

# 崇明东滩湿地土壤生物活性差异性及其环境效应分析

张士萍, 张文俊, 李艳丽, 乐毅全, 王少平, 王磊

(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)

**摘要:** 为了解不同类型滩涂湿地土壤生物活性和生态环境效应, 以及不同农业利用模式对围垦滩涂土壤肥力和生物活性的影响, 在崇明东滩选取堤内为不同农业利用模式、堤外为不同类型湿地的 3 个实验样区。分别采取湿地土壤样品, 测定土壤中微生物量、有机质含量、土壤酶活性, 分析不同类型土壤的生物活性和生态环境效应。结果表明, 3 类堤外湿地土壤中, 沙质型的芦苇湿地土壤(A 区)有利于微生物的呼吸、代谢与繁殖, 具有较高的有机污染物净化能力, 而粘土型的芦苇/米草混合湿地土壤通过微生物呼吸作用降解有机物的能力较弱, 但是具有较高的碳积累能力以及氮磷等农业污染物的转化、吸收能力。堤内通过框围养鱼、水稻耕种以及果蔬种植等程序式农业利用模式, 围垦滩涂土壤肥力和生物活性可以得到逐步提高, 同时在上述各农业利用阶段可分别获得经济效益, 是一种值得提倡的湿地利用方式。

**关键词:** 崇明东滩; 湿地; 土壤; 生物活性; 环境效应

**中图分类号:** S181 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2009)01-0112-07

## The Analysis of Bioactivity and Environmental Effect of Different Types of Wetland Soil in Chongming Dongtan

ZHANG Shi-ping, ZHANG Wen-quan, LI Yan-li, LE Yi-quan, WANG Shao-ping, WANG Lei

(College of Environmental Science and Engineering of Tongji University, State Key Laboratory of Pollution Control and Resources Reuse Shanghai 200092, China)

**Abstract:** To attain the bioactivity and environmental effect of different types of wetland soil and the effect of agricultural utilization mode on the fertilization and bioactivity of the inlying land, three different types of wetlands in Chongming Dongtan were chosen as experimental districts. The bioactivities and environmental effects of the three types of wetland soil were analyzed by measuring the biomass, organic matter and soil enzyme activity. The results showed that the biomass of area A was 5 times more than that of other two areas. The catalase of area A was about  $0.21 \text{ mL } 0.1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{KMnO}_4 \cdot \text{g}^{-1}$  while area C's catalase is only about  $0.04 \text{ mL } 0.1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{KMnO}_4 \cdot \text{g}^{-1}$ . And the invertase of area A was stronger than that of area B and area C. However, the urease and alkaline phosphatase of area B and area C was much higher than area A. Consequently, it was propitious to the breath, metabolism and growth of microbes in the sandy wetland soil with *Bulrush* (area A). Thus the degradation ability of the sandy soil with *Bulrush* to organic pollutant may be stronger than the clay soils which was mixed with *Bulrush* and *Spartina alterniflora* (area B and C). However, the cumulation ability of carbons of area B and C's soil was better than area A. In addition, the transformation ability of nitrogen and phosphorus in clay soils mixed with *Bulrush* and *Spartina alterniflora* (area B and C) was better than area A. The experimental results also showed that the fertilization and bioactivity of the inlying land in the inner levee could be improved by the sequenced agricultural utilization mode: breeding fish → planting paddies → planting vegetables. The sequenced agricultural utilization mode can bring to great benefit during different utilization stage, and the fertilization of the inlying lands can be improved at the same time. Therefore, this mode is an effective way to make use of the inlying lands.

**Keywords:** Chongming Dongtan; wetland; soil; bioactivity; environmental effect

收稿日期: 2008-04-10

基金项目: 国家科技部重大支撑项目(2006BAC01A14); 上海市科委重大攻关项目(06DZ12302)

作者简介: 张士萍(1983—), 女, 江苏人, 博士, 研究方向为土壤与环境生物技术。E-mail: zshipingok@163.com

通讯作者: 王磊 E-mail: celwang@yahoo.com

湿地生态系统具有多种功能,不仅为人类社会提供丰厚的社会和经济效益,而且具有很高的生态效益,对维持生态平衡、保护生物多样性和珍惜物种资源、涵养水源、蓄洪防旱以及大气调节和降解污染物有重要作用。

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。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,是评价湿地土壤生态功能和污染物净化能力的指标之一。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<sup>[1]</sup>。物质循环和转化是生态系统结构和功能得以维持的基础。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,微生物和酶在湿地物质循环以及污染物净化方面有非常重要的作用,是湿地土壤生物活性的主要指标。

本文主要通过分析不同类型湿地的土壤和不同农业利用模式的围垦土壤的有机质、微生物总量以及各种酶活性的差异性,确定不同类型湿地土壤的生态功能和污染物净化能力,以及目前的程序式农业利用模式对围垦滩涂土壤肥力和生物活性的改良效果。研究结果将为现有天然滩涂湿地的保护与优化以及围垦滩涂的修复和合理利用提供决策依据和理论指导。

## 1 研究区域与研究方法

### 1.1 研究区域与土壤样品采集

崇明东滩是长江口地区最大的自然湿地之一,其冲淤状况受长江口复杂水动力作用的影响。整个东滩湿地由团结沙、东旺沙、北八淤3块组成,其中0米线以上的滩涂面积为120 km<sup>2</sup>,0米线以外3 km宽的水域面积为145 km<sup>2</sup>,两者之和为265 km<sup>2</sup>,属天然湿地。崇明东滩植被在3.0 m以上的滩面以芦苇为主(人工种植);3.0~2.5 m的滩面以糙叶苔草(*Carex scabrifolia*)与芦苇群落镶嵌分布;2.5 m滩面以海三棱藨草(*Scirpus mariqueter*)群落为主;2.5 m以下则以藨

草(*Scirpus triquetar*)群落为主。但近年来,由于外来种互花米草(*Spartina alterniflora*)的入侵与快速蔓延,其群落约占植被总面积的33.1%,主要分布在东滩的东北部,宽度约为1 600 m,其分布区接近海三棱藨草生长的下限。沿98大堤外拐角向西北,互花米草群落的分布由宽逐渐变窄,大堤附近为狭窄的带状芦苇,最外侧为斑块状分布的海三棱藨草<sup>[2]</sup>。

2007年1—3月在崇明东滩湿地开展了多次野外调查,根据东滩沉积状况、堤内农业生产情况和堤外湿地植被分布情况设置了3个样区(A区、B区和C区),见图1、图2、图3、图4。其中A区位于团结沙,堤内围垦土壤主要为村民承包的水稻田,堤外至光滩为纯芦苇湿地,土质为沙质土;B区位于东旺沙,堤内为连片新框围鱼塘,土质为盐碱土,堤外为互花米草和芦苇盐沼,土质为粘质土,近光滩处分布有芦苇/藨草混合群落;C区位于北八淤,堤内为崇明县现代农业园区。堤外植被和土质情况与B区类似。

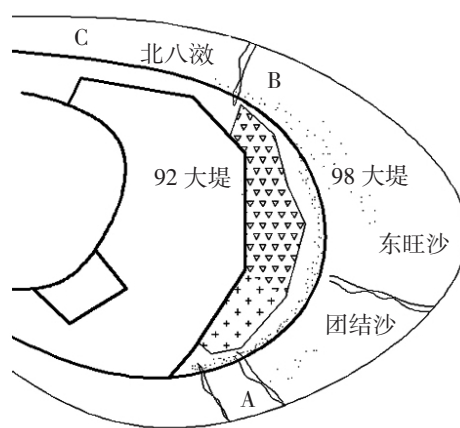


图1 崇明东滩湿地采样点示意图

Figure 1 Schematic diagram of sampling in Chongming

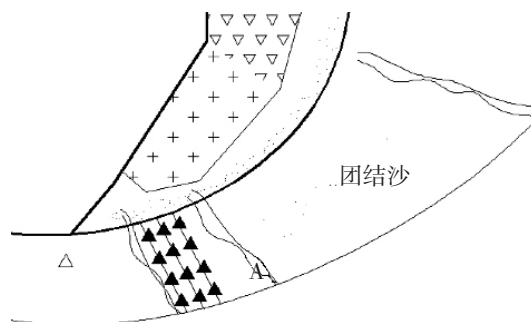


图2 A区样地采样示意图

Figure 2 Schematic diagram of sampling of area A

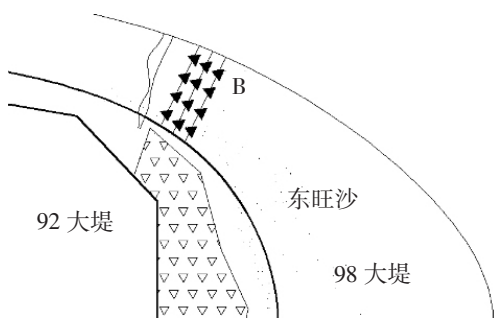


图 3 B 区样地采样示意图

Figure 3 Schematic diagram of sampling of area B

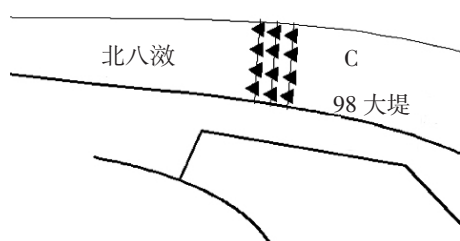


图 4 C 区样地采样示意图

Figure 4 Schematic diagram of sampling of area C

所选 3 个样区堤内农业生产类型、堤外植被分布及土质有较大差异,各具一定的代表性,便于研究不同类型湿地的自然生化能力和农业利用对围垦滩涂的影响。每个样区设置 3 条平行样线,样线间距约为 100 m,在每条样线上从大堤内沿向海梯度(高潮带、中潮带、低潮带)设置 4 个取样点,即分别位于大堤内一个点,植被区两个点以及光滩一个点。样点间距约为 100~200 m。于 2007 年 4 月(春季)在每个样点各取表层(0~20 cm)土壤样品约 500 g,装入自封袋,带回实验室于 4℃冰箱保存,备用。目前堤内围垦湿地的农业利用模式一般分为前后三阶段:围垦后初期以鱼塘养殖为主、中期以水稻耕作为主、后期以果蔬种植为主,故 B、A、C 区的纵向第一点分别代表围垦湿地利用模式的前后三阶段。

## 1.2 分析方法

土壤有机质的测定。本实验采用重铬酸钾容量法-外加热法,即在外加热的条件下(油浴的温度为 180℃,沸腾 5 min),用一定浓度的重铬酸钾-硫酸溶液氧化土壤有机质(碳),剩余的重铬酸钾用硫酸亚铁来滴定,从所消耗的重铬酸钾量,计算有机碳的含量<sup>[3]</sup>。

土壤微生物的分离计数。菌种的分离计数采用稀

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;放线菌培养 7~12 d;真菌培养 5~7 d),再分离计数<sup>[4]</sup>。

土壤酶活性测定。过氧化氢酶:高锰酸钾滴定法,其活性以单位土重的 0.1 mol·L<sup>-1</sup> 高锰酸钾毫升数(对照与试验测定的差)表示<sup>[5]</sup>。转化酶:3,5-二硝基水杨酸比色法,其活性以 24 h 后 1 g 土壤葡萄糖的毫克数表示<sup>[6]</sup>。脲酶:苯酚-次氯酸钠比色法,其活性以 24 h 后 1 g 土壤中 NH<sub>3</sub>-N 的毫克数表示<sup>[6]</sup>。碱性磷酸酶:改进后的磷酸苯二钠比色法,其活性以每克土壤的酚毫克数表示<sup>[7]</sup>。

## 2 结果与讨论

### 2.1 不同类型湿地土壤有机质含量的差异性

土壤有机质是指存在于土壤中的所有含碳有机物质,包括土壤中各种动植物残体、微生物及其分解和合成的各种有机物质。有机质的含碳量平均为 58%,所以有机质的含量大致是有机碳含量的 1.724 倍<sup>[1]</sup>。本文所称有机质含量实质均为有机碳含量。

在 3 个样区(团结沙 A、东旺沙 B 和北八滬 C)中,有机质含量见图 5。不论是堤内还是堤外,湿地土壤中 A 区有机质含量均最低,C 区有机质含量最高。分析原因:在堤外,A 区湿地土壤土质为沙质土,粒间孔隙大,土壤通气透水性良好,有机质分解较快,土壤养分较低。而 C 区和 B 区湿地土壤土质为粘质土,粒间孔隙少,通气透水性较差,有机质分解缓慢,土壤养分较高;同时在堤内,C 区采用了秸秆还田技术,对提高围垦湿地土壤中有机质、氮、磷、钾含量均有良好的作用。施振云等人在崇明县采用油菜交果壳还田技术

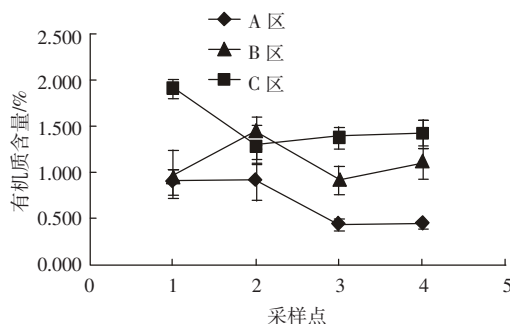


图 5 3 个湿地土壤有机质含量示意图

Figure 5 Schematic diagram of organic matter of three wetlands soil

研究其对土壤理化指标的影响,实验结果表明:采用还田技术的土壤有机质含量比对照增加 0.10% 和 0.13%,比试验前 3 年累计增长 4.8% 和 6.3%<sup>[8]</sup>。而 B 区堤内土壤由于围垦后刚开始采用框围养鱼措施改善土壤肥力,效果尚不明显,因此有机质含量也较低。

## 2.2 不同类型湿地土壤微生物量的差异性

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<sup>[9]</sup>。土壤微生物与几乎所有土壤过程有关,土壤微生物及其活性能被用作土壤变化的早期预警生物指标。而且土壤微生物量及其多样性与土壤酶活性以及各个理化指标有显著相关性<sup>[10]</sup>。在土壤微生物中细菌是主要组成者,它可以分解土壤中的有机残体,释放二氧化碳供植物进行光和作用,同时代谢产生许多有机酸类能提高土壤养分的有效性;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;放线菌积极参与有机质分解,多种放线菌能分解木质素、纤维素、蛋白质等物质。

由图 6 和图 7 可见,在 3 个样地的堤内,C 区湿地土壤中具有较多细菌和真菌,而 A 区湿地土壤中具有较多的放线菌;在堤外,则 A 区湿地土壤中 4 种微生物量均最多,约是 B 区和 C 区的 5 倍。

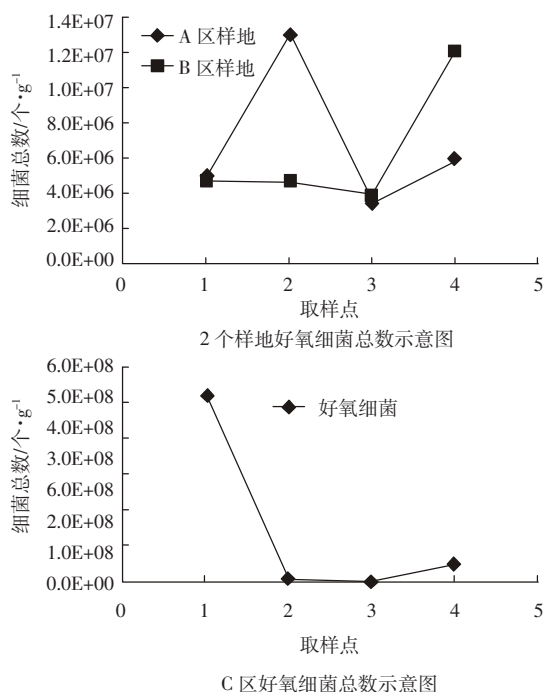


图 6 3 个湿地土壤中好氧细菌总数示意图

Figure 6 Schematic diagram of biomass of aerobic bacteria of three wetlands soil

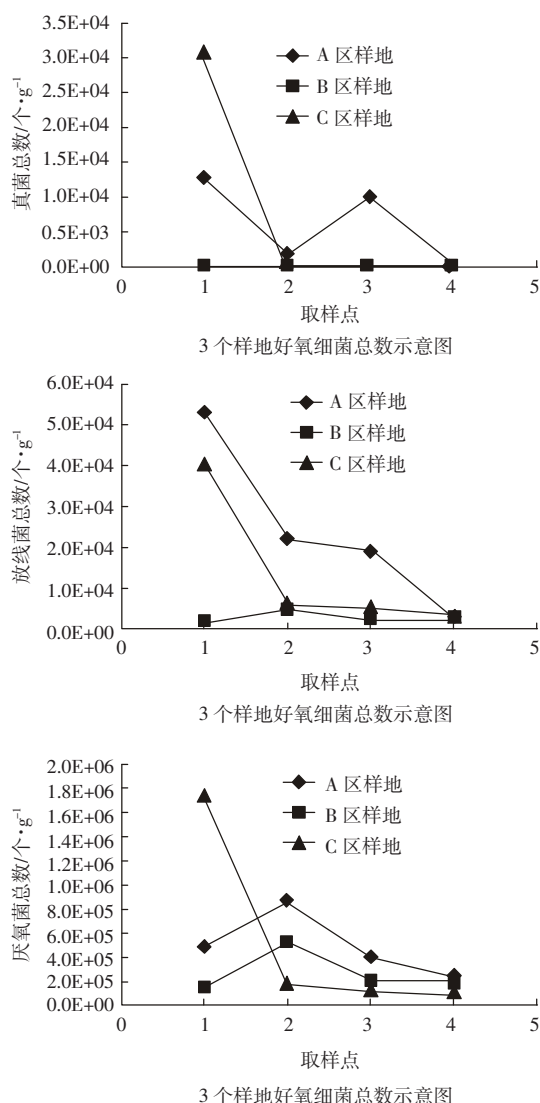


图 7 3 个湿地土壤中真菌、放线菌、厌氧菌总数示意图

Figure 7 Schematic diagram of biomass of epiphyte, actinomycetes and anaerobic bacteria in three wetlands soil

C 区堤内土壤中含有较多的细菌,主要是因为该样地的农业耕作模式导致土壤中有机质、氮、磷含量较高(本项目的其他研究结果,数据未列),从而有利于异氧型的细菌繁殖<sup>[11]</sup>。B 区堤内土壤属于典型的盐碱地,含盐量高、土壤紧密、空隙少可能是各类微生物数量少的原因。在 A 区堤内土壤中放线菌数量最大,放线菌能在干燥的环境中生长,而 B 区和 C 区湿地土壤具有较高含水量,土壤中水分的差异可能是导致 A 区湿地放线菌数量多的原因之一。

在堤外,A 区湿地土壤中所有微生物的数量均显著高于 B、C 区。这可能是因为 A 区湿地堤外土壤为沙质土,具有较好的通气透水性,有利于微生物生长

和繁殖。A 区堤外湿地土壤中较低的有机质和较高的微生物量可能意味着该区土壤环境有利于微生物的呼吸、代谢和繁衍,因此其呼吸强度较高,能有效分解有机物。B、C 区堤外土壤具有较高的有机质含量和较低的微生物量则意味着土壤的呼吸能力较弱,因此对有机物降解能力也较弱,但也证明这类湿地土壤具有较高的碳积累能力(碳汇能力)。

## 2.3 不同湿地土壤中酶活性的差异性

### 2.3.1 土壤碳循环相关酶活性

过氧化氢酶是一种非常重要的生物酶,在土壤中分布广泛,在微生物代谢过程中起重要作用。过氧化氢酶能促进过氧化氢对土壤中各种化合物的氧化和腐殖质的形成,能够分解生物代谢过程中产生的有害过氧化氢。土壤过氧化氢酶活性与土壤呼吸强度、土壤微生物活动呈正相关,在一定程度上反映了土壤微生物学过程的强度<sup>[5]</sup>。

由图 8 可知,横向比较,A 区湿地土壤中过氧化氢酶活性最高,为  $0.21 \text{ mL } 0.1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{ KMnO}_4 \cdot \text{g}^{-1}$ ,而 C 区湿地土壤酶活性最低,为  $0.04 \text{ mL } 0.1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{ KMnO}_4 \cdot \text{g}^{-1}$ 。在纵向上,A 区湿地土壤酶活性呈现逐渐下降的趋势,光滩最低。这可能是因为 A 区堤内农田利用模式为水稻种植,水稻属于浅根系植物。过氧化氢酶活性主要取决于植物根系和微生物的活跃程度,同时也受土壤营养条件、盐度等因素影响。一般根系数量多和密度大的地方,微生物较多,过氧化氢酶活性也可能较高,在以浅根系植物为主的土壤中可能导致过氧化氢酶活性在表层或次表层土中较高<sup>[12]</sup>。采样时,样地内的水稻田处于翻耕状态,在表层和次表层土样中有大量的水稻根系,所以 A 区堤内土壤中过氧化氢酶活性较高。与其他堤外区域相比,堤外 A 区湿地土壤过氧化氢酶活性较强的原因可能为:一方面,A 区湿地为芦苇湿地,而 B、C 区湿地为芦苇-互花米草-蔗草混合植被。吴沿友等人研究北固山湿地优势植物与过氧化氢酶活性的结果表明:3 种植物的多酚氧化酶、过氧化氢酶的活性顺序为芦苇>旱苗蓼>藨草,芦苇湿地中过氧化氢酶活性较强<sup>[13]</sup>。由于光滩经常渍水,主要生活着藻类生物,它们产生的过氧化氢酶很少,所以酶活性最低。光滩土壤中的营养主要来自水体中的营养物质以及藻类生物的残体,但是这些营养物质受潮汐的影响较大,而且光滩上没有植物覆盖,致使该区域对营养物质的滞留能力较差。所以 A、B、C 3 区光滩带的有机质含量和过氧化氢酶活性均较低。总体来说,A 区的过氧化氢酶活性较强,该

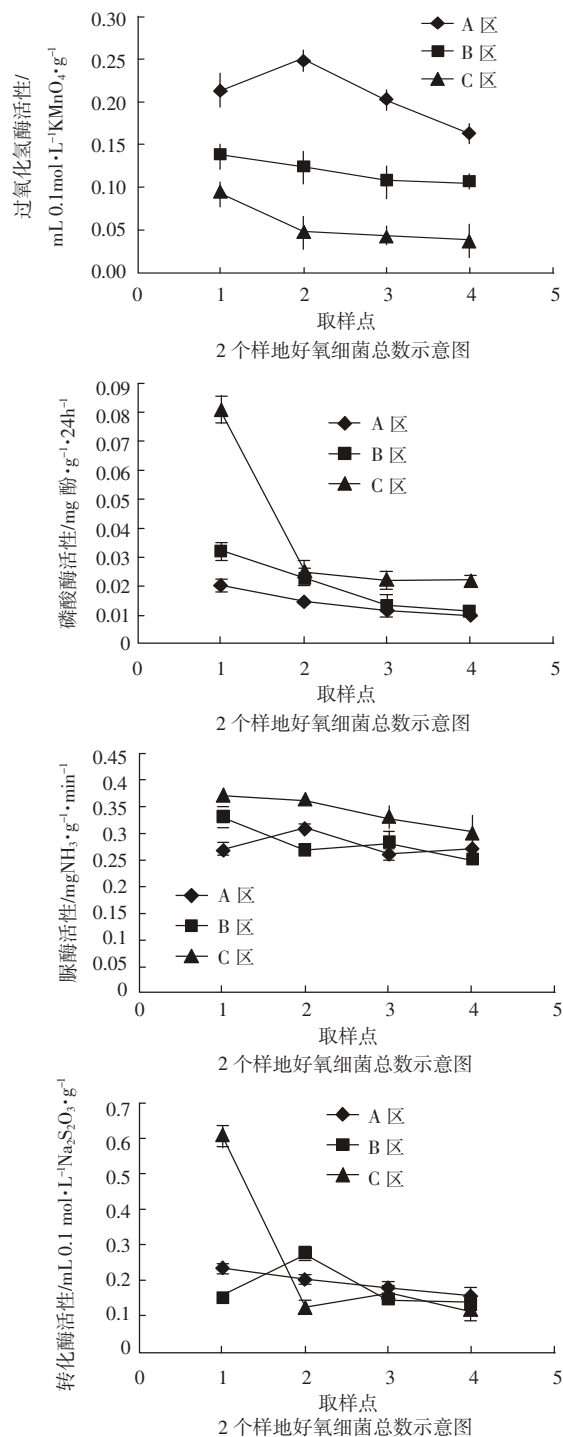


图 8 3 个湿地土壤中 4 种酶活性示意图

Figure 8 Schematic diagram of four kinds of enzyme activity in three wetlands soil

类土壤具有较高的氧化分解能力和有机污染净化能力。

土壤转化酶广泛存在于土壤中,它是表征土壤生物学活性的一种重要的酶,对增加土壤中易溶物质起重要作用<sup>[14]</sup>。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。由图8可知,在堤内,土壤转化酶活性最高的是C区湿地土壤,在堤外,则是A区湿地土壤转化酶活性稍微高于其他两个样地。C区堤内土壤具有较高的酶活性,主要因为堤内样地种植的是菜地,当地农民采用了秸秆还田技术,将多余的秸秆类物质直接放在田里,大大增加田内有机质含量,为微生物提供较多的底物,可以诱导微生物分泌产生更多转化酶。在堤外,A区湿地土壤土质为沙质土,土壤比较疏松,比较有利于提高土壤转化酶活性。有研究表明,土壤的紧实程度对土壤酶活性有一定影响,土壤疏松有利于提高转化酶和多酚氧化酶活性<sup>[15]</sup>。同时在以芦苇为主的湿地土壤中,参与碳分解代谢的微生物的种类和数量可能较多,因此和有机碳代谢有关的转化酶活性较高。有研究证实,转化酶活性与土壤中许多因子有相关性,如土壤有机质、氮和磷含量、微生物数量以及土壤呼吸强度等<sup>[6]</sup>,但是本实验仅得到转化酶活性与土壤有机质含量和土壤疏松度的相关性结果。

A区堤外土壤具有较高的与碳代谢有关的过氧化氢酶和转化酶活性,而B、C区较低,这表明A区堤外土壤具有较高的有机碳代谢、分解能力。结合A区堤外土壤中较低的有机质含量和较高的微生物量,而B、C区堤外土壤中较高的有机质含量和较少的微生物量的情况,进一步表明A区堤外土壤具有较高的有机物分解能力和有机污染物净化能力,而B、C区的堤外土壤的有机物氧化分解能力较低,但具有较高的碳积累能力(碳汇能力)。

### 2.3.2 氮、磷代谢与转化相关酶活性

土壤磷酸酶是催化土壤中磷酸单酯和磷酸二酯水解的酶,当酶促作用发生时能将有机磷水解为无机磷酸。土壤中微生物和植物根系分泌物是磷酸酶的主要来源<sup>[16]</sup>。按照土壤磷酸酶的最适pH条件,可分为酸性、中性和碱性磷酸酶。由于供试土壤样品是偏碱性土壤,其碱性磷酸酶活性最强。而且,碱性磷酸酶活性可以作为湿地磷富营养化的指示因子<sup>[17]</sup>。

土壤中磷酸酶活性与土壤水分、有效磷含量、有机质含量、微生物量以及土壤类型等相关。一般情况下,当土壤中水分充足、有机质含量较高、微生物量较多时,土壤碱性磷酸酶活性较强,从而土壤中有效磷含量较高<sup>[6]</sup>。由图8可知,从横向比较,3个样区中,无论堤内还是堤外都是A区湿地土壤中碱性磷酸酶活

性最低,C区酶活性最高。分析原因:一方面,C区样地土质为粘质土,透水性较差,有一定蓄水能力,土壤水分充足,有机质较高,有利于提升微生物产磷酸酶的能力,同时湿地中的米草根系可能有利于产磷酸酶微生物的聚集和繁衍,从而通过其代谢作用可以释放出大量酶类;另一方面,本项目中的其他实验结果发现C区土壤中总磷和有效磷含量比A、B两个区域高。高浓度的有机磷会诱导植物、微生物产生更多的磷酸酶,将有机磷分解成无机磷(速效磷),从而提高磷酸酶活性。

在纵向上,3个区的土壤碱性磷酸酶活性呈现向海梯度逐渐下降的趋势,光滩的酶活性最低。酶活性除了受微生物量的影响外,还受湿地植物、有机质含量的影响。在光滩上,营养元素和有机质含量较少,植物和微生物均很少,微生物没有足够的营养物质生长繁殖,所以光滩上的酶活性较低。

脲酶是一种酰胺酶,能酶促有机物质分子中酰胺键的水解。脲酶的作用是极为专性的,它仅能水解尿素,水解的最终产物是氨和碳酸。土壤中脲酶大多存在于细菌、真菌和高等植物中,酶活性与土壤中微生物数量、有机物质含量、全氮和速效氮含量呈正相关<sup>[18]</sup>。实验结果表明,3个样地中C区湿地土壤脲酶活性最强,A区湿地酶活性最弱。在C区湿地土壤中微生物数量,尤其是细菌总数较多,能够分泌较多的酶类释放到土壤环境中。而且在C区湿地土壤中有机质含量与总氮含量(总氮数据未列出)最高,有机质可以作为微生物产酶的基质,还可以为微生物的生长和繁殖提供碳源,而较高浓度的总氮可以诱导微生物产生更多的脲酶。在没有植物生长的区域(光滩),脲酶活性较低,可见,脲酶活性在一定程度上也受植物生长及代谢的影响。

B、C区堤外的湿地土壤具有较高的氮、磷代谢酶活性,意味着这类湿地土壤对于氮、磷等农业污染物具有较高的转化吸收作用。崇明是一个农业大县,崇明东滩的围垦湿地也以农业生产为主,农业生产中大量使用的化肥、饵料等不可避免地造成氮、磷等营养元素在土壤中的残留,并通过雨水径流等途径向沿海水域扩散,从而可能造成沿海水域污染。而B、C类湿地土壤具有较高的氮、磷代谢与转化能力,因此是防止内陆农业污染向沿海水域扩散的天然屏障。

## 3 结论

(1)3类堤外湿地土壤中,A区有机质含量最低,

但微生物量和过氧化氢酶、转化酶等与碳代谢有关的酶活性最高;C区和B区土壤有机质含量较高,但微生物量较低、和氮、磷转化有关的酶活性较高。这种差异与湿地土壤的理化性质、生物活性和植被类型有关。这些结果表明A区湿地土壤有利于微生物的呼吸、代谢与繁殖,具有较高的有机物降解能力,因此可能具有较高的有机污染物净化能力。而B、C区湿地土壤中通过微生物呼吸作用降解有机物的能力较弱,但对氮、磷等具有较强的转化能力,表明这类湿地土壤具有较高的碳积累能力(碳汇能力)以及氮磷等农业污染物的转化、吸收能力。

(2)3类堤内土壤中,C区的有机质、微生物总量和酶活性(除过氧化氢酶以外)均最高,A区次之,而B区最低。这表明通过框围养鱼、水稻耕种以及果蔬种植等程序式农业利用模式,围垦的盐碱土壤肥力和生物活性可以得到逐步提高,同时上述各农业利用阶段可分别获得经济效益。这种围垦盐碱土壤的程序式农业利用模式既能尽快产生经济效益,又可有效改良土壤性质,提高肥力和生物活性,值得提倡。

#### 参考文献:

- [1] 黄昌勇.土壤学[M].北京:中国农业出版社,2000:192-194.  
HUANG Chang-yong. Agrology[M]. Beijing: China Agricultural Publishing House, 2000: 192-194.
- [2] 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.
- [3] 鲁如坤.土壤农业化学分析方法[M].北京:中国农业科技出版社,1999:107-153.  
LU Ru-kun. Methods in agricultural chemical analysis [M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Publishing, 1999: 107-153.
- [4] 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.
- [5] 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,1985:24-27,260-275.  
Institute of Soil Microbial Room, CAS, Nanjing. Soil microbial Research Methods[M]. Beijing: Science Press, 1985: 24-27, 260-275.
- [6] 关松荫.土壤酶及其研究法[M].北京:农业出版社,1986:274-300.  
GUAN Song-yin. Soil enzyme and study methods of soil enzyme[M]. Beijing: Agriculture Publication House, 1986: 274-300.
- [7] 赵兰坡,姜岩.土壤酶活性测定方法的探讨[J].土壤通报,1986,17(3):138-141.  
ZHAO Lan-po, JIANG Yan. Discussion on measurements of soil phosphatase[J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 1986, 17(3): 138-141.
- [8] 施振云,徐瑞国,黄卫峰,等.油菜角果壳还田对水稻产量及土壤理化指标的影响[J].上海农业学报,2004,20(2):51-55.  
SHI Zhen-yun, XU Rui-guo, HANG Wei-feng, et al. Influence of rape silique shells returned to field on rice yield and physicochemical characters of soil[J]. *Acta Agriculture Shanghai*, 2004, 20(2): 51-55.
- [9] 赵松义,肖汉乾,李明德.湖南植烟土壤肥力与平衡施肥[M].长沙:湖南科学出版社,2005:5.  
ZHAO Song-yi, XIAO Han-qian, LI Ming-de. Tobacco-growing soil fertility and balanced fertilization in Hu'nan province[M]. Changsha: Hunan Science Press, 2005:5.
- [10] Groffman P M, McDowell W H, Myerse J C, et al. Soil microbial biomass and activity in tropical riparian forests[J]. *Soil Biol & Biochem*, 2001, 33: 1339-1348.
- [11] 亚历山大 M.广西农学院农业微生物学教研组,译.土壤微生物学导论[M].北京:科学出版社,1983:25-34.  
Alexander M. Translated by College of Agriculture Agricultural microbiology research group in Guangxi. Introduction to soil microbiology [M]. Beijing: Science Press, 1983: 25-34.
- [12] 李志建,倪恒,周爱国.额济纳旗盆地土壤过氧化氢酶活性的垂向变化研究[J].干旱区资源与环境,2004,18(1):86-89.  
LI Zhi-jian, NI Heng, ZHOU ai-guo. Study on catalase activity of soil in Ejina Basin [J]. *Resources and Environment in Arid Zones*, 2004, 18(1): 86-89.
- [13] 吴沿友,阙小缝.北固山湿地优势植物氧化酶及环境适应性的研究[J].农业环境科学学报,2006,25(2):427-431.  
WU Yan-you, QUE Xiao-feng. Oxidation enzyme and environmental adaptability of the dominant plants in mount Beigu wetland[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2006, 25(2): 427-431.
- [14] 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.
- [15] 张国红,张振贤,黄延楠,等.土壤紧实程度对其某些相关理化性状和土壤酶活性的影响[J].土壤通报,2006,37(6):1094-1097.  
ZHANG Guo-hong, ZHANG Zhen-xian, HUANG Yan-nan, et al. Effect of compaction on soil properties and soil enzyme activities [J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 2006, 37(6): 1094-1097.
- [16] 程国华,郭树凡,薛景珍,等.长期施用含氯化肥对土壤酶活性的影响[J].沈阳农业大学学报,1994,25(4):360-365.  
CHENG Guo-hua, GUO Shu-fan, XUE Jing-zhen, et al. Effects of long-term application of chlorine-containing chemical fertilizers on soil enzyme activity [J]. *Journal of Shenyang Agricultural University*, 1994, 25(4): 360-365.
- [17] Aoyama M, Nagumo T. Factors affecting microbial biomass and dehydrogenase activity in apple orchard soils with heavy metal accumulation[J]. *Soil Science and Plant Nutrition*, 1996, 2: 821-831.
- [18] 周礼恺,张志明.土壤酶活性的测定方法[J].土壤通报,1980,1(5):37-38.  
ZHOU Li-kai, ZHANG Zhi-ming. Study on assaying method of soil enzyme activity [J]. *Chinese Journal of Soil Science*, 1980, 1(5): 37-38.