

# 风化壳淋积型稀土尾矿中残留浸矿剂及主要共存离子分布规律研究<sup>①</sup>

李小菊<sup>1,2</sup>, 余军霞<sup>1,2</sup>, 汪荣<sup>1</sup>, 欧阳泽<sup>1</sup>, 刘洋<sup>1</sup>, 胡庆梓<sup>1</sup>, 陈施宇<sup>1</sup>, 周芳<sup>2</sup>, 池汝安<sup>2</sup>

(1. 武汉工程大学 化学与环境工程学院, 湖北 武汉 430200; 2. 武汉工程大学 兴发矿业学院, 湖北 武汉 430000)

**摘要:** 以风化壳淋积型稀土矿采用硫酸铵原地浸出后的闭矿场尾矿为研究对象, 研究了尾矿样品的含水率、pH值、Zeta电位随采样深度的变化趋势, 分析了总氮、硝态氮、铵态氮和主要共存离子在矿体中的含量及分布。结果表明, 稀土尾矿样品均呈酸性, 其含水率和Zeta电位均随采样深度增加而逐渐降低。残留铵盐主要以铵态氮中的水溶态铵(11%~33%)和离子交换态铵(59%~87%)赋存在矿体中, 并且其中层矿体中的含量最高, 表层矿体中的含量最低。XRD分析结果表明, 尾矿中黏土矿物含量与残留铵含量呈正相关。因表层矿体中有机质含量高, 共存阳离子 $Al^{3+}$ 和 $RE^{3+}$ 在表层含量最高; 随着矿体深度增加, 阳离子 $Al^{3+}$ 和 $RE^{3+}$ 含量明显降低, 共存阴离子 $SO_4^{2-}$ 、 $Cl^-$ 含量则呈相反变化趋势。

**关键词:** 浸矿剂; 氨氮去除; 硫酸铵; 原地浸出; 稀土; 稀土尾矿; 残留铵盐; 离子分布规律; 环境污染

中图分类号: TQ09

文献标识码: A

doi: 10.3969/j.issn.0253-6099.2023.04.023

文章编号: 0253-6099(2023)04-0103-07

## Distribution of Residual Leaching Agent and Main Co-existing Ions in Weathered Crust Elution Deposited Rare Earth Tailings

LI Xiaoju<sup>1,2</sup>, YU Junxia<sup>1,2</sup>, WANG Rong<sup>1</sup>, OUYANG Ze<sup>1</sup>, LIU Yang<sup>1</sup>, HU Qingzi<sup>1</sup>,  
CHEN Shiyu<sup>1</sup>, ZHOU Fang<sup>2</sup>, CHI Ru'an<sup>2</sup>

(1. School of Chemical and Environmental Engineering, Wuhan Institute of Technology, Wuhan 430200, Hubei, China;  
2. Xingfa Mining College, Wuhan Institute of Technology, Wuhan 430000, Hubei, China)

**Abstract:** After an in-situ leaching of weathered crust elution-deposited rare earth ores with ammonium sulfate, the obtained tailings were taken to explore the variation of water content, pH value, Zeta potential with sampling depth, and then the total nitrogen content, nitric nitrogen, ammonium nitrogen and the main co-existing ions were also analyzed. The results indicate that the tailings samples were all acidic, and both water content and Zeta potential decreased with increasing of sampling depth. The residual ammonium salt in the ore body mainly exists in the form of water-soluble ammonium (11%–33%), and ion-exchange ammonium (59%–87%) in ammonium nitrogen, presenting the highest content in middle layer and the lowest content in surface layer. XRD analysis reveals that the content of clay minerals in the rare earth tailings positively correlated with the content of residual ammonium. In addition, high content of organic matter in the surface layer of the ore body leads to the highest content of co-existing cations  $Al^{3+}$  and  $RE^{3+}$  in the surface layer; while as for the ore body at deeper position, the content of co-existing cations  $Al^{3+}$  and  $RE^{3+}$  decreases obviously, and the co-existing anions  $SO_4^{2-}$  and  $Cl^-$  present an opposite variation trend.

**Key words:** leaching agent; removal of ammonia and nitrogen; ammonia sulfate; in-situ leaching; rare earth; rare earth tailings; residual ammonium; ions distribution law; environmental pollution

风化壳淋积型稀土矿是我国重要的战略资源, 主要分布在江西、福建等省份, 因其富含中重稀土, 具有

很高的开采价值, 主要采用以硫酸铵为浸出剂的原地浸出工艺开采<sup>[1-2]</sup>。据统计, 浸取 1 t 稀土矿需要向矿

① 收稿日期: 2023-02-06

基金项目: 国家自然科学基金面上项目(52274267); 国家重点研发计划项目(2018YFC1801801)

作者简介: 李小菊(1988—), 女, 甘肃天水人, 博士研究生, 讲师, 主要研究方向为矿山环境修复。

通信作者: 余军霞(1979—), 女, 湖北仙桃人, 博士, 教授, 主要研究方向为矿山环境修复。

山中注入7~12 t 硫酸铵,导致大量硫酸铵浸矿剂残存于矿体中<sup>[3]</sup>。如不处理,在雨水的淋洗下,残留浸矿剂将缓慢释放进入土壤和水系,威胁矿山生态环境。浸矿剂 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 会转化为 $\text{NH}_4^+$ 和 $\text{SO}_4^{2-}$ , $\text{NH}_4^+$ 不仅会产生氨氮污染<sup>[4]</sup>,还会酸化土壤,造成植物氮、磷和钾不平衡,影响矿区植被生长;部分 $\text{SO}_4^{2-}$ 与 $\text{Ca}^{2+}$ 和 $\text{Mg}^{2+}$ 结合生成 $\text{CaSO}_4$ 、 $\text{MgSO}_4$ ,加速土壤中矿物质营养元素流失。另一方面,淋洗过程中其他主要共存离子如 $\text{Al}^{3+}$ 、 $\text{RE}^{3+}$ 等也会释放。

近年来,国内外学者对土壤中氮化物的迁移、转化和累积等问题开展了大量研究。文献[5]采用室内浸出实验,发现表土层中氨氮含量随时间推移而降低。文献[6]研究发现,随着土层加深,土壤对硝酸盐的吸附量也增大。文献[7]通过对降雨条件下各种介质中氨氮的迁移特性进行分析,发现降水是影响氨氮污染扩散速率的重要原因,而氨氮的分配则取决于土壤的吸附量和下渗速率。然而,鲜有文章研究风化壳淋积型稀土尾矿的残留浸矿剂及主要共存离子的赋存与分布。本文以风化壳淋积型稀土矿闭矿场尾矿为对象,研究了不同取样点尾矿样品的含水率、pH值、Zeta电位;探讨了尾矿中总氮、铵态氮、硝态氮的含量及分布;重点探究了铵态氮中水溶态、离子交换态和固定态铵的含量及分布规律;同时也考察了主要共存离子 $\text{Al}^{3+}$ 、 $\text{RE}^{3+}$ 、 $\text{SO}_4^{2-}$ 和 $\text{Cl}^-$ 等在矿体中的分布。研究结果可为风化壳淋积型稀土尾矿原地浸出后矿区的土壤复垦和残留氨氮的去除提供有益的指导。

## 1 实验

### 1.1 实验材料与试剂

使用改进的洛阳铲从江西赣州某原地浸出现场收集风化壳淋积型稀土尾矿不同采样点不同深度的稀土尾矿样品。

主要实验试剂为:酒石酸钾钠、偶氮胂Ⅲ、铬天青、硫酸铝钾、重铬酸钾、过硫酸钾等,均为分析纯。

### 1.2 实验分析仪器

主要实验仪器包括:紫外可见分光光度计(A390,上海翊仪仪器有限公司),离子色谱(DX-500,美国戴安公司)等。

### 1.3 实验方法

分别采用标准NY/T 52—1987、NY/T 1377—2007和电泳法测定稀土尾矿中含水率、pH值和Zeta电位。

按照GB 11894—1989测定尾矿中总氮含量;按照HJ 535—2009测定尾矿中铵态氮的含量及分布;按照

GB/T 32737—2016测定硝态氮含量;尾矿连续浸提后按照HJ 535—2009测定水溶态、离子交换态和固定态铵含量<sup>[8]</sup>。

采用铬天青分光光度法测量不同矿样中 $\text{Al}^{3+}$ 含量;采用偶氮胂Ⅲ分光光度法测定尾矿中的稀土含量;按照GB 9834—1988测定有机质含量;按照DZ/T 0064.51—1993测定不同矿样中的 $\text{SO}_4^{2-}$ 和 $\text{Cl}^-$ 含量。

## 2 结果与讨论

### 2.1 含水率、pH值和Zeta电位随采样深度的变化

采样位点示意图1(a),其中SS1、SS2和SS3分别代表采样点1、2和3所取样品。

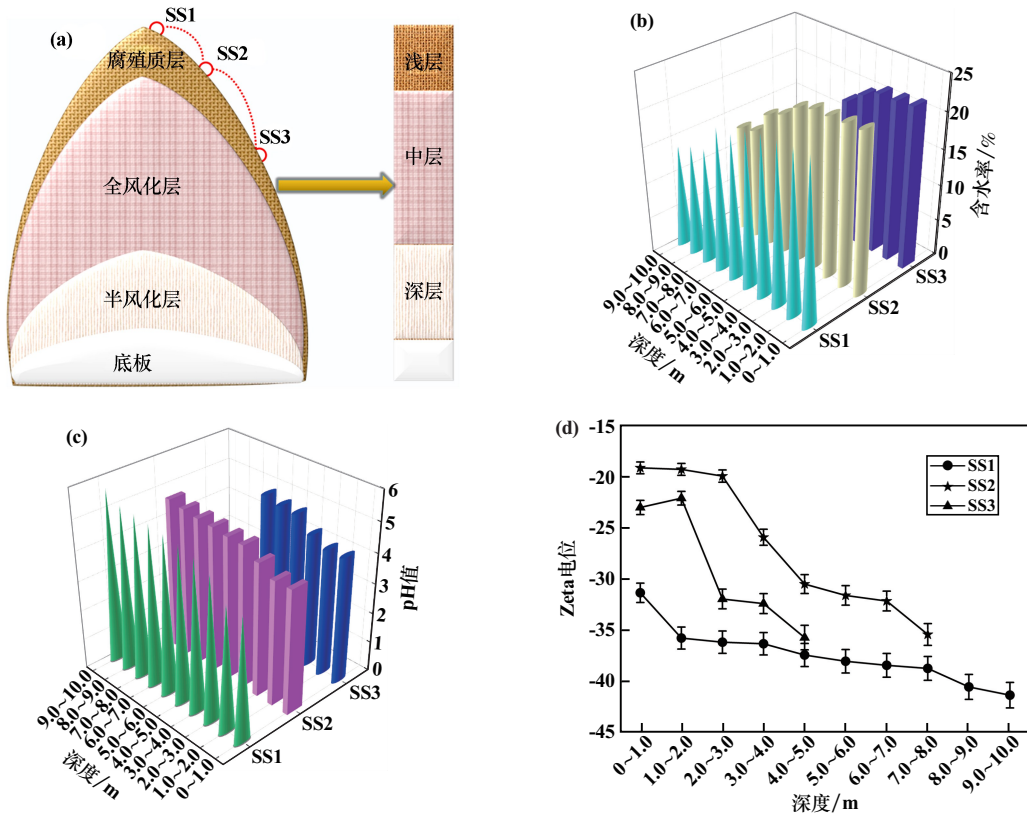
尾矿中的水分是影响尾矿中离子迁移的重要因素,图1(b)为采样点深度对含水率的影响。从图可知,SS1、SS2和SS3含水率随着采样深度增加而降低。具体而言,SS1含水率由上到下从22.54%下降到14.13%,SS2从22.51%下降到14.42%,SS3从22.32%下降到19.83%。这里的含水率主要指的是吸附水,造成这种结果的原因是浅层尾矿结构松散,水容易渗入储水空隙和浅层尾矿,且受外部大气环境中降雨和湿度的影响<sup>[9]</sup>。

图1(c)为SS1、SS2和SS3稀土尾矿中pH值随采样深度的变化。从图可知,原地浸出后尾矿表层酸性显著大于深层,且随着采样深度增加,酸性逐渐减弱。其中表层稀土尾矿pH值在4.0~4.7之间变化,深层尾矿pH值在4.7~6.0之间变化。主要原因是浸出稀土矿的硫酸铵是一种强酸弱碱盐, $\text{NH}_4^+$ 通过电解产生大量的 $\text{H}^+$ ,造成尾矿酸化。

图1(d)为不同采样点尾矿样品Zeta电位变化趋势。结果表明,尾矿样品Zeta电位均随着采样深度增大而降低。浅层采样点的Zeta电位大于深层,可能原因是浅层的稀土矿表面吸附的金属离子量显著高于深层,金属离子本身含有较多的电荷,从而引起更高的Zeta电位<sup>[10]</sup>。

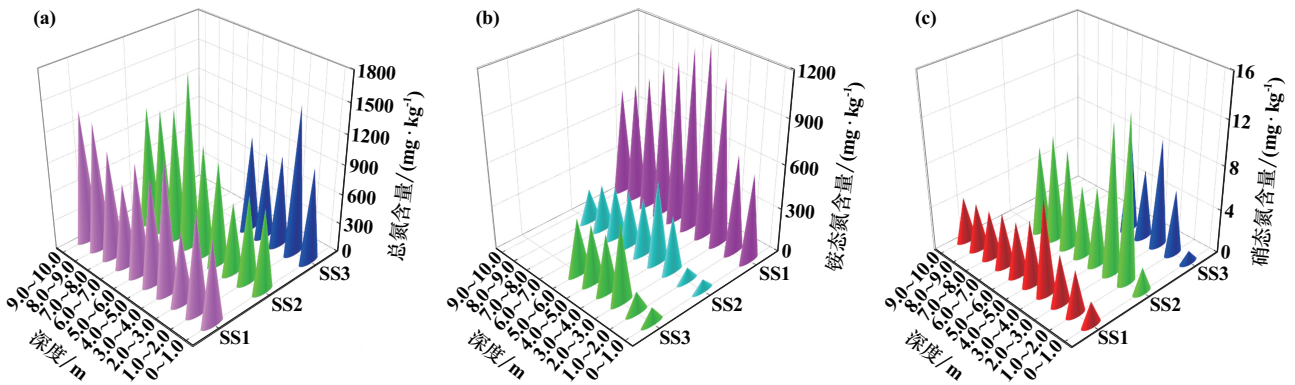
### 2.2 总氮、铵态氮和硝态氮含量及分布

图2为不同采样点总氮、铵态氮和硝态氮含量及分布图。由图2可知,3个采样点的浅层矿体中总氮含量大于铵态氮和硝态氮含量之和,可能是由于浅层矿体中含有腐殖质层,腐殖质层中含有大量其他形式的氮。由图2(a)可知,3个位点中层总氮含量大于浅层,可能是原地浸取过程中含氮的浸取剂进入矿体中,浅层的总氮随着雨水的淋滤变化从上往下渗透扩散,导致总氮含量随着取样深度增加呈现增大的趋势。另



(a) 采样位点; (b) 含水率; (c) pH 值; (d) Zeta 电位

图 1 采样位点示意及采样深度对含水率、pH 值和 Zeta 电位的影响



(a) 总氮; (b) 铵态氮; (c) 硝态氮

图 2 采样深度对总氮、铵态氮和硝态氮含量及分布的影响

外,尾矿含水率也是一个重要因素,浅层矿体的含水率高于中、深层矿体,水能够作为氮元素迁移的载体,因此浅层矿体中的氮可以缓慢地渗透到中层矿体中<sup>[11]</sup>。

从图 2(b) 可以看出,中层矿体铵态氮含量最高。由于稀土矿风化程度较高,黏土矿物含量高,矿体的粒径相对较小,具有较大的比表面积和较高的残留铵盐富集能力,所以中层矿体铵态氮含量较高。深层矿体尾矿的黏土矿物含量较低,成岩矿物含量较高,从而导致深层较低的铵态氮含量<sup>[12]</sup>。浅层矿体铵态氮含量均较

低,一部分原因是氨氮随着雨水冲刷流逝了,还有一部分原因是表层的氨氮作为营养物质被植物部分吸收了。

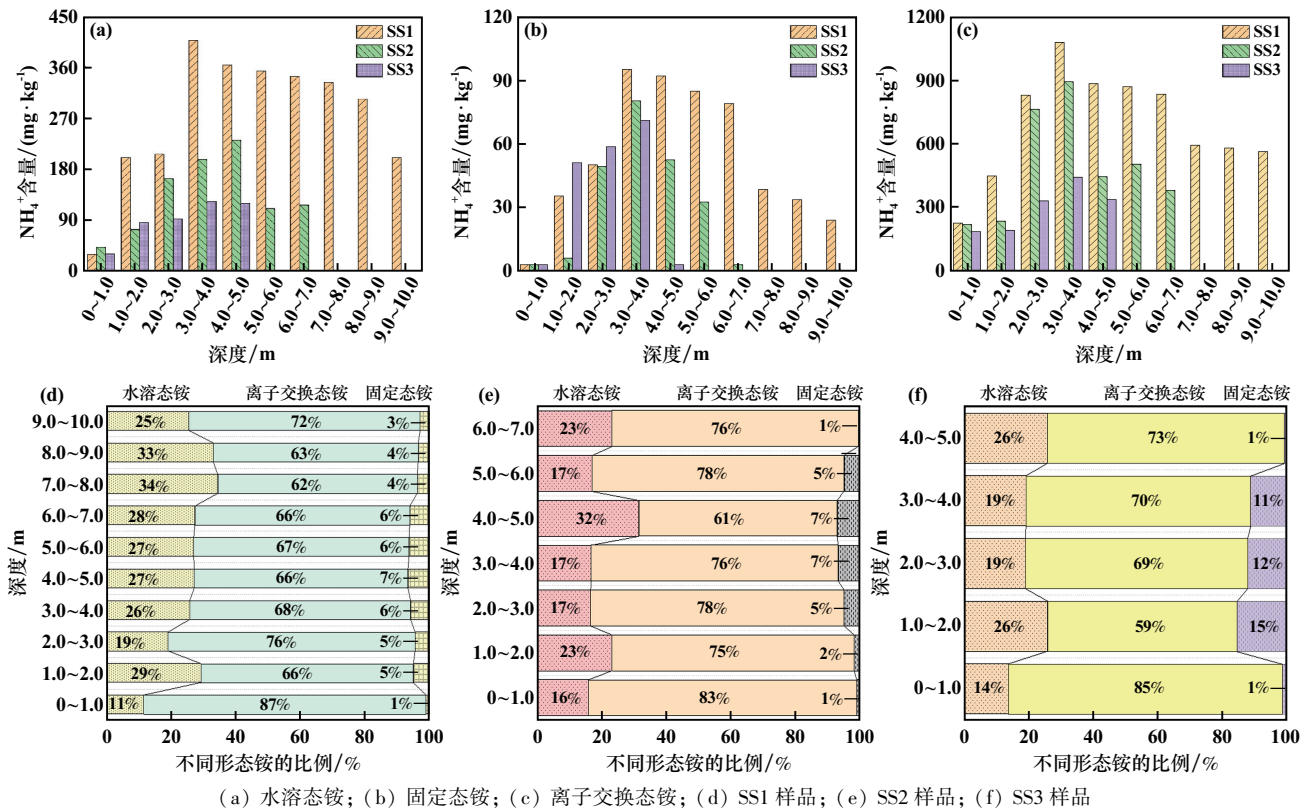
图 2(c) 表明,浅层矿体尾矿的硝态氮含量远低于中层和深层矿体尾矿,硝态氮含量远低于总氮和铵态氮,在 2~10 mg/kg 范围内变化,这可能是由于浅层矿体尾矿中的氮很容易被外界环境中的微生物降解,并被矿山上的植物作为养分吸收<sup>[13]</sup>。且浅层矿体尾矿的含水量均略高于中、深层矿体,因此浅层矿体尾矿中的硝态氮更容易往下渗入,而中、深层矿体尾矿含水量

较低,中层矿体尾矿硝态氮含量相对高。

图2结果表明,残留浸矿剂以铵态氮形式存在于矿体中,并且主要富集在中、下层。

### 2.3 残留铵盐赋存状态与分布

采样深度对水溶态铵、离子交换态铵、固定态铵和不同形态铵分配比的影响见图3。



(a) 水溶态铵; (b) 固定态铵; (c) 离子交换态铵; (d) SS1 样品; (e) SS2 样品; (f) SS3 样品

图3 采样深度对水溶态铵、离子交换态铵、固定态铵和不同形态铵分配比的影响

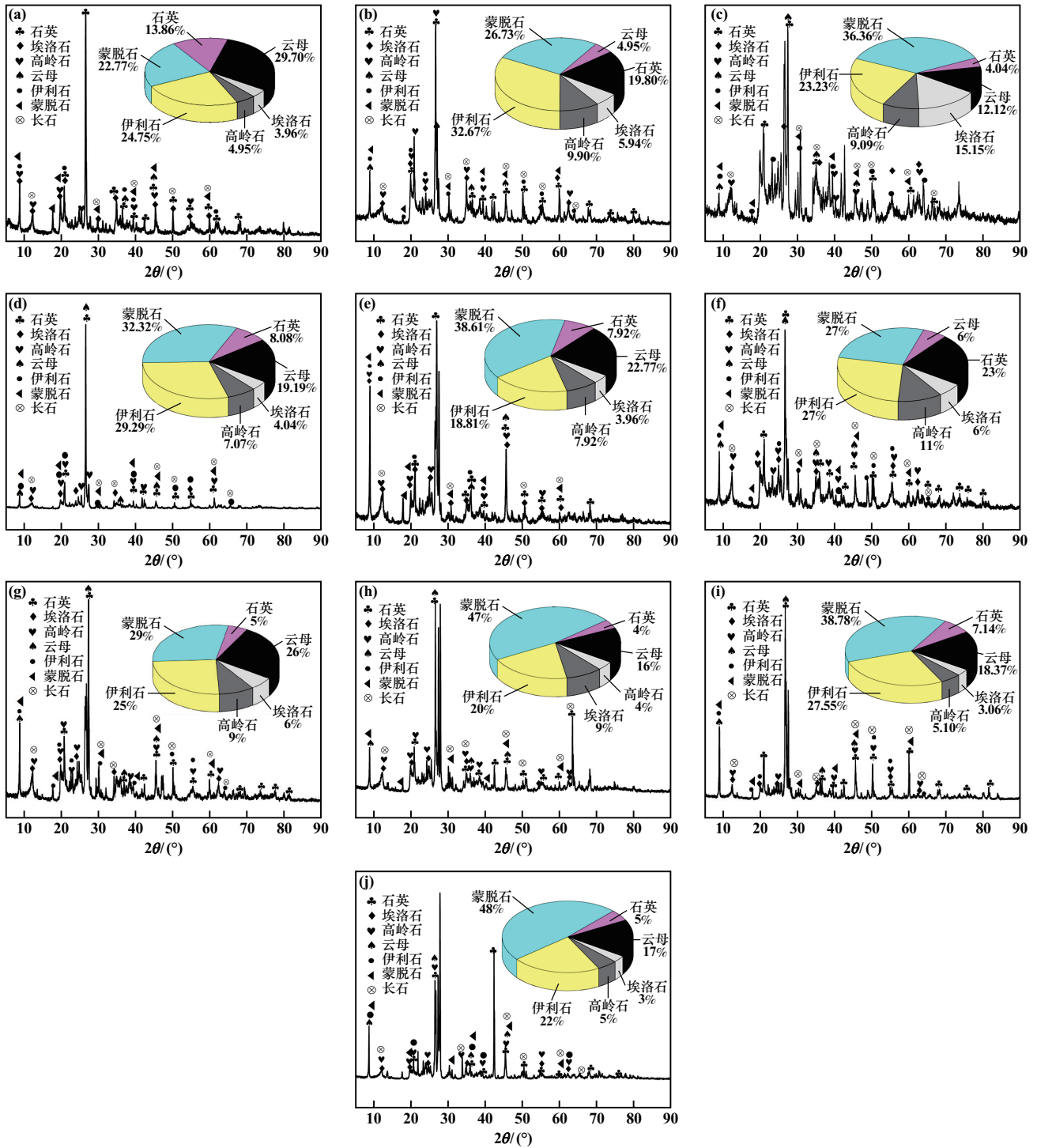
已有研究表明,残余铵盐以水溶态、固定态铵和离子交换态铵等形态赋存于矿体内<sup>[14]</sup>。水溶态铵指通过氢键、范德华力等作用存在于矿体中、可以被水提取的部分,固定态铵指被矿物结构固定的部分,离子交换态铵是指没有被矿物层固定、能够被阳离子交换的铵<sup>[15]</sup>。由图3(a)可知,SS1、SS2和SS3样品水溶态铵含量整体呈现先增大后降低的趋势。表层(0~1.0 m)残留水溶态铵含量最低,含量小于50 mg/kg;随着取样深度增加,SS1、SS2和SS3样品中水溶态铵含量逐渐增至最大值406.8、231.1和123.2 mg/kg,说明水溶态铵盐主要富集在矿体中下部。主要原因是水溶态铵以氢键和范德华力结合,易随雨水淋滤不断往下迁移<sup>[16]</sup>。由图3(d)~(f)可知,SS1、SS2和SS3样品水溶态铵占比分别在11%~34%、16%~32%和14%~26%范围内变化,SS1、SS2和SS3样品水溶态铵平均占比分别为25.8%、21.0%和20.8%。

由图3(b)可知,固定态铵在矿体中的分布趋势与水溶态铵相似,均随着采样深度增大而增大,而后又逐渐减少。但整体而言,固定态铵含量要明显低于水溶态铵含量,在3个采样点固定态铵含量均在5~100 mg/kg

范围内变化,且主要富集在矿体中、下层。由图3(d)~(f)可知,固定态铵占比最小。由于固定态铵结合紧密,不易被其他离子取代,释放缓慢,对环境影响较小。

由图3(c)可知,SS1、SS2和SS3样品铵含量在200~1100 mg/kg范围内变化,说明离子交换态铵含量均显著高于水溶态铵和固定态铵含量,残留铵盐主要以离子交换态铵存在于矿体中。3个采样点中,离子交换态铵含量遵循SS1>SS2>SS3,最大值分别为:1078.8、893.9和443.8 mg/kg。由图3(d)~(f)可知,在垂直方向上,SS1、SS2和SS3样品中的离子交换态铵分别在62%~87%、61%~83%和59%~85%范围内变化,进一步说明离子交换态铵是残留铵盐的主要赋存状态。由于它以离子交换形式黏附在矿物层之间,可以通过阳离子将其交换下来<sup>[17]</sup>。以上研究结果表明,残留铵盐的赋存状态含量遵循:离子交换态铵>>水溶态铵>>固定态铵,并且残留铵盐在矿物中部含量最高,整体呈现中间高两边低的现象。

为进一步阐明残留铵盐赋存及分布原因,分析了不同采样点矿样组成,XRD分析结果及各矿物含量见图4。



(a) SS1(0~1.0 m 处); (b) SS1(3.0~4.0 m 处); (c) SS1(4.0~5.0 m 处); (d) SS1(5.0~6.0 m 处); (e) SS1(9.0~10.0 m 处); (f) SS2(4.0~5.0 m 处); (g) SS2(5.0~6.0 m 处); (h) SS2(6.0~7.0 m 处); (i) SS3(3.0~4.0 m 处); (j) SS3(5.0~6.0 m 处)

图 4 不同采样点稀土尾矿 XRD 图谱和矿物含量分析结果

由图 4 可知, 采样点的稀土尾矿主要由石英、黏土矿物(埃洛石、高岭石、伊利石、蒙脱石)及造岩矿物(长石、云母)等组成。用 X'pert High-score 软件分析各样品的 XRD 图谱, 可以得到 SS1、SS2 和 SS3 样品中埃洛石、高岭石、伊利石、蒙脱石、石英和云母含量分别在

3.00% ~ 15.15%、4.95% ~ 11.00%、18.81% ~ 32.67%、22.77% ~ 48.00%、4.00% ~ 23.00% 和 4.95% ~ 29.70% 范围内变化。SS1 样品到 SS3 样品黏土矿物含量在 3.0% ~ 48.0% 范围内变化。文献报道, 黏土矿物含量将直接影响残留铵盐的含量。以 SS1 样品为例, 由图 4(a) ~ (e) 可

知,在取样深度分别为0~1.0 m、3.0~4.0 m、4.0~5.0 m、5.0~6.0 m和9.0~10.0 m处,黏土矿物含量分别为56.43%、75.24%、83.83%、72.72%和69.30%。3.0~5.0 m深度黏土矿物含量最高,对应于此处残留铵盐含量,包括水溶态、固定态和离子交换态铵含量均明显高于其他深度的样品,进一步验证了残留铵盐的含量与黏土矿物的组成成分密切相关<sup>[18]</sup>。尾矿中的黏土矿物蒙脱土和埃洛石因层间水的存在,对铵有较高的吸附能力;伊利石和高岭土主要通过静电和氢键吸附铵,这些原因使黏土矿物对铵具有较好的吸附能力。

#### 2.4 铝离子、稀土离子和有机质含量及分布

采样深度对  $\text{Al}^{3+}$ 、稀土离子和有机质含量及分布的影响见图5。

$\text{Al}^{3+}$ 是稀土尾矿中伴生的主要金属离子,浅层尾矿中  $\text{Al}^{3+}$ 含量最高,随着采样深度增加,其含量缓慢下降。这是因为在原地浸出时用硫酸铵作为浸出剂,  $\text{Al}^{3+}$ 作为伴生的杂质离子紧随着稀土离子被部分浸出<sup>[19-20]</sup>。由图5(b)可知,经过硫酸铵原地浸出,尾矿中残留稀土离子含量变化与  $\text{Al}^{3+}$ 含量变化规律相似,也随着采样深度增加而逐渐降低。残留铝离子含量和稀土

离子含量可能与稀土矿物有机质含量有关。由图5(c)可知,在3个采样点中,有机质含量由上至下呈递减趋势。浅层尾矿中的有机质含量远高于中层和深层尾矿,这种现象可能是浅层尾矿中一般为腐殖质或冲积层,含有一些动植物腐化产生的有机质。高有机质含量为  $\text{Al}^{3+}$ 和稀土离子的吸附提供了更多活性位点,使得表层  $\text{Al}^{3+}$ 和稀土离子含量高,这一现象也导致尾矿的Zeta电位从表层到底层呈现逐渐下降的趋势。以上研究表明,尾矿中的阳离子  $\text{Al}^{3+}$ 和稀土离子在表层含量高于底层。

#### 2.5 $\text{SO}_4^{2-}$ 和 $\text{Cl}^-$ 含量与分布

采样深度对  $\text{SO}_4^{2-}$ 和  $\text{Cl}^-$ 含量与分布的影响见图6。

由图6(a)可知,SS1样品中  $\text{SO}_4^{2-}$ 含量较SS2、SS3样品高,且随着雨水的淋滤,  $\text{SO}_4^{2-}$ 有往下迁移的趋势。从浅层到深层采样点,随着含水量降低,  $\text{SO}_4^{2-}$ 迁移变得缓慢,另外越到深层采样点越接近底板,风化程度降低,因而  $\text{SO}_4^{2-}$ 很难迁移。从图6(b)可以看出,SS1、SS2和SS3样品的  $\text{Cl}^-$ 含量很低。主要原因是所选用的尾矿用3%~5%的硫酸铵为浸矿剂,对风化壳淋积型稀土矿进行原地浸出,配制浸矿剂的水中含有  $\text{Cl}^-$ ,

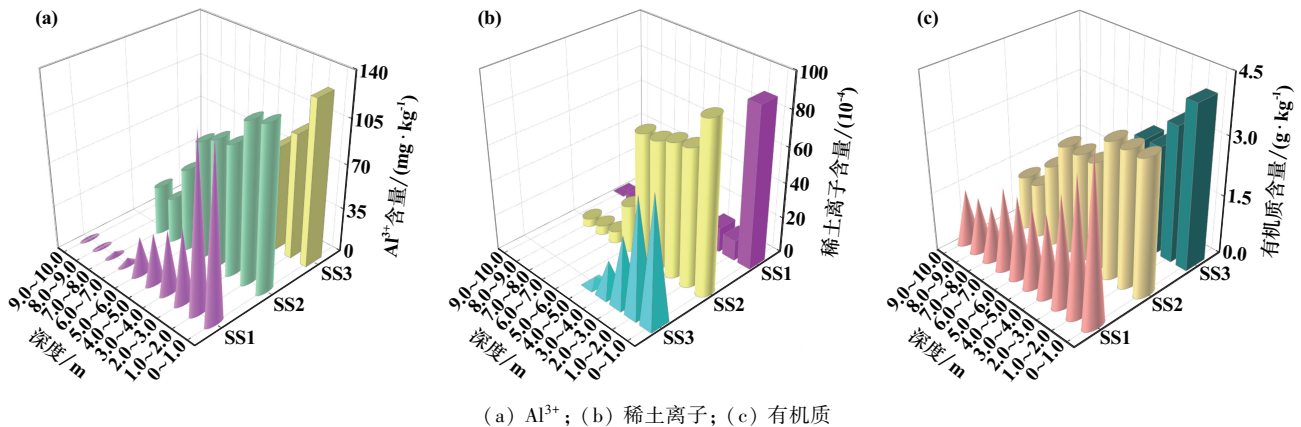


图5 采样深度对  $\text{Al}^{3+}$ 、稀土离子和有机质含量及分布的影响

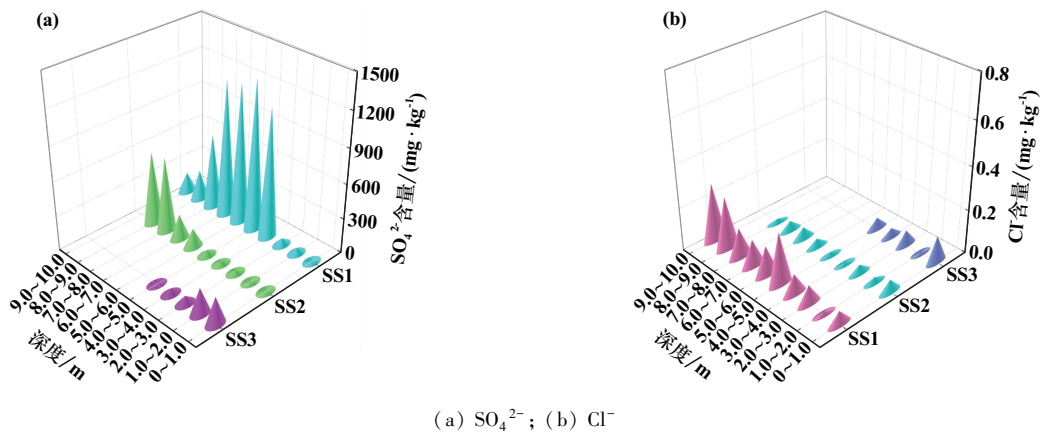


图6 采样深度对  $\text{SO}_4^{2-}$ 和  $\text{Cl}^-$ 含量及分布的影响

因此离子色谱法可以检测出微量氯离子。以上研究表明,尾矿中的阴离子包括  $\text{SO}_4^{2-}$  和  $\text{Cl}^-$ , 底层含量高于表层,与稀土尾矿的电势趋势图一致。

浸矿剂及主要共存离子的分布除了与取样深度及稀土矿物主要组成成分有关外,还与闭矿时间有着密切关系。随着时间的推移,残留在矿体中的浸矿剂及共存离子会在雨水冲刷等作用下,不断在矿物表面发生解吸附-吸附,并发生迁移转化,导致不同深度矿体中残留铵盐浸矿剂和共存离子含量不同。相关时间对总氮、铵态氮和硝态氮含量及分布的影响还需继续深入研究。

### 3 结 论

1) 风化壳淋积型稀土矿原地浸出闭矿场尾矿样品呈酸性,其含水率和 Zeta 电位均随采样深度增加而逐渐降低。总氮、铵态氮和硝态氮含量测定结果表明,尾矿中残留铵盐主要以铵态氮形态存在,因中层矿体中黏土矿物含量最高,铵态氮在中层矿体中含量最高。

2) 残留铵态氮的 3 种赋存形态含量遵循:离子交换态铵 $\gg$ 水溶态铵 $\gg$ 固定态铵,并且残留铵盐随着采样点的不同整体呈现中间高两边低的现象,在矿体中部达到最大值。离子交换态铵占比最高,是氨氮污染的主要来源。

3) 尾矿样品中主要共存阳离子  $\text{Al}^{3+}$  和  $\text{RE}^{3+}$  在表层含量最高,随着矿体深度增加,含量明显降低,这与表层有机质含量最高密切相关;主要共存阴离子  $\text{SO}_4^{2-}$  的含量呈现出与阳离子相反的变化趋势,主要富集在中、下层矿体中,这与矿样的 Zeta 电位变化趋势一致。

4) 关于尾矿中残留浸矿剂及共存离子的赋存及分布特征的研究为风化壳淋积型稀土尾矿治理提供了基础数据,有益于推动稀土矿的绿色矿山建设。

#### 参考文献:

[1] 池汝安,刘雪梅. 风化壳淋积型稀土矿开发的现状及展望[J]. 中国稀土学报, 2019,37(2):129-140.  
 [2] 张培,谢海云,曹广祝,等. 硫酸铵浸出离子矿对土壤和地下水污染的研究现状[J]. 矿冶, 2021,30(4):95-110.  
 [3] TANG J, QIAO J, XUE Q, et al. Leach of the weathered crust elution-deposited rare earth ore for low environmental pollution with a combination of  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  and EDTA [J]. Chemosphere, 2018, 199:160-167.

[4] LIU J H, CHEN L K, LIU C Y, et al. Pb speciation in rare earth mineral and use of entropy and fuzzy clustering methods to assess the migration capacity of Pb during mining activities [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2018,165:334-342.  
 [5] 刘祖文,王华生,朱强,等. 南方离子型稀土原地溶浸土壤氮化物分布特征[J]. 稀土, 2015,36(1):1-5.  
 [6] 牛平山,贾贵廷,田全伦. 临淄地区地下水中氮的水文地球化学行为[J]. 河北地质学院学报, 1995(2):129-133.  
 [7] 张艳,迟宝明,关成尧,等. 一次连续降雨过程中氨氮在不同介质中迁移模拟柱实验[J]. 科学技术与工程, 2015,15(12):260-264.  
 [8] 张艳霞,邓春光,赵丽. 铵态氮在非正规垃圾填埋场土壤中的赋存特征[J]. 环境工程学报, 2017,11(10):5764-5770.  
 [9] 赵永红,张涛,成先雄. 离子吸附型稀土矿区土壤与水环境氨氮污染及防治技术研究进展[J]. 稀土, 2020,41(1):124-132.  
 [10] Packey, D J, Kingsnorth D. The impact of unregulated ionic clay rare earth mining in China[J]. Resour Pol, 2016,48:112-116.  
 [11] XIAO Y F, GAO G H, LI, et al. A discussion on the leaching process of the ion-adsorption type rare earth ore with the electrical double layer model[J]. Mineral Engineering, 2018,120:35-43.  
 [12] 黄群群. 浸矿过程中离子型稀土矿体渗透性变化规律的试验研究[D]. 赣州:江西理工大学建筑与测绘工程学院, 2015.  
 [13] LIU R, MA T, ZHANG D, et al. Spatial distribution and factors influencing the different forms of ammonium in sediments and pore water of the aquitard along the Tongshun River, China [J]. Environ Pollut, 2020,266(1):115212.  
 [14] QIAO J, TANG J, XUE Q. Study on Pb release by several new lixivants in weathered crust elution-deposited rare earth ore leaching process: Behavior and mechanism [J]. Ecotoxicol Environ Saf, 2020,190:110-138.  
 [15] Krakat N, Demirel B, Anjum R, et al. Methods of ammonia removal in anaerobic digestion: a review [J]. Water Science & Technology, 2017,76(8):1925-1938.  
 [16] Steffens D, Sparks D L. Kinetics of Nonexchangeable Ammonium Release from Soils [J]. Soil Science Society of America Journal, 1997,61(2):455-462.  
 [17] 窦丽花,蒲柳,胡琴. 磷酸铵镁沉淀法预处理氨氮废水的研究[J]. 应用化工, 2017,46(8):1510-1517.  
 [18] 王子航. 离子型稀土尾矿中粘土矿物对氨氮解吸的影响[D]. 北京:中国地质大学(北京)水资源与环境学院, 2021.  
 [19] YAN H, LIANG T, LIU Q, et al. Compound leaching behavior and regularity of ionic rare earth ore [J]. Powder Technology, 2018,333:106-114.  
 [20] 何正艳,马萍萍,左琴,等. 风化壳淋积型稀土矿除杂渣中分步回收稀土和铝的研究[J]. 矿冶工程, 2021,41(3):87-91.

引用本文: 李小菊,余军霞,汪荣,等. 风化壳淋积型稀土尾矿中残留浸矿剂及主要共存离子分布规律研究[J]. 矿冶工程, 2023,43(4):103-109.