

水位梯度对小叶章湿地土壤微生物活性的影响

杨桂生^{1,2}, 宋长春^{1*}, 王丽^{1,2}, 王丽丽^{1,2}, 李英臣^{1,2}

(1. 中国科学院东北地理与农业生态研究所湿地生态与环境重点实验室, 长春 130012; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘要 通过 3 a 野外控制试验, 研究了不同水位梯度 (- 10 ~ 30 cm) 条件下, 小叶章湿地植物地上生物量和 0 ~ 15 cm 以及 15 ~ 50 cm 土壤总有机碳 (TOC)、微生物量碳 (MBC)、基础呼吸 (BR)、微生物商 (C_{mic}/C_{org})、代谢商 (qCO_2) 的变化规律. 结果表明, 不同水位条件下植物地上生物量差异显著 ($p < 0.05$), 积水水位 10 cm 的植物地上生物量最高, 且积水水位 0 ~ 20 cm 保持较高的生产力, 积水水位变化对土壤 TOC、MBC、BR、 C_{mic}/C_{org} 、 qCO_2 影响显著 ($p < 0.05$). 土壤 TOC 和 BR 对积水水位变化的响应趋势一致, 0 ~ 15 cm 土壤 TOC 和 BR 在零积水水位最高; 15 ~ 50 cm 土壤 TOC 和 BR 随着积水水位的升高而降低, 与土壤 MBC 和 C_{mic}/C_{org} 的变化趋势相同, 其中 MBC 变化最为明显, 而 qCO_2 随着积水水位的增加而增大. 随着积水水位的增加, 土壤微生物群落发生改变和土壤微生物活性降低, 其中积水水位 30 cm 的土壤微生物活性最低, 对有机碳的累积与分解过程产生影响.

关键词 水位梯度; 沼泽湿地; 微生物活性; 微生物量碳; 代谢商
中图分类号: X172 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2010)02-0444-06

Influence of Water Level Gradient on Marsh Soil Microbial Activity of *Calamagrostis angustifolia*

YANG Gui-sheng^{1,2}, SONG Chang-chun¹, WANG Li^{1,2}, WANG Li-li^{1,2}, LI Ying-chen^{1,2}

(1. Key Laboratory of Wetland Ecology and Environment, Northeast Institute of Geography and Agroecology, Chinese Academy of Sciences, Changchun 130012, China; 2. Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract Plant aboveground biomass, total organic carbon (TOC), microbial biomass carbon (MBC), basal respiration (BR), microbial quotient (C_{mic}/C_{org}) and metabolic quotient (qCO_2) in 0-15 cm and 15-50 cm marsh soil of *Calamagrostis angustifolia* under different water levels were investigated with controlled experiment. The result showed that water level exerted significant effect on plant biomass, which was the highest under 10 cm waterlogged level and of higher productivity under 0-20 cm waterlogged level. TOC, MBC, BR, C_{mic}/C_{org} and qCO_2 differed significantly under different water levels. BR and TOC responded to different waterlogged levels in the same way. BR and TOC of 0-15 cm marsh soil were the highest under 0 cm waterlogged level, however, BR and TOC of 15-50 cm marsh soil decreased respectively with increasing water, which was corresponding with soil MBC and C_{mic}/C_{org} , and qCO_2 increased with increasing water. As a result, microbial community is altered and microbial activity is decreasing by increasing waterlogged level, and microbial activity is the lowest under 30 cm waterlogged level, which affects organic carbon accumulation and decomposition.

Key words: water gradient; marsh; microbial activity; microbial biomass carbon (MBC); metabolic quotient (qCO_2)

湿地是处于水陆交错带的特殊生态系统, 过去研究很少关注湿地生态系统土壤的特性和它们的生态过程^[1]. 由于所处的特殊地理环境, 湿地水文波动是其重要的特征之一, 湿地的水文情势影响着湿地生物地球化学循环, 控制和维持湿地生态系统的结构和功能^[2]. 水文状态的改变对微生物的生理和功能产生很大的影响^[3,4], 然而湿地的水位变化对土壤的微生物群落及其活性影响研究还相对较少, 特别是缺乏长期控制试验研究.

土壤微生物是土壤生态系统中极其重要和最为活跃的部分, 在土壤养分转化循环、系统稳定性、抗干扰能力以及可持续利用中占据主导地位, 控制土壤生态系统功能的关键过程^[5,6]. 不同水位条件下

湿地土壤微生物活性缺乏相应的研究. 本研究通过野外控制试验, 旨在探讨不同水位条件下湿地土壤微生物量和代谢商等土壤微生物学指标变化规律, 揭示湿地的土壤微生物活性与土壤质量变化的相互关系, 以期为湿地生态系统管理提供理论依据.

1 材料与方法

1.1 试验区域概况

收稿日期 2009-04-04; 修订日期 2009-06-10
基金项目 国家重点基础研究发展规划 (973) 项目 (2009CB421103); 国家自然科学基金项目 (40771189); 中国科学院知识创新工程重要方向项目 (KZCX2-YW-309)
作者简介 杨桂生 (1976 ~), 男, 博士研究生, 助理研究员, 主要研究为湿地生态微生物, E-mail: yanggs@126.com
* 通讯联系人, E-mail: songcc@neigae.ac.cn

试验设在中国科学院三江平原湿地生态试验站试验区内,位于我国黑龙江省东北三江平原(133.31°E,47.35°N)。所在地属温带大陆性季风气候,年平均气温 1.9℃,无霜期为 125d 左右,年降水量 550~600 mm,主要集中于 6~9 月。小叶章(*Calamagrostis angustifolia*)是三江平原沼泽湿地的主要优势物种之一,分布广泛,主要分布于饱和水位及水位较低的地区。

1.2 试验方法与材料收集

试验从 2004 年 9 月开始,选取典型小叶章单一分布带,通过原位移植方法,将 50 cm × 50 cm × 50 cm 土块连带植物移到 50 cm × 50 cm × 100 cm 有机玻璃箱内。试验设积水 -10 cm(地表以下 10 cm)、0 cm、10 cm、20 cm 和 30 cm 共 5 个水位处理,依次名为 X1、X2、X3、X4 和 X5,在植物的生长阶段保持水位不变。

2007 年 9 月底进行采样,收集植物后采取土壤样品,将土壤分成 0~15 cm 和 15~50 cm 两部分采取。采取的土壤经过去除根等杂质,各自分成两部分,一部分新鲜土壤,测定土壤微生物量、土壤呼吸特性测定;另一部分土壤经风干,测定土壤总有机碳等土壤化学性质。

1.3 分析方法

(1) 植物地上生物量 地上生物量用收获法测定,贴地收割地上植物,80℃ 烘干称重至恒重,并换算成每 m² 地上生物量。

(2) 土壤总有机碳(TOC) 总有机碳用重铬酸钾外加热法。

(3) 土壤微生物量碳(MBC) 土壤微生物量碳(MBC)测定采用氯仿熏蒸-K₂SO₄ 浸提法,熏蒸和未熏蒸的样品分别用 0.5 mol/L 的 K₂SO₄ 浸提 30 min,用岛津 TOC-VCPH 仪测定浸提液碳浓度。土壤微生物量碳利用熏蒸和未熏蒸样品浸提液测定的有机碳差值(E_c),用公式:微生物量碳 = $E_c/0.38$ ^[7] 计算获得。

(4) 土壤基础呼吸(BR) 用培养法测定土壤基础呼吸(BR) 20 g 土放入培养瓶中,25℃,60% 田间持水量,培养 24 h,CO₂ 产生量作为土壤基础呼吸^[8];CO₂ 产生量用 HP4890 气相色谱仪测定。用单位时间内产生 CO₂-C 的量表示基础呼吸大小。

1.4 土壤微生物商(C_{mic}/C_{org})和代谢商(qCO_2)

微生物商 = 微生物量碳 / 土壤总有机碳

qCO_2 = 土壤基础呼吸 / 微生物量碳

1.5 数据分析

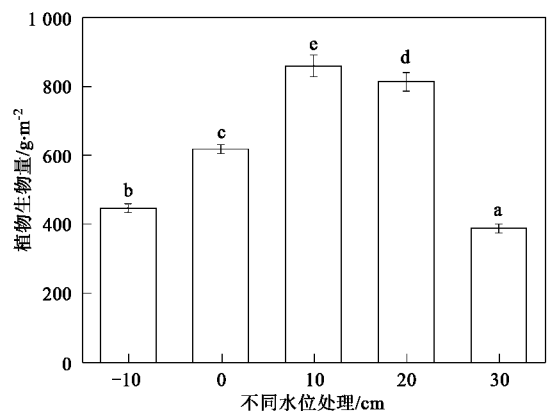
所有数据采用 SPSS 11.5 和 OriginPro7.5 软件处理,方差和相关性分析采用 SPSS11.5,图形绘制采用 OriginPro7.5。

2 结果与讨论

2.1 水位变化对植物地上生物量的影响

不同水位处理的植物地上生物量如图 1 所示,积水水位 10 cm 生物量最高,为 859.58 g/m²,积水水位 30 cm 的生物量最低,为 387.96 g/m²,降低 54.87%。积水水位 0~20 cm 植物保持较高的生产力,水位超过 20 cm 明显抑制植物生长,与小叶章群落落在三江平原湿地分布特征一致^[9],主要分布饱和水位和积水较浅的区域,深水位小叶章群落被其它植物群落所代替。

由图 1 可知,积水水位 10 cm 与 20 cm 的生物量差异显著($p < 0.05$),其它处理间差异极显著($p < 0.01$),表明积水水位变化对植物的生长和生物量大小影响显著。由于植物所需要的主要营养物质来源于土壤,土壤的质量状况影响植物的生长和发育;同时,植物的枯落物是土壤溶解性有机物的主要来源,因而植物生物量的大小也反作用于土壤微生物群落及其活性。



图中相同字母表示差异不显著,不同字母表示差异显著($p < 0.05$),下同

图 1 不同水位对植物生物量的影响

Fig. 1 Influence of water levels on plant aboveground biomass

2.2 水位梯度变化对湿地土壤总有机碳的影响

不同水位处理土壤的总有机碳结果见图 2。结果表明,湿地土壤总有机碳保持较高的水平,表层 0~15 cm 土壤有机碳含量明显高于底层 15~50 cm 土壤,水位变化对 0~15 cm 和 15~50 cm 土壤总有机碳的影响存在一定的差异。由图 2 可知,0~15 cm 土壤零水位 X2 的总有机碳最高,为 51.41 g/kg,积

水水位 30 cm X5 的总有机碳最低,为 43.33 g/kg,降低 15.72%。0~15 cm 土壤不同水位处理的总有机碳依次为 X2 > X3 > X4 > X1 > X5,积水水位 -10 cm 的表层 0~15 cm 土壤总有机碳含量较低,与表层土壤长期暴露在水面有关,土壤微生物活动频繁,有机碳的利用增多,有机物的分解加强,导致土壤总有机碳相对降低。而在淹水处理中,湿地土壤在缺氧条件下形成厌氧环境,各种动植物残体分解缓慢或不易分解,有机物质的生成超过其分解作用,出现有机碳的积累,这是造成积水水位 0~20 cm 的总有机碳较高的主要原因。

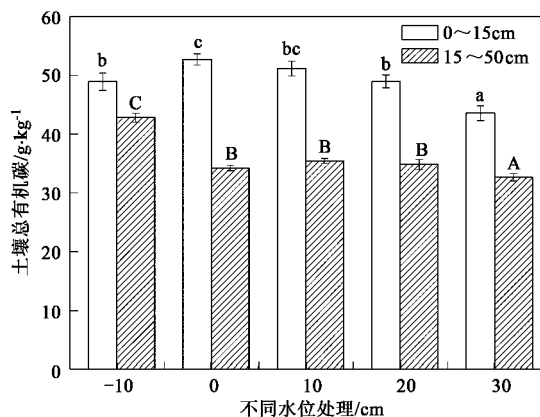


图2 水位梯度对湿地土壤总有机碳的影响

Fig. 2 Influence of water levels on soil total organic carbon

15~50 cm 土壤在积水水位 -10 cm 的总有机碳最高,为 42.86 g/kg,与其它处理差异极显著 ($p < 0.01$),这可能是此水位处理 15~50 cm 土壤受水的胁迫相对小,微生物活性强于其它处理,导致土壤有机碳积累多于其它处理。积水水位为 30 cm 的总有机碳最低,为 32.71 g/kg。同时,15~50 cm 土壤总有机碳在积水水位 0~20 cm 差异不显著,维持相对较低的含量水平。

2.3 不同水位条件土壤微生物量碳的变化

土壤微生物量碳是土壤微生物学特征的一个重要指标,土壤微生物量虽然只占土壤有机碳库很小的一部分,但却是控制生态系统中 C、N 和其它养分流的关键,微生物量库的任何变化将会影响养分的循环和有效性^[10]。不同水位条件下土壤微生物量碳变化如图 3 所示,表层 0~15 cm 土壤在积水水位 -10 cm 微生物量碳最大,为 2 925.5 mg/kg,随着积水水位升高,土壤微生物量碳明显下降,且各处理差异极显著 ($p < 0.01$)。积水水位 30 cm 的土壤微生物量仅为 1 330.91 mg/kg,远远低于其它处理,这可能

是深水位对土壤微生物群落产生明显胁迫作用所致,同时深水位影响小叶章群落的生长,土壤有机物的来源减少,进而影响微生物活性。15~50 cm 土壤微生物量碳的变化趋势与 0~15 cm 土壤基本相同,在积水水位 -10 cm 土壤微生物量碳最高,为 1 090.42 mg/kg,且与其它处理差异极显著 ($p < 0.01$)。零水位土壤微生物量碳次之,与其它处理差异显著 ($p < 0.05$)。积水水位 10、20 和 30 cm 微生物量碳都处于较低的水平,差异不显著,表明积水水位 10~30 cm 对 15~50 cm 土壤微生物活性影响不显著。

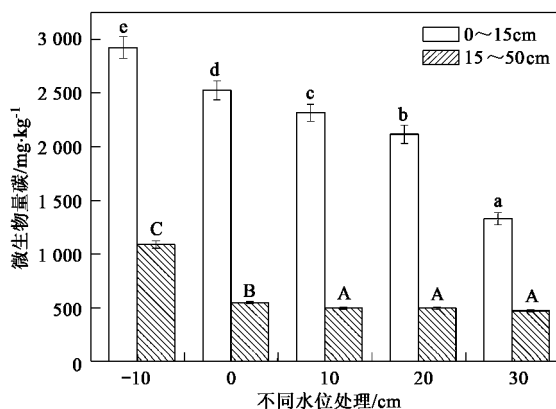


图3 不同水位条件下土壤微生物量碳

Fig. 3 Soil microbial carbon varies under different water levels

土壤微生物是土壤中物质转化和养分循环的驱动力,土壤中微生物活体的总物质——土壤微生物量,是土壤养分的贮存库和植物生长可利用养分的重要来源^[11,12]。微生物量能敏感地反映土壤过程的变化,因为它比土壤有机物质有更快的周转^[13]。由于土壤微生物量碳能够敏感且及时地反映或预示土壤的变化,因而被越来越多用作土壤质量的生物指示^[14-16]。通常情况下,土壤微生物生物量与土壤有机碳含量关系密切,土壤碳含量高,土壤微生物量也相应较高^[17-19],本研究不同水位 0~15 cm 和 15~50 cm 土壤微生物量与总有机碳分别呈显著相关 ($p < 0.05$) 和极显著相关 ($p < 0.01$),然而不是每个水位处理土壤微生物量碳与总有机碳变化完全一致的,与 Rinklebe 等^[20]研究结论相同,这与不同水位条件下基质以外的其它因素发生变化,如土壤温度、植物的枯落物和土壤原动物等有关。

2.4 土壤基础呼吸对水位梯度变化的响应

土壤基础呼吸反映土壤微生物活性的一个重要指标,由图 4 可知,表层 0~15 cm 土壤在积水水位 0

和 10 cm 处理具有较高的土壤基础呼吸速率,分别为 9.78 mg/(kg · h) 和 9.65 mg/(kg · h),与其它处理差异极显著($p < 0.01$)。积水水位 30 cm 土壤基础呼吸速率最低,为 5.74 mg/(kg · h),并与其它处理差异极显著($p < 0.01$),其它处理间差异显著($p < 0.05$)。表明积水水位 0 ~ 10 cm 土壤基础呼吸具有较高的水平,水位过低或过高不利于土壤基础呼吸,积水水位过高明显抑制土壤呼吸。15 ~ 50 cm 土壤基础呼吸速率远低于 0 ~ 15 cm 土壤,表明土壤不同层次的基础呼吸存在差异;15 ~ 50 cm 土壤基础呼吸速率在积水水位 - 10 cm 处理最大,为 3.41 mg/(kg · h),且与其它处理差异极显著($p < 0.01$),其它处理土壤基础呼吸维持低水平,积水水位 0 cm 与 10 cm、20 cm 和 30 cm 土壤基础呼吸处理差异不显著。

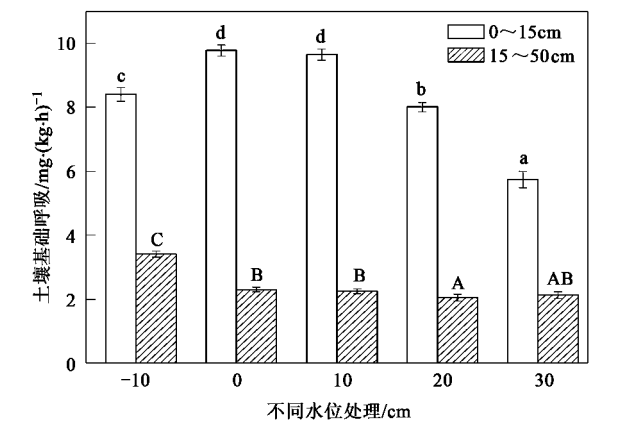


图 4 不同水位对土壤基础呼吸的影响

Fig. 4 Influence of different water levels on basal respiration

土壤基础呼吸是土壤微生物活性最重要的指标,在淹水状态下,特别是随着水位的增加,氧气进入土壤的能力下降^[21],不利于好氧微生物和它们的代谢。当氧气被消耗,好氧微生物降低甚至中止它们的活动^[20],兼性厌氧微生物利用无氧的基质进行呼吸,随后是厌氧微生物^[21],这些是土壤呼吸降低的主要原因。另外,土壤微生物真菌和细菌对水的压力存在差异,Griffiths 等^[22]研究发现细菌比真菌承受水的胁迫能力更强,使适应水胁迫的微生物群落生存,引起土壤微生物群落的改变。

2.5 水位梯度变化对土壤微生物商 (C_{mic}/C_{org}) 和代谢商 (qCO_2) 的影响

微生物商 (C_{mic}/C_{org}) 表示总有机碳中微生物量碳的比例,减少由于土壤的不同总有机碳差异,经常被看作土壤微生物基质相关性指标,应用于耕地土

壤^[23]和森林土壤^[24]。由表 1 可以看出,0 ~ 15 cm 土壤微生物商 > 15 ~ 50 cm 土壤,随着水位增加,0 ~ 15 cm 土壤微生物商明显下降,除了积水水位 0 和 10 cm 处理,其它处理间差异极显著($p < 0.01$)。随着积水水位的加深,15 ~ 50 cm 土壤微生物商呈下降趋势,但积水水深为 10、20 和 30 cm 土壤微生物商差异不显著。

表 1 不同水位梯度对土壤微生物商和代谢商的影响¹⁾

积水水深/cm	微生物商/%		代谢商/mg · (g · h) ⁻¹	
	0 ~ 15 cm	15 ~ 50 cm	0 ~ 15 cm	15 ~ 50 cm
-10	5.97d	2.54d	2.87a	3.13a
0	4.79c	1.64c	3.87b	4.19b
10	4.53c	1.41a	4.17c	4.51c
20	4.32b	1.42a	3.97b	4.13b
30	3.06a	1.44a	4.31c	4.58c

1) 相同字母表示差异不显著,不同字母表示差异显著 ($p < 0.05$)

微生物的代谢商 (qCO_2),即单位生物量的微生物在单位时间里的呼吸作用的大小,用 $CO_2-C/(C_{mic} \cdot t)$ 表示,将微生物量和微生物的活性及功能联系起来,揭示土壤的基质变化^[25]、生态系统的演变^[26]以及对环境胁迫的反应^[13]。 qCO_2 值的变化能够反映土壤微生物种群利用土壤有机碳成分的效率, qCO_2 值降低表明土壤微生物量碳利用效率高^[27]。由表 1 可知,0 ~ 15 cm 和 15 ~ 50 cm 土壤的 qCO_2 值分别为 2.87 ~ 4.31 mg/(g · h) 和 3.13 ~ 4.58 mg/(g · h)。随着积水水位的增加, qCO_2 值明显增大,变化趋势与微生物商正好相反。 qCO_2 值大,意味着微生物呼吸消耗的碳比例较大,建造微生物细胞的碳比例相对较小,表明积水水位增加,除用于土壤微生物自身的生长所需的能量外,还将消耗更多的能量。Odum^[26]认为环境胁迫条件下,微生物必须从维持生长和繁殖的能量中分流出一部分去补偿由于胁迫所需要付出的额外能量。随着水位的增加, qCO_2 值在增加,表明积水水位的增加对微生物的胁迫增强。积水水位由 - 10 cm 变为 10 cm,土壤代谢商增加明显,不同处理间差异显著($p < 0.05$),表明积水水位的增加对土壤微生物群落的胁迫作用增加,微生物群落发生明显改变。积水水位由 10 cm 增加到 30 cm,代谢商差异不显著,这是由于适应长期淹水环境的微生物群落生存,但积水水位的增加导致土壤微生物活性的降低。积水水位 30 cm 条件

下,0 ~ 15 cm 和 15 ~ 50 cm 土壤 $q\text{CO}_2$ 值分别增加 50.17% 和 46.33%,表明水位 30 cm 对土壤微生物群落胁迫作用明显增强,土壤微生物活性降低,土壤微生物群落发生改变.

3 相关性分析

土壤微生物量碳、基础呼吸、微生物商和代谢商是土壤微生物学指标,反映土壤微生物活性大小的变化,同时能够反映土壤质量变化趋势;土壤总有机碳是土壤质量一个重要指标,与土壤微生物学指标关系密切.分别对 0 ~ 15 cm 和 15 ~ 50 cm 土壤微生物活性指标进行相关性分析,由表 2 和表 3 可知,土壤微生物量碳与总有机碳、基础呼吸、微生物商和代谢商呈正相关,代谢商($q\text{CO}_2$)与总有机碳、微生物量碳、基础呼吸和微生物商呈负相关.除 0 ~ 15 cm 土壤代谢商与总有机碳和基础呼吸的相关性不显著外,其它微生物学指标之间及其各指标与总有机碳的相关关系均达到了显著性($p < 0.05$),其中 15 ~ 50 cm 土壤达到了极显著相关($p < 0.01$),表明土壤微生物学指标变化与总有机碳的变化趋势是一致的,能反映土壤质量变化趋势.

表 2 0 ~ 15 cm 土壤微生物活性指标的相关性¹⁾

Table 2 Corrections between different microbial activity indicators of 0-15 cm soil				
	微生物量碳	基础呼吸	微生物商	代谢商
总有机碳	0.696 *	0.952 **	0.533 *	-0.198
微生物量碳	1	0.762 **	0.978 **	-0.799 **
基础呼吸		1	0.627 **	-0.223
微生物商			1	-0.889 **

1) * 表示 $p < 0.05$, ** 表示 $p < 0.01$,下同

表 3 15 ~ 50 cm 土壤微生物活性指标的相关性

Table 3 Corrections between different microbial activity indicators of 15-50 cm soil				
	微生物量碳	基础呼吸	微生物商	代谢商
总有机碳	0.960 **	0.937 **	0.928 **	-0.904 *
微生物量	1	0.983 **	0.915 **	-0.913 **
基础呼吸		1	0.981 **	-0.833 **
微生物商			1	-0.903 **

由于微生物对土壤质量反应敏感,微生物量碳作为微生物活性的重要指标,土壤微生物将不可能利用的碳源变成植物等可利用的活性碳源,同时微生物量碳作为碳库的一部分,将会影响土壤质量变化过程.本研究发现 0 ~ 15 cm 土壤微生物量碳在积水水位 0 ~ 20 cm 下降明显,而代谢商无明显下

降,这与在积水水位 0 ~ 20 cm 条件下具有较高的植物生物量有关,还可能与植物根系、土壤原动物、土壤温度等有关,表明土壤的代谢商受土壤基质以外的因素影响.湿地水位变化不仅影响土壤微生物的变化,同时影响植物群落等变化,这些变化反过来影响土壤微生物群落,与相关研究^[28,29]的结论一致.实际评价土壤质量变化时,除采用土壤微生物量、代谢商等敏感指标外,还应获得环境因素及植物群落等其它信息,为正确快速评价土壤微生物群落和土壤质量变化提供参考.

4 结论

(1) 不同水位梯度的植物地上生物量差异显著($p < 0.05$),积水水位在 10 cm 时生物量最大,且积水水位为 0 ~ 20 cm 具有较高生产力.

(2) 湿地土壤总有机碳与基础呼吸对水位变化的响应一致,0 ~ 15 cm 土壤的总有机碳和基础呼吸在积水水位 0 cm 最高,而 15 ~ 50 cm 土壤随着积水水位的增加而呈下降.土壤微生物量碳和微生物商随积水水位的增加而降低,不同水位间差异显著($p < 0.05$),其中微生物量碳变化最大;代谢商随着积水水位的增加而上升.随着水位的增加,小叶章湿地土壤微生物活性降低,其中以积水水位 30 cm 的土壤微生物活性最低.

(3) 土壤微生物量碳、基础呼吸、微生物商与有机碳的显著性相关($p < 0.05$);代谢商与有机碳呈负相关关系,15 ~ 50 cm 土壤代谢商与有机碳极显著相关($p < 0.01$),但 0 ~ 15 cm 土壤代谢商与有机碳相关性不显著,还受植物群落等其它因素影响.

参考文献:

[1] Reddy K R, Patrick W H. Wetland soils—opportunities and challenges[J]. Soil Sci Soc Am J,1993,57:1145-1147.

[2] 孟宪民. 湿地与全球环境变化[J]. 地理科学,1999,19(5): 385-391.

[3] Harris R. Effect of Water Potential on Microbial Growth and Activity in Soils in Water Potential Relations in Soil Microbiology [M]. Madison, WI:Soil Science Society of America Journal, 1981. 23-96.

[4] Kempf B, Bremer E. Uptake and synthesis of compatible solutes as microbial stress response to high-osmolality environments[J]. Archives of Microbiology,1998,170 319-330.

[5] Doran J W, Coleman D C, Bezdicsek D F, et al. Defining soil quality for a sustainable environment soil society of America publication[J]. Soil Biol Biochem,1994,26 353-357.

[6] Abbott L K, Murphy D V. Soil Biological Fertility [M].

Netherlands :Kluwer Academic Publisher, 2003.

[7] 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,2000. 228-233.

[8] Hofman J, Bezchlebová J, Du L, *et al.* Novel approach to monitoring of the soil biological quality [J]. Environment International,2003,**28**(8) :771-778.

[9] 汲玉河. 三江平原湿地典型植物群落物种多样性变化特征[D]. 长春 :中国科学院东北地理与农业生态研究所,2004.

[10] 赵先丽,程海涛,吕国红,等. 土壤微生物生物量研究进展[J]. 气象与环境学报,2006,**22**(4) 58-72

[11] Srivastava S C, Singh J S. Microbial C, N and in dry tropical forest soils :effects of alternate land-use and nutrient flux[J]. Soil Biol Biochem,1991,**23**(2) :117-124.

[12] 何振立. 土壤微生物量及其在养分循环和环境质量评价中的意义[J]. 土壤,1997,**29**(2) 51-69.

[13] Anderson T H. Microbial eco-physiological indicators to asses soil quality[J]. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2003, **98** 285-293.

[14] 孙波,赵其国,张桃林,等. 土壤质量与持续环境. Ⅲ :土壤质量评价的生物学指标[J]. 土壤,1997,**29**(5) 225-234.

[15] 任天志,Stefano G. 持续农业中的土壤生物指标研究[J]. 中国农业科学,2000,**33**(1) 58-75.

[16] Nsabimana D, Haynes R J, Wallis F M. Activity and catabolic diversity of the soil microbial biomass as affected by land use[J]. Applied Soil Ecology,2004,**26** 81-92.

[17] Jenkinson D S,Powlson D S. The effects of biocidal treatment on metabolism in soil. V. A method formeasuring soil biomass[J]. Soil Biol Biochem,1976,**8** 209-213.

[18] Insam H,Domsch K H. Relationship between soil organic carbon and microbial biomass on chronosequences of reclamation sites [J]. Microbial Ecology,1988,**15** :177-188.

[19] Ding M M,Yi W M,Liao L Y,*et al.* Effects of afforestation on microbial biomass and activity in soils of tropical China[J]. Soil Biol Biochem,1992, **24** 865-872.

[20] Rinklebe J, Langer U. Microbial diversity in three floodplain soils at the Elbe River (Germany) [J]. Soil Biol Biochem, 2006,**38** 2144-2151.

[21] Gambrell R P, DeLaune R D, Patrick W H. Redox processes in soils following oxygen depletion[A]. In :Jackson M B, Davies D D,Lambers H, (eds.). Plant Life Under Oxygen Deprivation [M]. The Hague, The Netherlands :SPB Academic Publishing BV, 1991. 101-117.

[22] Griffiths R I, Whiteley A S, O ’Donnell A G,*et al.* Physiological and community responses of established grassland bacterial populations to water stress[J]. Appl Environ Microbiol, 2003, **69** 6961-6968.

[23] Anderson T H, Domsch K H. Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils [J]. Soil Biol Biochem, 1989,**21** 471-479.

[24] Anderson T H, Joergensen R G. Relationship between SIR and FE estimates of microbial biomass C in deciduous forest soils at different pH [J]. Soil Biol Biochem,1997,**29** :1033-1042.

[25] Dilly O. Microbial respiratory quotient during basal metabolism and after glucose amendment in soils and litter [J]. Soil Biol Biochem,2001,**33** :117-127.

[26] Odum E. The strategy of ecosystem development [J]. Science, 1969,**194** 262-270.

[27] Dilly O,Munch J C. Microbial biomass content, basal respiration and enzyme activities during the course of decomposition of leaf litter in a black alder(*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) forest [J]. Soil Biol Biochem,1996,**28**(8) :1073-1081.

[28] Drenovsky R E, Vo D, Graham K J,*et al.* Soil water content and organic carbon availability are major determinants of soil microbial community composition[J]. Microb Ecol, 2004, **48** 424-430.

[29] Williams M A, Rice C W. Seven years of enhanced water availability influences the physiological, structural, and functional attributes of a soil microbial community[J]. Applied Soil Ecology, 2007,**35** 535-545.