

滇东南典型岩溶湿地底泥钙形态分布

詹乃才¹, 王妍^{1,2}, 刘云根^{1,2}, 侯磊^{1,2}, 王书锦¹, 张慧娟¹

(1. 西南林业大学 生态与水土保持学院, 昆明 650224; 2. 西南林业大学 农村污水处理研究所, 昆明 650224)

摘要:探讨岩溶地区稻田湿地—草甸湿地—湖滨湿地过程中底泥钙(Ca)形态的分布特征,为岩溶生态系统中钙循环及小流域的生境保护提供理论依据。在滇东南—普者黑岩溶湿地设置典型样地,采用典型样带布点方式并采用BCR连续提取方法,探索了稻田湿地、草甸湿地和湖滨湿地区域中底泥总Ca和各形态Ca(酸可提取态、可还原态、可氧化态、残渣态)含量的分布特征,并分析了各形态Ca间的相关性。结果表明:(1)稻田湿地—草甸湿地—湖滨湿地过程中表层底泥总钙与各形态钙分布特征一致,平均含量排序为:稻田湿地(14 423 mg/kg)>湖滨湿地(10 863 mg/kg)>草甸湿地(4 846 mg/kg)。(2)各形态Ca组分中,以酸可提取态为主,占总量的50%以上,其次是可还原态,占30%以上,可氧化态及残渣态相差不明显,约占总量的20%。除残渣态外,湖滨湿地其余形态Ca含量均随底泥深度的增加而减小。(3)底泥总Ca与酸可提取态、可还原态、可氧化态Ca分别呈现极显著正相关($p<0.01$),而与残渣态钙相关性不显著,酸可提取态Ca对总Ca的影响较大。普者黑底泥Ca含量因湿地类型的不同表现出显著的差异性。

关键词:岩溶湿地; 钙; 底泥; 分布特征

中图分类号:X53; P931.5

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2018)02-0374-05

Distribution Characteristics of Different Calcium Speciation in the Sediment of Typical Karst Wetland in Southeast Yunnan

ZHAN Naicai¹, WANG Yan^{1,2}, LIU Yungen^{1,2}, HOU Lei^{1,2}, WANG Shujin¹, ZHANG Huijuan¹

(1. College of Ecology and Water & Soil Conservation, Southwest Forestry University, Kunming 650224, China; 2. Research Institute of Rural Sewage Treatment, Southwest Forestry University, Kunming 650224, China)

Abstract: This study explored the distribution of calcium (Ca) in paddy wetland-meadow wetland-lakeside wetland in the karst area, and provided the theoretical basis for the ecological cycling in the karst ecosystems and the ecological environment protection of the small watershed. Setting up the typical plots in the karst wetland of Puzhehei located in southeast of Yunnan Province, using the typical transect pattern of striping and using the BCR continuous extraction method, we explored the distribution characteristics of total calcium, the acid-soluble fraction, reducible fraction, oxidizable fraction, residual fraction in the paddy wetland, meadow wetland, lakeside wetland, and analyzed the correlation among the different calcium speciation. The results showed that: (1) the distribution characteristics of total calcium content of surface sediment was consistent with the form of calcium content in paddy wetland-meadow wetland-lakeside wetland; the average content decreased in the order: paddy wetland (14 423 mg/kg)>lakeside wetland (10 863 mg/kg)>meadow wetland (4 846 mg/kg); (2) the calcium among the different speciation was dominated by acid-soluble fraction, which accounted for above 50% of total Ca, followed by reducible fraction accounting for more than 30%, the oxidizable and residual fractions together accounted for 20%. In addition to the residual fraction of calcium, the remaining fraction of Ca in the lakeside wetland decreased with the depth of the sediment; (3) there was the significant positive correlation between the total Ca and the acid-soluble fraction, reducible fraction, oxidizable fraction of Ca ($p<0.01$), respectively, but not with the residual fraction of Ca. The acid-soluble fraction of Ca had the great impact on the total Ca. The calcium contents of sediments in Puzhehei showed the significant difference due to the different types of wetlands.

Keywords: karst wetland; calcium; sediment; distribution characteristic

岩溶生态系统是以碳酸盐为物质基础的陆地生态系统。这一物质基础决定了岩溶生态系统富钙特征和资源与环境的特殊性^[1]。而在岩溶土壤成土过程中,Ca 是容易强烈淋失的元素,因此岩溶土壤钙含量一般低于克拉克值^[2]。土壤中钙的含量增加(尤其是活性钙)可有效促进有机碳转化、增强微生物(尤其是好养微生物)活性、加速土壤有机质降解、提高植物体内钙含量^[3-4]。因此,钙形态的分布特征对岩溶地区土壤质量及生物有效性具有重要的指示作用。近年来,对岩溶区土壤 Ca 的研究主要集中在对土壤有机碳、植物等的影响方面。胡乐宁等^[5]研究表明,红壤中钙以交换态和有机结合态与有机碳关系密切,添加碳酸钙显著影响有机碳矿化。张大庚等^[6]研究表明,氮肥的配置不同也会影响土壤水溶性钙和吸附性钙的差异。同时,陈家瑞等^[7]研究表明土壤 Ca 及其各形态均与土壤胡敏酸胡敏素呈正相关,与富咖酸呈负相关,土壤腐殖质组成及其含量在很大程度上也影响着土壤 Ca 含量及赋存形态。目前,针对岩溶区湿地底泥 Ca 形态的分布尚无报道,本研究通过研究滇东南普者黑岩溶湿地底泥 Ca 形态的分布,探析稻田湿地—草甸湿地—湖滨湿地过程中底泥钙形态的空间特征及差异,为岩溶区山地—农村—小流域系统中的 Ca 循环和生境保护提供参考。

1 研究区概况与方法

1.1 研究区概况

研究区位于云南省文山州丘北县境内的普者黑湿地公园开发区——小矣堵村附近(24°08'N,104°06'E),该区域受人类干扰影响较大,属于亚热带高原季风气候,多年平均气温 16.4℃,雨季多集中在 5—10 月,平均降雨量 1 206.8 mm,海拔 1 436~1 499 m。研究区上游为小矣堵村,其中农村面积大约 0.03 km²,现有农户大约 80 户。如图 1 所示,依据研究区湿地不同土地利用类型,将湿地区域划分为稻田湿地(A 区)、草甸湿地(B 区)和湖滨湿地(C 区),其中稻田面积约 8 hm²,草甸面积约 0.6 hm²,湖滨湿地面积约为 1.5 hm²。

1.2 样点布设与样品采集

样点布设采用典型样带法,具体样点布设如图 1 所示。沿稻田湿地—草甸湿地—湖滨湿地方向设置两条平行样带,样带间隔为 40 m,每条样带在稻田湿地区布置 2 个采样点且间隔 400 m;在草甸湿地区布置 2 个采样点且间隔 30 m;在湖滨湿地区依据不同植被覆盖类型布置 3 个采样点,且在湖泊中心区域布置 1 个采样点作为对照,因此共 16 个采样点。在 2016 年 7 月 17—19 日

对每个采样点进行单点采样,农田湿地和草甸湿地区域只取表层沉积物(0—5 cm)。湖滨湿地中 C1—1,C1—2,C2—1,C2—2 样点只取表层沉积物(0—5 cm),C1—3,C1—4,C2—3,C2—4 样点利用有机玻璃柱状底泥采样器进行分层取样,自上而下分为表层(0—5 cm)、中层(5—10 cm)、底层(10—15 cm)。所有沉积物样品装于密封袋内后带回实验室。去除碎石根茎等杂质,自然风干后磨碎,过 100 目筛,四分法取出一部分装入自封袋备用。剩余部分平摊,再用玛瑙勺多点取样,磨碎过 100 目筛备用。



图1 普者黑岩溶湿地样区设置

1.3 样品分析及数据处理

土壤 Ca 形态含量采用 BCR 连续提取法^[8],酸溶态用 0.11 mol/L 醋酸提取,可还原态用 0.1 mol/L 盐酸羟胺提取,可氧化态用 30% 双氧水及 1 mol/L 醋酸铵提取,残渣态用王水—高氯酸消解,提取液用 ICP—OES 测定 Ca 含量。各指标重复测定 3 次,取平均值。试验数据采用 Excel 2003 进行初步分析并建立数据库,利用软件 SPSS 19.0 对数据进行相关性分析,采用 Origin 7.5 制图。

2 结果与分析

2.1 湖滨湿地样点上覆水环境特性

湖滨湿地区域 8 个采样点上覆水环境特征见表 1。C1—1,C2—1 点位于草甸湿地区和湖滨湿地区的交界处,受人为干扰影响相对较大;C1—2,C2—2 点位于浅水区,水深约 0.2 m,且有挺水植物——李氏禾植被覆盖,覆盖率达 70% 以上;C1—3,C2—3 点黑藻生长茂盛,为沉水植物高覆盖区,上覆水总磷(TP)浓度差异显著,C1—3 点 TP 浓度较高表现为 0.176 mg/L,达到国家地表水 V 类标准,而 C2—3 点 TP 浓度表现为 0.051 mg/L,处在 IV 类水水平。C1—4,C2—4 点位于湖泊中心区域,且无水生植被覆盖,上覆水 TP 浓度分别表现为 0.067,0.046 mg/L,分别处于 IV 类和 III 类水水平。

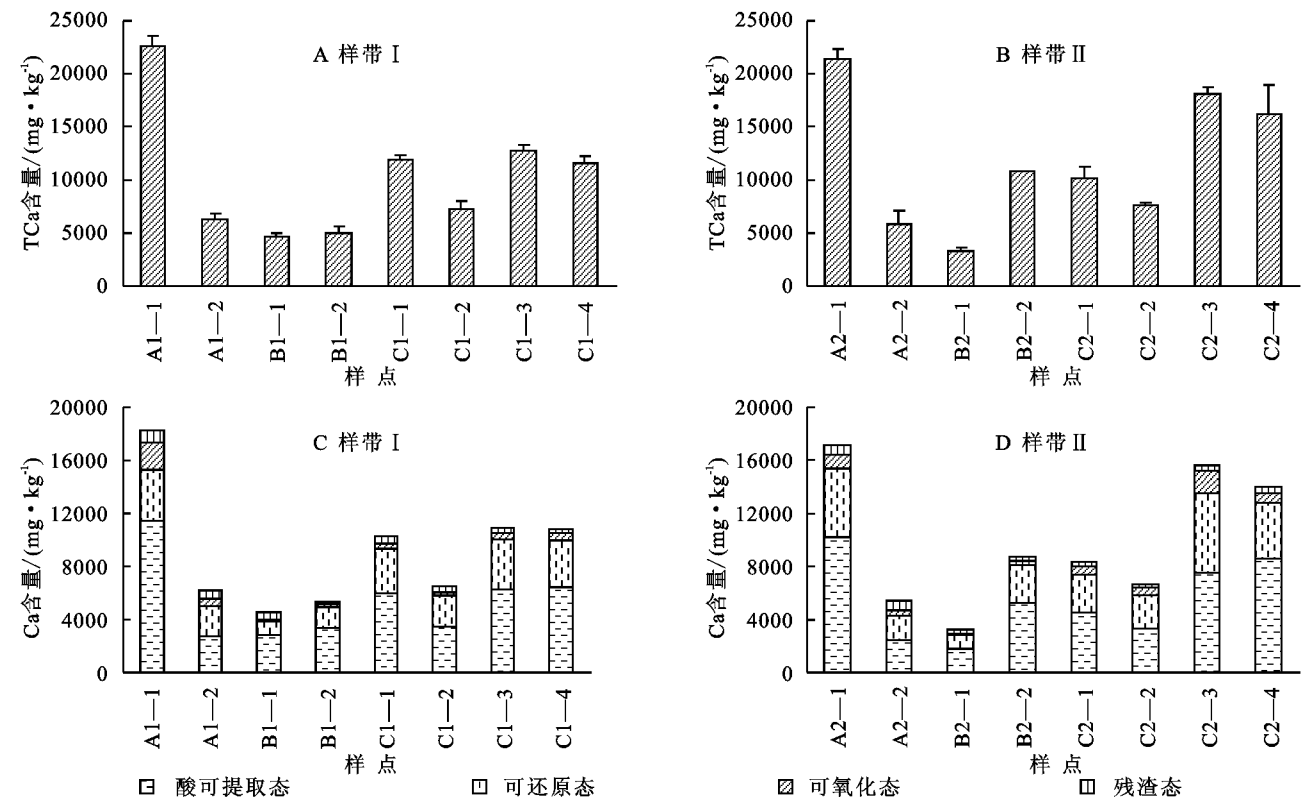
2.2 岩溶湿地底泥钙形态分布特征

2.2.1 稻田湿地—草甸湿地—湖滨湿地过程中表层底泥各形态钙分布 从图 2 可以看出,稻田湿地—草甸湿地—湖滨湿地过程中表层(0—5 cm)底泥钙形态变化幅度较大,总钙与酸可提取态钙、可还原态钙、可氧化态钙、残渣态钙分布特征一致,平均含量均表现为:稻田湿地>湖滨湿地>草甸湿地。从图 2C—2D 可以看出 3 种湿地类型中 Ca 均以可提取态为主,占总量的 50% 以上,其次是可还原态,占 30% 以上,可

氧化态及残渣态相差不明显,约占总量的 20%。样带 I, II 中稻田湿地 A1—1, A2—1 点靠近村落 Ca 总量表现出极大值,分别为 22 599, 21 365 mg/kg, 然而 A1—2, A2—2 点 Ca 总量下降趋势明显,分别为 6 246, 5 864 mg/kg。草甸湿地的总钙平均含量表现最低,样带 I, II 的平均含量分别为 4 846, 7 020 mg/kg。与此同时,湖滨湿地样带 I, II 底泥总钙平均值分别为(10 863±2 485), (13 027±4 931) mg/kg, 且湖心辐射区的底泥钙含量高于湖岸辐射区。

表 1 湖滨湿地采样点水环境特征及部分理化性质

样带	样点	植被类型	pH 值	DO/ (mg · L ⁻¹)	电导率/ (μs · cm ⁻¹)	ρ(TP)/ (mg · L ⁻¹)	ρ(PO ₄ ³⁻ -P)/ (mg · L ⁻¹)
I	C1—1	李氏禾	8.10	6.99	371	0.098±0.008	0.051±0.012
	C1—2	李氏禾	8.75	6.80	376	0.059±0.005	0.022±0.005
	C1—3	黑藻	8.00	7.14	253	0.176±0.006	0.084±0.004
	C1—4	—	7.92	7.93	320	0.067±0.005	0.033±0.004
II	C2—1	李氏禾	7.70	6.70	404	0.105±0.010	0.033±0.001
	C2—2	李氏禾	7.66	6.60	418	0.067±0.005	0.025±0.003
	C2—3	黑藻	7.18	7.46	313	0.051±0.002	0.025±0.006
	C2—4	—	7.22	7.83	259	0.046±0.002	0.023±0.001



注:横坐标中 A 代表稻田湿地, B 代表草甸湿地, C 代表湖滨湿地。

图 2 岩溶湿地上层底泥总钙和各形态钙含量分布

2.2.2 湖滨湿地底泥钙形态垂直变化 从图 3 可知,湖滨湿地的 C1—3, C1—4, C2—3, C2—4 样点底泥的 Ca 总量、酸可提取态 Ca、可还原态 Ca 及可氧化态 Ca 均随底泥深度的增加而减小,残渣态 Ca 在垂直方向上无明显变化。图 3A—3D 显示底泥 Ca 总量及形态含量呈现出表层>中

层>底层,且各层之间差异性显著($p<0.05$),这与前人研究结果一致。普者黑岩溶湖滨湿地具有富钙底质、底泥浅、易受到外界干扰等特点,表层底泥较为活跃,而中、底层底泥含水率较低,一般为黄褐色土,较为稳定。图 3E 残渣态 Ca 无明显分布特征,表层与底层间无显著差异。

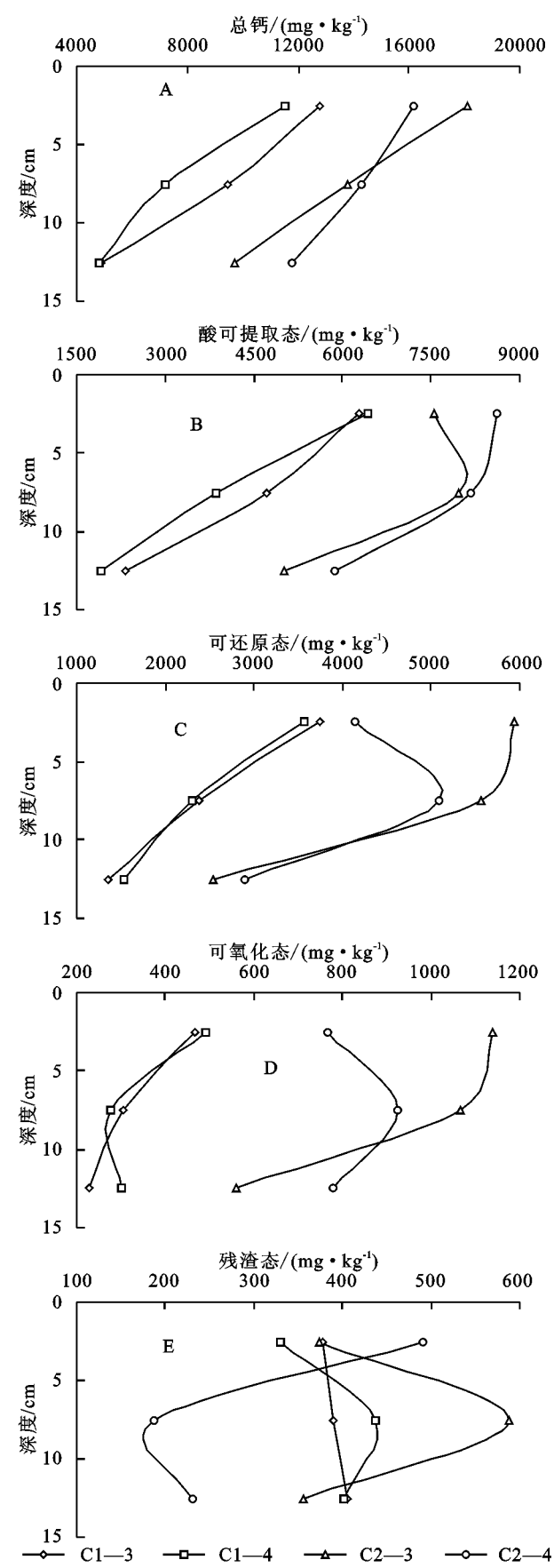


图 3 湖滨湿地底泥各形态钙含量垂直分布

2.3 岩溶湿地上层底泥各形态钙间的相关关系

样带 I, II 表层底泥 Ca 形态的相关性分析结果

表明,总钙与酸可提取态、可还原态、可氧化态钙分别呈现极显著正相关($p<0.01$,下同),而与总磷、残渣态钙相关性不显著(表 2—3)。总钙与各形态钙相关关系中,以酸可提取态钙的相关系数最高,样带 I, II 分别达到 0.985,0.982,其次是酸溶态>可还原态>可氧化态>残渣态,与钙形态的活性有关系。总磷与 Ca 形态呈现正相关,但相关性不显著,高钙质水体有助于沉积物对水体磷的控制,降低水体富营养化风险, $\text{CaCO}_3\text{—P}$ 共沉淀被认为是湖泊水体的自净机制之一。因此,总磷与钙形态间有关系。

3 讨论

弱酸提取态钙在酸性条件下很快释放到周围环境中,其活性很大,迁移性强,容易被生物直接吸收利用;可还原态钙是与铁锰氧化物结合在一起的钙,当环境条件变为还原状态时可释放到底泥或土壤环境中被生物利用,其活性仅次于弱酸提取态;可氧化态钙主要指被有机酸聚合物如胡敏酸、富里酸及蛋白质、脂肪、树脂等结合的钙,该部分活性较差,当土壤环境条件变为氧化态时,可以释放到环境中去;残渣态钙主要是与硅酸盐矿物结合的那部分钙,在自然状态下比较稳定且迁移性较小,难以被生物利用^[9]。

本研究表明,岩溶湿地里各形态钙中以酸溶态 Ca、可还原态 Ca 含量较高,活性较大,迁移性强,容易被生物直接吸收利用,而可氧化态钙活性较低,含量也表现较低水平。李天杰^[10]、熊毅^[11]等研究表明,西南喀斯特地区土壤中的钙容易和胡敏酸结合生成难分解的胡敏酸钙,胡敏酸钙容易与 R_2O_3 生成活性胡敏酸,因此可能会导致可氧化态钙含量较低。在 3 种不同的湿地类型中,稻田湿地底泥的 Ca 总量及各形态 Ca 含量均显著高于湖滨湿地、草甸湿地,可能因为稻田长期受到外界人为干扰,农村(生活污水、畜禽粪便等)、农业(化肥、农药等)面源污染的输入,导致外源磷含量较高,可氧化态钙和可还原态钙易在氧化还原条件下与外源磷形成相对稳定的 $\text{Ca}_2\text{—P}$ 和 $\text{Ca}_8\text{—P}$ ^[12-13]。草甸湿地 Ca 含量最低,可能由于草甸湿地区长时间受到当地放牧干扰,对土壤特征产生一定的影响,植被郁闭度低,根系浅,使得底泥中的 Ca 容易淋溶流失^[14]。

湖滨湿地小范围内挺水植物——李氏禾覆盖区的 C1—2, C2—2 点 Ca 含量表现相对较低, Ca 是高等植物必需的营养元素,植物根系一般直接从底泥中吸收 Ca^{2+} 离子或通过代换胶体吸附的 Ca 来吸收 Ca, Ca 主要以离子形态进入植物体^[15]。李氏禾根系发达,植被覆盖率高,因此可能导致 Ca 含量相对较低。而沉水植物覆盖区样点 C1—3, C2—3 的 Ca 含

量表现较高,主要因为沉水植物腐烂时会向水体释放磷^[16],易与 CaCO₃ 发生共沉淀,进入到底泥导致 Ca 含量较高。孙承兴等^[17]研究表明土壤 Ca 元素全量及有效态含量从土层底部到表土层逐渐减少,但在本研究中,3 种湿地底泥 Ca 含量均以表层最高,可能是表层土质较为松软,底泥浅,符合“表层富集”的现象。

表 2 样带Ⅰ表层底泥不同形态钙间相关性

相关系数(R)	总磷	总钙	酸可提取态钙	可还原态钙	可氧化态钙	残渣态钙
总磷	1.000					
总钙	0.114	1.000				
酸可提取态钙	-0.024	0.985**	1.000			
可还原态钙	0.127	0.846**	0.791*	1.000		
可氧化态钙	0.245	0.877**	0.872**	0.543	1.000	
残渣态钙	0.617	0.646	0.598	0.356	0.760*	1.000

注:**表示在 0.01 水平(双侧)上显著相关;*表示在 0.05 水平(双侧)上显著相关,下表同。

表 3 样带Ⅱ表层底泥不同形态钙间相关性

相关系数(R)	总磷	总钙	酸可提取态钙	可还原态钙	可氧化态钙	残渣态钙
总磷	1.000					
总钙	0.602	1.000				
酸可提取态钙	0.614	0.982**	1.000			
可还原态钙	0.443	0.957**	0.897**	1.000		
可氧化态钙	0.243	0.798*	0.688	0.928**	1.000	
残渣态钙	0.513	0.364	0.387	0.234	0.105	1.000

除残渣态外,总 Ca 与 Ca 其他形态均呈现极显著正相关。Ca 形态与总磷呈现正相关,但相关性不显著。钙对水体净化作用主要体现在对磷的去除,Rodriguez 等^[18]研究表明 CaCO₃—P 共沉淀是除磷的主要机制,CaCO₃ 只吸附了少部分磷。底泥中可交换态钙对水体中磷的作用过程最直接,容易形成磷酸一氢钙进入底泥,但受 pH 值、DO、扰动等环境因子的影响,该过程可逆性强,对磷的固定不稳定^[19-20]。但关于其原理及机制,有待进一步研究。

4 结论

表层底泥总钙含量在稻田湿地、草甸湿地、湖滨湿地系统中变化幅度较大,表现为稻田湿地>湖滨湿地>草甸湿地。底泥中各形态钙组分中,以酸可提取态为主,占总量的 50%以上,对底泥总钙的贡献最大。酸可提取态钙、可还原态钙、可氧化态钙、残渣态钙分布规律与总钙一致。除残渣态钙,湖滨湿地底泥钙形态含量垂直方向总体均以表层(0—5 cm)最高,并依次向下层递减。底泥钙各形态相关性分析表明,底泥中酸可提取态钙、可还原态钙、可氧化态钙与总钙均呈极显著正相关($p<0.01$)。

参考文献:

[1] 曹建华,袁道先,潘根兴.岩溶生态系统中的土壤[J].地球科学进展,2003,18(1):37-44.
[2] 滕永忠.湿润亚热带岩溶土壤环境地球化学与岩溶作用

的相互关系[D].南京:南京农业大学,1996.
[3] Yuan G, Lavkulich L M. Sorption behavior of copper, zinc, and cadmium in response to simulated changes in soil properties[J]. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 1997,10(6):985-992.
[4] Gray C W, McLaren R G, Roberts A H C, et al. Solubility, sorption and desorption of native and added cadmium in relation to properties of soils in New Zealand[J]. European Journal of Soil Science, 2008,14(1):68-78.
[5] 胡乐宁,苏以荣,何寻阳,等.西南喀斯特石灰土中钙的形态与含量及其对土壤有机碳的影响[J].中国农业科学,2012,45(10):1946-1953.
[6] 张大庚,李天来,依艳丽,等.长期定位施氮肥对保护地土壤钙素分布的影响[J].土壤,2012,44(5):740-746.
[7] 陈家瑞,曹建华,梁毅,等.石灰土发育过程中土壤腐殖质组成及其与土壤钙赋存形态关系[J].中国岩溶,2012,31(1):7-11.
[8] 王亚平,黄毅,王苏明,等.土壤和沉积物中元素的化学形态及其顺序提取法[J].地质通报,2005,24(8):728-734.
[9] Dean R J. Bioavailability, Bioaccessibility and Mobility of Environmental Contaminants [M]. chichester, UK: John Wily & Sons, Ltd,2007.
[10] 李天杰,郑应顺,王云.土壤地理学[M].北京:人民教育出版社,1980.
[11] 熊毅,李庆奎.中国土壤[M].北京:科学出版社,1987.
[12] 潘根兴,曹建华.表层带岩溶作用:以土壤为媒介的地球表层生态系统过程[J].中国岩溶,1999,21(4):3-12.

- [R]. Cambridge: Cambridge University Press, 2007.
- [3] Kundzewicz Z, Mata L, Arnell N W, et al. The implications of projected climate change for freshwater resources and their management[J]. *Hydrological Sciences Journal*, 2008, 53(1): 3-10.
- [4] 刘春蓁, 刘志雨, 谢正辉. 地下水对气候变化的敏感性研究进展[J]. *水科学进展*, 1997, 8(3): 220-225.
- [5] 邓慧平, 唐来华. 沱江流域水文对全球气候变化的响应[J]. *地理学报*, 1998, 53(1): 43-49.
- [6] 汪美华, 谢强, 王红亚. 未来气候变化对淮河流域径流深的影响[J]. *地理研究*, 2003, 22(1): 79-88.
- [7] Su F, Xie Z. A model for assessing effects of climate change on runoff in China[J]. *Progress in Natural Science*, 2003, 13(9): 701-707.
- [8] Yuan F, Xie Z H, Liu Q, et al. Simulating hydrologic changes with climate change scenarios in the Haihe River Basin[J]. *Pedosphere*, 2005, 15(5): 595-600.
- [9] Zhang Q, Xu C, Jiang T, et al. Possible influence of ENSO on annual maximum streamflow of the Yangtze River, China[J]. *Journal of Hydrology*, 2007, 333(2): 265-274.
- [10] 王国庆, 王云璋. 黄河上中游径流对气候变化的敏感性分析[J]. *西北水资源与水工程*, 2000, 11(3): 1-5.
- [11] 游松财, Takahashi K, Matsuoka Y. 全球气候变化对中国未来地表径流的影响[J]. *第四纪研究*, 2002, 22(2): 148-157.
- [12] 刘曦, 国庆喜, 刘经纬. IBIS 模拟东北东部森林 NPP 主要影响因子的敏感性[J]. *生态学报*, 2011, 31(7): 1772-1782.
- [13] Zhu Q, Jiang H, Liu J X, et al. Evaluating the spatio-temporal variations of water budget across China over 1951—2006 using IBIS model[J]. *Hydrological Processes*, 2010, 24(4): 429-445.
- [14] Foley J A, Prentice I C, Ramankutty N, et al. An integrated biosphere model of land surface processes, terrestrial carbon balance, and vegetation dynamics[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 1996, 10(4): 603-628.
- [15] Kucharik C J, Foley J A, Delire C, et al. Testing the performance of a dynamic global ecosystem model: Water balance, carbon balance, and vegetation structure[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2000, 14(3): 795-825.
- [16] Gordon C, Cooper C, Senior C A, et al. The simulation of SST, sea ice extents and ocean heat transports in a version of the Hadley Centre coupled model without flux adjustments[J]. *Climate dynamics*, 2000, 16(2/3): 147-168.
- [17] Hutchinson M F, Gessler P E. Splines—more than just a smooth interpolator[J]. *Geoderma*, 1994, 62(1/3): 45-67.
- [18] Price D T, McKenney D W, Nalder I A, et al. A comparison of two statistical methods for spatial interpolation of Canadian monthly mean climate data[J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2000, 101(2/3): 81-94.
- [19] 阎洪. 薄板光顺样条插值与中国气候空间模拟[J]. *地理科学*, 2004, 24(2): 163-169.
- [20] 刘志红, Li L, McVicar T R. 专用气候数据空间插值软件 ANUSPLIN 及其应用[J]. *气象学报*, 2008, 34(2): 92-100.
- [21] Pollard D, Thompson S L. Use of a land-surface-transfer scheme(LSX) in a global climate model: the response to doubling stomatal resistance[J]. *Global and Planetary Change*, 1995, 10(1): 129-161.

~~~~~

(上接第 378 页)

- [13] 李忠云, 魏兴琥, 李保生, 等. 粤北岩溶丘陵区不同地貌部位土壤钙的分布特征: 以英德市九龙镇为例[J]. *热带地理*, 2015, 35(1): 89-95.
- [14] 周尧治, 郭玉梅, 刘历程, 等. 围栏禁牧对退化草原土壤水分的营养研究[J]. *水土保持研究*, 2006, 3(13): 5-7.
- [15] 何蓉, 程雪斌, 尹家元, 等. 云南 12 种豆科灌木饲料中主要钙形态分析[J]. *西部林业科学*, 2005, 34(1): 15-17.
- [16] 王圣瑞, 金相灿, 赵海超, 等. 沉水植物黑藻对上覆水中各形态磷浓度的影响[J]. *地球化学*, 2006, 35(2): 179-186.
- [17] 孙承兴, 王世杰, 刘秀明, 等. 碳酸盐岩风化壳岩—土界面地球化学特征及其形成过程: 以贵州花溪灰岩风化壳岩剖面为例[J]. *矿物学报*, 2002, 22(2): 126-132.
- [18] Rodriguez I R, Amrhein C, Anderson M A. Laboratory studies on the coprecipitation of phosphate with calcium carbonate in the Salton Sea, California[J]. *Hydrobiologia*, 2008, 604: 45-55.
- [19] Linda M, Jonathan F. Interaction between composition and temperature effects on non-bridging oxygen and high-coordinated aluminum in calcium aluminosilicate glasses[J]. *American Mineralogist*, 2013, 98(11/12): 1980-1987.
- [20] 孙义祥, 袁嫚嫚, 邬刚. 不同土壤肥力水平下钙对水稻专用肥增产效应的影响[J]. *中国农学通报*, 2014, 22(9): 77-81.