

酸性硫酸盐土酸消长的水动力机制研究*

刘振乾^{1,2} 王建武¹ 骆世明¹ 区美美¹ 黎华寿¹

(1 华南农业大学, 广州 510642; 2 暨南大学, 广州 510632)

摘要 以不同土壤湿度、不同干湿交替周期和原状土自然风干 8 个处理进行酸性硫酸盐土(简称 ASS)室内模拟实验。通过对模拟过程内土壤 pH、总硫化物性酸度和未氧化双氧水可氧化硫、交换性酸度、硫派生的实际酸度、KCl 可提取硫等指标的动态变化过程的跟踪测定和分析显示,土壤水分条件是制约 ASS 酸度及酸形态转化的重要动力机制,可导致 ASS 酸度和酸形态的有规律变化。ASS 产酸量和洗酸量受干湿交替周期制约。

关键词 酸性硫酸盐土, 酸化, 水动力机制

中图分类号 S153.6

酸性硫酸盐土(Acid Sulfate Soil, 简称 ASS)广泛分布于亚洲、欧洲、澳洲、南北美洲和非洲的热带亚热带滨海地区,总面积约 $100 \times 10^8 \text{ hm}^2$ 。我国的 ASS 面积约 $11.2 \times 10^4 \text{ hm}^2$, 广东省分布面积最大,约占 60% 左右。其余主要集中分布在广西、海南、福建等地区,太湖地区新围的湖荡田也有少量分布。目前,我国的 ASS 资源主要开发为水田、旱田和鱼塘,开发强度不断增大。由于 ASS 的酸化及其引起的金属特别是重金属元素的活化,常对生态环境、经济生产和工程建设等方面造成严重的威胁和损失,成为当地经济和环境焦点问题^[1~4]。

水分条件不仅制约土壤通气条件,而且直接参与硫形态转化的许多化学反应过程,同时水还是重要的溶剂和载体,因此,土壤水分含量的差异及其变化对 ASS 的酸化具有显著的制约作用。国内外众多研究认为,ASS 酸害爆发是在人为或自然作用下,由于地表水流失和地下水位下降,使潜在酸性硫酸盐土与空气接触,导致黄铁矿(FeS_2)等还原态硫氧化而产生硫酸。因此,通过水利措施或改变利用方式来提高 ASS 地下水位成为酸害治理和预防的重要手段之一^[3~7]。但也有研究发现,ASS 水改旱后土壤酸度可得到缓解^[8]。由此可见,ASS 中硫的形态转化过程与水分条件制约具有较复杂的关系,搞清楚酸性硫酸盐土酸化的水动力机制,具有极其重要的意义。目前,ASS 与水文关系的研究成为国际热点,学者们开始为模型的构建和模型有效性努力探索科学依据^[9,10]。但相关研究还难以准确定量评价主要因子和次要因子的作用大小,不利于准确地预测和控制酸性硫酸盐土的危害,国内相关研究还十分薄弱。本研究选取珠江三角洲 ASS 连片分布面积最大的台山南部沿海围田区为供试土壤采样点,拟通过室内模拟实验,立足于水分条件这个关键制

* 广东省自然科学基金(980161)、中科院知识创新项目(KXCX2-302)联合支持

通讯作者

收稿日期: 2001-10-08; 收到修改稿日期: 2002-04-01

约因子, 定量分析土壤湿度差异及干湿交替变化过程对 ASS 酸化的制约作用, 准确获取系统的动态规律, 为 ASS 资源的开发和管理提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

在台山市冲葵镇八家村水田弃耕荒地上建立土壤剖面, 在剖面上采土样带回实验室, 风干后过筛并混匀, 测定土壤基本理化性质, 备用于模拟实验。供试土壤取自潜育层全部和犁底层的下部, 颜色分别为暗青灰(10BG4/1)和暗黄棕(10YR4/3), 壤质土为主, 田间持水量为 44.5% (威尔科克斯法 3 次平行测定后取均值^[11], 按两层采土量权重加和而得), 含有大量淡黄色黄钾铁矾, 土壤基本性质见表 1。

表 1 供试土壤的基本性质

Table 1 Basic properties of the ASS used

pH	有机质 O.M. (g kg ⁻¹)	阳离子交换量 CEC (cmol kg ⁻¹)	全硫 Total S (g kg ⁻¹)	全铝 Total Al (g kg ⁻¹)	交换性酸度 Exchangeable acidity (cmol kg ⁻¹)
2.80	35.21	16.59	39.89	111.6	27.09

1.2 实验设置

通过加入去离子水将第一组土壤按含水量分别设置为: 田间持水量的 30% (FH1)、田间持水量的 70% (FH2) 和无重力水(风干)(DRY) 3 种, 装入聚乙烯塑料盆(直径 20 cm)中, 土柱高 9 cm, 定期补充去离子水保持含水量固定。每种处理 3 个重复(考虑到土壤湿度均一性的可能误差), 用来模拟不同含水量的土壤中硫的不同形态之间的转化规律。同期将另一组土样分别装入底部钻有滤水孔的聚乙烯塑料桶(底径 18.5 cm, 口径 22 cm, 深 25 cm)中, 土柱高约 18 cm, 再将装土桶套入大聚乙烯塑料桶内(底径 21 cm, 口径 26 cm, 深 30.5 cm), 加入去离子水(土柱上覆水层深度大于 10 cm), 用以模拟土壤干、湿交替周期长短不同的土壤中硫的不同形态之间的转化规律。干、湿交替周期分别设置为 30 d (DW1)、60 d (DW2)、120 d (DW3) 和一直淹水(INU) 4 种, 每种处理 2 个重复, 此外, 另取部分土样置于实验室自然风干(NAD), 以作对照。干、湿交替周期小于 60 d 的处理, 在每次干、湿转换之前进行采样, 其余每隔 30 d 定期采样一次, 分析酸的形态分布, 同时测定样品的 pH 值, 并记录当时气温条件。全土柱土样用 PVC 钻管采集, 每个土柱每次钻 3 孔。土柱表层土壤(约 2 cm 厚)用塑料铲采样, 重复处理土样混匀后测试。第一个月内增加 pH 值观测次数, 以便掌握土壤化学动态。

1.3 分析方法

采用电位法定期对模拟实验各处理的土样进行 pH 值测定, 水土比例为 1:5, 测试仪器为澳大利亚产酸度计, pH 测定用 pH 复合电极。土壤交换性酸(E_{x-A})和交换性 H^+ (E_{x-H}) 测定采用氯化钾交换中和滴定法, 差减法计算交换性铝(Al^{3+}) (E_{x-Al})^[12]。采用酸度和硫酸盐结合的双氧水方法(Peroxide Oxidation Combined Acidity and Sulfate Method, 简称 POCAS)^[13] 测定土壤总实际酸度(TAA)、总潜在酸度(TPA)、双氧水消解的硫(S_p)和 1 mol L⁻¹ KCl 提取的硫(S_{KCl}), 并通过差减来确定总硫化物性酸度(TSA)和未氧化双氧水可氧化硫(S_{POS}): TSA = TPA - TAA; $S_{POS} = S_p - S_{KCl}$ 。POCAS 法的化学依据是: $FeS_2 + H_2O_2 \rightarrow H_2SO_4 + Fe^{3+}$, 这是目前 ASS 潜在酸性定量评价中最常用的方法之一^[13]。

2 结果与分析

供试土壤主要测试指标的初始值见表 2。

表 2 供试土壤测试指标初始值

Table 2 Initial values of some index for the acid sulfate soils used

总实际酸度 Total actual acidity (mol kg ⁻¹)	总潜在酸度 Total potential acidity (mol kg ⁻¹)	总硫化物性酸度 Total sulfidic acidity (cmol kg ⁻¹)	未氧化的双氧水可氧化硫 Unoxidised peroxide oxidisable S, (S _{POS} , %)	双氧水消化的硫 Peroxide digests (S _P , %)	KCl 可提取硫 KCl Extractable S (S _{KCl} , %)	交换性酸总量 Total exchangeable acidity (mol kg ⁻¹)	交换性氢值 Exchangeable H ⁺ (cmol kg ⁻¹)	交换性铝值 Exchangeable Al ³⁺ (mol kg ⁻¹)
21.67	49.90	28.23	0.49	0.87	0.38	27.09	7.11	19.97

2 1 土壤湿度对其酸化过程的制约作用

2 1 1 土壤 pH 值变化动态 pH 值是代表土壤酸性状况的直观而简便的化学指标。由图 1 可见,在模拟实验过程中,不同湿度的 ASS 的 pH 变化趋势和速率具有显著的差

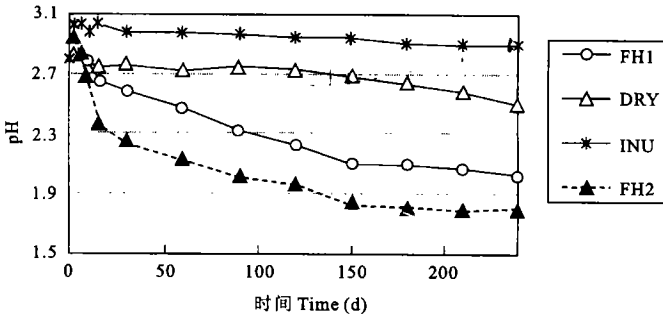


图 1 不同湿度酸性硫酸盐土模拟土样 pH 测定结果

Fig. 1 Change in soil pH with time under different humidity treatments

异。整个过程内 pH 下降幅度在 0.13~1.12 之间,由大到小依次排列为: FH2> FH1> DRY > INU。表明过于干燥和淹水(过于湿润)环境都表现为 pH 值相对稳定,特别是在淹水 (INU) 环境下, pH 没有明显的上升现象,表明厌氧环境下, ASS 中硫的还原反应不明显。相对于土壤风干 (DRY) 和土壤淹水 (INU) 两种极端水分条件处理,土壤含水量占田间持水量 30% (FH1) 和 70% (FH2) 的处理中 pH 下降趋势明显,还原态硫的氧化反应强烈。只有两个水分梯度的模拟实验,还无法找出有利于土壤酸化的最适湿度,为此,进行了 10 个土壤湿度梯度的补充模拟实验,结果表明(见表 3),有利于土壤酸化的最适湿度范围在土壤田间持水量的 70%~85% 之间。

表 3 酸性硫酸盐土的土壤湿度与 pH 值变化过程¹⁾

Table 3 Soil humidity and the variation of pH in the acid sulfate soils

时间 Time (d)	不同含水量 ²⁾ 的 pH The pH for different soil humidity (%)									
	20	40	50	60	65	70	75	80	85	90
10	3.07	3.07	3.05	3.04	3.04	3.03	3.01	3.00	3.02	3.04
20	3.04	3.03	3.01	3.01	3.00	2.99	2.96	2.95	2.96	3.02
40	2.99	2.98	2.97	2.96	2.96	2.94	2.92	2.91	2.93	2.99
60	2.96	2.95	2.93	2.93	2.93	2.90	2.88	2.88	2.89	2.97

1) pH 初值为 3.11; 2) 土壤含水量用土壤含水量占田间持水量百分比表示。

2.1.2 土壤交换性酸变化动态 供试 ASS 中, 交换性铝离子平均约占交换性酸总量的 3/4。由表 4 可见, 交换性酸产生与 pH 的变化规律相似的动态结果。土壤含水量占田间持水量 30% 和 70% 的处理中交换性 H^+ 、交换性铝和交换性酸总量都呈现出显著上升的趋势, 与初值对比, 这 3 种指标的增加幅度 ($mol\ kg^{-1}$): 土壤含水量占田间持水量 30% 处理分别为 6.36、13.73、20.08; 土壤含水量占田间持水量 70% 处理为 8.54、18.54、27.07。增长幅度: $FH2 > FH1$ 。淹水处理的 3 种指标分别下降了 1.37、5.36、6.74。但是, 如果以第 30 天的结果为初值计算, 到模拟结束, 3 个处理的 3 种指标都呈现出上升的总趋势, 上升幅度分别是: 土壤含水量占田间持水量 30% 处理为 8.41、16.05、24.46; 土壤含水量占田间持水量 70% 处理为 5.60、16.01、21.60; 淹水处理为 1.43、1.82、3.25。前 30d 内, 土壤含水量占田间持水量 30% 处理和淹水处理的交换性酸出现了下降现象, 前者原因有待于进一步研究, 后者可能因为加入大量水而造成。30d 后的上升幅度: $FH1 > FH2 > INU$, 其中淹水处理的上升趋势不明显, 也不稳定。

表 4 不同湿度处理的酸性硫酸盐土交换性酸的变化动态

Table 4 Dynamics of exchangeable acidity of acid sulfate soils with different humidity treatments ($mol\ kg^{-1}$)

时间 Time (d)	交换性氢 ¹⁾ Exchangeable H^+			交换性铝 Exchangeable Al^{3+}			交换性酸总量 Total exchangeable acidity		
	FH1	FH2	INU	FH1	FH2	INU	FH1	FH2	INU
30	5.06	10.06	4.31	17.65	22.50	12.79	22.71	32.56	17.10
60	6.77	12.11	4.85	19.36	24.83	13.89	26.13	36.94	18.73
90	9.28	13.10	4.86	23.83	25.89	13.48	33.11	38.99	18.33
120	9.44	13.48	4.10	23.39	27.16	11.90	32.83	40.63	16.01
150	10.33	14.01	4.51	25.51	31.18	14.50	35.84	45.18	19.02
180	12.31	14.02	4.65	32.42	35.09	15.60	44.73	49.11	20.25
210	12.93	15.74		33.02	35.80		45.95	51.54	
240	13.47	15.65	5.74	33.70	38.51	14.61	47.17	54.16	20.35

1) FH1 和 FH2 分别表示土壤含水量占田间持水量 30% 和 70% 的处理, INU 表示淹水处理。

2.1.3 酸的表现与残留 采用 POCAS 方法, 对模拟土壤进行酸和硫的测定, 不仅有助于分析和理解酸的消长的水动力过程的成因, 而且便于把握 ASS 潜在环境风险的评估。模拟实验中, 土壤含水量占田间持水量 30% 处理的 KCl 可提取硫、总实际酸度的增长幅度及未氧化双氧水可氧化硫、总硫化物性酸度的下降幅度都小于土壤含水量占田间持水量 70% 处理 (见图 2、图 3), 这一结论恰恰解释了土壤含水量占田间持水量 70% 处理的酸化程度大于土壤含水量占田间持水量 30% 处理的酸化程度的原因, 说明 ASS 土壤含水量接近田间持水量时, 氧化能力较强。淹水处理中, 以上指标变化幅度较小, 表明淹水环境能在一定程度上阻碍 ASS 的酸化进程。

2.2 干湿交替对其酸化过程的制约作用

2.2.1 土壤 pH 值的动态变化 图 4 与图 1 比较表明, 干湿交替过程所引起的 pH 值变化比不同湿度 ASS 的 pH 值变化要复杂, 其特点是随淹水期与排干期的交替, 土壤 pH 值产生相应的升与降的交替变化, 但在整个模拟实验过程中, 总的趋势是 pH 值呈波浪式下

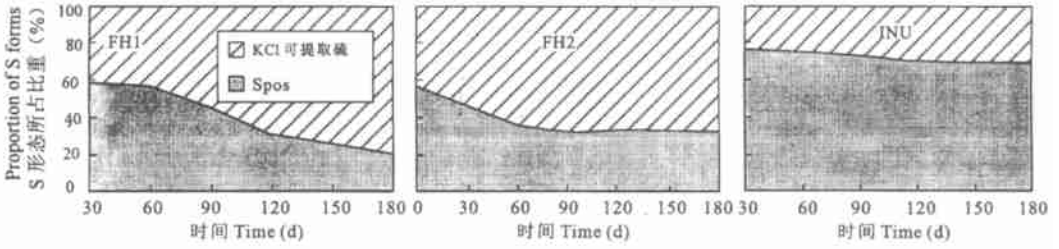


图 2 KCl可提取硫(S_{KCl})与未氧化双氧水可氧化硫(S_{pos})占双氧水溶解的硫(S_p)的比例的动态
 Fig. 2 Dynamic of the proportion of KCl extractable S and unoxidised peroxide oxidisable S to peroxide digested

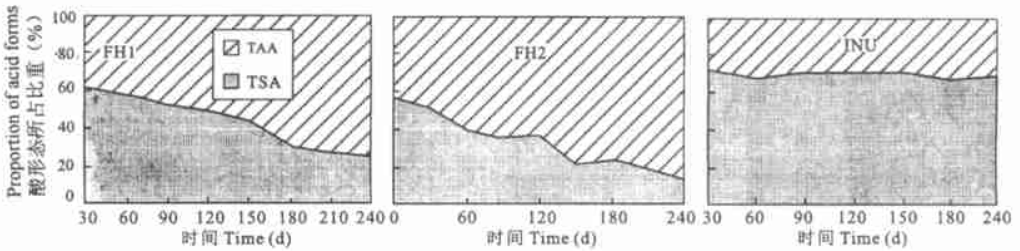


图 3 总实际酸度(TAA)与总硫化物性酸度(TSA)占总潜在酸度(TPA)的比例的动态
 Fig. 3 Dynamic of the proportion of total actual acidity and total sulfidic acidity to total potential acidity

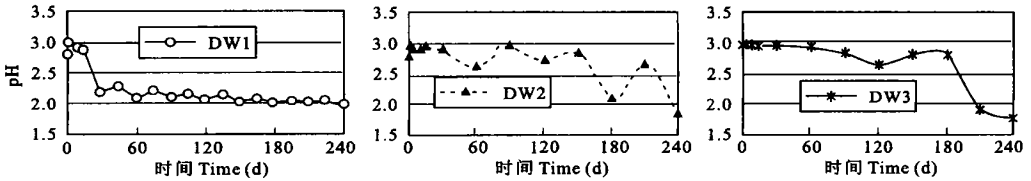


图 4 酸性硫酸盐土中 pH 值动态
 Fig. 4 Dynamic of pH in the acid sulfate soils

降。单排干期平均下降幅度: $DW1 < DW2 < DW3$, 分别为: 0.11, 0.26, 0.28; 土柱表层分别为: 0.58, 0.78, 1.02。说明排干期越长, ASS 的酸化作用越显著, 而且下降幅度较整个土柱明显, 酸化作用主要发生在土柱表层。从 DW1 处理的土柱 pH 值动态来看, 单排干期 pH 值下降幅度有逐渐减小的趋势。模拟实验期末土柱表层 pH 值为: $DW1 > DW2 > DW3$, 这可能是受排水次数多少的影响, 排水次数越多, 酸的淋失量越大。

2.2.2 交换性酸的动态变化 从图 5 可以看出, 在 3 种干湿交替的处理中, 交换性氢、交换性铝和交换性酸总量都具有相似的变化特点: 排干期上升, 淹水期下降, 说明排干期交换性酸产生, 而淹水过程使土壤中交换性酸含量下降, 并在排水过程产生淋失。单期升降幅度为 $DW1 < DW2 < DW3$, 但累积升降幅度相反: $DW1 > DW2 > DW3$, 而且土柱表层排干期上升幅度远远大于全土柱平均状况 (见表 5、表 6)。说明干湿交替越频繁, ASS 中交换性酸的产酸量和洗酸量越大。整个模拟期内, DW2 处理和 DW3 处理的交换性酸含量呈

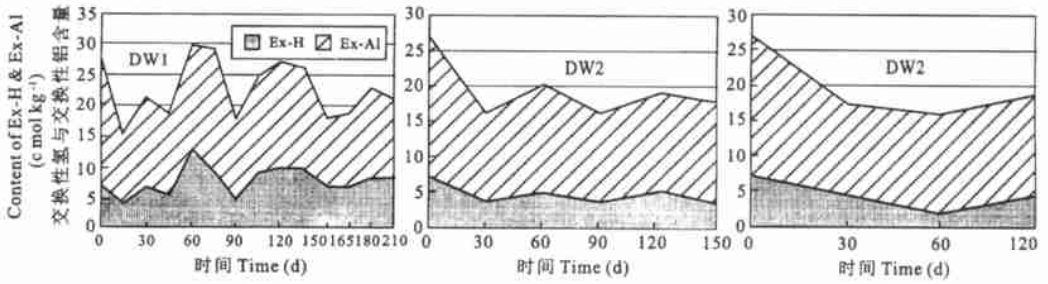


图 5 交换性氢(Ex-H)与交换性铝(Ex-Al)含量的动态

Fig.5 Dynamic of the content of exchangeable H⁺ and exchangeable Al³⁺

表 5 土柱表层排干期风干过程的交换性酸度变化¹⁾ (cmol kg⁻¹)

Table 5 Change of soil acidity in surface layer of soil column during the period of aeration drying after drainage

处理 Treatment	时间 Time(d)	含水率 Soil humidity (%)	变化范围 Variation range (cmol kg ⁻¹)		
			交换氢值 Exchangeable H ⁺	交换铝值 Exchangeable Al ³⁺	交换性酸总量 Total exchangeable acidity
DW1	15	50 12~ 40 93	6 77~ 7 84	10 74~ 12 79	17 51~ 18 54
DW2	30	50 23~ 37 25	3 56~ 6 36	14 09~ 18 40	17 65~ 24 76
DW3	60	48 37~ 23 65	6 16~ 10 29	14 09~ 60 12	20 25~ 70 41

1) 表中 变化范围 指 排干期初~ 排干期末 的指标值。

表 6 土柱表层排干期风干过程的硫及其派生酸度的变化¹⁾

Table 6 The changes of S forms and the acidity derived from them in the surface layer of soil column during the period of aeration drying after drainage

处理 Treatment	时间 Time(d)	含水率 Soil humidity (%)	变化范围 Variation range			
			KCl 可提取硫 KCl extractable S (%)	未氧化的双氧水可 氧化硫 Unoxidised peroxide oxidisable S(%)	总实际酸度 Total actual acidity (cmol kg ⁻¹ (H ⁺))	总硫化物性酸度 Total sulfidic acidity (cmol kg ⁻¹ (H ⁺))
DW1	15	50 12~ 40 93	0 16~ 0 23	0 35~ 0 28	13 79~ 15 79	22 54~ 20 51
DW2	30	50 23~ 37 25	0 40~ 0 58	0 50~ 0 33	14 31~ 21 58	36 46~ 28 75
DW3	60	48 37~ 23 65	0 46~ 0 82	0 69~ 0 35	31 46~ 50 40	34 31~ 17 29

1) 表中 变化范围 指 排干期初~ 排干期末 的指标值。

上升趋势, 而 DW1 处理在前半期上升而后半期下降, 可能与排水次数多, 酸的淋失量大有关。

2.2.3 酸的表现与残留 从图 6 和图 7 可以发现, KCl 可提取硫的含量随干湿交替而相应地有规律升降, 未氧化双氧水可氧化硫的含量则呈现相反的变化趋势。表明排干期土壤风干过程发生未氧化双氧水可氧化硫向 KCl 可提取硫的转化, 淹水期相反。

从表 3 可以看出, 在 3 种干湿交替处理中, 土柱表层土壤在排干期 KCl 可提取硫、总实际酸度都出现大幅度增加; 而未氧化双氧水可氧化硫、总硫化物性酸度都明显下降。单

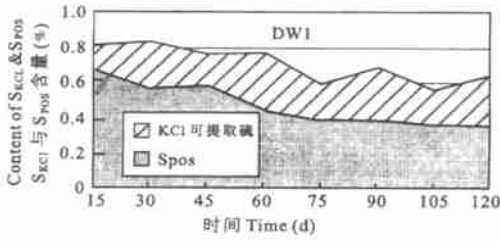


图 6 KCl 可提取硫(S_{KCl})与未氧化的双氧水可氧化硫(S_{POS})含量的动态

Fig.6 Dynamic of the content of KCl extractable S and unoxidised peroxide oxidisable S

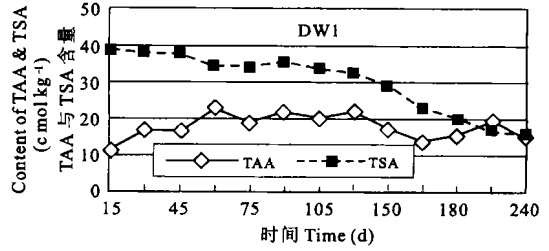


图 7 总实际酸度(TAA)与总硫化物性酸度(TSA)含量的动态

Fig.7 Dynamic of the content of total actual acidity and total sulfidic acidity

期升降幅度都是: $DW1 < DW2 < DW3$, 说明排干期风干时间越长, 硫的氧化和酸的表现越显著。淹水期 KCl 可提取硫值下降到一定程度后, 不再出现明显的变化。

在模拟实验期间, DW1、DW2、DW3 中未氧化双氧水可氧化硫含量(S_{POS} , %) 分别下降了 0.23、0.16、0.14, 说明排水过程将部分可氧化硫淋洗掉, 而且排水次数越多, 硫的流失越大。其他处理方式中, 未氧化双氧水可氧化硫含量基本稳定, 表明水洗作用是导致硫的流失的主要原因。

3 结 论

1 在自然环境下, ASS 的水分含量变化和淹水期与排干期的交替发生都是很普遍的现象。通过模拟实验发现, 水分条件对 ASS 的酸化过程具有显著的影响, 导致 ASS 酸性状况呈现有规律变化。

2 通过土壤 pH、交换性酸、双氧水可氧化硫派生酸度的动态研究发现, 过于干燥的风干放置和过于湿润的一直淹水处理, ASS 的酸化十分微弱。土壤含水量占田间持水量 30% 和 70% 处理的 ASS 酸化作用显著, 且后者的酸化作用强于前者。表明土壤含水量接近田间持水量时, 酸化作用最强。

3 干湿交替模拟显示, 排干期是 ASS 的酸化时期, 排干期越长, 酸化越显著; 淹水期结束时的排水过程会造成交换性酸、总实际酸度、KCl 可提取硫的淋失, 淋失量分别与交换性酸、总实际酸度、KCl 可提取硫的含量和排水次数有关。

4 干湿交替过程的前几个周期容易造成酸在土柱表层的富集现象, 所以, 通过排水洗酸的效果需要在一定次数以后才能显示。本研究发现, 在淹水条件下, ASS 中水溶性硫的含量无明显下降趋势, 也没有 pH 升高趋势, 表明不存在 SO_4^{2-} 还原过程。因此, 对于 pH < 4 的显著酸化的 ASS, 土壤一经酸化, 仅通过淹水措施无法起到降酸效果, 农业生产如何使作物免遭或减轻危害, 是 ASS 开发利用中应认真考虑的问题。

参 考 文 献

- 1 Clark M W, Lancaster G, McConchie D. Total sulphide acidity for the definition and assessment of acid sulphate hazard: simple solution or a new suite of problems. *The Science of the Total Environment*, 1996, 183: 249~ 254
- 2 林初夏. 国际酸性硫酸盐土研究及其进展. *土壤学进展*, 1995, 23(3): 1~ 11
- 3 刘兆辉, 王遵亲. 我国滨海酸性硫酸盐土壤中几种不同形态的酸. *土壤学报*, 1992, 29(4): 401~ 407
- 4 王建武, 骆世明. 酸性硫酸盐土中硫的形态含量分布和酸化特征. *应用生态学报*, 1999, 10(5): 583~ 588
- 5 Bronswijl J J B, Nugroho K, Aribawa I B *et al.* Modeling of oxygen transport and pyrite oxidation in acid sulphate soils. *J. Environ. Qua.*, 1993, 22(3): 544~ 554
- 6 Lin C, Melville M D. Control of soils acidification by fluvial sedimentation in an estuarine floodplain, eastern Australia. *Sedimentary Geology*, 1993, 85: 1~ 13
- 7 Sammut J, White I, Melville M D. Acidification of an estuarine tributary in eastern Australia due to drainage of acid sulfate soils. *Mar. Freshwater Res.*, 1996, 47: 669~ 684
- 8 李华兴, 张新明, 卢维盛, 等. 酸性硫酸盐土水改旱后土壤化学性状的变异初报. *应用生态学报*, 1999, 10(3): 317~ 320
- 9 Xihua Y, Qiming Z, Mike M. An integrated drainage network analysis system for agricultural drainage management. (Part 2: the application). *Agricultural Water Management*, 2000, 45: 87~ 100
- 10 Wilson B P, White I, Melville M D. Floodplain hydrology, acid discharge and change in water quality associated with a drained acid sulfate soil. *Marine and Freshwater Research*, 1999, 50: 149~ 157
- 11 中国科学院南京土壤研究所土壤物理研究室. 土壤物理性质测定法. 北京: 科学出版社, 1978. 118~ 119
- 12 鲍士旦主编. 土壤农化分析. 北京: 中国农业出版社, 2000. 167~ 328
- 13 Ahem C R, McElnea A, Baker D E. Peroxide Oxidation Combined Acidity and Sulfate Method (POCAS) Method 21. In: Ahem C R, Blunden B, Stone Y. Eds. *Laboratory Methods of Acid Sulfate Soils*. Acid Sulfate Soil Management Committee: Wollongbar, NSW, 1998, 41~ 417

HYDRODYNAMIC MECHANISM ON THE CHANGE OF DIFFERENT FORMS OF ACID IN ACID SULFATE SOIL

Liu Zhen-qian^{1,2} Wang Jian-wu¹ Luo Shi-ming¹ Qu Mei-mei¹ Li Hua-shou¹
(1 South of China Agriculture University, Guangzhou 510642; 2 Jinan University, Guangzhou 510632)

Summary

The simulation, aimed to detect the quantitative impact of soil water conditions on the acidification of acid sulfate soil (ASS), was held with 8 treatments. The results indicated that water was an important dynamic mechanism on the change of different forms of acid such as exchangeable H^+ , exchangeable Al^{3+} , total exchangeable acidity, total sulfuric acidity, total actual acidity, and total potential acidity in ASS. As a result, the changes of water condition would regulate the change of soil acid content. The results also showed that wet but not inundated or over dried ASS was benefit to the formation of exchangeable acidity and total actual acidity. In the treatments of alternation between inundated and drained off, significant acidification happened during the period of aeration drying after drainage, especially at the surface layer of the soil columns. During the inundated periods, the acid forms were relatively stable. The acidity of ASS was discharged in the drainage processes, and the more frequent the alternation was, the larger the total accumulative output and discharge of acidity was.

Key words Acid sulfate soil, Acidification, Hydrodynamic mechanism