矿物为辰砂、红铊矿、雄黄、雌黄和黄铁矿等<sup>[12]</sup>。研究区平均海拔1200~1300 m, 气候温和潮湿, 年降水量1300~1500 mm, 平均气温14  $^{\circ}\text{C}$ 。研究区具有喀斯特地貌特征, 地下溶洞和地下暗河发育, 岩溶泉水点出露众多。区内有一条自北向南的地表溪流贯穿全区, 在下游进入一个天然落水洞(图1)。

## 2 样品采集及分析

地下水样品采集于浅层地下泉水、坑道地下水和溶洞水, 地表水样品采集于地表溪流水。所有水样在野外现场经过0.45  $\mu\text{m}$  Millipore 滤膜过滤后盛于60 ml 高密度聚乙烯 Nalgene<sup>®</sup> 瓶中, 并加入0.4% 超纯  $\text{HNO}_3$  酸化至  $\text{pH} < 2.0$ , 用于测试金属离子。用同样的方法另采集60 ml 水样, 用作阴离子测定。所有 Nalgene<sup>®</sup> 瓶均在实验室用1% 超纯 HCl 和脱离子水充分浸泡并清洗。采集的水样编

收稿日期: 2004-03-15

基金项目: 加拿大国际开发署(CIDA01-282/19156); 国家自然科学基金(40203010)

第一作者简介: 肖唐付(1969—), 男, 博士, 研究员, 从事环境地球化学研究。E-mail: tfxiao@mail.gyg.ac.cn

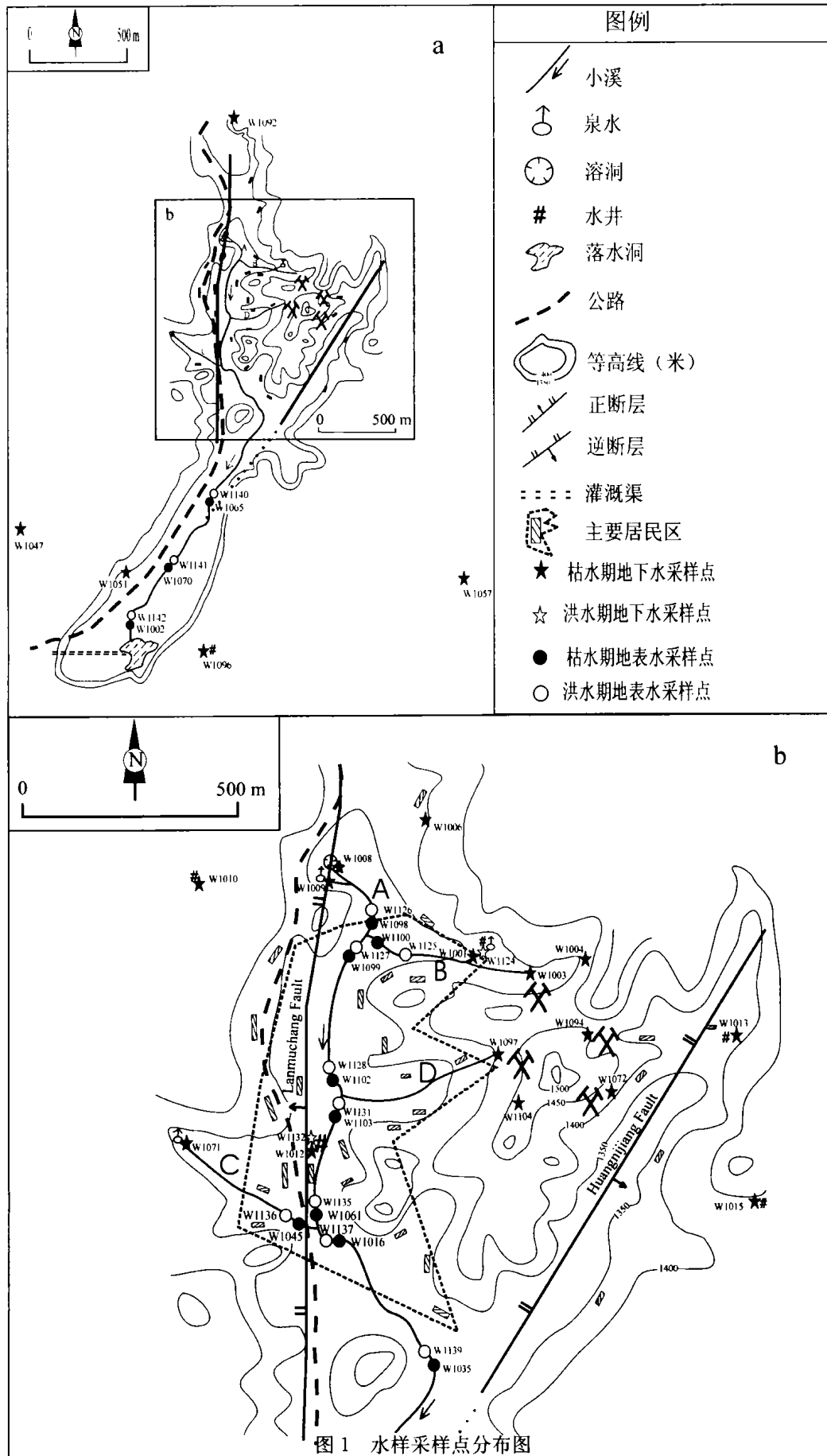


Fig. 1. Map showing the water sample localities.

号后冷藏于 4℃ 左右的冷柜中。野外还现场测定水的温度、pH 值、电导率等参数。所有水样在加拿大地质调查所(渥太华)完成分析测试。用等离子发射光谱 ICP-ES 测定 Ca, Mg, K, Na; 用等离子质谱 ICP-MS 测定 Tl; 用离子色谱测定 Cl<sup>-</sup> 和 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, 用滴定法测 HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>。其中, 铊的检测下限为 0.005 μg/L。通过重复样和标准样 OTT96 的质量控制测试, 所有元素分析结果的误差在 95% 置信度水平上均控制在 ±15% 内, 空白样都低于检测限。

### 3 结果与讨论

#### 3.1 主要元素组成特征

水样分析和现场测定结果列于表 1 中。结果显示, 研究区水体的 pH 值多在 6.1~8.3, 整体上呈弱碱性, 但坑道地下水的 pH 值急剧降低, 为 2.6~3.6, 呈明显酸性特征。电导率一般为 200~400 μS/cm, 但在坑道地下水中可高达 2000 μS/cm。主要元素的三角图解显示, Ca 是水体中主要阳离子, 而 SO<sub>4</sub> 和 HCO<sub>3</sub> 是主要阴离子(图 2)。坑道地下水主要表现为 Ca-SO<sub>4</sub> 组合, 而浅层地下水主要为 Ca-HCO<sub>3</sub> 组合。Na、K、Cl 的含量一般都比较低。

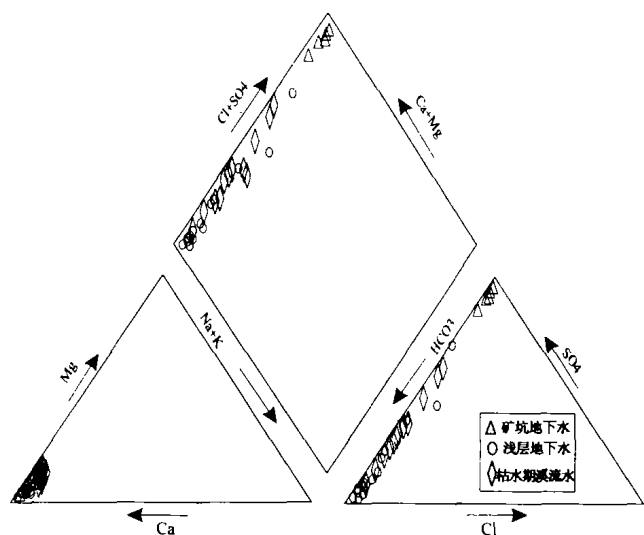


图 2 地下水及地表溪流水中主要元素的三角形图解  
Fig. 2. Piper plot showing variations in major cations and anions in ground- and surface water samples.

#### 3.2 铊的含量分布特征

铊在地下水中的含量显示三组不同的分布特征(图 3)。首先, 铊在矿坑地下水中的含量最高, 为 13~1100 μg/L, 平均为 340 μg/L, 高出背景值(<0.005 μg/L) 4 个数量级。其次, 铊矿化带邻近区域的浅层地下水中的含量有所降低, 仅为 0.12~

0.75 μg/L, 平均含量为 0.36 μg/L。最后, 铊矿化带外围地区地下水中铊的含量急剧降低, 平均含量仅为 0.03 μg/L, 而背景区地下水中铊的含量均低于 0.005 μg/L。

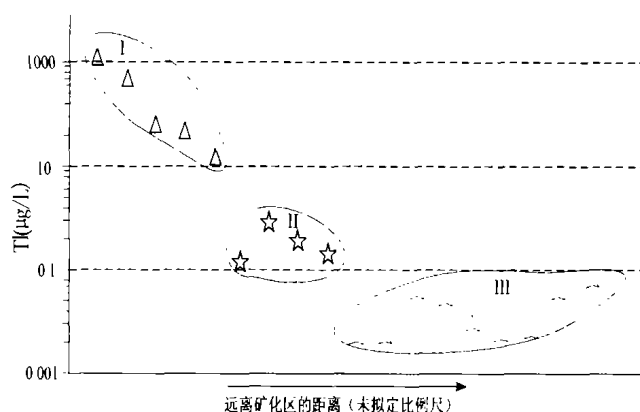


图 3 地下水中铊的含量分布示意图

Fig. 3. Thallium concentration distribution in groundwaters.

I. 矿坑地下水; II. 矿化区邻近的浅层地下水; III. 远离矿化区的浅层地下水

地表溪流水中, 铊的平均含量在枯水期为 8.1 μg/L, 在洪水期为 1.9 μg/L, 其空间分布模式见图 4。以枯水期为例, 上游溪流水中铊的含量为 0.76~0.99 μg/L, 但其源头(溶洞水和泉水)水体中, 铊的含量仅为 <0.005 μg/L (样点 W1008 和 W1009)~0.12 μg/L (样点 W1001); 在中游河段, 铊的含量有所升高, 为 1.4~2.1 μg/L; 在下游河段, 铊的含量急剧增加, 从 3.1 μg/L (样点 W1035) 升高到 33 μg/L (样点 W1065)。在最下游落水洞处, 铊的含量依旧保持较高的含量, 为 19 μg/L。在洪水期, 溪流水中铊的含量也显示十分相似的分布模式(图 4)。虽然, 由于洪水期的水体稀释效应,

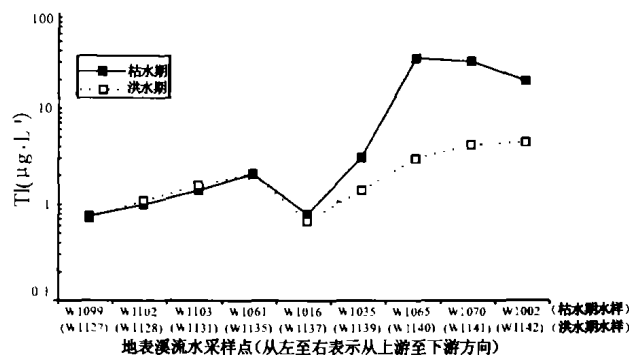


图 4 铊在地表溪流水中的含量分布

Fig. 4. Dispersion pattern of thallium in stream water. 铊的平均含量降低到 1.9 μg/L, 但在上游和中游河段, 铊的含量与枯水期几乎一致, 这可能与大量来自矿化区的地表径流带入较多的铊进入溪流水有关。

表1 滥木厂地区水体中铊及其它成分分析结果

Table 1. Concentrations of thallium and other components in waters of the Lanmuchang area

样号	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)	Na (mg/L)	K (mg/L)	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/L)	Cl (mg/L)	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	EC ( $\mu$ S/cm)	pH	Tl ( $\mu$ g/L)
W1001	59	9.1	2.9	0.9	56	0.93	114	326	7.7	0.12
W1004	48	5.5	0.9	0.8	26	0.33	98	241	8	0.75
W1006	200	34	5.3	2	354	2.6	200	929	6.6	0.18
W1008	49	2.8	1.2	0.6	11	0.77	108	227	8.3	<0.005
W1009	47	3.1	1.3	0.9	9.3	0.56	113	222	8.3	<0.005
W1010	56	1.5	0.5	0.5	11	0.6	125	263	7.5	0.04
W1012	104	6	7.3	6.4	111	13	143	628	7.1	0.38
W1013	35	3.1	2.6	0.8	8.1	0.37	93	181	8	0.006
W1015	47	3.7	2.2	0.5	12	0.22	110	229	7.2	0.006
W1051	52	3.9	2.2	1	7.3	1.2	145	294	7.3	0.04
W1071	58	4.3	1.2	1	3.4	0.49	143	255	7.7	0.01
W1092	71	5.7	1.6	0.7	41	1.5	134	329	7.6	0.03
W1096	45	3.4	0.5	0.5	2.4	0.42	127	238	8.3	0.09
W1124	65	10	3.2	0.9	na	na	na	346	5.8	0.3
W1132	110	4.2	5.5	4.5	na	na	na	502	7.2	0.22
W1003	300	34	1.6	3.6	612	0.74	151	1300	6.6	13
W1072	240	21	5.9	0.8	806	1.8	nd	2000	2.6	1100
W1094	290	2.4	0.9	0.8	225	0.63	nd	2000	3.6	62
W1097	480	54	3.3	0.9	1800	7.7	nd	2000	2.9	54
W1104	290	31	2.3	nd	870	13	nd	2000	2.9	470
W1047	76	3.6	1.6	0.7	24	0.98	170	395	7.2	<0.005
W1057	43	3.4	1.9	0.5	17	0.31	118	252	7.3	<0.005
W1002	65	5.5	3.6	3	68	2.5	97	331	7.7	19
W1016	55	5	3.4	1.4	29	1.5	119	283	7.9	0.8
W1035	50	5.7	4	2	40	2	133	325	7.6	3.1
W1045	46	4	2.5	0.9	10	1.1	109	331	8.6	0.12
W1061	77	7.4	8.4	3	70	3	135	402	7.1	2.1
W1065	65	5.9	4.2	2.8	70	2	137	333	6.2	33
W1070	67	6.2	3.8	3.3	90	2.5	78	355	7.1	31
W1098	55	4.5	2.1	1.3	23	0.91	123	276	7.9	0.09
W1099	62	6	2	1.4	41	0.93	118	313	7.6	0.76
W1100	110	15	3.3	2.3	164	1.3	124	319	7.6	4.8
W1102	64	6.5	2.2	1.5	48	0.99	120	318	7.6	0.99
W1103	67	6.9	2.7	1.9	54	1.4	121	336	7.4	1.4
W1125	100	16	3.3	1.3	na	na	na	610	6.3	3.3
W1126	47	4.2	2	1.3	na	na	na	232	7	3.3
W1127	56	6.2	2.4	1.3	na	na	na	274	6.9	0.19
W1128	62	7.1	2.5	1.5	na	na	na	305	6.8	0.73
W1131	63	7.1	2.9	1.9	na	na	na	342	7.4	1.1
W1135	65	7	3.2	2.1	na	na	na	347	6.8	1.6
W1136	48	3.6	1.8	1.1	na	na	na	235	7.5	2.1
W1137	53	4.8	2.2	1.4	na	na	na	288	7.7	0.07
W1139	56	5.3	2.6	1.7	na	na	na	312	6.7	0.67
W1140	57	5.3	2.6	1.8	na	na	na	298	6.2	1.4
W1141	57	5.3	2.7	1.9	na	na	na	301	6.4	3
W1142	57	5.2	2.8	2.7	na	na	na	290	6.4	4.2

注:na, 未测定; nd, 未检测出

在下游,由于来自研究区西侧溪流水(溪流C)未受铊污染的大量水体的稀释作用,铊的含量较枯水期

有较明显的降低,在下游落水洞处,铊的含量为4.5  $\mu$ g/L,但仍高于中上游水体中铊的含量。

### 3.3 铊的自然矿化对水体中铊的分布扩散的控制作用

在世界范围内,铊在水体中的含量都很低<sup>[2~9]</sup>,但在滥木厂地区,铊在水体中的含量却显著地升高,这与铊的硫化物自然矿化密切相关。含铊的硫化物中,除辰砂外,红铊矿、雄黄、雌黄和黄铁矿等在表生环境和断层破碎带中都很容易在自然风化过程中释放出大量的铊进入地下水中,并降低水体中的 pH 值,进而溶解更多的碳酸盐岩(主要是石灰岩),因而地下水中的 Ca、SO<sub>4</sub> 的含量和电导率也明显地升高(表 1)。正因为如此,铊在地下水中的含量以铊的矿化体为中心,向外围有明显降低的趋势(图 3)。在地表溪流水中,铊的含量,无论是在枯水期还是洪水期,均高出溪流水水源(主要是溶洞水和浅层泉水)许多倍(表 1)。

一般情况下,由于河水的稀释作用,污染物的含量从河流上游到下游有逐渐降低的趋势。但是,在滥木厂研究区,情况恰恰相反:铊的含量在下游河水中远远高出上游和中游的含量(图 4),这一超乎寻常的现象亦与铊的自然矿化和矿化区的水文地质构造特征有关。地表径流、矿山酸性水的排放以及土壤-水相互作用的贡献都不足以造成下游河水中铊的含量奇高的现象,而唯一的可能性就是来自铊矿化区地下水的贡献<sup>[13]</sup>。先前的矿化区水文地质资料<sup>①</sup>表明,矿化区地下水水流方向整体为自北向南,并且地下水水位在矿化区南部边缘稍稍高出其它地段,地下水水位在南部边缘处一般高出河床 0~20 m,并在洪水期和枯水期有 2~5 m 的动态表化幅度。这一水文地质构造特征使得矿化区地下水有可能在下游河床地带溢出而补充进入地表河水中。滥木厂断层和黄泥浆断层是矿化区两大主要断裂带,二者在矿化区南部河床地段交汇,因而流自矿化区的富含铊的地下水极有可能在此交汇敏感带溢出而进入下游溪流水中,从而造成下游水体中铊的含量显著升高。虽然本研究并未在野外成功识别出这一潜在的地下水在下游河床的出露点位,但下游溪流水中较高的 SO<sub>4</sub> 和较低的 HCO<sub>3</sub> 也进一步佐证了这一猜想。

### 3.4 水体中铊的环境影响分析

滥木厂研究区水体中铊的含量显著富集,对当地居民可能造成潜在的环境健康危害值得关注。水体中铊的环境危害主要通过饮用水和农业灌溉用水

两种途径予以体现。

当地传统的生活供水全部是浅挖的水井(1~3 m)和泉水,其水源主要是浅层地下水。在上世纪 60~70 年代,其饮用水中铊的含量为 3.7~40 μg/L<sup>[10,11]</sup>,并且被认为是造成当时慢性铊中毒的主要原因之一<sup>[11]</sup>。本研究表明,当地现在的饮用水供水条件大为改善,当地 60% 的居民自 90 年代以后使用从矿化区西侧外围 3 km 处通过管道运输洁净的地下水(铊的含量 < 0.005 μg/L)作为自来水供水,其余 40% 的居民由于经济困难,目前仍然使用的水井水中铊的含量仅为 0.12~0.38 μg/L(表 1)。在以前的研究中<sup>[10,11]</sup>,检测的水井的位置以及每个水井相对应的铊的含量并未特别注明,现今有些过去的水井已经弃用或封闭,并且所采用的分析方法及质量保证和质量控制(QA/QC)也不得而知,因而本研究的分析结果很难与他们的研究结果进行可靠的对比。一般认为,断裂带附近的地下水极易通过裂隙渗露出地表,并汇入临近地表溪流水。如果本研究中的某个水井恰好位于 60~70 年代某个水井的附近,或者就是原来的一个水井,可以断定这些水井中铊的含量现今已经大为降低。如果是这样,则表明地下水对水井的补给源自一个特定的临近含水层,并且该含水层在长期补给过程中在不断地消耗含水层中的铊,也就是说,长期的自然氧化过程,使得含铊硫化物及其围岩中的铊逐渐减少,因而地下水补给水井水的铊含量也就相应地在减少。

迄今为止,世界卫生组织(WHO)和大多数国家(包括中国)尚未制定饮用水中铊的安全标准,但美国环保局(USEPA)在 1993 年制定了美国标准,为 2 μg/L,其远期安全标准拟定为 0.5 μg/L,这个标准比其它许多毒害元素的标准要严格得多,如 As 为 10 μg/L, Cd 为 5 μg/L, Sb 为 6 μg/L<sup>[14]</sup>。在俄罗斯,饮用水中铊的安全标准更加严格,仅为 0.1 μg/L<sup>[15]</sup>。与美国和俄罗斯的标准相比,滥木厂地区饮用水中铊的含量(0.12~0.38 μg/L)高于俄罗斯的安全标准但远低于美国的标准。因此,对该地区饮用水中铊的潜在危害要进行长期的监测,尤其是将来该地区进行新的矿业开发活动时,目前的水井供水极易遭受新的污染。

滥木厂地区流经居民区的溪流水常用作当地的除饮用水以外的生活用水和农业灌溉用水,该溪流水中铊的含量远远高出浅层地下水中的含量(图 1,表 1)。当地居民常使用该溪流水作为洗衣、洗菜或

①贵州省地质局·贵州兴仁滥木厂汞矿床储量报告·1960

耕作后洗手之用途,这些日常接触使得溪流水中的铊有可能通过皮肤或蔬菜进入人体。铊通过皮肤接触造成人体健康危害已经取得了较多的共识<sup>[16]</sup>,但该接触途径造成的健康效应在滥木厂地区尚不清楚。富铊的溪流水也可能通过农业灌溉造成农业用地的铊污染。遭受铊污染的土壤反过来会污染种植的农作物,从而造成食物链中铊的富集<sup>[17,18]</sup>。研究表明,若农业灌溉水中含有  $1 \mu\text{g/L}$  的铊,并且被农作物完全吸收的话,则可以造成  $0.26 \sim 1 \mu\text{g/g}$  (干重)的铊在农作物中富集<sup>[19]</sup>。因此,滥木厂地区溪流水对农业灌溉用地的环境危害有待进一步研究。值得关注的是,该研究区下游落水洞处,当地政府在1998年新修建了一个灌溉引水渠,将落水洞处积水(枯水期和洪水期铊的含量分别为  $19 \mu\text{g/L}$  和  $4.5 \mu\text{g/L}$ )引导至落水洞南侧地区作为灌溉用水(图1)。因此,滥木厂汇水盆地内地表水中富集的铊,毫无疑问将通过该引水渠使得铊的环境影响范围向研究区南侧外围地区扩散,其具体影响程度及范围也有待

进一步研究。

#### 4 结论

黔西南滥木厂地区地下水和地表水中,铊的含量十分富集。铊在研究区水体中的富集与铊的矿化密切相关,其富集程度从高到低依次为矿坑深层地下水、地表溪流水和浅层地下水。地下水中铊的含量以铊的矿化体为中心,向外围有明显降低的趋势;在地表溪流水中铊的含量在下游河水中远远高出上游和中游河水中铊的含量,可能与来自矿化区地下水在下游河床溢出的贡献有关。

滥木厂研究区水体中铊的富集所形成的潜在环境危害主要通过饮用水和农业灌溉用水两种途径予以体现。饮用水中铊的含量远低于美国的安全标准,尚未构成严重的健康危害。富铊的溪流水用作农业灌溉用水可能造成铊的扩散,并造成农业土壤的铊污染,值得高度关注。

#### 参 考 文 献

- [1] Keith L H, Telliard W A. Priority pollutants. I. A perspective view[J]. *Environmental Science & Technology*, 1979, 13: 416~423.
- [2] Flegal A R, Patterson C C. Thallium concentration in sea water[J]. *Marine Chemistry*, 1985, 15: 327~331.
- [3] Lukaszewski Z, Zembrzusi W, Piela A. Direct determination of ultratrace of thallium in water by flow-injection-differential-pulse anodic stripping voltammetry[J]. *Analytica Chimica Acta*, 1996, 318: 159~165.
- [4] Hall G E M, Pelchat J C. Performance of inductively coupled plasma mass spectrometric methods used in the determination of trace elements in surface waters in hydrogeological surveys[J]. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, 1996, 9: 779~786.
- [5] Cleven R, Fikkert L. Potentionmetric stripping analysis of thallium in natural waters[J]. *Analytica Chimica Acta*, 1994, 289: 215~221.
- [6] Cheam V, Desrosiers R, Sekerka I, et al. Dissolved and total thallium in Great Lakes waters[J]. *Journal of Great Lakes Research*, 1995, 21: 384~394.
- [7] Banks D, Reimann C, Royset O, et al. Natural concentrations of major and trace elements in some Norwegian bedrock groundwaters[J]. *Applied Geochemistry*, 1995, 10: 1~16.
- [8] Dall'Aglio M, Fornaseri M, Brondi M. New data on thallium in rocks and natural waters from Central and Southern Italy: insights into application[J]. *Mineralogy and Petrology*, 1994, 37: 103~112.
- [9] Cheam V, Lawson G, Lechner J, et al. Thallium and cadmium in recent snow and firn layers in the Canadian Arctic by atomic fluorescence and adsorption spectrometries[J]. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, 1996, 355: 332~335.
- [10] 贵州省兴义地区卫生防疫站,中国科学院地球化学研究所环境地质实验室. 铊在生态系循环中的富集[J]. *环境地质与健康*, 1974, 2: 12~15.
- [11] Zhou D X, Liu D N. Chronic thallium poisoning in a rural area of Guizhou Province, China[J]. *Journal of Environmental Health*, 1985, 48: 14~18.
- [12] Xiao T. Environmental impact of thallium related to the Mercury-Thallium-Gold Mineralization in Southwest Guizhou Province, China[D]. Ph.D. thesis, University of Quebec at Chicoutimi, Canada, 2001, 250pp. (<http://wwwlib.umi.com/dissertations/fullcit/NQ65214>).

- [13] Xiao T, Boyle D, Guha J, *et al.* Groundwater-related thallium transfer processes and their impact on the ecosystem: southwest Guizhou Province, China[J]. *Applied Geochemistry*, 2003, 18: 675~691.
- [14] United States Environmental Protection Agency (USEPA). National Primary Drinking Water Regulations[EB/OL]. <http://www.epa.gov/OGWDW/dwh/c-ioc/thallium.html>, 2003.
- [15] Frengstad B, Skrede A K M, Banks D, *et al.* The chemistry of Norwegian groundwaters; III. The distribution of trace elements in 476 crystalline bedrock groundwaters, as analyzed by ICP-MS techniques[J]. *The Science of the Total Environment*, 2000, 246: 21~40.
- [16] Dmowski K, Kozakiewicz A, Kozakiewicz M. Small mammal populations and community under conditions of extremely high thallium contamination in the environment[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 1998, 41: 2~7.
- [17] Xiao T, Guha J, Boyle D, *et al.* Environmental concerns related to high thallium levels in soils and thallium uptake by plants in southwest Guizhou, China[J]. *The Science of the Total Environment*, 2004, 318: 223~244.
- [18] Xiao T, Guha J, Boyle D, *et al.* Naturally-occurring thallium: a hidden geo-environmental health hazard? [J]. *Environment International*, 2004, 30: 501~507.
- [19] Sager M. Thallium in agricultural practice[A] In: Nriagu, J O. Thallium in the Environment[M]. New York: John Wiley & Sons, Inc., 1998: 59~87.

## AQUEOUS ENVIRONMENTAL GEOCHEMISTRY OF THALLIUM IN A THALLIUM CONTAMINATED AREA OF SOUTHWEST GUIZHOU

XIAO Tang-fu<sup>1</sup>, HE Li-bin<sup>1,2</sup>, CHEN Jing-an<sup>1</sup>

(1. State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550002, China; 2. Graduate School, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, China)

### Abstract

In the Lanmuchang area in Southwest Guizhou thallium is highly concentrated in groundwater and surface water resulting from thallium-rich sulfide mineralization. The enrichment extent follows a descending order from deep mine groundwater to stream water to shallow groundwater. Thallium shows the highest concentrations in groundwater within the thallium-mineralized area, with decreasing trend away from this area to the background level. In surface stream water, thallium shows higher concentrations in downstream waters than in up- and mid-stream waters. The markedly high levels of thallium in the downstream waters are likely contributed by unidentified discharge of deep groundwater through fracture zones at the southern margin of the thallium-mineralized area. The enrichment of thallium in the aqueous system of the Lanmuchang area imposes potential environmental risk. Thallium levels in the currently supplied drinking water are lower than in the USEPA regulated safe limit for thallium, and do not impose obvious health hazard at present, but a long-term monitoring on thallium in the drinking water should be taken into consideration. The thallium-rich stream waters may further disperse through agricultural irrigation and consequently cause thallium contamination in arable soils, which should not be overlooked.

**Key words:** thallium; aqueous geochemistry; environmental impact; Southwest Guizhou