

鄱阳湖湿地不同植物群落土壤养分和 土壤酶活性垂直分布特征

李晓红

(青岛理工大学 艺术学院, 山东 青岛 266033)

摘要:研究鄱阳湖湿地不同植物群落土壤 Bglu(β -葡萄糖苷酶)、NAG(乙酰氨基葡萄糖苷酶)、Bxyl(β -木糖苷酶)、Phos(酸性磷酸酶)、Phox(酚氧化酶)、Pero(过氧化物酶)活性、土壤养分、土壤微生物量碳(SMBC)、土壤微生物量氮(SMBN)、土壤微生物量磷(SMBP)垂直分布特征。结果表明:土壤有机碳(SOC)、全氮(STN)、全钾(STK)、碱解氮(SAN)、速效磷(SAP)和速效钾(SAK)在深度上呈递减趋势,也即随着土层深度的增加而逐渐降低,在 0—20 cm 土壤与其他深层土壤之间存在显著的差异性;对于不同植物群落土壤养分平均值而言,由湖滨高滩地到沉水植物区,土壤养分呈增加趋势(均表现为沉水植物区>湿生植物区>挺水植物区>湖滨高滩地)。随土壤剖面深度的增加,不同植物群落 SMBC、SMBN 和 SMBP 在深度上呈递减趋势,其中表层 SMBC、SMBN 和 SMBP 分别占所研究整个剖面的 27.37%、27.22% 和 29.75%,由湖滨高滩地到沉水植物区,土壤微生物量呈增加趋势(均表现为沉水植物区>湿生植物区>挺水植物区>湖滨高滩地),其中 SMBC、SMBN 平均值在不同植物群落中差异均显著($p<0.05$)。鄱阳湖湿地沿垂直剖面分布的土壤酶活性与微生物量的变化规律相一致,6 种酶(Bglu、Bxyl、NAG、Phos、Pero、Phox)活性随土壤剖面深度的增加显著降低,在 0—20 cm 达到最大;由湖滨高滩地到沉水植物区,土壤酶活性呈增加趋势(均表现为沉水植物区>湿生植物区>挺水植物区>湖滨高滩地)。相关性分析表明,微生物特性 SMBC 和 SMBN 与土壤酶活性的相关性系数较大,表明 SMBC 和 SMBN 是影响土壤微生物活性的最主要因素。双因素分析表明,SOC、STN、SAN、SMBC、SMBN、Bglu 活性、Bxyl 活性、Phos 活性、Phox 活性均极显著地受到植被和土层深度的影响($p<0.01$),而 STP、SAP 和 SMBP 对土层、植被及两者间交互作用均未表现出显著性响应($p>0.05$)。综合分析表明,鄱阳湖湿地土壤微生物功能特性之间具有相互促进作用,具有一定的协同作用。

关键词:鄱阳湖;湿地;土壤养分;土壤酶活性

中图分类号:S154.2; S156.047

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2019)01-0069-07

Profile Distribution Characteristics of Soil Nutrients and Enzymes in the Wetland of Poyang Lake

LI Xiaohong

(Institute of Environmental Engineering, Qingdao Technological University, Qingdao, Shandong 266033, China)

Abstract: In order to study the profile distribution characteristics of soil nutrients and enzymes in the wetland of Poyang Lake, four plant communities were selected as the research sites. The depth of soil profile was 0—80 cm, which was divided into four layers (0—20 cm, 20—40 cm, 40—60 cm, 60—80 cm). The profile distributions of soil enzyme activities (Bglu, NAG, Bxyl, Phos, Phox and Pero), microbial biomass and soil nutrients were determined. The results showed that soil organic carbon (SOC), soil total nitrogen (STN), soil total potassium (STK), soil alkaline hydrolytic nitrogen (SAN), soil available phosphorus (SAP) and soil available potassium (SAK) decreased gradually as the soil depth increased, and the soil nutrients in surface soil (0—20 cm) were significantly higher than those in deep soil, while there was no significant difference in soil total phosphorus (STP) of different layers; the average of soil nutrients decreased in the order: submerged plant area>wetland plants bog plant area>emerged plant area>lake shoal; MBC, SMBN

and SMBP decreased gradually as the soil depth increased, and the soil, microbial biomass in surface soil (0—20 cm) was significantly higher than that in deep soil, while there was no significant difference in SMBP of different layers; the average of soil microbial biomass decreased in the sequence: submerged plant area > wetland plantsbog plant area > emerged plant area > lake shoal. There is the same change trend between soil nutrients and enzymes. Correlation analysis showed that there were higher correlation coefficients between soil microbial biomass and soil enzymes, indicating that soil microbial biomass was the main factor affecting soil enzymes. Double factor analysis indicated that the plant and soil depth had the significant effect on soil microbial biomass and soil enzymes, and had no effect on STP, SAP and SMBP ($p > 0.05$). In total, there is a synergistic effect between soil microbial biomass and soil enzymes in the wetland of Poyang Lake.

Keywords: Poyang Lake; wetland; soil nutrients; soil enzymes

湿地是介于水生和陆地生态系统之间的过渡带, 具有独特的水文、土壤、植被和生物学特征, 承担着碳、氮、磷的源、汇和转化器等多项重要生态功能, 在陆地生态系统物质交换和能量流动中发挥着重要作用, 长期以来受到学术界的广泛关注^[1-3]。在长期的演替中, 湿地积累了大量的有机碳, 成为重要的养分库, 在平衡土壤的碳库过程中起着关键的作用^[4-5]。土壤酶活性能够较好地反映土壤生物、化学反应过程中的强度、方向, 也能够有效地表征土壤微生物在有机质、营养元素转化方面的活性^[6-8], 其中土壤 glu(β -葡萄糖苷酶)和 Bxyl(β -木糖苷酶)能够将纤维素、木聚糖等土壤糖类充分水解, 并将碳源提供给微生物, 促进土壤碳循环的正常进行; 乙酰氨基葡萄糖苷酶(NAG)在氨基酸类物质降解过程中起着重要作用, 这也是微生物氮获取的途径之一, 在土壤碳氮转化过程中成为重要的参与者; 酸性磷酸酶(Phos)能够将有机磷化物充分进行水解, 其活性程度直接决定着有效磷的供给能力, 是保持土壤肥力的重要途径之一; 在土壤的氧化还原过程中, 酚氧化酶(Phox)、过氧化物酶(Pero)是重要的参与者, 能够对土壤有机质的分解起着调节作用, 综合来说, 土壤酶活性在生态系统的调节过程中起着重要作用^[9-11]。

鄱阳湖是我国最大的淡水湖泊和我国湿地生态系统中生物资源最丰富的地区^[12], 1992 年被列入世界重要湿地名录, 是具有国际性保护意义的淡水湿地, 集饮用、灌溉、渔业、航运、纳污等多功能于一体, 为各种水生植物和动物的生存提供了良好的环境条件, 对中国长江流域洪水调蓄和生物多样性保护有着重要作用^[13]。目前, 对鄱阳湖湿地的研究大多集中在湿地植被方面, 对于土壤的研究报道较少, 这使得开展鄱阳湖湿地土壤养分和酶活性的研究十分必要^[14-16]。鉴于此, 本研究选取鄱阳湖湿地不同植物群落 0—80 cm 土壤剖面, 对其理化性质、土壤酶活性、微生物生物量进行比较, 分析鄱阳湖湿地土壤中尤其

是沿土壤剖面深度的微生物特性及土壤性质的变化, 以期了解湿地土壤剖面深度对土壤生态系统结构、功能与过程的影响, 为研究鄱阳湖生态系统生物地球化学循环尤其是为微生物群落对地下生态系统过程的影响、适应提供基础研究资料。

1 材料与方法

1.1 采样点分布

以鄱阳湖南矶湿地作为研究对象, 该自然保护区处于赣江三角洲的前沿地带, 地处鄱阳湖南部, 属于南昌市新建县, 该区域以南山岛、矾山岛、洲滩和水域为主, 拥有面积多达 330 km²。因受所处位置影响, 该地区属于典型的亚热带湿润季风气候, 近年来的平均气温在 17.6℃, 最冷月为 1 月, 该月气温为 5.1℃; 最热月为 7 月, 其平均气温达到 29.5℃; 近年来的降雨达到近 1 550 mm, 其增发量接近于 1 599.6 mm^[17]。

在研究区域内主要的植被不仅大量分布着湖滨高滩地中生性草甸、挺水植物, 还有湿生植物以及沉水植物分布, 这是该区域典型的 4 种湿地植被; 18~19 m 高程主要分布着高滩地植物, 在平水的年份并不受水淹的影响, 其典型植被为狗牙根, 该区域位于远湖心区, 其土壤主要是红色砂质。16~18 m 高程为挺水植物分布区, 群落分布以芦苇(*Phragmites*)、南荻(*Triarrhena lutarioriparia*)以及菰(*Zizania latifolia*)为主, 平均出露天数达到近 305 d, 主要土壤类型为草甸土。14~16 m 高程分布的只要为湿生植物, 该区域大面积地势较为平缓, 平均的出露天数达到近 271 d, 群落分布以灰化苔草(*Carex*)、水蓼(*Polygonum hydropiper*)为主, 主要的土壤类型是草甸土。高程在 12 m 以下分布的是沉水植物, 群里分布以黑藻(*Hydrilla verticillata*)、苦草(*Vallisneria natans*)为主, 在枯水季节其水深依然在 50 cm 以上, 主要的土壤类型是水成土, 该土质的质地黏重, 表 1 所示的是研究区内湿地多种生境类型及其特征。

表 1 鄱阳湖湿地不同植物群落采样点基本信息

采样点	深度/ cm	优势植物	生物量/(g·m ⁻²)		土壤 水分/%	pH	土壤容重/ (g·cm ⁻³)
			地上	地下			
湖滨高滩地	0—20	草甸土狗牙根	302.56	182.32	30.26	7.56	1.26
	20—40			103.16	25.13	7.13	1.32
	40—60			65.24	23.14	7.16	1.31
	60—80			21.05	19.58	7.24	1.42
挺水植物区	0—20	草甸土芦苇、南荻、菰	523.14	332.56	43.26	7.35	1.13
	20—40			125.62	41.05	7.31	1.16
	40—60			81.04	40.13	7.21	1.25
	60—80			21.47	35.48	7.04	1.37
湿生植物区	0—20	沼泽土灰化苔草、水蓼	2135.03	1252.36	52.03	7.25	0.95
	20—40			953.02	51.16	6.59	1.02
	40—60			452.16	46.25	6.54	1.16
	60—80			123.48	35.98	6.13	1.31
沉水植物区	0—20	沼泽土黑藻	214.78	132.02	60.12	6.58	0.75
	20—40			98.54	56.03	6.53	0.82
	40—60			62.39	49.87	6.32	0.93
	60—80			21.05	45.17	6.14	1.15

1.2 样品采集

于 2016 年 11 月,在保护区内按照不同高程梯度分别选取 4 个采样点,样方规格为 10 m×10 m,每个采样点设置 5 个重复,用土钻在每个样点分别取土层深度为 0—20,20—40,40—60,60—80 cm 的土样,每个样方内采集 5 钻土混成一个单独样品,共采集 80 个土壤样品,分别装入有编号的样品袋中。剔除凋落物和石砾,取部分土样放入自封袋在 4℃下冷藏保存用于测定土壤微生物量、碱解氮、速效磷和速效钾含量,其余土样风干研磨过 100 目筛,测定土壤养分含量。

对于土壤的含水量测定主要借助于恒重法进行;通过电位计法对土壤的 pH 值进行测定,要求土、水的混合比例为 1:2.5;在分别对地上、地下的土壤生物量进行测定需要通过烘干法进行;对于土壤有机碳(SOC)指标的测定借助于重铬酸钾氧化法;本研究中利用半微量凯式方法来测定土壤总氮(STN);在对土壤总磷(STP)含量进行测定之前,首先用硫酸-高氯酸对之进行消煮处理,之后借助于流动注射分析仪开展指标测定;土壤速效磷(SAP)的测定通过氟化铵-盐酸浸提法;土壤微生物量碳(SMBC)、氮(SMBN)、磷(SMBP)的含量测定借助于氯仿熏蒸-K₂SO₄浸提法^[18]。

本试验中的水解酶活性主要有以下 4 种:Bglu, NAG,Bxyl 和 Phos,氧化酶活性主要有 Phox,Pero 两种,对其指标的测定如下:在密度为 50 mmol/L 的 125 ml 乙酸钠缓冲液中加入 1 g 土壤样品,并充分混合,并在 25℃静置 2 h,对于水解酶通过微孔板荧光

法进行测定,激发光波长、发射光波长分别为 365 nm,450 nm;对于氧化酶的测定借助的底物则分别是左旋多巴(DOPA)、装有 DOPA 的过氧化氢(H₂O₂),并通过比色法开展测定^[18]。

2 结果与分析

2.1 鄱阳湖湿地不同植物群落土壤养分

所测定的 7 项土壤养分结果见表 2。总体看来,不同植物群落土壤 SOC,STN,STK,SAN,SAP 和 SAK 在深度上呈递减趋势,也即随着土层深度的增加而逐渐降低,在 0—20 cm 土壤与其他深层土壤之间存在显著的差异性,其中表层土壤 SOC,STN,STP,STK,SAN,SAP 和 SAK 分别占所研究整个剖面的 27.74%,27.87%,27.32%,30.60%,30.31%,31.05%和 27.96%,其最低值一般出现在 60—80 cm 的土层深度范围内,对于土壤 STP 而言,总体上随土层深度的增加呈降低趋势,但是在深度上差异并不明显;对于不同植物群落土壤养分平均值而言,由湖滨高滩地到沉水植物区,土壤养分呈增加趋势(均表现为沉水植物区>湿生植物区>挺水植物区>湖滨高滩地),其中 SOC,STNSAP 和 SAK 平均值在不同植物群落中差异均显著($p<0.05$),而 STP 平均值在不同植物群落中差异均不显著($p>0.05$);对于 STK,沉水植物区和湿生植物区差异并不显著($p>0.05$),二者显著高于挺水植物区和湖滨高滩地($p<0.05$);对于 SAN,沉水植物区和湿生植物区显著高于挺水植物区和湖滨高滩地($p<0.05$)。

表 2 鄱阳湖湿地不同植物群落土壤养分

采样点	深度/ cm	有机碳 SOC/ (g · kg ⁻¹)	全氮 STN/ (g · kg ⁻¹)	全磷 STP/ (g · kg ⁻¹)	全钾 STK/ (g · kg ⁻¹)	碱解氮 SAN/ (mg · kg ⁻¹)	速效磷 SAP/ (mg · kg ⁻¹)	速效钾 SAK/ (mg · kg ⁻¹)
湖滨高滩地	0—20	14.23±2.03	1.02±0.12	0.56±0.06	13.26±2.03	8.26±0.56	26.56±3.02	56.21±6.32
	20—40	13.26±1.56	1.01±0.23	0.52±0.09	11.03±2.15	7.52±0.35	23.15±1.56	53.01±5.15
	40—60	12.58±2.36	0.98±0.09	0.51±0.04	10.45±1.56	6.58±0.34	19.56±2.58	49.48±4.23
	60—80	11.23±1.89	0.65±0.05	0.46±0.05	8.59±1.87	4.89±0.95	16.28±2.14	42.35±2.89
	平均值	12.83d	0.92d	0.51a	10.83c	6.81c	21.39d	50.26d
挺水植物区	0—20	16.25±3.02	1.32±0.13	0.58±0.06	15.25±2.58	9.16±0.36	29.78±2.56	62.31±3.25
	20—40	15.46±3.15	1.21±0.16	0.56±0.07	11.26±1.56	8.78±0.38	23.56±2.13	60.25±6.42
	40—60	13.28±2.48	1.03±0.07	0.55±0.09	10.47±1.98	6.51±0.45	21.47±2.47	56.14±5.14
	60—80	12.15±2.41	0.87±0.06	0.54±0.03	8.26±1.03	5.74±0.42	18.73±1.59	48.73±3.28
	平均值	14.29c	1.11c	0.56a	11.31b3.25	7.55c	23.39c	56.86c
湿生植物区	0—20	16.89±2.06	1.56±0.23	0.59±0.03	18.45±3.21	13.25±0.58	33.45±3.02	65.89±3.65
	20—40	15.78±1.23	1.32±0.24	0.56±0.05	17.45±2.87	10.26±0.59	31.06±3.69	62.32±6.41
	40—60	15.23±1.59	1.21±0.26	0.53±0.06	15.21±3.01	11.15±0.63	25.78±2.54	58.71±5.58
	60—80	13.15±1.87	1.07±0.18	0.52±0.06	12.07±2.17	8.74±0.68	21.46±1.87	56.24±5.43
	平均值	15.26b	1.29b	0.55a	15.80a	10.85b	27.94b	60.79b3.57
沉水植物区	0—20	18.54±3.06	1.78±0.16	0.61±0.04	19.87±3.69	16.14±2.31	38.74±1.68	72.15±4.30
	20—40	17.26±3.25	1.56±0.19	0.53±0.05	16.51±3.05	15.16±2.05	35.12±2.54	68.25±2.36
	40—60	17.02±2.48	1.52±0.23	0.52±0.03	13.44±2.14	12.04±1.54	30.15±3.01	63.24±6.31
	60—80	15.18±2.31	1.24±0.24	0.54±0.07	13.15±2.01	9.46±1.87	23.14±2.57	59.23±4.78
	平均值	17.00a	1.53a	0.55a	15.74a	13.20a	31.79a	65.72a

注: 同列不同小写字母表示差异显著($p<0.05$), 下同。

2.2 鄱阳湖湿地不同植物群落土壤微生物量

由表 3 可知, 随土壤剖面深度的增加, 不同植物群落土壤 SMBC, SMBN 和 SMBP 在深度上呈递减趋势, 也即随着土层深度的增加而逐渐降低, 在 0—20 cm 土壤与其他深层土壤之间存在显著的差异性, 其中表层土壤 SMBC, SMBN 和 SMBP 分别占所研究整个剖面的 27.37%, 27.22% 和 29.75%, 其最低值一般出现在 60—80 cm 的土层深度范围内, 对于土壤 SMBP 而言, 总体上随土层深度的增加呈降低趋势, 但是在深度上差异并不明显; 对于不同植物群落土壤微生物量而言, 由湖滨高滩地到沉水植物区, 土壤养分呈增加趋势(均表现为沉水植物区>湿生植物区>挺水植物区>湖滨高滩地), 其中 SMBC, SMBN 平均值在不同植物群落中差异均显著($p<0.05$), 而 SMBP 平均值在不同植物群落中差异均不显著($p>0.05$); SMBC/SMBN 和 SMBN/SMBP 平均值在不同植物群落中差异均不显著($p>0.05$); 沉水植物区和湖滨高滩地 SMBC/SMBP 差异不显著($p>0.05$), 二者显著高于湿生植物区和挺水植物区($p<0.05$)。

2.3 鄱阳湖湿地不同植物群落土壤酶活性

由表 4 可知, 鄱阳湖湿地不同植物群落土壤中 Phos 活性最高, 其次是 NAG 活性, Pero 活性和 Phox 活性最低。随土壤剖面深度的增加, 不同植物群落土壤 Bglu 活性、Bxyl 活性、NAG 活性、Phos 活

性、Phox 活性和 Pero 活性在深度上呈递减趋势, 也即随着土层深度的增加而逐渐降低, 在 0—20 cm 土壤与其他深层土壤之间存在显著的差异性, 其中表层土壤 Bglu 活性、Bxyl 活性、NAG 活性、Phos 活性、Phox 活性和 Pero 活性分别占所研究整个剖面的 52.87%, 54.99%, 61.43%, 63.99%, 32.91% 和 35.99%, 其最低值一般出现在 60—80 cm 的土层深度范围内; 对于不同植物群落土壤酶活性而言, 由湖滨高滩地到沉水植物区, 土壤土壤酶活性呈增加趋势(均表现为沉水植物区>湿生植物区>挺水植物区>湖滨高滩地); 其中 Bglu 活性平均值在不同植物群落中差异均显著($p<0.05$), 而 Pero 活性平均值在不同植物群落中差异均不显著($p>0.05$); 对于 Bxyl 活性和 NAG 活性, 湿生植物区和沉水植物区差异均不显著($p>0.05$), 二者显著高于挺水植物区和湖滨高滩地($p<0.05$); 对于 Phos 活性, 沉水植物区、湿生植物区、挺水植物区差异均不显著($p>0.05$), 显著高于湖滨高滩地($p<0.05$); 对于 Phox 活性, 沉水植物区显著高于其他 3 种植物群落($p<0.05$)。

2.4 土壤微生物功能特性与环境因子的相关性

为进一步了解鄱阳湖湿地不同植物群落土壤微生物功能特性与土壤养分之间的关系, 将土壤微生物量、土壤酶活性与养分进行相关性分析(表 5), 结果显示, 4 种水解酶(Bglu, Bxyl, NAG, Phos)的活性均与 SOC,

STN,SMBC 和 SMBN 呈显著正相关($p<0.05$);Phox 活性和 Pero 活性与 SOC,STN,STK,SMBC 和 SMBN 呈显著正相关($p<0.05$);与 STP,SAP 和 SMBP 相关性不强。从相关性系数来看,微生物特性 SMBC 和 SMBN 与土壤酶活性的相关性系数较大,表明 SMBC 和 SMBN 是影响土壤微生物活性的最主要因素。

表 3 鄱阳湖湿地不同植物群落土壤微生物量

采样点	深度/ cm	微生物量碳 SMBC/ (mg·kg ⁻¹)	微生物量氮 SMBN/ (mg·kg ⁻¹)	微生物量磷 SMBP/ (mg·kg ⁻¹)	SMBC/ SMBN	SMBC/ SMBP	SMBN/ SMBP
湖滨高滩地	0—20	233.63±23.03	56.39±3.56	13.63±1.30	4.14±0.56	17.14±1.23	4.14±0.16
	20—40	216.03±26.56	53.21±2.34	11.58±2.16	4.06±0.35	18.66±1.65	4.59±0.13
	40—60	205.48±34.18	51.05±5.16	10.25±2.15	4.03±0.54	20.05±2.30	4.98±0.25
	60—80	198.45±32.04	46.53±3.47	10.36±1.58	4.26±0.87	19.16±2.14	4.49±0.34
	平均值	213.40d	51.80d	11.46a	4.12a	18.75a	4.55a
挺水植物区	0—20	256.89±16.58	62.01±6.52	15.62±2.16	4.14±0.25	16.45±1.57	3.97±0.16
	20—40	239.84±19.87	59.85±5.32	13.24±3.02	4.01±0.36	18.11±1.59	4.52±0.29
	40—60	220.61±23.45	58.76±5.14	12.07±1.54	3.75±0.47	18.28±2.01	4.87±0.35
	60—80	206.89±26.54	52.13±4.23	10.48±1.87	3.97±0.58	19.74±2.13	4.97±0.26
	平均值	231.06c	58.19c	12.85a	3.97a	18.14b	4.58a
湿生植物区	0—20	267.98±32.15	68.14±6.23	15.69±1.02	3.93±0.59	17.08±1.54	4.34±0.54
	20—40	251.25±23.15	62.32±5.14	14.25±1.14	4.03±0.62	17.63±2.14	4.37±0.32
	40—60	243.58±35.46	61.54±5.48	13.69±2.48	3.96±0.32	17.79±1.98	4.50±0.36
	60—80	239.67±23.77	58.77±4.32	12.01±1.58	4.08±0.41	19.96±1.56	4.89±0.34
	平均值	250.62b	62.69b	13.91a	4.00a	18.11b	4.53a
沉水植物区	0—20	302.56±30.56	72.45±3.62	16.79±1.54	4.18±0.25	18.02±2.03	4.32±0.25
	20—40	285.32±23.17	70.16±5.34	15.74±1.63	4.07±0.36	18.13±2.15	4.46±0.28
	40—60	276.11±23.69	65.23±5.28	13.22±1.98	4.23±0.34	20.89±2.36	4.93±0.62
	60—80	245.78±32.17	61.02±4.89	12.87±1.07	4.03±0.27	19.10±2.14	4.74±0.51
	平均值	277.44a	67.22a	14.66a	4.13a	19.03a	4.61a

表 4 鄱阳湖湿地不同植物群落土壤微生物量

采样点	深度/ cm	Bglu 活性/ (mol·h ⁻¹ ·g ⁻¹)	Bxyl 活性/ (mol·h ⁻¹ ·g ⁻¹)	NAG 活性/ (mol·h ⁻¹ ·g ⁻¹)	Phos 活性/ (mol·h ⁻¹ ·g ⁻¹)	Phox 活性/ (mol·h ⁻¹ ·g ⁻¹)	Pero 活性/ (mol·h ⁻¹ ·g ⁻¹)
湖滨高滩地	0—20	11.23±2.03	3.25±0.65	8.65±1.23	95.14±12.06	0.52±0.03	1.13±0.13
	20—40	5.13±1.21	1.58±0.34	3.26±0.68	32.56±5.62	0.46±0.05	1.02±0.15
	40—60	3.01±0.65	0.85±0.05	1.19±0.52	15.75±3.14	0.31±0.06	0.65±0.16
	60—80	1.87±0.89	0.23±0.09	0.98±0.06	5.24±1.06	0.29±0.02	0.34±0.05
	平均值	5.31d	1.48b	3.52c	37.17b	0.40c	0.79a
挺水植物区	0—20	15.36±1.45	3.96±0.65	9.12±1.25	103.27±16.23	0.61±0.06	1.26±0.16
	20—40	6.26±0.26	1.12±0.32	4.12±0.58	51.24±8.98	0.56±0.03	1.15±0.13
	40—60	3.58±0.34	0.65±0.05	2.16±0.34	16.89±3.02	0.52±0.02	0.85±0.08
	60—80	2.04±0.25	0.34±0.03	1.01±0.23	6.78±1.54	0.43±0.04	0.31±0.03
	平均值	6.81c	1.52b	4.10b	44.55a	0.53b	0.89a
湿生植物区	0—20	16.26±3.02	4.58±0.87	11.24±1.98	115.21±23.26	0.63±0.09	1.35±0.25
	20—40	8.45±1.05	2.14±0.52	6.25±0.65	53.02±5.64	0.61±0.08	0.98±0.16
	40—60	4.57±0.58	0.89±0.13	3.47±0.36	16.98±3.02	0.56±0.06	0.62±0.12
	60—80	2.06±0.34	0.43±0.14	1.56±0.24	6.02±1.57	0.53±0.07	0.27±0.03
	平均值	7.84b	2.01a	5.63a	47.81a	0.58b	0.81a
沉水植物区	0—20	18.79±3.21	5.12±0.38	12.06±2.16	126.03±21.15	0.85±0.05	1.48±0.23
	20—40	9.44±0.58	1.56±0.32	5.23±0.59	43.15±5.26	0.75±0.06	1.13±0.26
	40—60	5.13±0.64	0.65±0.21	2.15±0.34	10.58±1.05	0.76±0.06	0.52±0.05
	60—80	2.78±0.32	0.27±0.05	1.64±0.28	3.57±0.24	0.61±0.04	0.29±0.04
	平均值	9.04a	1.90a	5.27a	45.83a	0.74a	0.86a

表 5 土壤微生物功能特性与土壤养分的相关性

指标	Bglu 活性	Bxyl 活性	NAG 活性	Phos 活性	Phox 活性	Pero 活性
SOC	0.856**	0.756**	0.536*	0.785**	0.823**	0.814**
STN	0.896**	0.725**	0.613*	0.302	0.879**	0.702**
STP	0.036	0.125	0.321	0.251	0.156	0.041
STK	0.563*	0.622*	0.758**	0.814**	0.523*	0.612*
SAN	0.516*	0.403	0.632*	0.589*	0.312	0.499*
SAP	0.356	0.526*	0.385	0.489*	0.302	0.257
SAK	0.263	0.526*	0.756**	0.512*	0.389	0.587*
SMBC	0.832**	0.715**	0.523*	0.614*	0.799**	0.803**
SMBN	0.569*	0.856**	0.568*	0.632*	0.725**	0.489*
SMBP	0.036	0.158	0.321	0.152	0.413	0.528*

注：* * 相关性在 0.01 水平上显著(双尾)；* 相关性在 0.05 水平上显著(双尾)。

2.5 不同植被梯度土壤养分、微生物特性的双因素分析

由表 6 可知,双因素分析了不同植物群落和土层深度对土壤养分和、微生物特性的影响,结果表明,对于土层单因素分析而言,SOC,STN,SMBC,SAN,SMBN,Bxyl 活性,Phos 活性,Phox 活性,Pero 活性均极显著地受到土层的影响($p<0.01$);对于植被单

因素分析而言,SOC,STN,SAN,SMBC,SMBN,Bglu 活性,Bxyl 活性,Phos 活性,Phox 活性均极显著地受到土层的影响($p<0.01$);双因素分析可知,SOC,STN,SAN,SMBC,SMBN,Bglu 活性、Bxyl 活性、Phos 活性、Phox 活性均极显著地受到两者的影响($p<0.01$);STP,SAP 和 SMBP 对土层、植被及两者间交互作用均未表现出显著性响应($p>0.05$)。

表 6 不同植被梯度土壤养分双因素分析

因素	土层		植被		土层×植被	
	p	F	p	F	p	F
SOC	<0.001	19.63	<0.001	20.36	<0.001	18.47
STN	<0.001	18.56	<0.010	11.25	<0.001	17.53
STP	0.165	2.03	0.158	0.96	0.143	0.89
STK	0.069	1.59	0.054	1.03	0.058	0.75
SAN	<0.010	12.05	<0.010	11.05	<0.010	11.14
SAP	0.098	1.06	0.062	0.78	0.075	1.05
SAK	<0.050	8.59	0.069	3.02	0.062	4.78
SMBC	<0.001	17.42	<0.010	12.35	<0.001	19.78
SMBN	<0.001	21.35	<0.010	11.06	<0.010	13.06
SMBP	0.096	0.85	0.156	1.23	0.102	0.98
Bglu 活性	<0.050	7.26	<0.010	13.02	<0.010	9.58
Bxyl 活性	<0.010	10.25	<0.001	16.98	<0.001	17.23
NAG 活性	<0.050	7.26	<0.050	8.45	<0.050	6.32
Phos 活性	<0.010	11.23	<0.010	13.05	<0.010	12.78
Phox 活性	<0.001	23.06	<0.010	11.02	<0.001	19.78
Pero 活性	<0.010	9.78	<0.050	6.03	<0.050	5.13

3 讨论与结论

本研究种,鄱阳湖不同湿地植物群落的分布和土壤养分分布均不一致,土壤表层养分差异最为显著,这与大部分地区土壤养分分布较为接近;对于表层而言,微生物的分解作用能够及时将腐殖质等进行转化成养分,因而具有较高的有机质含量,对于本研究区

域而言,沉水植物区的土壤养分最高,其次是湿生植物区、挺水植物区,而养分最低的属于湖滨高滩地,在土壤的干湿交替影响下,土壤团聚体崩溃,进而导致有机碳暴露,土壤的呼吸作用短期内迅速提升,有机碳矿化分解明显增强,这样加速了有机碳分解^[19-21]。对于湖滨高滩地而言,其不仅具有良好的通风性,水热条件也相对优越,对于土壤微生物的活动具有促进

作用,有机质分解较快,对于土壤养分含量具有较大影响。尽管土层不同,但是土壤有效养分的分布特点和土壤养分分布几乎一样。但是土壤总磷含量并无明显差异,这与其独特的水文条件等是分不开的,对于鄱阳湖而言,周期性水淹、干湿交替现象明显,这导致湿地土壤磷的流失、淋失现象显著,从而导致沼泽总磷含量不高,即使土层深度增加但磷含量变化不大^[22]。土壤 pH 值与土壤养分呈相反的变化趋势,也就是说土壤弱酸性有利于养分淋溶^[23]。

研究发现在土层深度增加的情况下,微生物量碳、氮磷不断降低,表明微生物生长发育受到土层深度的制约;表层土壤生物量占比较大,尤其是地表至地下 20 cm 深度土壤中含有大量的腐殖质等有机物,能够为微生物提供较为充足养分,且土壤的孔隙度及通气性相对较好,能够促进微生物生长^[24]。鄱阳湖湿地土壤 C/N 范围为 2.9~10.9,根据学者 Kaye 等^[21]研究成果可以认为微生物量受到有机碳的影响。

从湿地垂直剖面来看,其土壤酶活性的变化基本接近于微生物量的变化。6 种水解酶活性与土壤剖面深度呈相反的变化趋势,土层深度越深水解酶活性越差,土层深度显著影响微生物活动。尽管深层土壤酶活性较低,但 60—80 cm 土层土壤酶活性依然呈较高水平,这说明湿地深层土壤中微生物代谢作用较强^[25]。湿地的水文、气候、土壤等多种因素会对微生物的生长发育及活动产生显著影响。土壤酶能够产生明显的氧化还原能力,在 Phox 的降解和矿化作用下,土壤有机质的分解受到限制;在 Pero 的作用下过氧化氢、酚类物质能够被氧化还原成水和醌^[26]。通过研究发现,与深层土壤相比而言,表层土壤的 Phox 和 Pero 活性明显较高,研究表明有机质的积累速率受到湿地深层土壤的抑制,这也是一种生态反馈的信号,对土壤中物质循环产生影响,从而制约深层土壤中微生物活动^[27]。

通过相关分析发现,对于鄱阳湖湿地而言,土壤微生物生长发育及其活动不仅受到有机质及营养元素的制约,而且受到土壤养分的显著制约。在土层深度不断增加的情况下,其孔隙度大大降低,通气性也显著下降,这直接影响微生物的活动,制约其活性。此外,对于深层土壤而言,其 pH 出现明显升高的趋势,在 pH 不断升高的情况下,有机质的生物降解和矿化受到显著影响,从而对土壤酶参与能量转化产生影响。通过相关分析发现,土壤微生物的不同功能特性具有相互促进作用,对物质循环、能量转化起着各自的作用,且能够产生协同效应。

参考文献:

- [1] 庞丙亮,崔丽娟,马牧源,等.若尔盖高寒湿地生态系统服务价值评价[J].湿地科学,2014,12(3):273-278.
- [2] 崔丽娟,庞丙亮,李伟,等.扎龙湿地生态系统服务价值评价[J].生态学报,2016,36(3):828-836.
- [3] 吴春堂,陈伟,刘迪,等.北京市重要湿地生态系统健康评价[J].湿地科学,2017(4):516-521.
- [4] 魏强,佟连军,杨丽花,等.三江平原湿地生态系统生物多样性保护价值[J].生态学报,2015,35(4):935-943.
- [5] 丁冬静,李玫,廖宝文,等.海南省滨海自然湿地生态系统服务功能价值评估[J].生态环境学报,2015(9):1472-1477.
- [6] 杨宁,杨满元,雷玉兰,等.衡阳紫色土丘陵坡地土壤酶活性对植被恢复的响应[J].生态环境学报,2014,23(4):575-580.
- [7] 胡雷,王长庭,王根绪,等.三江源区不同退化演替阶段高寒草甸土壤酶活性和微生物群落结构的变化[J].草业学报,2014,23(3):8-12.
- [8] 杨文彬,耿玉清,王冬梅.漓江水陆交错带不同植被类型的土壤酶活性[J].生态学报,2015,35(14):4604-4612.
- [9] 崔雯雯,宋全昊,高小丽,等.糜子不同种植方式对土壤酶活性及养分的影响[J].植物营养与肥料学报,2015,21(1):234-240.
- [10] 路怡青,朱安宁,张佳宝,等.免耕和秸秆还田对土壤酶活性和微生物群落的影响[J].土壤通报,2014,45(1):85-90.
- [11] 杨瑞,刘帅,王紫泉,等.秦岭山脉典型林分土壤酶活性与土壤养分关系的探讨[J].土壤学报,2016,53(4):1037-1046.
- [12] 金奇,吴琴,钟欣孜,等.鄱阳湖湿地水位梯度下不同植物群落类型土壤有机碳组分特征[J].生态学杂志,2017,36(5):1180-1187.
- [13] 张杰,胡维,刘以珍,等.鄱阳湖湿地不同土地利用方式下土壤微生物群落功能多样性[J].生态学报,2015,35(4):965-971.
- [14] 简敏菲,徐鹏飞,余厚平,等.乐安河—鄱阳湖湿地植物群落分布及其环境影响因子[J].环境科学研究,2015,28(3):408-417.
- [15] 于昊天,黄时豪,刘亚军,等.鄱阳湖湿地土壤酶及微生物生物量的剖面分布特征[J].环境科学研究,2017,30(11):1715-1722.
- [16] 周云凯,白秀玲,宁立新.鄱阳湖湿地灰化苔草固碳能力及固碳量研究[J].生态环境学报,2017,26(12):2030-2035.
- [17] 雷学明,段洪浪,刘文飞,等.鄱阳湖湿地碟形湖泊沿高程梯度土壤养分及化学计量研究[J].土壤,2017,49(1):40-48.

- grassland perspective [J]. *Global Change Biology*, 1998, 4(2): 229-233.
- [3] 戴尔阜, 黄宇, 吴卓, 等. 内蒙古草地生态系统碳源/汇时空格局及其与气候因子的关系[J]. *地理学报*, 2016, 71(1): 21-34.
- [4] 任小丽, 何洪林, 张黎, 等. 2001—2010年三江源区草地净生态系统生产力估算[J]. *环境科学研究*, 2017, 30(1): 51-58.
- [5] Piao Shilong, Cui Mengdi, Chen Anping, et al. Altitude and temperature dependence of change in the spring vegetation green-up date from 1982 to 2006 in the Qinghai-Xizang Plateau[J]. *Agricultural & Forest Meteorology*, 2011, 151(12): 1599-1608.
- [6] Jin Zhenong, Zhuang Qianlai, He Jinsheng, et al. Phenology shift from 1989 to 2008 on the Tibetan Plateau: an analysis with a process-based soil physical model and remote sensing data [J]. *Climatic Change*, 2013, 119(2): 435-449.
- [7] 周伟, 牟风云, 刚成诚, 等. 1982—2010年中国草地净初级生产力时空动态及其与气候因子的关系[J]. *生态学报*, 2017, 37(13): 1-11.
- [8] 张珺, 任鸿瑞. 人类活动对锡林郭勒盟草原净初级生产力的影响研究[J]. *自然资源学报*, 2017, 32(7): 1125-1133.
- [9] Raich J W, Schlesinger W H. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate [J]. *Tellus Series B-Chemical & Physical Meteorology*, 1992, 44(2): 81-99.
- [10] 庞瑞, 顾峰雪, 张远东, 等. 西南高山地区净生态系统生产力时空动态[J]. *生态学报*, 2012, 32(24): 7844-7856.
- [11] 李洁, 张远东, 顾峰雪, 等. 中国东北地区近50年净生态系统生产力的时空动态[J]. *生态学报*, 2014, 34(6): 1490-1502.
- [12] 巩杰, 张影, 钱彩云. 甘肃白龙江流域净生态系统生产力时空变化[J]. *生态学报*, 2017, 37(15): 1-8.
- [13] 于惠. 青藏高原草地变化及其对气候的响应[D]. 兰州: 兰州大学, 2013.
- [14] 刘宪锋, 任志远, 林志慧. 青藏高原生态系统固碳释氧价值动态测评[J]. *地理研究*, 2013, 32(4): 663-670.
- [15] Field C B, Randerson J T, Malmström C M. Global net primary production: Combining ecology and remote sensing [J]. *Remote Sensing of Environment*, 1995, 51(1): 74-88.
- [16] 朱文泉, 潘耀忠, 张锦水. 中国陆地植被净初级生产力遥感估算[J]. *植物生态学报*, 2007, 31(3): 413-424.
- [17] 朱文泉, 潘耀忠, 何浩, 等. 中国典型植被最大光利用率模拟[J]. *科学通报*, 2006, 51(6): 700-706.
- [18] Bond-Lamberty B, Wang C, Gower S T. A global relationship between the heterotrophic and autotrophic components of soil respiration [J]. *Global Change Biology*, 2004, 10(10): 1756-1766.
- [19] Raich J W, Potter C S, Bhagawati D. Interannual variability in global soil respiration, 1980—1994 [J]. *Global Change Biology*, 2010, 8(8): 800-812.
- [20] 陶波, 曹明奎, 李克让, 等. 1981—2000年中国陆地净生态系统生产力空间格局及其变化[J]. *中国科学: 地球科学*, 2006, 36(12): 1131-1139.
- [21] Ni Jian, Zhang Xinshi, Scurlock J M O. Synthesis and analysis of biomass and net primary productivity in Chinese forests [J]. *Annals of Forest Science*, 2001, 58(4): 351-384.

(上接第75页)

- [18] 江玉梅, 胡琳玉, 林娣, 等. 鄱阳湖湿地4种植物群落土壤碳含量和酶活性[J]. *湿地科学*, 2017, 15(6): 802-808.
- [19] 张鑫, 耿玉清, 徐明, 等. 鄱阳湖湖滨湿地土壤酶活性及影响因素[J]. *北京林业大学学报*, 2014, 36(1): 34-40.
- [20] 靳振江, 曾鸿鹄, 李强, 等. 起源喀斯特溶洞湿地稻田与旱地土壤的微生物数量、生物量及土壤酶活性比较[J]. *环境科学*, 2016, 37(1): 335-341.
- [21] 黄利东, 汪丽军, 王月. 植被类型对滨海湿地土壤酶活性的影响研究[J]. *土壤通报*, 2015, 46(6): 1447-1452.
- [22] 文东新, 杨宁, 杨满元. 衡阳紫色土丘陵坡地不同植被恢复模式对土壤微生物量及酶活性的影响[J]. *草地学报*, 2016, 24(6): 1241-1247.
- [23] 闫钟清, 齐玉春, 彭琴, 等. 降水和氮沉降增加对草地土壤酶活性的影响[J]. *生态学报*, 2017, 37(9): 3019-3027.
- [24] 严岩, 文波龙, 徐惠凤. 除草剂苄嘧磺隆对盐碱化沼泽芦苇生长及土壤酶活性影响的试验研究[J]. *湿地科学*, 2016, 14(1): 117-121.
- [25] 朱海强, 李艳红, 李发东. 艾比湖湿地典型植物群落土壤酶活性季节变化特征[J]. *应用生态学报*, 2017, 28(4): 1145-1154.
- [26] 高艳娜, 戚志伟, 仲启钺, 等. 长江口芦苇湿地土壤酶活性对长期模拟升温的响应[J]. *应用与环境生物学报*, 2017, 23(3): 535-541.
- [27] 朱美玲, 贡璐, 张龙龙. 塔里木河上游典型绿洲土壤酶活性与环境因子相关分析[J]. *环境科学*, 2015, 36(7): 2678-2685.