

pH 对酸性土壤中铝的溶出和铝离子形态分布的影响*

徐仁扣 季国亮

(中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008)

摘 要 pH 对酸性土壤中铝的溶出和土壤溶液中铝离子形态分布的影响的研究结果表明, 土壤中铝的溶出量随 pH 降低而增加, pH 对不同土壤中铝的溶出的影响不同, 三种土壤中铝的溶出量受 pH 影响的大小顺序是: 红壤 > 赤红壤 > 砖红壤, 说明不同类型土壤中铝的溶出对外来酸的敏感程度不同。对三种单核无机形态铝的研究结果表明, 土壤溶液中铝离子的形态分布随 pH 的改变而变化。随 pH 降低, Al^{3+} 占总单核无机铝的比例增加, 而 Al-F 络合物呈相反的变化趋势, 在所研究的 pH 范围内, Al-OH 均占很小的比例, 一般不超过总单核无机铝的 5%。温度影响铝的溶出量和溶出的铝离子形态的分布, 随着温度的降低, 铝的溶出量增加, Al^{3+} 占无机铝的百分数增加, 而 Al-F 络合物所占比例相应减小。土壤溶液中的聚合态铝占总酸溶性铝的比例随 pH 的降低而减小。在酸性至强酸性条件下 (pH < 4.5), 聚合态铝所占比例很小。对红壤和砖红壤的研究结果表明, 酸性土壤中铝的溶解度主要受固相铝的氧化物所控制。

关键词 酸性土壤, 铝的溶出量, 铝离子的形态, pH

随着世界工业化的发展, 酸性气体排放量日益增加, 酸沉降成为一个严重的环境问题。在酸性土壤分布地区, 酸沉降加速了土壤和地表水的酸化进程。土壤酸化的一个严重后果是土壤中可溶性铝的含量增加, 移动性增大, 并对生物产生毒害作用。已有的研究表明, 铝离子的生物毒性除与其含量的大小有关外, 还与其形态有密切的关系^[1-3]。本文探讨了 pH 对我国南方酸性土壤中铝的溶出和土壤溶液中铝离子形态分布的影响。

1 材料和方法

实验中所用的土壤样品分别采自江西进贤、广东徐闻、广州石牌和广西南宁, 土壤的基本性质列于表 1。土样经风干, 磨细过 60 目筛备用。本实验中所有土样均为底层土壤, 所以没有考虑有机质对铝离子形态的影响。

* 国家自然科学基金资助的研究, 项目批准号: 49401009, 49471041。

收稿日期: 1996-11-23; 收到修改稿日期: 1997-09-15

表1 供试土壤的基本性质

Table 1 Basic properties of the soil samples tested

土壤	采样点	母质	pH	交换性铝	主要粘土矿物
Soil	Location	Parent material		Exchangeable Al (mmol/ Kg)	Predominant clay minerals
红壤	江西进贤	第四纪红色粘土	4.74	10.3	高岭石, 水云母, 蛭石
赤红壤	广州石牌	花岗岩	5.4	1.18	高岭石, 三水铝石, 少量水云母
砖红壤	广州徐闻	玄武岩	5.44	0.14	高岭石, 三水铝石
红壤	广西南宁	第四纪洪积物	4.45	19.1	

不同 pH 的酸性土壤溶液的制备,是在 100ml 塑料离心管中加入 12g 风干土和 60ml 浓度为 1mmol/L 并用 HCl 调至不同 pH 的 KCl 溶液,摇匀后振荡 2 小时,放置 24 小时后离心过滤,滤液供测定用。

研究 pH 对溶液中铝离子形态的影响时,将土壤溶液与固相分离后,用稀 HCl 将溶液调至不同 pH,待反应平衡后再进行测定。

本实验中用总酸溶性铝代表土壤溶液中的总铝。其测定方法是,将土壤溶液用 0.5mol/L 的 HCl 酸化至 pH1.0^[4],并放置 1 小时后用邻苯二酚紫分光光度法测定。显色的 pH 条件为 6.1-6.2^[5],用六次甲基四胺配制 pH 缓冲溶液。

测定溶液中的游离氟离子的活度时,如果其活度大于 5×10^{-7} mol/L,用氟电极直接电位法测定,如果其活度低于 5×10^{-7} mol/L,则用氟离子加入法测定^[6]。测定溶液中的总氟时,取 25ml 待测液,加入 2ml TISAB 缓冲液(每升 TISAB 溶液含 14.6g NaCl, 34g NaAC · 3H₂O, 105g 柠檬酸和 40g NaOH),摇匀放置 20 分钟后用氟电极测定。溶液中铝离子形态的区分采用氟离子电极方法^[7-8]。土壤溶液中的总氟包括游离 F⁻、与铝和铁络合的 F⁻、与 H⁺ 缔合的 F⁻,有如下关系:

$$[F]_{\text{总}} = [F^-] + [Al-F] + [Fe-F] + [HF] \quad (1)$$

一般土壤溶液中 Fe³⁺ 的浓度极低,而 Fe²⁺ 与氟形成的络合物稳定常数很小,所以(1)式中的 [Fe-F] 一般可以忽略不计,则有:

$$[Al-F] = [F]_{\text{总}} - [F^-] - [HF] \quad (2)$$

当已知溶液中总氟浓度 [F]_总、游离氟浓度 [F⁻] 和 pH 时,可求得与铝络合的氟的浓度 [Al-F]。溶液中的 Al-F 络合物包括不同化学计量比的一系列络合物,有:

$$[Al-F] = [AlF^{2+}] + 2[AlF_2^+] + 3[AlF_3^0] + \dots + 6[AlF_6^{3-}] \quad (3)$$

根据质量作用定律得:

$$[Al^{3+}] = [Al-F] / [K_1(F^-) / \gamma_{AlF^{2+}} + 2K_2(F^-)^2 / \gamma_{AlF_2^+} + 3K_3(F^-)^3 / \gamma_{AlF_3^0} + \dots + 6K_6(F^-)^6 / \gamma_{AlF_6^{3-}}] \quad (4)$$

其中 $\gamma_{AlF^{2+}}$ 、 $\gamma_{AlF_2^+}$ 、 $\gamma_{AlF_3^0}$ 、 \dots 、 $\gamma_{AlF_6^{3-}}$ 分别为 AlF^{2+} 、 AlF_2^+ 、 AlF_3^0 、 \dots 、 AlF_6^{3-} 的活度系数,可用 Davies(1962) 建议的方程计算^[9]:

$$\log \gamma_i = AZ_i^2 [I^{0.5} / (1 + I^{0.5}) - 0.31]$$

其中 γ_i 为离子 i 的活度系数, I 为离子强度, Z_i 为离子 i 的电荷数, A 为常数 0.509。

离子强度 I 可根据 Griffin 和 Jurinak 建议的经验方程计算^[10]: $I = 0.013EC$, 其中 EC 为电导率,单位为 mS/cm。非 25℃ 下测得的电导率应校正成 25℃ 时的数值。校正时按温度每升高 1℃,电导率增大 2% 计算^[11]。

从上述可见,测定土壤溶液的 pH、电导率、游离 F⁻ 和总氟,可计算出溶液中 Al³⁺ 离子的活度,并从而根据化学平衡计算出溶液中各种单核无机形态铝的浓度。计算中所用的平衡常数列于表 2。在非 25℃ 下

表2 计算铝离子形态所用的平衡常数(25℃)

Table 2 Equilibrium constants used to compute the aluminum species activities

反 应 Reactions	$\log K^0$
$\text{Al}^{3+} + \text{H}_2\text{O} = \text{Al}(\text{OH})^{2+} + \text{H}^+$	-5.0
$\text{Al}^{3+} + 2\text{H}_2\text{O} = \text{Al}(\text{OH})_2^+ + 2\text{H}^+$	-10.1
$\text{Al}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O} = \text{Al}(\text{OH})_3^0 + 3\text{H}^+$	-16.8
$\text{Al}^{3+} + \text{F}^- = \text{AlF}^{2+}$	7.0
$\text{Al}^{3+} + 2\text{F}^- = \text{AlF}_2^+$	12.7
$\text{Al}^{3+} + 3\text{F}^- = \text{AlF}_3^0$	16.8
$\text{Al}^{3+} + \text{SO}_4^{2-} = \text{AlSO}_4^+$	3.5
* $\text{HF} = \text{H}^+ + \text{F}^-$	-3.17

*引自参考文献[12], 其余引自参考文献[13]

表3 温度对平衡常数的影响

Table 3 Relationship between equilibrium constants and temperature

形 态 Species	平衡常数与温度的关系 Relationship between $\log K$ and T
AlOH^{2+}	$\log K = -38.235 - 656.27 / T + 14.327 \log T$
$\text{Al}(\text{OH})_2^+$	$\log K = 88.5 - 9391.6 / T - 27.121 \log T$
$\text{Al}(\text{OH})_3^0$	$\log K = 226.374 - 18247.8 / T - 73.597 \log T$
AlF^{2+}	$\log K = -232 / T + 7.778$
AlF_2^+	$\log K = -432.65 / T + 14.15$
AlF_3^0	$\log K = -472.13 / T + 18.384$

注: 表中铝离子的水解常数与温度的关系引自参考文献[13], 其余根据 ΔH^0 计算。

测定时, 用校正温度影响的平衡常数计算。平衡常数与温度的关系列于表 3。

通常强酸性土壤溶液中游离 F^- 离子的活度低于氟电极的检测下限, 在测定这类土壤溶液 F^- 的活度时, 可用微量加液器加入一已知量的 F^- 溶液, 使溶液中游离 F^- 离子的活度高于电极的检测下限, 然后用上文所述的直接电位法进行测定并计算加氟后溶液中铝离子的形态。加氟过程中溶液 pH 会略有升高, 可用稀 HCl 调节, 使之保持不变。原土壤溶液中铝离子的形态是根据加 F^- 后溶液中铝离子的形态计算的, 从加 F^- 后求得的溶液总单核无机铝中扣除加 F^- 前溶液中与 F^- 络合的铝的浓度, 再根据加 F^- 后溶液中 Al^{3+} 及其水解产物之间的相对比例(其值仅与 pH 和水解常数有关), 可计算出各种形态单核无机铝的浓度(这里忽略了 $\text{Al}-\text{SO}_4$ 络合物, 认为土壤中的单核无机铝主要为 $\text{Al}-\text{F}$ 络合物、 Al^{3+} 及其水解产物)。原溶液中 $\text{Al}-\text{F}$ 络合物的浓度是根据测定的总氟浓度计算的。当游离 F^- 的活度小于 $1 \times 10^{-7} \text{mol/L}$ 时, $\text{Al}-\text{F}$ 络合物主要为 AlF^{2+} (25℃ 时大于 95%)。此时 $\text{Al}-\text{F}$ 络合物的浓度近似等于测定的溶液中总氟的浓度(忽略了 F^- 和 HF 对总氟的贡献)。当溶液中游离 F^- 离子的活度在 $1 \times 10^{-7} \text{mol/L} - 5 \times 10^{-7} \text{mol/L}$ 范围内时, 采用数学逼近法进行计算。即先假定原溶液中 $\text{Al}-\text{F}$ 络合物全部为 AlF^{2+} , 并计算出 Al^{3+} 、 F^- 的活度, 再根据 F^- 的活度重新计算出 $\text{Al}-\text{F}$ 络合物的活度, 并计算出 Al^{3+} 、 F^- 的活度, 直到相邻两次计算的 Al^{3+} 活度值接近为止。关于氟离子加入法的原理可参阅有关文献^[6]。

2 结果和讨论

2.1 pH对土壤中铝的溶出的影响

土壤中铝的溶出量随着酸度的增加而增加。图1和图2分别为三种类型土壤的酸性提取液中pH与 Al^{3+} 的浓度和pH与总单核铝的浓度的关系,两图具有相似的变化趋势。随着pH的降低,溶液中铝的浓度增加。在较高pH下,pH对铝的溶出量的影响很小,而在低pH下,pH对铝的溶出量的影响很大。pH对三种土壤中铝的溶出量的影响程度不同,其大小顺序是:红壤>赤红壤>砖红壤。不同土壤铝的溶出量的这种差别在低pH下更为明显。不同土壤铝的溶出量的差别与土壤的本性有关,由表1可知三种土壤pH的大小顺序为:砖红壤 \cong 赤红壤>红壤,红壤本身的酸度明显大于赤红壤和砖红壤。矿物组成的差别也是红壤中铝

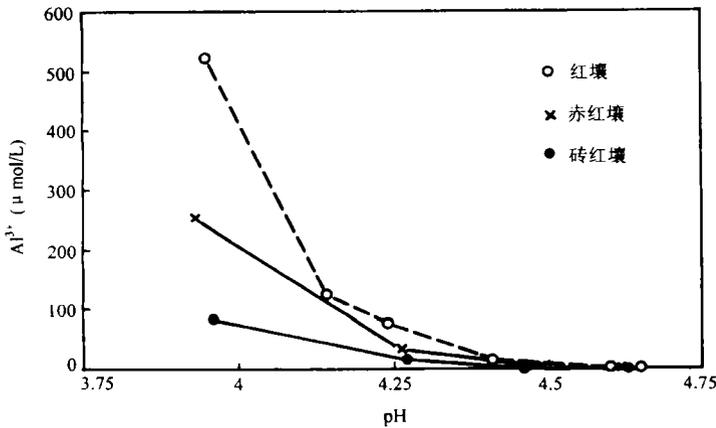


图1 土壤提取液的 Al^{3+} -pH关系

Fig. 1 Relationship between Al^{3+} concentration and pH in the soil solution

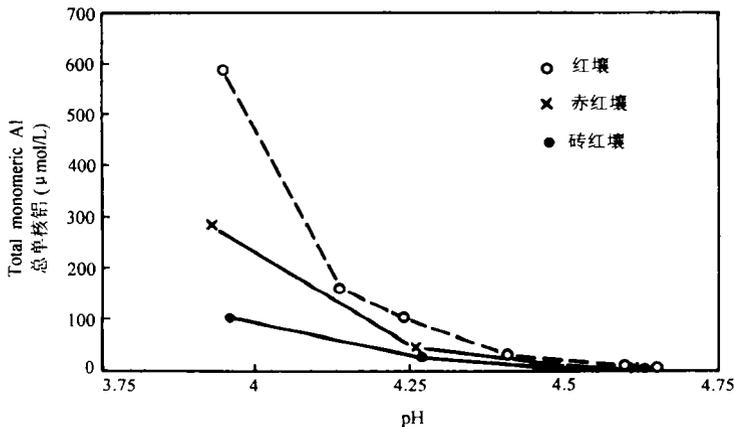


图2 土壤提取液的总单核铝-pH关系

Fig. 2 Relationship between concentration of total monomeric inorganic aluminum and pH in the soil solution

易于溶出的一个主要原因。赤红壤和砖红壤相比,两者 pH 相差不大,看来花岗岩母质上发育的土壤中的铝比玄武岩母质上发育的土壤中的铝易于溶出。从土壤中铝的溶出量的差别,可以看出不同类型土壤中铝的溶出对外来酸的敏感程度不同。

2.2 土壤中铝的溶解度控制因素

一般认为,土壤中铝的溶解度主要受固相的含铝矿物和氧化物所控制。表 4 是酸性土壤中常见的含铝矿物和氧化物的酸溶解方程和平衡常数。从理论上讲, $\log(\text{Al}^{3+})$ 应与 pH 呈直线相关,且斜率为 3。图 3 示在红壤和砖红壤的提取液中 $\log(\text{Al}^{3+})$ 与 pH 的关系。从图可见,红壤在所研究的 pH4.65-4.0 的范围内,砖红壤在 pH4.6-3.7 范围内, $\log(\text{Al}^{3+})$ 与 pH 呈直线相关,且斜率分别为 2.9 和 3.2,与理论值接近。从实验中求得的平衡常数 $\log K$ 来看,红壤在上述范围内, $\log K$ 在 7.88-8.23 之间,砖红壤者在 6.93-7.38 之间,与铝氧化物的 $\log K$ 相近(表 4 所示)。从这两类土壤的矿物组成看,玄武岩发育的砖红壤,主要粘土矿物为高岭石、三水铝石,而第四纪红色粘土发育的红壤主要粘土矿物为高岭石、少量水云母和蛭石。各种铝的氧化物在酸性土壤中是广泛存在的。综合上述几个因素,可以认为这两类土壤中铝的溶解度主要受土壤中铝的氧化物所控制。

表4 含铝矿物的溶解平衡常数

Table 4 Equilibrium constants of dissolution reactions of aluminum-bearing minerals

反 应 Reactions	$\log K^0$
$\text{Al}(\text{OH})_3(\text{无定形}) + 3\text{H}^+ = \text{Al}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O}$	9.66
$\text{Al}(\text{OH})_3(\text{三羟铝石}) + 3\text{H}^+ = \text{Al}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O}$	8.51
$\text{AlOOH}(\text{一水软铝石}) + 3\text{H}^+ = \text{Al}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O}$	8.51
$\text{Al}(\text{OH})_3(\text{三水铝石}) + 3\text{H}^+ = \text{Al}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O}$	8.04
$\text{AlOOH}(\text{一水硬铝石}) + 3\text{H}^+ = \text{Al}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O}$	7.92
$\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_7(\text{OH})_4(\text{高岭石}) + 6\text{H}^+ = 2\text{Al}^{3+} + 2\text{H}_2\text{SiO}_4^0 + \text{H}_2\text{O}$	5.45

注:表中数据引自参考文献[14]

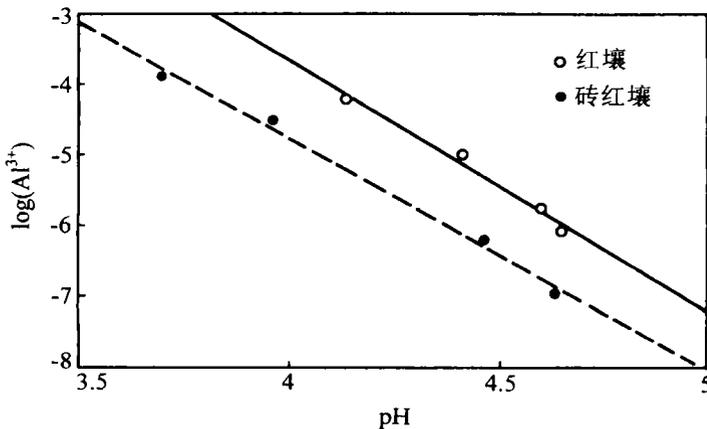


图3 $\log(\text{Al}^{3+})$ 与 pH 的关系

Fig. 3 Relationship between $\log(\text{Al}^{3+})$ and pH

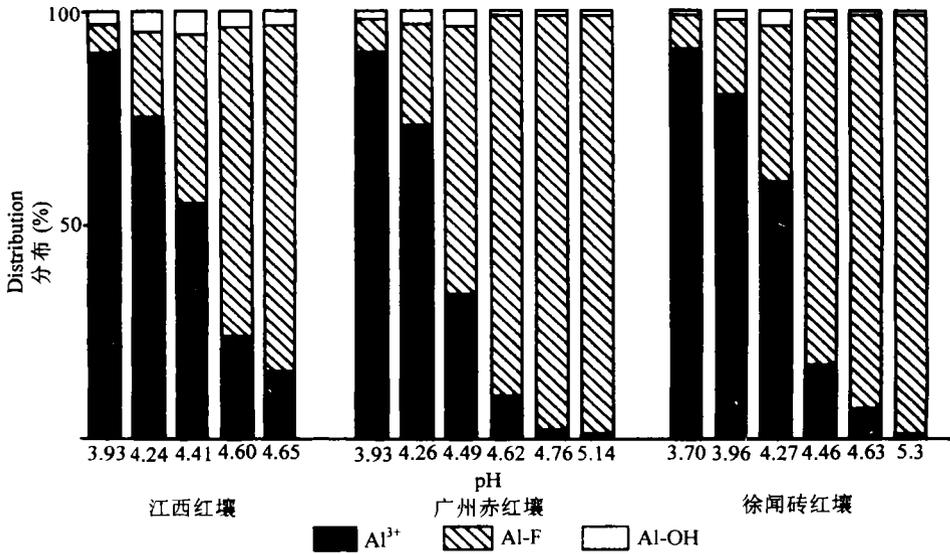


图4 土壤提取液中铝离子的形态分布

Fig. 4 Distribution of inorganic aluminum species in the soil solution

2.3 pH对土壤中铝离子形态分布的影响

pH不仅影响土壤中铝的溶出量,而且影响溶出铝在溶液中的形态分布。图4是三种土壤的酸性提取液中三种单核无机铝占总单核无机铝的百分数。结果表明,随着pH的降低,Al³⁺占总单核铝的百分数逐渐升高,而Al-F络合物所占的百分数逐渐降低。在整个研究的pH范围内,Al-OH所占比例很小,最多不超过总单核无机铝的5%。从三种土壤的研究结果看,在强酸性条件下,土壤溶液中的Al³⁺是主要形态的单核无机铝。在中等强度及弱酸性条件下,Al-F络合物是主要形态的单核无机铝。对我国南方的几个表层土壤的研究结果也证

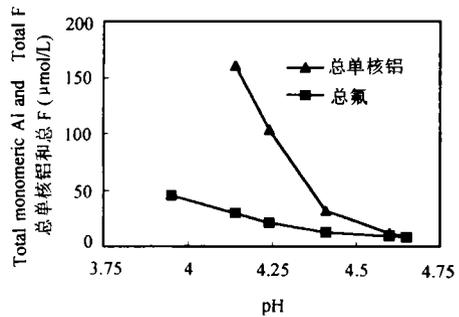


图5 红壤提取液的总铝、总氟与pH关系

Fig. 5 Relationship between total aluminum, total F and pH in the red soil solution

表5 pH对红壤的土壤溶液中铝离子形态转化的影响

Table 5 Effect of pH on the transformation of Al species in the soil solution

采样点 Location	pH	Al ³⁺	AlF ²⁺	AlF ₂ ⁺	AlF ₃ ⁰	AlOH ²⁺	Al(OH) ₂ ⁺
江西	4.74	0.034	0.97	1.36	0.049	0.013	0.004
	4.08	0.037	0.99	1.31	0.044	0.003	0.0002
进贤	3.87	0.054	1.35	1.67	0.052	0.003	0.0001
广西	4.54	0.61	4.68	1.79	0.002	0.15	0.03
	4.29	0.67	4.83	1.74	0.002	0.094	0.009
南宁	4.0	0.75	5.0	1.67	0.001	0.054	0.008

注:表中浓度单位为μmol/L

明了这一点。单核无机铝的形态随 pH 的这种变化规律与土壤中铝和氟的溶解度有关。图 5 是红壤的酸性提取液中总单核无机铝和总氟随 pH 的变化趋势,虽然溶液中的总氟也随 pH 的降低而增加,但其增幅明显小于总单核无机铝。

土壤溶液中铝离子的形态随 pH 的改变而变化,这种变化深受土壤固相部分的影响。表 5 是红壤的土壤溶液与固相分离后, pH 对溶液中铝离子形态转化的影响。从表中结果看,随着 pH 的降低 Al³⁺ 及 Al-F 络合物浓度有所增加。Al-OH 浓度减小,但变化幅度都比较小,在三种不同 pH 下均是 Al-F 络合物为主要形态。比较图 4 的结果,当固液相共存时,随着 pH 降低,铝的溶出量增加,且溶出铝中 Al³⁺ 所占比例逐渐增加,Al-F 络合物所占比例逐渐减小,江西红壤 pH<4.41 时, Al³⁺ 成为主要形态。

2.4 温度对铝的溶出和铝离子形态分布的影响

温度的改变影响土壤中铝的溶出量,图 6 和图 7 分别示三个不同温度下红壤提取液的 Al³⁺ 浓度-pH 关系和总单核无机铝浓度-pH 关系。由图可见,铝的溶出量随温度的降低而增加,且在较低的 pH 范围内增幅更大。温度也影响土壤溶液中铝离子的形态分布,图 8 是三个

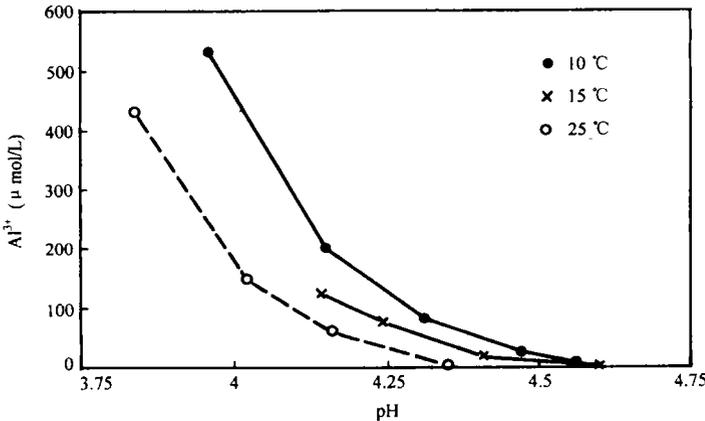


图6 温度对溶出 Al³⁺ 的影响

Fig. 6 Effect of temperature on the dissolution of Al³⁺

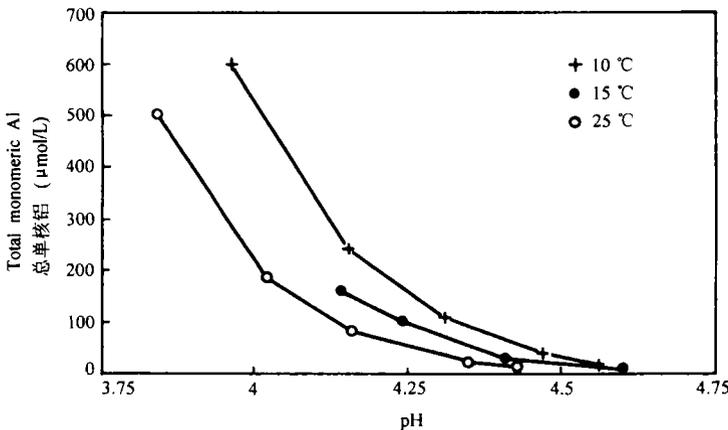


图7 温度对溶出总单核铝的影响

Fig. 7 Effect of temperature on the dissolution of total monomeric Al

不同温度下,相同 pH 的红壤提取液中三种单核无机铝占总单核无机铝的百分数。可见当温度由 10℃ 升至 25℃ 时, Al^{3+} 所占的分数由 83% 降至 71%, 而 Al-F 络合物所占分数由 14% 增加至 25%, 而 Al-OH 所占比例变化不大。从绝对量来看, 对于组成一定的酸性土壤, 温度低时总单核无机铝的含量高于温度高时, 因此低温时 Al^{3+} 的含量将显著高于高温时。

综合 pH 和温度两方面的影响, 低温和高酸度使铝的溶出量增加, 且在此条件下, 毒性较大的 Al^{3+} 占总单核无机铝的比例也最高。从我国南方酸性降雨的时间分布来看, 一年中春季降雨酸度最高^[15], 此时温度相对偏低, 可以预期, 这一时期酸性土壤中铝对植物的毒性将是最为严重的。

2.5 pH 对聚合态铝的影响

本实验中所用土壤均为底层土壤, 可以忽略溶液中的有机络合态铝, 因此可以认为测定的总铝与总单核无机铝之差为聚合态铝。图 9 是赤红壤的酸性提取液中总铝与总单核

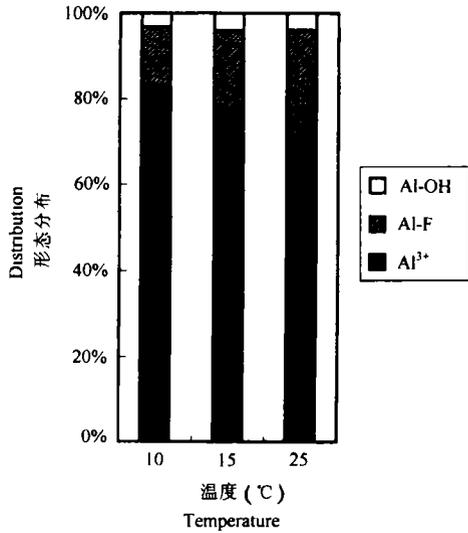


图8 温度对铝离子形态分布的影响
Fig. 8 Effect of temperature on the distribution of aluminum ionic species

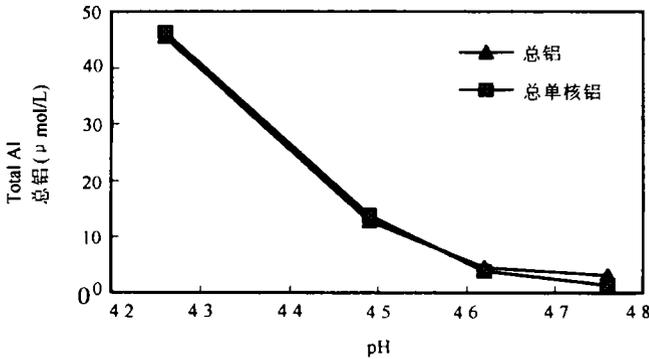


图9 pH对聚合态铝的影响
Fig.9 Effect of pH on polymeric Al species

无机铝的浓度随 pH 的变化曲线。由图可见, 随 pH 降低两线之间的距离变小, 约在 $pH < 4.57$ 时, 两线基本重合。说明聚合态铝的含量随 pH 的降低而减小, 在酸性至强酸性条件下, 土壤溶液中聚合态铝所占比例很小。砖红壤和红壤具有相似的变化趋势。

参 考 文 献

1. Parker D R et al. Aluminum speciation and phytotoxicity in dilute hydroxy-aluminum solution. Soil Sci. Soc. Am. J., 1988,52:438-445
2. Driscoll C T et al. Effect of aluminum speciation on fish in dilute acidified waters. Nature, 1980,284: 161-164

3. Cameron R S et al. Relative toxicities of inorganic aluminum complexes to barley. *Soil Sci Soc. Am. J.*, 1986, 50:1231—1236
4. Driscoll C T. A procedure for the fractionation of aqueous aluminum in dilute acid water. *Int. Environ. Anal. Chem.*, 1984, 16:267—284
5. Seip H M et al. Aluminum speciation: comparison of two spectro-photometric analytical methods and observed concentrations in some acidic aquatic systems in southern Norway. *Water, Air and Soil Pollut.*, 1984, 23:81—95
6. 徐仁扣, 季国亮. 氟离子加入法区分强酸性矿质土壤溶液中无机单核铝的形态. *化学传感器*, 1996, 16(3): 179—184
7. Lindsay W L. *Chemical Equilibria in Soils*. Wiley, New York, 1979
8. Hodges S C. Aluminum pectiation: a comparison of five methods. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1987, 51:57—64
9. Davies C W. *Ion association*. Butterworths, London, 1962
10. Griffin R A, Jurinak J J. Estimation of activity coefficients from the electrical conductivity of natural aquatic systems and soil extracts. *Soil Sci.*, 1973, 116:26—30
11. Yu T R, Ji G L. *Electrochemical method in soil and water research*. Pergamon Press, 1993
12. 常文保, 李克安编. *简明分析化学手册*. 北京大学出版社, 1981, 85
13. Nordstrom D K, Howard M M. Aqueous equilibrium data for mononuclear aluminum species. in *The Environmental Chemistry of Aluminum* (edited by Sposito, G.). CRC Press, Inc. 1989
14. Lindsay W L, Walthall P M. The solubility of aluminum in soils. in Sposito G. ed. *The Environmental Chemistry of Aluminum* CRC press, Inc. 1989
15. 毛节泰. 两广春季酸雨形成的物理原因初探. 国家环境保护局编. *大气污染防治技术研究*. 北京: 科学出版社, 1993. 579—686

INFLUENCE OF pH ON DISSOLUTION OF ALUMINUM IN ACID SOILS AND THE DISTRIBUTION OF ALUMINUM ION SPECIES

Xu Ren-kou Ji Guo-liang

(*Institute of Soil Science, Academia Sinica, Nanjing 210008*)

Summary

The influence of pH on the dissolution of aluminum in acid soils and the distribution of aluminum ion species in soil solution were studied. The results indicated that the dissolved aluminum increased with the decrease in pH. The effect of pH on the dissolution of aluminum varied with the soil type. The extent of pH influence on the dissolution of aluminum in three acid soils was in the order red soil > lateritic red soil > latosol. It suggested that the sensitivity of aluminum dissolution to external acid was different among the three soils. The distribution of aluminum ion species in soil solution varied with pH. The proportion of Al^{3+} to total monomeric inorganic aluminum increased with the decrease in pH, but that of Al-F complexes increased with the increase in pH. Within the range of studied pH, the proportion of Al-OH species was not higher than 5 percent. Temperature affected the aluminum dissolution and the distribution of aluminum ion species in soil solution. Both the dissolved aluminum and the proportion of Al^{3+}

species increased with the drop in temperature, but the proportion of Al-F complexes varied with temperature in an opposite trend. A decrease in pH resulted in a decrease in the proportion of polymeric aluminum ion species in soil solution. Therefore its proportion was very small in acid to strongly acid soils (pH<4.5). The results obtained from the red soil and latosol indicated that the solubility of aluminum in soil solution was controlled by aluminum oxides in soils.

Key words Acid soil, Dissolved aluminum, Aluminum ion species, Effect of pH