

盐城海滨盐沼湿地及围垦农田的土壤质量演变*

毛志刚^{1,2} 谷孝鸿¹ 刘金娥³ 任丽娟³ 王国祥^{3**}

(¹ 中国科学院南京地理与湖泊研究所湖泊与环境国家重点实验室, 南京 210008; ² 中国科学院研究生院, 北京 100049; ³ 南京师范大学地理科学学院江苏省环境演变与生态建设重点实验室, 南京 210046)

摘要 通过对盐城海滨盐沼湿地进行植被调查与土壤样品分析, 利用土壤质量评价体系对各样点的土壤质量状况进行评价, 探讨盐沼植被演替过程中和围垦成农田后的土壤质量演变规律. 结果表明: 随着盐沼植被的发育演替, 湿地土壤的物理性状得到改善, 有机碳含量增加, 氮、磷等养分得到积累, 土壤微生物生物量和酶活性均得到明显提高; 同时, 不同植被类型及发育时间导致土壤性状间的差异. 与盐沼湿地相比, 围垦农田土壤含盐量下降到 0.01% ~ 0.04%, 微生物和酶的活性均得到提高, 土壤质量明显改善. 土壤质量综合指数 (SQI) 由低到高依次为光滩 (0.194) < 碱蓬滩 (0.233) < 白茅滩 (0.278) < 互花米草滩 (0.446) < 玉米地 (0.532) < 棉花地 (0.674) < 大豆地 (0.826). 自然植被的正向演替是提高盐沼湿地土壤质量的有效途径.

关键词 盐沼植被 围垦农田 土壤质量演变 土壤质量评价 海滨湿地

文章编号 1001-9332(2010)08-1986-07 **中图分类号** P153.6 **文献标识码** A

Evolution of soil quality in salt marshes and reclaimed farmlands in Yancheng coastal wetland. MAO Zhi-gang^{1,2}, GU Xiao-hong¹, LIU Jin-e³, REN Li-juan³, WANG Guo-xiang³ (¹State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; ²Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; ³Jiangsu Province Key Laboratory of Environmental Change and Ecological Construction, Nanjing Normal University, Nanjing 210046, China). -Chin. J. Appl. Ecol., 2010, 21(8): 1986-1992.

Abstract: Through vegetation investigation and soil analysis, this paper studied the evolution of soil quality during natural vegetation succession and after farmland reclamation in the Yancheng coastal wetland of Jiangsu Province. Along with the process of vegetation succession, the soil physical, chemical, and biological properties in the wetland improved, which was manifested in the improvement of soil physical properties and the increase of soil nutrient contents, microbial biomass, and enzyme activities. Different vegetation type induced the differences in soil properties. Comparing with those in salt marshes, the soil salt content in reclaimed farmlands decreased to 0.01-0.04%, the soil microbial biomass and enzyme activities increased, and the soil quality improved obviously. The soil quality index (SQI) in the wetland was in the order of mudflat (0.194) < *Suaeda salsa* flat (0.233) < *Imperata cylindrica* flat (0.278) < *Spartina alterniflora* flat (0.446) < maize field (0.532) < cotton field (0.674) < soybean field (0.826), suggesting that positive vegetation succession would be an effective approach in improving soil quality.

Key words: salt marsh vegetation; reclaimed farmland; soil quality evolution; soil quality assessment; coastal wetland.

我国海滨湿地主要分布在渤海、黄海、东海和南

海四大海区沿岸, 总面积约 $2.35 \times 10^4 \text{ km}^2$, 占全国耕地面积的 2.3%^[1]. 随着我国耕地面积的迅速减少, 海滨湿地作为潜在的土地资源, 为沿海地区经济发展和保持耕地动态平衡做出了重要贡献^[2]. 但是, 由于不合理的开发和资源过度利用, 造成一系列环

* 国家重点基础研究发展计划重点项目 (2008CB418104)、国家水专项 (2008ZX07101-012-02) 和江苏海滨湿地保护与土地利用潜力评价项目 (JS-908-02-07) 资助.

** 通讯作者. E-mail: wangguoxiang@nynu.edu.cn

2010-01-29 收稿, 2010-06-15 接受.

境问题^[3],而围垦土地的土壤质量偏低成为制约滩涂开发的主要障碍因子^[4]。因此,开展海滨湿地的土壤质量调查与评估,研究如何提高滩涂土壤生产力具有重要意义。

苏北盐城海滨湿地是我国面积最大、生态类型最齐全的典型淤泥质潮滩^[5],拥有广阔的滩涂土地资源、发育完善的盐沼植被和充足的动物资源。国内外学者在盐城海滨湿地的形成过程、自然环境条件以及盐沼植被演替等方面做了大量工作^[6-8],但对盐沼植被演替过程中湿地土壤性状的改善和围垦土地质量演变的研究较少^[9-10],有关海滨湿地土壤质量评价方法的探讨也相对欠缺^[11]。本实验选择苏北盐城海滨湿地和滩涂围垦农田作为研究区域,通过分析不同类型盐沼植被和农田作物下土壤的理化以及生物性状,探讨盐沼植被演替和围垦成农田后的土壤质量演变规律,旨在选择合适的土壤性状指标进行土壤质量评价,为研究区的生态环境保护和滩涂土地资源的合理利用提供科学依据。

1 研究区概况与研究方法

1.1 研究区概况

盐城国家级自然保护区位于江苏省盐城市,是我国最大的沿海滩涂湿地类型的自然保护区。该区域属于典型季风气候区,年平均气温 13.8℃,年均降雨量 1000 mm,日光辐射总量在 487~508 kJ·cm⁻²。盐城海滨湿地盐沼植被资源丰富,分布面积广泛,但由于湿地不同高程滩面的土壤盐度和潮浸率梯度的差异,在潮滩上,各植被类型呈明显的带状分布^[10]。

本试验选择位于保护区核心区的新洋港断面(33°32′—33°40′ N, 120°30′—120°40′ E)作为研究区。该区受人类干扰较少,植被基本保留海岸带原生植被演替序列,由海向陆依次为:光滩、互花米草(*Spartina alterniflora*)滩、盐地碱蓬(*Suaeda salsa*)滩,以及由白茅(*Imperata cylindrica* var. *major*)、镰草(*Scirpus triquetus*)、獐毛(*Aeluropus littoralis* var. *sinensis*)、芦苇(*Phragmites communis*)组成的禾草滩。核心区外筑有海堤,堤外开挖排水系统,淋盐洗盐,开垦滩涂为农田,种植玉米(*Zea mays*)、棉花(*Gossypium hirsutum*)、大豆(*Glycine max*)等作物。

1.2 研究方法

2008年5月,结合2007年1月的调查结果,在研究区由海向陆按植被分布情况设一样带,共布设10个采样点(图1),分别代表不同类型植被的土

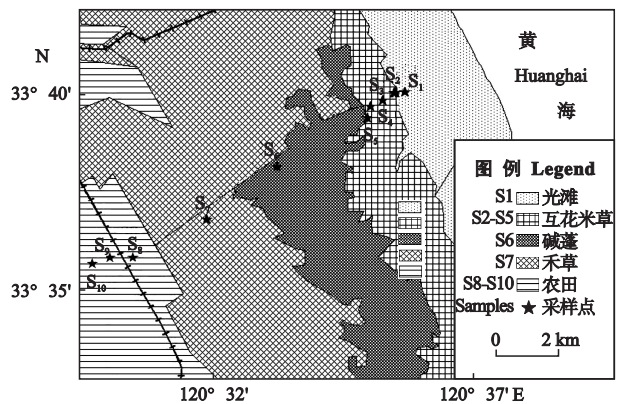


图1 盐城海滨湿地采样点分布

Fig. 1 Study area and the distribution of sampling sites.

S₁: 光滩 Mudflat; S₂-S₅: 互花米草 *Spartina alterniflora*; S₆: 碱蓬 *Suaeda salsa*; S₇: 白茅 *Imperata cylindrical*; S₈-S₁₀: 农田 Farmlands.

壤;无植被生长的光滩(S₁),互花米草滩(S₂~S₅),碱蓬滩(S₆)和白茅滩(S₇),以及围垦湿地改造的农田,包括玉米地(S₈)、棉花地(S₉)和大豆地(S₁₀)。其中在互花米草滩,按米草发育程度设定2006、2003、1989和2005年米草开始生长的4个采样点,分别对应S₂、S₃、S₄、S₅。现场调查和测定植被及土壤的基本特征,每一个样点按5点取样法采集表层土壤(0~20 cm),5个样品等量充分混合,作为该采样点表层土壤的代表性样品;同时采集配套的土壤微生物生物量分析样品,用冰瓶保鲜法带回室内,立即分析。

土壤有机碳测定采用低温外热重铬酸钾氧化法;全氮采用半微量凯氏法;全磷采用高氯酸-钼锑抗比色法;全钾采用氢氟酸-高氯酸消煮法;速效磷采用碳酸氢钠-钼锑抗比色法;速效钾采用火焰光度法;粒度采用Malvern 2000型激光粒度仪测定;含盐量采用电导法测定;pH值用pH计测定;含水量用烘干法测定^[12]。

土壤微生物生物量测定采用氯仿熏蒸法;土壤脲酶活性采用苯酚钠次氯酸钠显色法,转化酶活性采用3,5-二硝基水杨酸显色法,过氧化氢酶活性采用KMnO₄滴定法,碱性磷酸酶活性采用磷酸苯二钠比色法^[13]。

1.3 数据处理

采用加权和法对土壤质量指数进行计算^[14]:

$$SQI = \sum_{i=1}^n W_i \times F(x_i)$$

式中:W_i为各质量因子的权重向量,通过主成分分析法确定;F(x_i)为各质量因子的隶属度值,通过隶属函数标准化处理确定。

数据分析采用 SPSS 11.5 软件,选择单因素方差分析(one-way ANOVA)进行差异显著性检验,并用 Pearson 相关系数评价不同因子间的相关关系。

2 结果与分析

2.1 盐沼植被对海滨湿地土壤质量的影响

2.1.1 盐沼植被对海滨湿地土壤理化性状的影响

由表 1 可以看出,研究区各植被带土壤含水量均高于光滩,其中互花米草滩 S_3 、 S_4 样点的土壤含水量最高;各植被带土壤容重均低于光滩,且不同植被带间差异显著($P < 0.05$)。米草滩 S_4 的土壤容重和平均粒径最低,粘粒含量也最高。土壤容重与粘粒含量及平均粒径均呈显著负相关关系(表 2)。

研究区表层土壤中有有机碳含量介于 1.71 ~

表 1 盐城海滨湿地采样点植被特征及土壤性质

Tab. 1 Description of vegetation and soil properties in Yancheng coastal wetland (mean \pm SD, $n=3$)

指标 Index	样点 Sampling site									
	S_1	S_2	S_3	S_4	S_5	S_6	S_7	S_8	S_9	S_{10}
植被盖度 Vegetation coverage (%)	0	84	93	98	86	68	88	84	75	96
生物量 Biomass ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$)	0	1.48	2.37	2.66	1.58	0.49	2.08	2.39	1.03	1.27
含水量 Water content (%)	24.23	26.17	39.21	47.61	27.00	26.73	26.74	25.72	23.99	23.81
容重 Bulk density ($\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$)	1.75	1.44	1.14	0.87	1.67	1.40	1.47	1.17	1.22	1.04
平均粒径 Mean diameter (φ)	4.62	4.53	5.74	5.78	5.29	5.68	5.18	5.51	5.44	5.49
粘粒 Clay (%)	10.48	10.86	24.17	28.00	22.65	19.44	16.56	19.95	19.56	19.90
全盐 Total salt (%)	0.46	0.40	0.83	1.00	0.49	0.84	0.35	0.01	0.01	0.04
pH	8.85	9.02	8.56	8.52	8.98	8.68	9.08	8.57	8.30	8.40
有机碳 Organic C ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	1.71	2.26	6.72	7.92	3.58	4.27	4.27	5.10	7.46	8.46
全氮 Total N ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	0.17	0.18	0.34	0.36	0.26	0.27	0.28	0.60	0.93	0.96
速效氮 Available N ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	14.57	16.30	21.04	22.11	19.29	19.43	18.58	41.40	67.39	79.24
全磷 Total P ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	0.85	0.77	0.68	0.64	0.70	0.61	0.60	0.54	0.58	0.68
速效磷 Available P ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	4.93	12.42	13.85	11.75	7.56	4.71	3.96	10.89	10.45	16.44
全钾 Total K ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	20.19	20.04	20.23	20.37	19.23	19.30	18.62	22.12	21.42	23.46
速效钾 Available K ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	0.28	0.25	0.17	0.22	0.22	0.34	0.42	0.39	0.43	0.44
微生物生物量碳 Microbial biomass C ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	8.09	17.17	31.62	48.04	9.78	13.87	15.39	66.04	61.32	81.37
微生物生物量氮 Microbial biomass N ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	3.84	5.44	9.12	23.47	7.92	5.40	6.00	32.50	39.63	42.16
脲酶 Urease ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)	0.18	0.20	0.25	0.21	0.25	0.27	0.29	0.49	0.65	0.74
转化酶 Invertase ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)	0.26	0.39	0.96	1.12	0.31	0.35	0.97	4.12	9.63	10.52
过氧化氢酶 Catalase [$\text{ml} \cdot \text{g}^{-1} \cdot (20 \text{ min})^{-1}$]	0.28	0.38	0.72	0.75	0.72	0.71	0.72	1.35	1.70	1.57
碱性磷酸酶 Alkaline phosphatase ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)	0.04	0.09	0.32	0.36	0.20	0.20	0.36	0.54	0.83	1.16

S_1 : 光滩 Mudflat; $S_2 \sim S_5$: 互花米草 *Spartina alterniflora*; S_6 : 碱蓬 *Suaeda salsa*; S_7 : 白茅 *Imperata cylindrical*; S_8 : 玉米 *Zea mays*; S_9 : 棉花 *Gossypium irsutum*; S_{10} : 大豆 *Glycine max.*

表 2 盐城海滨湿地土壤有机碳与部分理化性质间的相关关系

Tab. 2 Correlations between organic C and some physical-chemical properties in Yancheng coastal wetland

指标 Index	有机碳 Organic C	容重 Bulk density	平均粒径 Mean diameter	粘粒 Clay	全氮 Total N	速效氮 Available N
容重 Bulk density	-0.884 **	-				
平均粒径 Mean diameter	0.781 **	-0.701 *	-			
粘粒 Clay	0.739 *	-0.668 *	0.906 **	-		
全氮 Total N	0.751 *	-0.558	0.394	0.258	-	
速效氮 Available N	0.690 *	-0.491	0.296	0.161	0.988 **	-
微生物生物量碳 B_C	0.827 **	-0.779 **	0.471	0.382	0.928 **	0.899 **
微生物生物量氮 B_N	0.771 **	-0.672 *	0.420	0.346	0.954 **	0.927 **

* $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; $n = 10$. 下同 The same below.

$7.92 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 各植被带土壤中有有机碳含量均高于光滩, 其中互花米草滩 S_4 的有机碳含量是光滩的 4.6 倍. 植被发育程度对土壤有机碳含量有显著影响. 其中, 互花米草滩 S_4 植被发育时间最长, 密度高、生物量大, 其土壤有机碳含量达 $7.92 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 而 2006、2005 年新形成的米草群丛 S_2 、 S_5 的土壤有机碳含量较低, 仅为 S_4 的 28.5% 和 45.2%. 土壤全氮、速效氮含量变化趋势与有机碳基本一致(表 1), 且与有机碳含量呈显著正相关(表 2).

土壤全磷含量在 $0.60 \sim 0.85 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 但各盐沼植被下全磷含量均低于光滩, 这与有机碳、全氮的分布特征不同. 大部分湿地盐沼植物吸收土壤中的磷, 吸附在粘土表面而沉积的 P 是植物吸收的主要养分来源. 互花米草滩的土壤速效磷含量明显提高, 而光滩的含量最低. 不同类型盐沼植被间土壤中全钾含量无明显变化. 由于土壤中 K 主要来源于母质, 参与土壤中钾素循环的速效钾只占土壤中钾素的极少部分. 相关分析表明, 速效钾与土壤含水量呈极显著负相关($r = -0.770 **$, $n = 10$), 表明 K 易随水分淋失.

湿地不同类型盐沼植被土壤的含盐量和 pH 值变化范围较大, 互花米草滩 S_4 的含盐量最高, 但其 pH 值最低; 而白茅滩含盐量较低, pH 值较高.

2.1.2 盐沼植被对海滨湿地土壤生物性状的影响

研究区湿地土壤微生物生物量碳 (B_C) 在 $8.09 \sim 48.04 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 最高值出现在互花米草滩 S_4 , 其含量是光滩的 5.94 倍, 且各植被带间差异显著 ($P < 0.05$). 土壤微生物生物量氮 (B_N) 分布趋势与 B_C 基本一致. B_C 、 B_N 与土壤有机碳、全氮和速效氮之间均呈极显著正相关关系(表 2).

盐沼植被的生长能够显著提高土壤酶活性. 由表 1 可以看出, 各类型盐沼植被下土壤酶活性均高于光滩, 米草滩 S_4 的脲酶、转化酶、过氧化氢酶和碱性磷酸酶活性分别是光滩的 1.2、4.4、2.7 和 8.6

倍, 碱性磷酸酶活性提高最快. 而在无植物生长的光滩, 各种酶活性均很低, 碱性磷酸酶活性仅为 $0.04 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$.

海滨湿地上不同自然植被群落间土壤酶活性差异显著. 4 种酶活性大小表现为互花米草滩 (S_4) > 白茅滩 > 碱蓬滩.

2.2 围垦农田与盐沼湿地间土壤性状比较

在研究区海堤外, 不同类型围垦农田土壤养分含量与成熟米草滩接近, 略高于碱蓬滩和白茅滩. 其中, 土壤有机碳和全氮含量均高于光滩、碱蓬滩和白茅滩, 与互花米草滩 S_3 、 S_4 的含量接近; 玉米地 (S_8)、棉花地 (S_9) 和大豆地 (S_{10}) 土壤速效氮含量分别是米草滩 S_4 的 1.8、3.0 和 3.6 倍, 而农田土壤中全磷、速效磷、全钾和速效钾含量与盐沼湿地差别不大.

表 3 盐城海滨湿地土壤酶活性及其与部分土壤理化因子的相关关系

Tab. 3 Correlations of soil enzyme activities and some physical-chemical properties in Yancheng coastal wetland

指标 Index	脲酶 Urease	转化酶 Invertase	过氧化氢酶 Catalase	碱性磷酸酶 Alkaline phosphatase
转化酶 Invertase	0.977 **	-	-	-
过氧化氢酶 Catalase	0.952 **	0.914 **	-	-
碱性磷酸酶 Alkaline phosphatase	0.959 **	0.952 **	0.922 **	-
有机碳 Organic C	0.647 *	0.674 *	0.740 *	0.801 **
全氮 Total N	0.980 **	0.985 **	0.964 **	0.966 **
速效氮 Available N	0.984 **	0.995 **	0.924 **	0.964 **
全磷 Total P	-0.471	-0.354	-0.671 *	-0.465
速效磷 Available P	0.470	0.537	0.446	0.569
含水量 Water content	-0.562	-0.517	-0.495	-0.411
全盐 Total salt	-0.747 *	-0.710 *	-0.642 *	-0.597
pH	-0.695 *	-0.735 *	-0.765 **	-0.728 *

各类农田的土壤容重和粘粒含量介于成熟米草滩和碱蓬滩、白茅滩之间,但土壤含盐量剧减,仅为 0.01% ~ 0.04%; pH 值亦低于湿地盐沼植被。

农田中土壤微生物生物量和酶活性与盐沼植被有显著差异,基本表现为大豆地 > 棉花地 > 玉米地 > 盐沼植被。其中大豆地土壤脲酶、转化酶、过氧化氢酶和碱性磷酸酶活性分别是盐沼植被中酶活性最高的米草滩 S_4 的 3.5、9.4、2.1 和 3.2 倍。

2.3 盐沼湿地及围垦农田的土壤质量评价

土壤质量指标是由代表土壤物理、化学和生物性质及过程的复杂指标组成。根据土壤质量指标的公正、灵敏、具有预测能力、数据资料易于收集和交换等原则^[15],结合海滨湿地的自然状况,本研究选用土壤平均粒径、含水量、容重、pH、含盐量、有机碳、全氮、速效氮、全磷、速效磷、微生物生物量碳、氮以及脲酶和转化酶共 14 个项目作为土壤质量评价指标,然后以各主成分特征贡献率为权重,加权计算各样点的土壤综合质量指数值(图 2)。

由图 2 可见,研究区不同类型盐沼植被的土壤质量指数由低到高依次为:光滩(S_1) < 碱蓬滩(S_6) < 互花米草滩(S_2) < 互花米草滩(S_3) < 白茅滩(S_7) < 互花米草滩(S_5) < 互花米草滩(S_4) < 玉米地(S_8) < 棉花地(S_9) < 大豆地(S_{10})。其中,互花米草滩土壤质量指数随米草生长年限的增长而提高,但 1989 年生米草滩 S_4 的质量指数相对 2003 年生米草滩 S_3 年均仅增长 1.0%,增长速度随发育程度呈逐渐减缓的特征。互花米草滩 S_2 、 S_3 的土壤质量指数与碱蓬滩、白茅滩接近,米草发育 2 ~ 3 年后,其土壤质量几乎赶上发育几十年的碱蓬滩和白茅滩。3 种围垦农田的土壤质量指数均高于盐沼植被,其中土壤质量指数最高的大豆地是互花米草滩 S_4 的 1.9 倍。

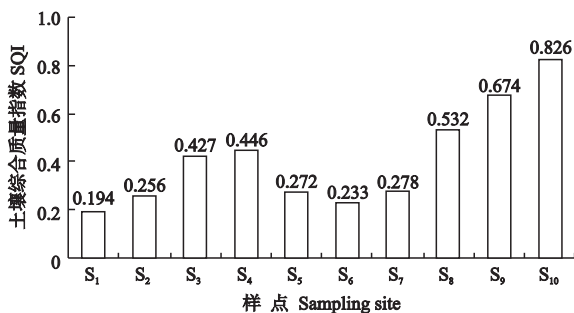


图 2 盐沼湿地及围垦农田的土壤综合质量指数

Fig. 2 Soil quality index (SQI) under the salt marsh and reclamation farms.

S_1 : 光滩 Mudflat; $S_2 \sim S_3$: 互花米草 *Spartina alterniflora*; S_6 : 碱蓬 *Suaeda salsa*; S_7 : 白茅 *Imperata cylindrical*; S_8 : 玉米 *Zea may*; S_9 : 棉花 *Gossypium irsutum*; S_{10} : 大豆 *Glycine max*.

3 讨 论

3.1 盐沼植被演替过程中海滨湿地土壤质量的演变

土壤作为植被演替的重要环境条件,其基本属性和特征必然影响群落演替。某一阶段的土壤质量状况不仅反映了在此之前群落与土壤协调作用的结果,同时也决定了后续演替群落的土壤肥力基础和初始状态^[16]。盐城海滨湿地盐沼植被的发育演替对潮滩土壤产生了重要的影响。盐沼植被的出现,使得土壤的物理结构得以改善;植被对太阳辐射的遮蔽减少了地表水分蒸发,阻止了地表径流;植物根系的生长穿插对土壤起到疏松作用;植被下土壤有机质含量提高,丰富的碳源有利于土壤中微生物的活动^[17],同时,土壤孔隙度增加,持水能力增强。

海滨湿地位于陆-海交界处,径流、海洋和大气等因素变化活跃,湿地土壤养分的来源较为复杂。其中土壤有机碳主要有两种来源:一是海源,主要为浮游生物和悬浮颗粒物;二是陆源,主要为本地植物的输入^[18]。研究发现,盐城海滨湿地中光滩的有机碳来源以海源为主,而互花米草和碱蓬等植被带以陆源为主^[19]。因此,在较大区域尺度上,气候、成土母质的差异对土壤有机碳空间变化有较大的影响^[20];而在小区域内,气候和成土母质基本一致,土壤中有有机碳含量的变化主要受植被影响。土壤中氮素绝大部分来源于有机质,受植被凋落物分解的影响,全氮、速效氮与有机碳含量亦呈显著正相关(表 2)。

土壤环境中微生物数量和活性受多种环境因子(如土壤类型、营养源状况、pH 值、水分等)的影响,其中植物通过向土壤提供营养源,改变土壤环境中的理化性质,以及产生分泌物等作用,对微生物产生重要的影响,是决定微生物群落的关键性因素^[2]。相关性分析表明, B_C 、 B_N 与土壤有机碳、全氮和速效氮含量均呈极显著正相关(表 2)。从表 3 可以看出,研究区内土壤酶活性与土壤养分关系密切,4 种酶活性均与有机碳、全氮和速效氮达到显著正相关关系。这与靳正忠等^[22]和万忠梅等^[23]研究结果一致。

土壤肥力状况是土壤酶活性的基础,土壤有机质存在的状况及氮、磷等营养物质的形态和含量都与土壤酶活性变化有关^[24]。由此推测,随着植被的生长发育,植物积累的碳、氮等养分进入土壤,使土壤中微生物提供的养分增加,微生物代谢增强;另一方面,植物残体在分解过程中也能够向土壤释放酶,或者在分解的植物细胞组织中保持部分活性。盐沼

植被、土壤酶和土壤养分三者之间形成一种相互促进的密切关系。

在群落演替过程中,不同群落的植被特征(如盖度、分布面积),尤其是植物生物量的差异会导致土壤性状(如养分含量)的差异;同时,物种多样性和物种组成亦可影响土壤微生物和动物的数量及种类^[17]。且植被发育程度对土壤性状也有显著影响。由表 1 可见,在发育时间最长的互花米草滩 S_4 , 植被密度高、生物量大,其土壤有机碳含量达 $7.92 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$;而 2006、2005 年新形成的米草群丛 S_2 、 S_3 的土壤有机碳含量较低,仅为 S_4 的 28.5% 和 45.2%。这说明植被类型和发育时间不同,其土壤基本属性和特征也呈现出差异,反映出植被与土壤之间一种相互依赖和制约的关系。

3.2 围垦农田的土壤性状比较

围垦农田土壤养分含量与成熟米草滩接近,略高于碱蓬滩和白茅滩,但其土壤微生物生物量和酶活性均明显高于各类盐沼植被。土壤生物性状的影响因素非常复杂,除了土壤结构组成、土壤养分外,酸碱度和盐分等都显著影响土壤的生物活性。从表 3 可以看出,土壤 pH 值与 4 种酶均呈显著或极显著负相关,表明土壤 pH 值的升高不利于土壤酶活性的增加。土壤酸碱性直接影响土壤酶参与生化反应的速度,有些酶促反应对 pH 值变化很敏感,甚至只能在较窄的 pH 范围内进行;当 pH 值超过其最适范围,就会对酶活性产生抑制作用^[13]。同样,研究区土壤盐分与脲酶、转化酶及过氧化氢酶也呈显著负相关(表 3),表明随着土壤盐分的增加,土壤酶活性呈递减趋势。这与马献发等^[25]对松嫩平原苏打草甸碱土的研究结果一致。

1949 年以来,江苏省共经历了 5 次滩涂围垦高潮,现在进行农业生产的滩涂基本都经过人为的洗盐和压盐处理,缩短了“自然脱盐-淡水环境土壤发育”的过程^[4]。研究区农田经过淋、盐洗盐和耕作管理后,土壤性质得到较大的改善,土壤 pH、盐分含量等低于围垦前的自然盐沼植被,其土壤含盐量仅为 0.01%~0.04%。这也是农田土壤养分含量在与成熟米草滩差别不大情况下,其土壤酶活性迅速提高的主要原因。同时,中国东部地区耕地土壤有机碳和全氮含量的均值分别为 27.07 和 $1.58 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,而盐城围垦农田仅为 7.01 和 $0.83 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,其土地肥力偏低、养分含量较少,必须设法增加土地的肥料投入^[26]。

3.3 盐沼湿地及围垦农田的土壤质量评价

利用土壤质量指数法对盐沼湿地的土壤质量状况进行了评价,结果显示,不同类型的盐沼植被其土壤质量指数均高于无植被生长的光滩,说明植被群落的发育演替过程是土壤质量不断提高的过程。同时,土壤质量指数也随植被生长时间的增加而提高,但增长速度随发育程度呈现出逐渐减缓的特征。在互花米草发育早期,光滩土壤质量较低,米草的出现迅速改善了土壤的理化性状和微生态环境,土壤质量也得到较快的提高;互花米草发育到一定程度后,植物扩展速度和植株新老代谢减慢,植被群落和土壤处于相对稳定的环境,土壤中的养分循环和生物活动保持在一定水平,土壤质量的提高速度相对放缓。

围垦农田的土壤质量指数均高于盐沼植被,农田经过施肥松土等耕作管理,土壤性质得到较大改善,特别是淋盐、洗盐后,农田土壤的含盐量下降,使得土壤的生物活性得以迅速释放,土壤质量得到较大提高。

3.4 互花米草引进对海滨滩涂围垦的影响

互花米草的引进增加了江苏潮滩盐沼植被类型,加速了植被演替的进程,也为潮滩土壤性状特征的变化增加了一个因素。互花米草经过 2~3 年生长,土壤质量已与白茅群落接近,但含盐量较高限制了其开垦利用。如果在光滩大面积种植和拓展互花米草,须在其促淤增肥的基础上,有充足的淡水保证和相应的配套水利设施,利用人工洗盐降低米草滩的土壤含盐量,将大大缩短潮滩的可开垦利用时间。

综上所述,随着盐沼植被的发育演替,海滨湿地土壤的质量不断提高,当发展到白茅群落阶段时,土壤理化性状基本满足开垦需要,自然植被的正向演替是提高盐沼湿地土壤质量的有效途径。与盐沼植被比较,围垦农田土壤质量提高明显,土壤含盐量下降,微生物和酶活性得到释放,从而达到农田生态系统可持续经营的目的。

致谢 葛绪广、潘国权、冯冰冰和周威协助采集样品,傅侃协助样品测试,谨致谢忱。

参考文献

- [1] Yang B-G (杨宝国), Wang Y (王颖), Zhu D-K (朱大奎). The tidal flat resource of China. *Journal of Natural Resources* (自然资源学报), 1997, 12(4): 307-316 (in Chinese)
- [2] Gu D-Q (谷东起), Zhao X-T (赵晓涛), Xia D-X (夏东兴). A systemic analysis of the environmental pressure factors to the degradation of coastal wetlands in

- China. *Acta Oceanologica Sinica* (海洋学报), 2003, **25**(1): 78–85 (in Chinese)
- [3] Mitsch WJ, Gosselink JG. *Wetlands*. New York: John Wiley & Sons, 2000
- [4] Yan C-Q (严长清), Sun W (孙伟), Lu X-P (陆效平), *et al.* Study on coastal wetlands use and its ecological protection of Jiangsu Province. *Ecological Science* (生态科学), 2007, **26**(3): 263–268 (in Chinese)
- [5] Wang Y (王颖), Zhang Z-K (张振克), Zhu D-K (朱大奎), *et al.* River-sea interaction and the North Jiangsu Plain formation. *Quaternary Sciences* (第四纪研究), 2006, **26**(3): 301–320 (in Chinese)
- [6] Gao J-H (高建华), Ou W-X (欧维新), Yang G-S (杨桂山), *et al.* Characteristics of tidal flat sediment at different ecologic zones, north Jiangsu Province. *Donghai Marine Science* (东海海洋), 2005, **23**(1): 40–46 (in Chinese)
- [7] Wang A-J (王爱军), Gao S (高抒), Jia J-J (贾建军). Impact of *Spartina alterniflora* on sedimentary and morphological evolution of tidal salt marshes of Jiangsu, China. *Acta Oceanologica Sinica* (海洋学报), 2006, **28**(1): 92–99 (in Chinese)
- [8] Yang G-S (杨桂山), Shi Y-F (施雅风), Zhang C (张琛). The ecological response of typical mud flat to sea level change in Jiangsu coastal plain. *Acta Geographica Sinica* (地理学报), 2002, **57**(3): 325–332 (in Chinese)
- [9] Gao J-H (高建华), Yang G-S (杨桂山), Ou W-X (欧维新). The influence after introduction of *Spartina alterniflora* on the distribution of TOC, TN and TP in the national Yancheng Rare Birds Nature Reserve, Jiangsu Province, China. *Geographical Research* (地理研究), 2007, **26**(4): 799–806 (in Chinese)
- [10] Shen Y-M (沈永明), Zeng H (曾华), Wang H (王辉), *et al.* Characteristics of halophyte and associated soil along aggradational muddy coasts in Jiangsu Province. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 2005, **25**(1): 1–6 (in Chinese)
- [11] Yao R-J (姚荣江), Yang J-S (杨劲松), Chen X-B (陈小兵), *et al.* Fuzzy synthetic evaluation of soil quality in coastal reclamation region of north Jiangsu Province. *Scientia Agricultura Sinica* (中国农业科学), 2009, **42**(6): 2019–2027 (in Chinese)
- [12] Liu G-S (刘光菘). *Soil Physical and Chemical Analysis & Description of Soil Profiles*. Beijing: China Standards Press, 1996 (in Chinese)
- [13] Guan S-Y (关松荫). *Soil Enzymes and Research Methods*. Beijing: China Agricultural Press, 1986 (in Chinese)
- [14] Fu BJ, Liu SL, Chen LD, *et al.* Soil quality regime in relation to land cover and slope position cross a highly modified slope landscape. *Ecological Research*, 2004, **19**: 111–118
- [15] Huang Y (黄勇), Yang Z-F (杨忠芳). Recent research progress of overseas soil quality evaluation. *Geological Bulletin of China* (地质通报), 2009, **28**(1): 130–136 (in Chinese)
- [16] Pang X-Y (庞学勇), Liu Q (刘庆), Liu S-Q (刘世全), *et al.* Changes of soil fertility quality properties under subalpine spruce plantation in Western Sichuan. *Acta Ecologica Sinica* (生态学报), 2004, **24**(2): 261–267 (in Chinese)
- [17] Xia B-C (夏北成). Effect of vegetation on structure of soil microbial community. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 1998, **9**(3): 296–300 (in Chinese)
- [18] Cifuentes LA, Coffins RB, Solozano L, *et al.* Isotopic and elemental variations of carbon and nitrogen in a mangrove estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 1996, **43**: 781–800
- [19] Mao Z-G (毛志刚), Wang G-X (王国祥), Liu J-E (刘金娥), *et al.* Influence of salt marsh vegetation on spatial distribution of soil carbon and nitrogen in Yancheng coastal wetland. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2009, **20**(2): 293–297 (in Chinese)
- [20] Bai J-H (白军红), Deng W (邓伟), Zhu Y-M (朱颜明), *et al.* Spatial distribution characteristics and ecological effects of carbon and nitrogen of soil in Huolin River catchment wetland. *Chinese Journal of Applied Ecology* (应用生态学报), 2003, **14**(9): 1494–1498 (in Chinese)
- [21] Garland JL. Patterns of potential C source utilization by rhizosphere communities. *Soil Biology and Biochemistry*, 1996, **28**: 223–230
- [22] Jin Z-Z (靳正忠), Lei J-Q (雷加强), Xu X-W (徐新文), *et al.* Canonical correlations of soil nutrients, microbial biomass and enzyme activity of forest land drip-irrigated with saline water in the hinterland of Taklimakan Desert. *Acta Pedologica Sinica* (土壤学报), 2008, **45**(6): 1119–1127 (in Chinese)
- [23] Wan Z-M (万忠梅), Song C-C (宋长春). Soil enzyme activity and its relationship with the soil nutrient environment of different type wetlands in Sanjiang Plain. *Journal of Soil and Water Conservation* (水土保持学报), 2008, **22**(5): 158–161 (in Chinese)
- [24] Zhang Y-H (张焱华), Wu M (吴敏), He P (何鹏). Research advance of the relationship between soil enzyme activity and soil fertility. *Journal of Anhui Agricultural Sciences* (安徽农业科学), 2007, **35**(34): 11139–11142 (in Chinese)
- [25] Ma X-F (马献发), Zhou L-R (周连仁), Chen R (陈然). Effect of recovering quickly vegetation ameliorative ways in meadow Solonetz soil on salt content and enzyme activities. *Acta Pedologica Sinica* (土壤学报), 2007, **44**(4): 761–763 (in Chinese)
- [26] Yu H (俞海), Huang J-K (黄季焜), Scott R, *et al.* Soil fertility changes of cultivated land in Eastern China. *Geographical Research* (地理研究), 2003, **22**(3): 380–388 (in Chinese)

作者简介 毛志刚,男,1984年生,博士研究生,主要从事水环境生态学研究. E-mail: dazhaxie217@163.com

责任编辑 李凤琴

