

崇明东滩湿地土壤有机碳空间分异特征及影响因素

王红丽¹, 肖春玲², 李朝君¹, 李艳丽¹, 张文俊¹, 付小花¹, 乐毅全¹, 王磊¹

(1. 同济大学环境科学与工程学院, 污染控制与资源化研究国家重点实验室, 上海 200092; 2. 井冈山大学生命科学学院, 江西吉安 343009)

摘要: 为了解不同类型湿地土壤有机碳含量的空间分异特征, 以长江口崇明东滩不同植被类型和冲淤性质的湿地土壤为研究对象, 测定 3 种土壤有机碳含量、微生物量、以及与碳代谢相关的土壤酶活性, 分析不同类型湿地土壤有机碳含量的空间变异特征, 并对其影响因素进行了讨论。结果表明, 不同类型湿地土壤的有机碳含量在不同潮间的变化趋势基本一致, 呈现出高潮滩>中潮滩>低潮滩>光滩, 即高潮滩具有较强的有机碳汇聚能力。3 种不同类型湿地土壤有机碳含量的空间变异性较大, 其特征表现为: 芦苇型沙质土-A 区[(4.34±1.30)g·kg⁻¹]<芦苇/互花米草混合型粘质土-B 区[(7.35±1.63)g·kg⁻¹]<芦苇/互花米草型粘质土-C 区[(9.17±1.18)g·kg⁻¹], A 区有机碳含量空间变异系数最大为 52%, C 区最小为 22%, 而且有机碳空间分异受湿地土壤微生物数量、酶活性以及土壤含水、含盐量的影响。芦苇型沙质土-A 区有利于微生物的呼吸、代谢与繁殖, 具有较高的有机碳代谢能力, 而芦苇/互花米草型粘质土-C 区则更有利于有机碳的保留。研究结果用于阐明不同类型湿地土壤的有机碳保留能力, 进而为湿地的管理与优化提供理论基础和决策依据。

关键词: 崇明东滩; 湿地土壤; 有机碳; 分异特征; 影响因素

中图分类号: S153.6 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2009)07-1522-07

Spatial Variability of Organic Carbon in the Soil of Wetlands in Chongming Dongtan and Its Influential Factors

WANG Hong-li¹, XIAO Chun-ling², LI Chao-jun¹, LI Yan-li¹, ZHANG Wen-quan¹, FU Xiao-hua¹, LE Yi-quan¹, WANG Lei¹

(1. State Key Laboratory of Pollution Control and Resources Reuse, School of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China; 2. College of Life Sciences, Jinggangshan University, Ji'an 343009, China)

Abstract: Organic carbon content reflects the carbon accumulation capability of wetland soil. For clarifying difference of different types of wetland soils in carbon accumulation capability, three types of wetland soil with different vegetations and erosion/deposition properties (located at southeast, northeast, and north of Dongtan, respectively) were choose to study the spatial variability of organic carbon content of wetland soil in Chongming Dongtan, and the factors resulting in the difference were discussed from the view points of the microbial activity and environmental conditions. The results showed that from high tide beach to light beach, the changing trend of organic carbon content of different types wetlands soil was similar, that presented a high tide beach> in the tidal flats> low beach> light beach due to the decrease of organic matter input from vegetation death accordingly. However, the average contents of organic carbon in different types of wetland soil had the large spatial variability, which was characterized by: *Phragmites australis*-sandy soil (southeast-A area) (4.34±1.30)g·kg⁻¹< *Phragmites australis*/*Spartina alterniflora*-clay soil (northeast-B area) (7.35±1.63)g·kg⁻¹< *Phragmites australis*/*Spartina alterniflora*-clay soil (north-C area) (9.17±1.18)g·kg⁻¹. The maximum and the minimum space variation coefficient of organic carbon content were 52% in A area and 22% in C area, respectively. The result also showed that the difference of microbial biomass, soil enzyme activity, moisture and salt content among these soils might be the important reasons resulting in the spatial variation of organic carbon content. The *Phragmites australis*-sandy soil (southeast-A area) was suitable for microbial metabolism and propagation, hence higher organic carbon decomposition capability, whereas the *Phragmites australis*/*Spartina alterniflora*-clay soil (north-C area) was more beneficial to reserve organic carbon due to its lower microbial activity. The experimental results will provide a useful aid for managing wetland to optimize its eco-function.

Keywords: Chongming Dongtan; wetland soil; organic carbon; spatial variability; influential factors

收稿日期: 2008-11-12

基金项目: 国家科技部科技支撑重大项目(2006BAC01A14); 上海市科委重大科技攻关项目(06DZ12302)

作者简介: 王红丽(1984—), 女, 内蒙古包头人, 在读硕士, 主要研究方向为污水处理理论与技术。E-mail: wanghongli_1984@163.com

通讯作者: 王磊 E-mail: celwang@yahoo.com

全球变暖、温室气体减排已经成为国际社会共同关注的热点。土壤是陆地生态系统中最大的碳库,全球1 m深的土壤中有有机碳库的储量约为1 550 Pg。土壤碳库对全球变化敏感的主要因子是土壤有机碳^[1],其较小的变幅就能导致大气CO₂浓度的较大波动,进而可加剧或减缓全球变暖的趋势^[2]。湿地土壤是湿地生态系统的一个重要的组成部分,是湿地获取化学物质的最初场所即生物地球化学循环的中介。湿地土壤中的有机碳是湿地生态系统中极其重要的生态因子,其含量多少显著地影响湿地生态系统的生产力。湿地土壤作为陆地重要的碳存储库对全球碳循环具有重要作用,同时湿地土壤的有机碳也是气候变化的敏感指示物,能够用来指示湿地对气候变化的响应^[3]。土壤微生物和酶是湿地土壤中最活跃的组分,有利于推动土壤有机质矿化分解和土壤养分的循环和转化。土壤中微生物通过分解动植物残体参与湿地土壤的能量流动和物质循环,湿地土壤中酶参与土壤的许多重要生物化学过程和物质循环,可以反映湿地的物质循环状况^[4]。湿地生态系统中植物的凋落物中含有的有机物质大多是高度复杂、高分子量的化合物,但是湿地土壤中只有低分子量的有机化合物能够通过微生物的细胞膜。所以,微生物和湿地中的植物要利用溶解这些有机化合物,必须通过微生物分泌的各种酶的分解作用,将大分子、复杂的有机化合物转化为低分子量、简单的有机或无机的单质或化合物。因此,微生物和酶在湿地碳循环方面有非常重要的作用,是湿地土壤生物碳代谢的主要指标。

河口滨岸湿地是地球上重要的湿地类型之一,是联系海、陆两个生态系统的主要通道,在海陆交互作用下,陆源物质在河口地区沉降、堆积,使得河口沉积物成为陆源有机碳的巨大汇库^[5]。本文以长江口河口滨岸的重要湿地崇明东滩为研究对象,主要通过分析不同类型湿地土壤的有机碳含量空间变异特征及影响因素,确定具有较高有机碳汇聚能力的湿地土壤类型以及造成有机碳空间分异的影响因素,以期丰富该地区的碳素循环的研究内容,同时为优化湿地管理以及合理开发和利用湿地提供理论依据。

1 研究区域与研究方法

1.1 研究区域概况

研究区域位于长江入海口崇明东滩,崇明东滩是长江口最大、地貌单元最完善的河口型潮汐滩涂湿地之一,已被列为国际重要湿地。整个东滩滩涂湿地由团

结沙、东旺沙、北八滙3块组成。海堤以外0.2和5 m等深线以上面积分别为131.8、200.6和324.0 km²。潮汐类型属非正规半日浅海潮,多年平均潮差为2.40~3.20 m^[6],属北亚热带海洋气候,温和湿润,年平均气温15.3℃,年总降水1 117.1 mm,主要集中在6—10月,年际降水变化较大。崇明东滩潮湿湿地地貌分带明显,由于水动力减弱和泥沙的絮凝作用,泥沙粒径随高程(低潮滩—中潮滩—高潮滩)的增加而逐渐减小,并伴有典型的自然生物群落演替系列,沿高程增加依次为光滩、海三棱藨草(*Scirpus mariqueter*)带和芦苇(*Phragmites australis*)带。近年来,由于外来种的入侵在海三棱藨草带和芦苇带之间出现了互花米草(*Spartina alterniflora*)镶嵌群落^[7]。崇明东滩滩涂植被总面积为2 751.39 hm²,以芦苇、藨草为主。由于外来种互花米草的入侵与快速蔓延,互花米草群落已占植被总面积的约33.1%,主要分布在东滩的东北部,宽度约为1 600 m。因此目前东北部以互花米草/芦苇混合湿地为主,西南部则以芦苇湿地为主^[8]。滩面沉积物自海向陆呈变细趋势,光滩和植被带沉积物平均粒径通常分别小于0.1和0.03 mm。潮流流速一般<1.0 m·s⁻¹,从低滩向高滩流速逐渐降低,南、北两沿以往复流为主,东部广阔滩地以旋转流为主。滩地目前仍以高於涨速率(200~300 m·a⁻¹)向海域推进,其百年尺度沉积速率可达4.2 cm·a⁻¹^[9],如此高的沉积速率,使其成为入海河口地区最具活力的物质汇集与循环的场所。

1.2 样品采集与分析

在2007年7—12月份对崇明东滩天然湿地土壤、植被类型进行全面考察的基础上,选定了位于团结沙(A区,属于芦苇型沙质土、淤长较慢区域。光滩带主要生物为盐藻类,光滩以上生长芦苇)。东旺沙(B区,属于以芦苇为主的芦苇/互花米草混合型粘质土、淤长较快区域。中潮滩以上植被以互花米草和芦苇为主,近光滩处分布有芦苇/藨草混合群落,光滩带为盐藻类)和北八滙(C区,属于以互花米草为主的芦苇/互花米草混合型粘质土、淤长较快区域,植被分布类似B区)的3块典型湿地土壤作为研究对象。每个样区沿向海梯度设置3条平行样线(样线间距约100 m),每条样线设置4个取样点,共12个样点(分别位于高潮带、中潮带、低潮带、光滩),见图1~图4。每个取样点梅花状采样,采集0~15 cm深度的表层土壤,并记录采样点植被状况,将5份样本混合后每份约1 kg装入自封袋带回实验室备用。待测土样分为两份,一份置于4℃待测土壤生物指标。另一

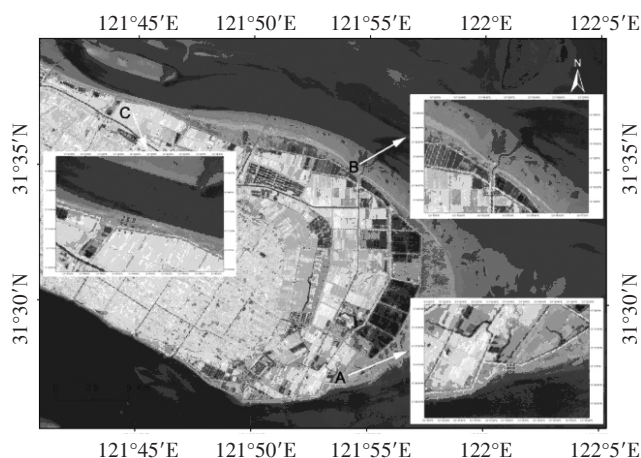


图 1 崇明东滩湿地采样点示意图

Figure 1 Schematic diagram of sampling in Chongming Dongtan

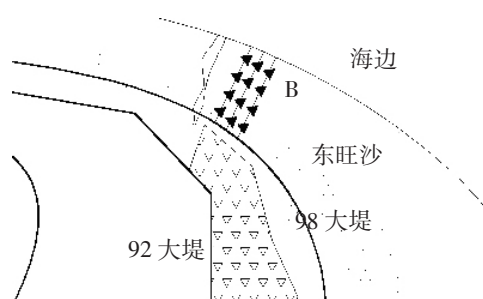


图 3 B 区样地采样示意图

Figure 3 Schematic diagram of sampling of area B

份迅速阴凉处风干、去杂、研磨、过 80 目筛,待测沉积物土壤理化因子。不同类型湿地土壤的理化性质见表 1。

表 1 不同类型湿地土壤基本理化性质

Table 1 Basic physical and chemical properties of the different types of wetland soils

研究区域	全 N/ mg·kg ⁻¹	氨氮/ mg·kg ⁻¹	硝态氮/ mg·kg ⁻¹	全 P/ mg·kg ⁻¹	速效磷/ mg·kg ⁻¹	含水率/ %	含盐量/ %
A 区	114.5	5.5	0.5	488.7	3.1	23	0.05
B 区	170.7	9.9	0.6	526.1	5.7	32	0.53
C 区	222.3	8.6	0.8	500.3	5.5	42	0.68

土壤有机碳含量采用日本岛津 TOC-V_{CN} 测定,平行样绝对误差不超过 5%。

土壤微生物的分离计数采用稀释平板法之混菌法。细菌与厌氧性细菌采用牛肉膏蛋白胨琼脂培养基;放线菌采用合成高氏一号培养基;真菌采用马丁氏(孟加拉红)培养基。于 30℃ 恒温培养箱中培养一定时间(好氧菌培养 2~4 d;厌氧菌培养 7~10 d;放线

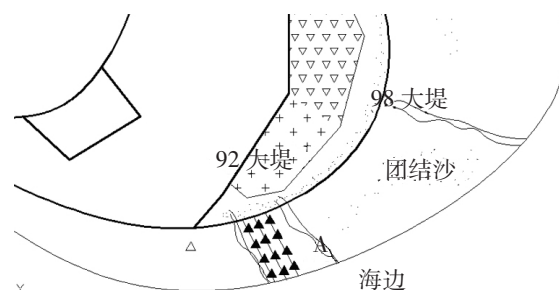


图 2 A 区样地采样示意图

Figure 2 Schematic diagram of sampling of area A

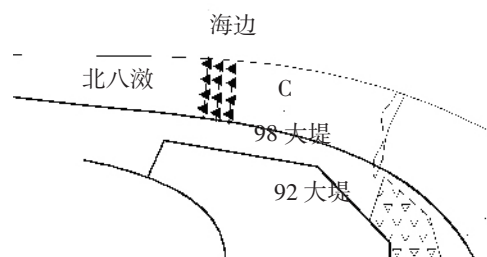


图 4 C 区样地采样示意图

Figure 4 Schematic diagram of sampling of area C

菌培养 7~12 d;真菌培养 5~7 d),再分离计数^[10]。本文中的微生物量为土壤的可培养微生物总数。

土壤转化酶活性测定采用 E.Hoffmann 与 A. Seegere 法,其活性以单位土质量的 0.05 mol·L⁻¹ 硫代硫酸钠毫升数(对照与试验测定的差)表示^[11]。

2 结果与讨论

土壤有机碳的含量变化取决于有机碳的输入和输出量的平衡。天然湿地土壤中的有机碳主要来源于土壤母质有机碳的矿化和动植物残体的分解,有机碳的输出量则主要包括有机质分解和侵蚀损失,输入/输出量受各种生物和非生物条件的控制^[12]。

2.1 不同类型湿地土壤有机碳的潮间分布特征

测定结果表明(图 5),崇明东滩湿地各采样点土壤不同潮间带有机碳含量分异显著,其有机碳含量变化趋势均呈现为:高潮滩>中潮滩>低潮滩>光滩。可见各样区潮间带从光滩到高潮滩有机碳含量有明显的增加趋势,在芦苇/沙质土型湿地土壤-A 区,有机碳含量由光滩的 2.16 g·kg⁻¹ 逐渐增加到高潮滩芦苇带的 5.00 g·kg⁻¹。在芦苇/互花米草混合型粘质土湿地土壤-B 区,有机碳含量由光滩的 4.85 g·kg⁻¹ 增加到中潮滩互花米草/芦苇带的 10.49 g·kg⁻¹,再到高潮滩芦苇带下降为 9.21 g·kg⁻¹。芦苇/互花米草混合型粘质土湿地

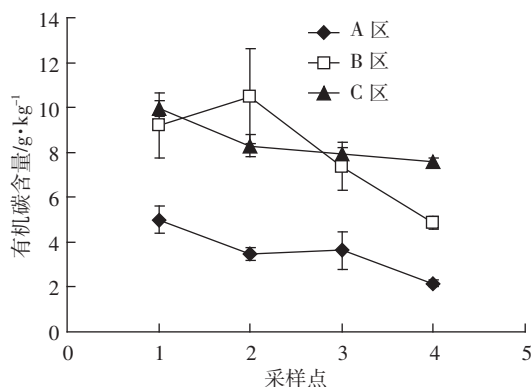


图5 不同潮间湿地土壤有机碳变化趋势

Figure 5 Trend of organic carbon content in different intertidal belt

土壤-C区变化趋势与A区类似,由光滩的 $7.57 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 逐渐增加到高潮滩芦苇带的 $9.98 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

2.2 不同区域湿地土壤有机碳的分布特征

崇明东滩3块湿地土壤的有机碳含量平均值总体较高。A区(芦苇型沙质土)有机碳的平均含量为 $(4.34 \pm 1.30) \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, B区(芦苇/互花米草型粘质土)有机碳的平均含量为 $(7.35 \pm 1.63) \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, C区(芦苇/互花米草型粘质土)有机碳的平均含量为 $(9.17 \pm 1.18) \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。从变异系数来看, A区变异系数为52%, B区变异系数为38%, C区变异系数为22%,表明A区(芦苇型沙质土)湿地土壤有机碳含量相对其均值离散程度较高,说明该类型湿地土壤有机碳含量分布受环境因素影响较大,有机碳含量的空间分异较大。C区(芦苇/互花米草型粘质土)湿地土壤有机碳含量相对其均值离散程度较低。

2.3 不同因素对湿地土壤有机碳含量的影响

崇明东滩各类型湿地土壤有机碳分布空间差异的主要原因在于,湿地生态系统是在长期淹水条件下形成的一种独特的生态系统,土壤有机碳含量在很大程度上受微生物活性转化酶($R=0.524, P<0.001$)、CFU($R=0.235, P<0.001$)、含水率($R=0.834, P<0.001$)及湿地的自然条件因素(土壤类型、植被生长状况)等影响。

2.3.1 湿地土壤微生物活性

土壤中的微生物是维持土壤质量的重要组分,具有调节土壤动植物残体和施入土壤的有机物质及其有害化合物的分解、生物化学循环和土壤结构的形成等作用^[13]。土壤细菌是土壤微生物的主要组成成分,在土壤微生物中数量最多,能分解各种有机物质^[13];放线菌在数量上仅次于细菌,它对土壤中的有机化合物的分解及土壤腐殖质合成起着重要作用,多种放线菌能分解木质素、纤维素、蛋白质等物质;真菌能够将有

机质彻底分解,增加土壤中氮含量,也可以促进腐殖质的形成。土壤酶活性与土壤有机质、微生物量、土壤呼吸和碳截留量等指标显著相关^[14-15]。土壤转化酶广泛存在于土壤中,在土壤碳循环中起重要作用^[16],能够直接参与土壤有机物质的代谢过程,对增加土壤中易溶物质起重要作用^[17]。转化酶能将土壤中高分子量的多糖水解成能够被植物和土壤微生物吸收利用的小分子葡萄糖或果糖,为土壤生物体提供充分能源,其活性反映了土壤有机碳累积与分解转化的规律。崇明东滩3块不同类型湿地土壤微生物数量和转化酶活性见图6。

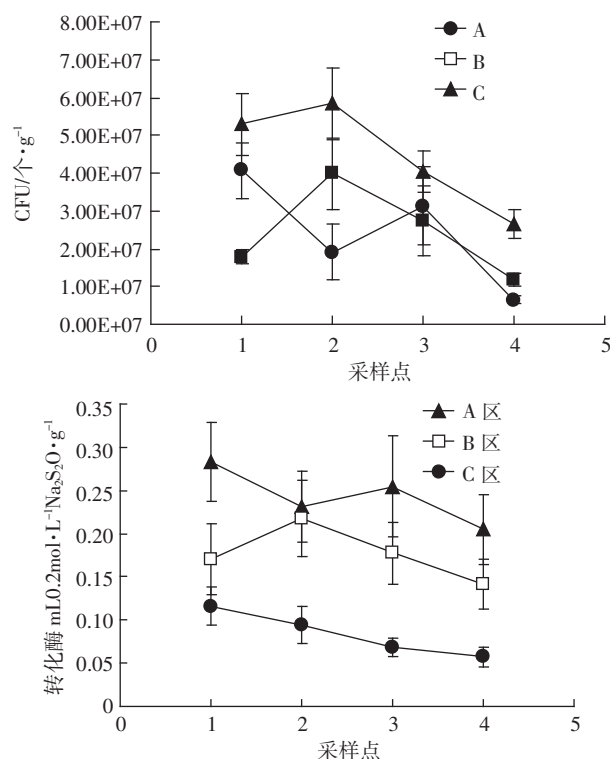


图6 3块湿地土壤中微生物活性示意图

Figure 6 Schematic diagram of the activity of biomass in three wetlands soil

由图6可知在不同潮间湿地土壤中微生物量和转化酶活性由高潮滩向光滩带呈逐渐减小趋势,其幅度分别约为高潮滩的1/5和1/2。这可能是由于光滩带经常处于淹水状态,地上没有大型植物覆盖,受到潮水冲刷影响较大。另外,微生物所需的营养物质主要源自水体,微生物所需的底物不能满足其生长需要。这样的土壤环境不利于微生物生长、代谢和繁衍,使得光滩带微生物数量很少,产生的转化酶也很少,所以酶活性最低。而土壤中的有机碳主要靠微生物等一类生物将外源输入植物凋落物和动物残体分解、代

谢转化为自身生物体及稳定的腐殖质并储存于土壤中。随着高程的增加,中高潮滩的土壤环境逐渐有利于微生物的生长、代谢和繁衍,转化酶活性也逐渐增高。大量的微生物能够将生态系统中植物凋落物等生物残体转化和利用,使高潮滩湿地土壤中有机碳含量显著增高。

3 块湿地土壤中,C 区湿地土壤中所有微生物的总量和转化酶活性均显著高于 A、B 区。这可能是因为 C 区地上为芦苇/互花米草混合型植被,能够减缓潮水冲刷,微生物可利用的 N、P 等营养物质含量高(表 1),其土壤环境有利于微生物的生长繁殖,产生的转化酶活较多,酶活性较高,有利于有机碳的转化固定。C 区有机碳的空间变异性较小,可能是因为有机碳的输入量较均匀,整个区域植物凋落物较多,大量的微生物将其分解、转化固定于土壤中。另外,C 区土壤土质为粘质土,粒间空隙少,且含水率较高,通气透水能力较差,土壤内部处于缺氧/厌氧状态,氧化分解能力较弱,有机质矿化分解缓慢,易发生积累,也是 C 区湿地土壤有机碳含量高的原因,证明这类湿地土壤具有较高的碳保留能力。而 A 区土壤土质为沙质土,具有较好的通气透水性,微生物的呼吸代谢作用强。微生物分解有机物并将其转化为 CO_2 等代谢产物和微生物细胞,因此在动植物死亡导致的外源有机物输入量基本相似的情况下,A 区的有机碳含量显著低于 B、C 两区,也证明这类湿地土壤的有机碳汇聚能力较差。

2.3.2 湿地土壤含水率与有机碳含量的相关性

土壤含水率影响土壤物理、化学性状及微生物活性,进而影响土壤呼吸,故土壤含水率不同,其有机碳的矿化速率也存在差异。

线性回归结果表明(图 7),崇明东滩各类型湿地土壤有机碳含量与含水率均呈显著正相关,B 区相关性最大,C 区最小。这说明 B 区有机碳含量受到土壤含水率的影响较大,而 C 区土壤有机碳含量受含水率影响较小,这也是 C 区土壤有机碳含量空间变异小的原因之一。

$$Y_A(\text{有机碳含量})=24.197X_A(\text{含水率})-2.496 \\ (R=0.621)$$

$$Y_B(\text{有机碳含量})=51.895X_B(\text{含水率})-7.3926 \\ (R=0.806)$$

$$Y_C(\text{有机碳含量})=23.757X_C(\text{含水率})-0.2714 \\ (R=0.319)$$

B 区线性回归拟合曲线要优于 A、C 两区。土壤含

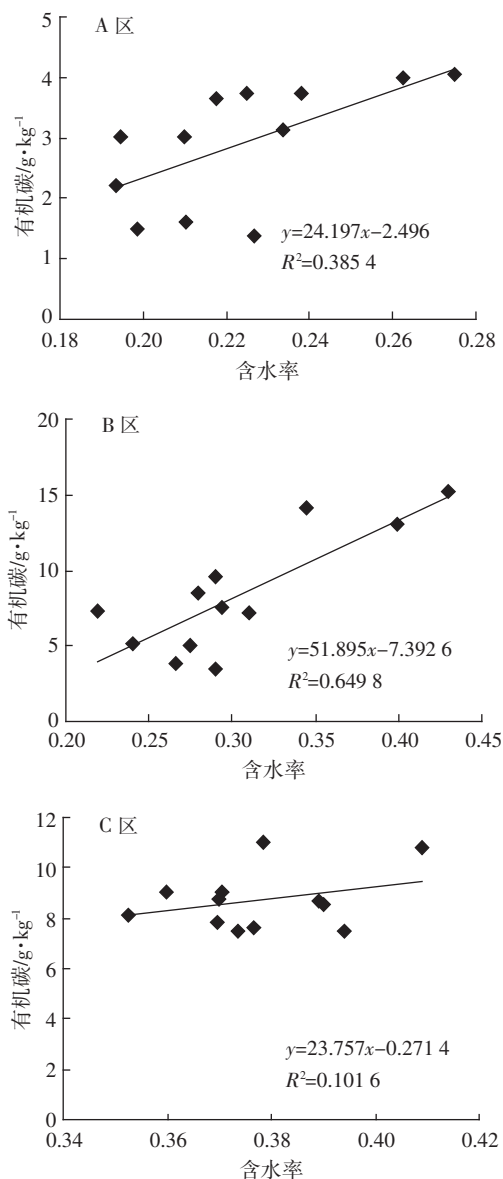


图 7 不同区域湿地土壤含水率与有机碳的关系

Figure 7 Relationship of moisture content and organic carbon in different zone

水量越大,有机碳含量越高,说明土壤含水量与有机碳含量有一定关系,这与李鸿博等^[18]的研究结果一致。土壤的水分条件通过影响土壤的通气性而影响土壤固有有机碳的矿化分解和外源有机碳的降解,进而影响土壤持有的有机碳量。

2.3.3 湿地土壤自然条件

湿地土壤有机碳含量的空间分布还受湿地的冲淤沉积类型、植被分布特征、干湿交替周期等影响。崇明东滩地处长江入海口,由于水动力条件的差异^[19],其潮流强度由低潮滩到高潮滩逐渐减弱,存在明显的沉积物分带现象,并伴有典型的自然植被演替系列,

有利于细颗粒泥沙的沉积。沉积物平均粒径随着高程的增加而逐渐减小,粒间孔隙逐渐降低,使得湿地土壤通气透水性较差,土壤长期处于淹水厌氧状态,进而影响土壤呼吸,不利于有机碳分解。同时由于植被对水流的减速作用^[19],随着从光滩到芦苇带的水流冲刷作用减小,植被的凋落物相当多部分进入土壤成为有机质。陈庆强等^[20]在研究长江口盐藻滩面有机质来源时也发现,原地植被对土壤有机质的贡献相当可观,最高可达58%。因此越到群落演替的较高阶段,地上植被量就越高,进入土壤的有机质含量增加的速度也越高。这些原因均导致崇明东滩几种不同类型湿地土壤有机碳的分布均呈现从光滩到高潮滩逐渐增加。

光滩带土壤中的有机质主要源自水体中的营养物质以及藻类生物的残体,这些有机质受潮汐的影响较大,且光滩上没有植物覆盖,致使该区域对有机质的滞留能力较差。A区和C区位于中潮滩样点的有机碳含量下降,其原因可能是该样点潮间带频繁的干湿交替过程使潮间带沉积物有机碳分解速率较快^[7],从而使该处有机碳含量下降。B区位于中潮滩样点的有机碳含量高,可能是由于该点为芦苇/互花米草混合带,互花米草有较高的初级生产力以及巨大的地下生物量,枯落植物体大量归还于土壤中,其生长和发育过程对潮滩淤积起着控制作用,致使该区域滩面的沉积速率较高,有利于营养物质的埋藏和保存,有机碳含量大幅增加。

不同区域湿地土壤有机碳含量的变化,A区属于芦苇型沙质土,为淤长较慢区域,受水流冲刷较大。A区地上植被为较大斑块状芦苇群落,该区域长期受牛群放牧、啃食、踩踏影响,其地上植被覆盖量较B、C区小,植物枯落归还量小,从而导致A区湿地土壤有机碳输入量显著低于其他两区。

3 结论

(1)崇明东滩湿地土壤不同潮间有机碳含量有明显差异。但随着高程的增加,3类湿地土壤有机碳含量不同潮间变化趋势基本一致,均为高潮滩>中潮滩>低潮滩>光滩。微生物活性的变化趋势与有机碳变化趋势一致,有机碳含量的空间差异主要受到微生物活性影响。

(2)崇明东滩不同类型湿地土壤有机碳的空间变异性较大,平均有机碳含量为C区(芦苇/互花米草型粘质土)>B区(芦苇/互花米草型粘质土)>A区(芦苇型沙质土),表明C区类型湿地土壤更易有机碳的保

留。有机碳含量变异系数的最大值和最小值分别为52%(A区)和22%(C区),A区有机碳空间变异性较大,而C区较小,说明芦苇型沙质土有较强的有机物代谢能力,不利于有机碳的汇聚。而芦苇/互花米草型粘质土湿地土壤的有机物代谢能力差,表明该类型湿地土壤有较高的有机碳汇聚能力。

(3)3块湿地土壤有机碳与含水率均呈现显著正相关性,其中B区湿地土壤有机碳含量受含水率影响最大,C区有机碳含量则受其他因素影响较大。

(4)湿地土壤的有机碳含量还受土壤冲淤沉积类型、植被分布特征、干湿交替周期等因素影响。

参考文献:

- [1] 彭新华, 张 斌, 赵其国. 土壤有机碳库与土壤结构稳定性关系的研究进展[J]. 土壤学报, 2004, 41(4): 618-623.
PENG Xin-hua, ZHANG Bin, ZHAO Qi-guo. A review on relationship between soil organic carbon pools and soil structure stability[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2004, 41(4): 618-623.
- [2] 周 莉, 李保国, 周广胜. 土壤有机碳的主导影响因子及其研究进展[J]. 地球科学进展, 2005, 20(1): 99-105.
ZHOU Li, LI Bao-guo, ZHOU Guang-sheng. Advances in controlling factors of soil organic carbon[J]. *Advance in Earth Sciences*, 2005, 20(1): 99-105.
- [3] 杨景成, 韩兴国, 黄建辉, 等. 土地利用变化对陆地生态系统碳贮量的影响[J]. 应用生态学报, 2003, 14(8): 1385-1390.
YANG Jing-cheng, HAN Xing-guo, HUANG Jian-hui, et al. Effects of land use change on carbon storage in terrestrial ecosystem[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, 14(8): 1385-1390.
- [4] Zelles L. Fatty acid patterns of phospholipids and lipopolysaccharides in the characterization of microbial communities in soil: A review[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 1999, 29: 111-129.
- [5] Thornton S F, McManus J. Application of organic carbon and nitrogen stable isotope and C/N ratios as source indicators of organic matter provenance in estuarine systems: evidence from the Tay Estuary Scotland Estuarine[J]. *Coastal and Shelf Science*, 1994, 38: 219-233.
- [6] 袁兴中, 陆健健. 长江口岛屿湿地的底栖动物资源研究[J]. 自然资源学报, 2001, 16(1): 37-41.
YUAN Xing-zhong, LU Jian-jian. Studies on zoobenthos resources in the islands of the Changjiang estuary[J]. *Journal of Natural Resources*, 2001, 16(1): 37-41.
- [7] 刘存歧, 陆健健, 李贺鹏. 长江口潮滩湿地土壤酶活性的陆向变化以及与环境因子的相关性[J]. 生态学报, 2007, 27(9): 3663-3669.
LIU Cun-qi, LU Jian-jian, LI He-peng. The landward changes of soil enzyme activities in a tidal flat wetland of the Yangtze River estuary and correlations with physico-chemical factors[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(9): 3663-3669.
- [8] 李贺鹏, 张利权, 王东辉. 上海地区外来种互花米草的分布现状[J]. 生物多样性, 2006, 14(2): 114-120.
LI He-peng, ZHANG Li-quan, WANG Dong-hui. Distribution of an

- exotic plant *spartina alterniflora* in Shanghai[J]. *Biodiversity Science*, 2006, 14(2):114-120.
- [9] 范代读, 李从先, 陈美发, 等. 长江三角洲泥质潮坪沉积间断的定量分析[J]. 海洋地质与第四纪地质, 2001, 24(2):1-6.
- FAN Dai-du, LI Cong-xian, CHEN Mei-fa. Quantitative analyses on diastems of the mudflat deposits in the Yangtze River delta[J]. *Marine Geology & Quaternary Geology*, 2001, 24(2):1-6.
- [10] 中国科学院南京土壤研究所微生物室. 土壤微生物研究法 [M]. 北京: 科学出版社, 1985:40-67.
- Institute of Soil Microbial Room, CAS, Nanjing. Soil microbial research methods[M]. Beijing: Science Press, 1985:40-67.
- [11] (苏)Ф.Х.哈兹耶夫著. 郑洪元等译. 土壤酶活性[M]. 北京: 科学出版社, 1980:49-55.
- [12] 白军红, 邓伟, 朱颜明, 等. 霍林河流域湿地土壤碳氮空间分布特征及生态效应[J]. 应用生态学报, 2003, 14(9):1494-1498.
- BAI Jun-hong, DENG Wei, ZHU Yan-ming, et al. Spatial distribution characteristics and ecological effects of carbon and nitrogen of soil in Huolin River catchment wetland[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, 14(9):1494-1498.
- [13] 李潮海, 王小星, 王群, 等. 不同质地土壤玉米根际生物活性研究[J]. 中国农业科学, 2007, 40(2):412-418.
- LI Chao-hai, WANG Xiao-xing, WANG Qun, et al. Effect of different textural soils on rhizosphere microorganisms and enzyme activities in maize[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2007, 40(2):412-418.
- [14] Roldán A, Salinas-García J R, Alguacil M M, et al. Changes in soil enzyme activity, fertility, aggregation and C sequestration mediated by conservation tillage practices and water regime in a maize field[J]. *Appl Soil Ecol*, 2005, 30:11-20.
- [15] 辛承友, 朱鲁生, 王军, 等. 阿特拉津对不同肥力土壤蔗糖酶活性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2004, 23(3):479-483.
- XIN Cheng-you, ZHU Lu-sheng, WANG Jun, et al. Effect of atrazine on soil invertase under different soil fertilities[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2004, 23(3):479-483.
- [16] Sun R L, Zhao B Q, Zhu L S, et al. Effects of long-term fertilization on soil enzyme activities and its role in adjusting controlling soil fertility[J]. *Plant Nutrition and Fertility Science*, 2003, 9(4):406-410.
- [17] 张玉兰, 张丽莉, 陈利军, 等. 稻-麦轮作系统土壤水解酶及氧化还原酶活性对开放式空气 CO₂ 浓度增高的响应[J]. 应用生态学报, 2004, 15(6):1014-1018.
- ZHANG Yu-lan, ZHANG Li-li, CHEN Li-jun, et al. Response of soil hydrolase and oxidoreductase activities of free-air carbon dioxide enrichment (FACE) under rice-wheat rotation[J]. *Chin J Appl Ecol*, 2004, 15(6):1014-1018.
- [18] 李鸿博, 史锟, 孙咏红. 三种林下土壤浅剖面有机碳含量研究[J]. 生态学杂志, 2005, 24(10):1230-1233.
- LI Hong-bo, SHI Kun, SUN Yong-hong. Content of organic carbon in shallow soil profile under 3 forest types[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2005, 24(10):1230-1233.
- [19] 杨世伦, 陈吉余, 等. 试论植物在潮滩发育演变中的作用[J]. 海洋与湖沼, 1994, 25(6):631-635.
- YANG Shi-lun, CHEN Ji-yu, et al. The role of vegetation in mud coast processes[J]. *Oceanologia Et Limnologia Sinica*, 1994, 25(6):631-635.
- [20] 陈庆强, 周菊珍, 孟翎, 等. 长江口盐沼滩面演化的有机碳累积效应[J]. 自然科学进展, 2007, 17(5):614-623.