

冻融交替处理下湿地土壤可溶性铁的动态变化研究

于晓菲^{1,2}, 王国平¹, 吕宪国¹, 邹元春¹, 姜明^{1*}

(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:通过原位土柱模拟实验, 对比研究了冻融交替下(-10℃冻结 1 d 后5℃融化 7 d 作为 1 个冻融周期, 共 5 个周期, 并以 5℃恒温培养为对照)三江平原典型环形湿地土壤可溶性铁的动态变化。结果表明, 冻融交替处理导致了环形湿地 3 种典型湿地土壤(毛苔草群落的腐殖质沼泽土、乌拉苔草群落的草甸沼泽土和小叶章群落的草甸白浆土)溶液中的 pH 和 Eh 在经过第 1 个冻融周期后大都先升高, 而在后 4 个周期后再逐渐降低; 在整个实验过程中冻融组的 pH 有 84.4% 低于对照, 而 Eh 则有 82.2% 的高于对照; 各土壤溶液中的可溶性铁都以 Fe^{3+} 为主, 而 Fe^{3+} 的还原受到冻融交替处理的抑制, 无论 Fe^{2+} 、 Fe^{3+} 或总铁(TFe)的含量大都低于对照, 其中 TFe 从 $(1.25 \pm 0.16) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 减少到 $(0.62 \pm 0.08) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; 不同土类之间, 腐殖质沼泽土的 pH、Eh 和可溶性铁含量变化趋势与草甸白浆土的变化趋势差异显著, 处于过渡带的草甸沼泽土则在 pH 的变化趋势上更接近于草甸白浆土, 而在 Eh 和可溶性铁含量的变化趋势上更接近于腐殖质沼泽土; 各土类不同土层之间, 冻融交替对湿地上层土壤的影响要小于深层土壤。

关键词: 可溶性铁; 环形湿地; 冻融交替; 三江平原

中图分类号:X131.3 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2010)05-1387-08

Dynamic Change of Dissolved Iron in Wetland Soil Solutions Responding to Freeze-thaw Cycles

YU Xiao-fei^{1,2}, WANG Guo-ping¹, LÜ Xian-guo¹, ZOU Yuan-chun¹, JIANG Ming¹

(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: The effects of five freeze-thaw cycles on the dynamic change of dissolved iron in three typical wetland soils(humus marsh soil in *Carex lasiocarpa* community, meadow marsh soil in *Carex meyeriana* community, and meadow albic soil in *Calamagrostis angustifolia* community) of Sanjiang Plain, Northeast China, was analyzed through *in-situ* soil column simulation. One freeze-thaw cycle was conducted as freezing at -10℃ for 1 d and then thawing at 5℃ for 7 d. The thermostatically incubated soils at 5℃ were controls. The results showed that most pH and Eh values increased after the first freeze-thaw cycle, and then decreased after the subsequent cycles. 84.4% of the pH values of freeze-thaw treated soils were smaller than that of control, while 82.2% of the Eh values of freeze-thaw treated soils were greater than that of control. Most of the dissolved iron in all soil solutions were Fe^{3+} ions and colloids, and the reduction of these Fe^{3+} species were inhibited. The concentrations of Fe^{2+} , Fe^{3+} , and total dissolved iron(TFe) of the freeze-thaw treated soils were all smaller than that of controls, with the means of $(0.62 \pm 0.08) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ and $(1.25 \pm 0.16) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, respectively. The variation trends of pH, Eh, and dissolved iron in the humus marsh soil were significantly different from that in the meadow albic soil. The trends in the meadow marsh soil, as the transitional soil type, were more similar to the meadow albic soil for pH, while more similar to the humus marsh soil for Eh and dissolved iron. Among the three soils, the difference between freeze-thaw treated columns and controls of the second layer were all smaller than that of the third and fourth layer, which indicated that the effect of freeze-thaw cycles were more significant for the upper annular wetland soil layers than the lower layers.

Key words: dissolved iron; annular wetland; freeze-thaw cycles; Sanjiang Plain

冻融过程作为北方地区常见的气候变化, 在诸多方面影响着湿地生态系统的生物地球化学过程^[1]。作为一种非生物应力, 冻融作用能够直接改变土壤团聚体^[2,3]、渗透性^[4,5]、力学性质^[6,7]和微生物群落^[8~11]。其次, 冻融作用还会间接影响碳、氮、磷等营养元素循环^[12~20]。

铁作为对土壤环境响应敏感的变价金属元素, 对其它微量元素及核素的地球化学循环起着一定的控制作用, 并能反映湿地氧化还原条件和气候事

件^[21,22]。在很多湿地土壤中, 水分的饱和程度和水位是经常变化的, 导致有氧和无氧环境的更替, 其标志之一即是具铁、锰的氧化淀积层和还原淋溶层^[23, 24]。在此过程中, 氧化铁的形成和活化在土壤结构形成中起着重要的胶结作用, 对于保持土壤结

收稿日期:2009-06-22; 修订日期:2009-09-11

基金项目:国家自然科学基金项目(40901051, 40830535, 40871049)

作者简介:于晓菲(1982~),女,博士研究生,主要研究方向为冻融

驱动下的湿地元素循环,E-mail: yuxf@neigae.ac.cn

* 通讯联系人,E-mail: jiangm@neigae.ac.cn

构具有重要意义^[25]。

可溶性铁是土壤铁的活性组成部分。与铁氧化物相比,可溶性铁能够迅速响应土壤环境,特别是氧化还原环境的变化^[26]。不同价态的可溶性铁含量的变化,可直接改变土壤溶液的氧化还原电位、酸碱度及养分元素的溶解度^[27],并通过影响微生物的种群结构和数量而间接影响到土壤内部进行的很多以微生物为媒介的物质转化过程^[28]。

由此可见,研究冻融作用下湿地土壤铁的环境行为,不仅有助于深入认识铁的迁移转化过程,还对研究寒区湿地土壤的成土过程、理化性质及土壤圈其它元素的地球化学循环都有重要参考价值,但相关研究目前还不多见,特别是对冻融驱动下可溶性铁的迁移转化还鲜见报道。

本研究利用原位采集的沼泽湿地土柱,通过室内控制冻融情势,测定了不同冻融交替处理下不同湿地土壤可溶性铁的分布剖面,以期进一步认识目前及未来气候变化背景下冻融情势的变化对湿地土壤过程的影响。

1 材料与方法

1.1 土壤取样

为了保证供试土壤环境背景的可比性,研究区设置在三江平原洪河农场第三作业区内的原生环形

沼泽湿地中,从环形湿地的中心到边缘,毛苔草群落(*Carex lasiocarpa*, 编号 M)、乌拉苔草群落(*Carex meyeriana*, 编号 W)和小叶章群落(*Calamagrostis angustifolia*, 编号 X)呈环状分布。整个环形湿地中还伴生有漂筏苔草(*Carex pseudocuraica*)、睡菜(*Menyanthes trifoliata*)等其它湿地物种。本区年均温3℃,最高温度22℃,最低温度-21℃,土壤从10月下旬开始上冻,到次年4月下旬开始化冻,冻结期长达6个多月,平均冻结深度150~210 cm^[29,30]。本区的冻融过程既有季节变化,又有日变化,这种复杂的、长期的、显著的冻融交替作用显著影响了沼泽湿地的生物地球化学过程。

于每个群落中随机挑选6个植被长势和微地貌均一的样点,分别按0~10 cm、10~20 cm、20~30 cm和30~40 cm逐层均匀混合,同时尽量保持原位土柱的团粒结构,再逐层装入2个直径10 cm,高50 cm的PPR管中。各取样点的环境背景见表1。各取样点土壤的基本理化性质见表2。

表1 湿地样带的环境背景

Table 1 Environmental background of the wetland transect

编号	湿地类型	植被类型	水文特征	土壤类型
M	沼泽化草甸	毛苔草群落	常年积水	草甸白浆土
W	沼泽化草甸	乌拉苔草群落	季节性积水	草甸沼泽土
X	沼泽	小叶章群落	季节性积水	腐殖质沼泽土

表2 湿地土壤基本理化性质

Table 2 Physical and chemical properties of the wetland soils

编号	土层/cm	总Fe / mg · kg ⁻¹	DOC / mg · kg ⁻¹	有机碳 / %	NH ₄ ⁺ -N / mg · kg ⁻¹	NO ₃ ⁻ -N / mg · kg ⁻¹	总P / mg · kg ⁻¹	黏粒 / %
M	0~10	18 680	3 879	23.45	1 312	1.93	1 644	15.46
	10~20	19 312	2 762	20.19	1 146	1.64	1 512	22.74
	20~30	22 352	2 139	16.52	1 104	1.06	1 408	32.20
	30~40	27 197	1 128	11.69	1 036	2.76	1 326	39.14
W	0~10	19 733	1 725	19.59	823	0.64	1 425	26.33
	10~20	21 305	1 109	16.27	665	0.56	1 300	31.33
	20~30	30 108	1 024	12.27	542	0.60	1 237	45.03
	30~40	33 710	888	10.66	210	0.39	1 015	49.62
X	0~10	22 057	546	11.32	362	1.90	1 234	62.55
	10~20	19 643	353	7.26	268	1.16	1 021	70.14
	20~30	29 436	495	5.78	236	1.81	982	63.31
	30~40	35 340	551	1.15	133	1.51	840	63.79

1.2 土柱模拟实验

土柱装填完毕后,分层(自上而下分别编号为1、2、3、4,如毛苔草群落腐殖质沼泽土柱0~10 cm

土层的编号为M-1)插入土壤溶液采集管(利用0.2 μm孔隙陶土头负压提取)^[31],并以去离子水作为土柱上覆水,过饱和后维持10 cm明水面。在冻融交

替实验开始之前,所有土柱都在PPR管的周围和底部包裹上保温泡沫板(以保证土柱自上而下逐步上冻,尽量模拟野外的实况),并置于恒温培养箱内5℃培养7 d。实验开始时从每个取样点2个平行土柱中选择1个送入低温培养箱内-10℃培养1 d后,重新转入恒温培养箱内5℃培养7 d,构成一个为期8 d的冻融循环周期。每个取样点剩余的1个土柱留恒温培养箱内作为无冻融交替处理的对照。整个实验一共进行5次同样的冻融交替处理。每个周期结束后,分层采集各土柱的土壤溶液,供测试用。

1.3 分析测定

各土壤溶液样品中,pH和Eh采用pH计即时测定(PHS-3C,上海雷磁)。可溶性总铁(TFe)、可溶性亚铁[Fe(Ⅱ)]和可溶性高铁[Fe(Ⅲ)]都采用邻菲罗啉比色法(UV-2500,日本岛津)测定。

1.4 数据处理

冻融交替处理与对照数据之间的配对样本t检验

验和不同土类之间数据的单因素方差分析都采用SPSS 11.0进行;所有图都采用OriginPro 7.5绘制。

2 结果与讨论

2.1 湿地土壤pH动态

由于0~10 cm土层中的土壤溶液采集管理深有限,导致该土层内部与采集管内的压强差较小而无法取足供试水样,测定数据不全,因此这里仅对土柱下部3层进行分析,如图1所示。可以看出,各土层各周期的Eh介于5.29~8.22之间,超过60%的Eh低于7。无论冻融与否,各土类、各土层的土壤溶液的pH都表现为经过第1个周期后先大幅升高0.5~2.3个单位,而后4个周期的变化则具有明显的土类和土层差异,具体表现为:腐殖质沼泽土的pH第2、4层升高而中间土层降低;草甸沼泽土和草甸白浆土的变化趋势类似,都是第2层趋于平稳,而第3、4层逐渐降低,处于弱碱至弱酸性水平。

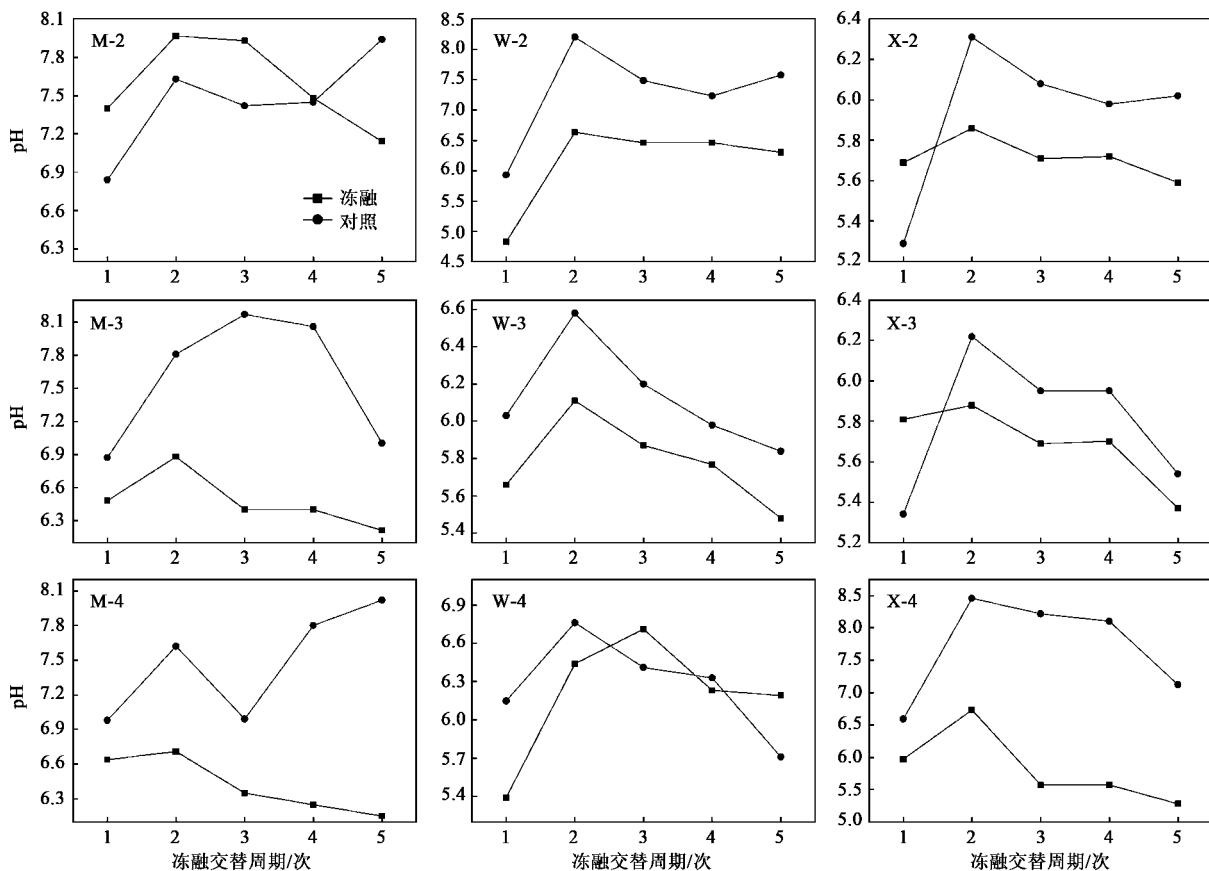


图1 冻融交替处理下湿地土壤pH的变化

Fig. 1 Variation of pH in the wetland soil solutions responding to freeze-thaw cycles

冻融组的pH大都低于对照组(所占比例达84.4%,下同),最大差距可达2个单位。各群落、各

土层的pH都是在前2个或3个周期后有所升高,而从第3或4个周期开始逐渐降低至弱酸性水平。

不同土类间,腐殖质沼泽土对照组的 pH 动态与冻融组差异显著;草甸沼泽土和草甸白浆土对照组的 pH 变化趋势与冻融组相似。

pH 在第 1 个周期后的升高,可能很大程度上是由于 Fe^{3+} 的还原时消耗了 H^+ ,此后 pH 趋于平稳或逐渐降低则可能与持续淹水环境下有机质矿化作用释放出简单有机酸有关^[32]。冻融交替处理对湿地土壤 pH 的影响主要体现在对 Fe^{3+} 还原的抑制及对硝化的促进^[33],这 2 个微生物过程都将增加土壤中的 H^+ ,因此冻融组的 pH 普遍低于对照组。

2.2 湿地土壤 Eh 动态

实验期间湿地土壤 Eh 动态如图 2 所示。可以看出,各土层各周期的 Eh 介于 -50~320 mV 之间,超过 80% 的 Eh 低于 200 mV。湿地土壤的 Eh 变化趋

势与 pH 类似,除个别土层(W-3、W-4)外,第 1 个周期后的 Eh 都有升高,且冻融组升高幅度高于对照组;此后的 4 个周期中,冻融组的 Eh 大都(82.2%)高于对照组。不同群落间,腐殖质沼泽土和草甸沼泽土的 Eh 先降后升,而草甸白浆土则波动降低。这就表明,随着淹水时间的延长,土壤的还原环境将逐渐得到强化,从而证实了湿地土壤巨大的缓冲能力。

冻融组的 Eh 高于对照组的原因,可能与环形湿地土壤的 NH_4^+ 和 Fe^{2+} 含量较高有关^[31]。在 -100~200 mV 范围内, Fe^{3+} - Fe^{2+} 和 NO_3^- - NH_4^+ 是控制土壤 Eh 的主要氧化还原对^[27]。冻融交替处理促进了土壤硝化的同时还抑制了 Fe^{3+} 的还原,根据能斯特方程可导出冻融组的 Eh 高于对照组。

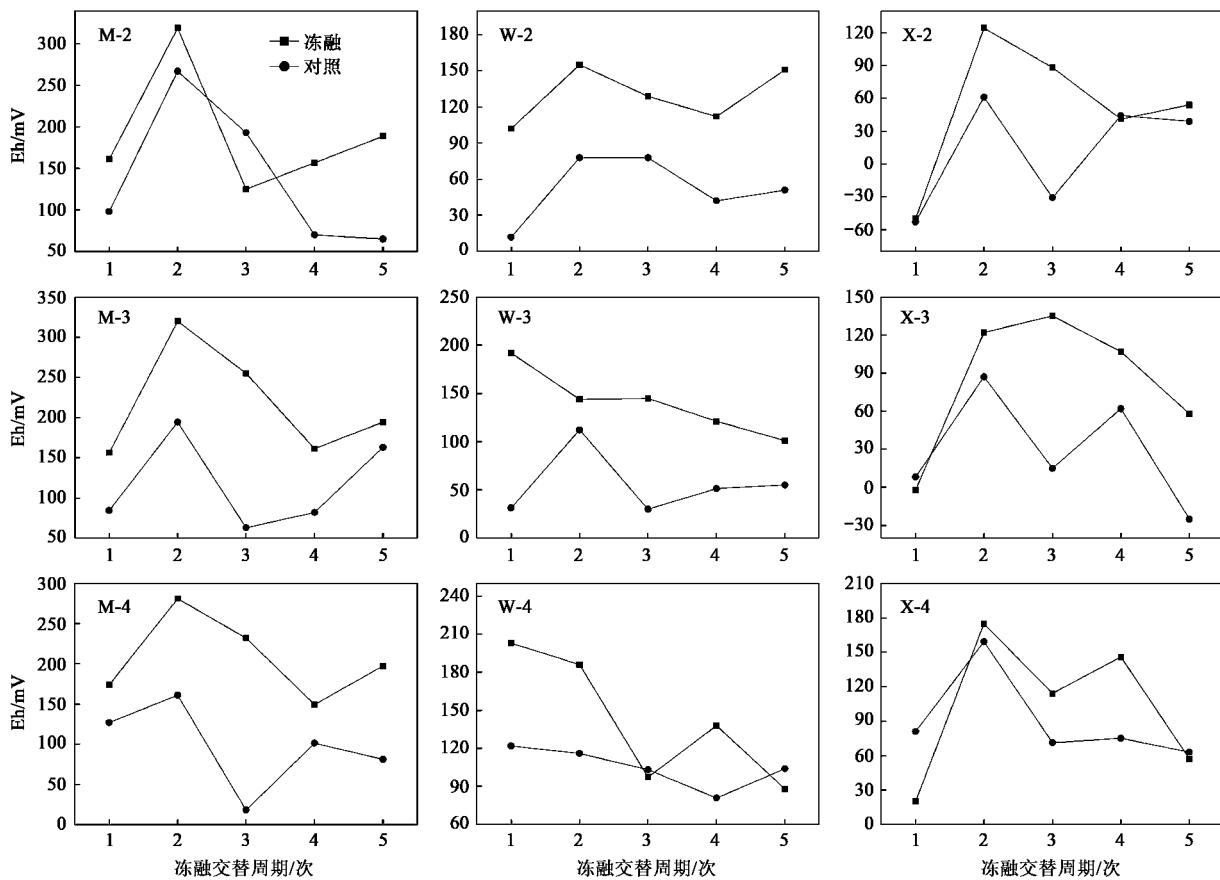


图 2 冻融交替处理下湿地土壤 Eh 的变化

Fig. 2 Variation of Eh in the wetland soil solutions responding to freeze-thaw cycles

2.3 可溶性铁动态

已有研究表明,持续淹水将同时增加湿地土壤溶液中的 Fe^{2+} 、 Fe^{3+} 和 TFe 含量^[31]。本研究发现,对腐殖质沼泽土而言(图 3),除个别土层(M-3)外,对

照组的 Fe^{3+} 和 TFe 含量都表现出随着淹水时长的延长而升高的趋势,且各层的可溶性铁含量几乎都高于(95.6%)冻融组,表明冻融交替处理抑制了湿地土壤铁的活化,特别是 Fe^{3+} 的还原,从而导致冻

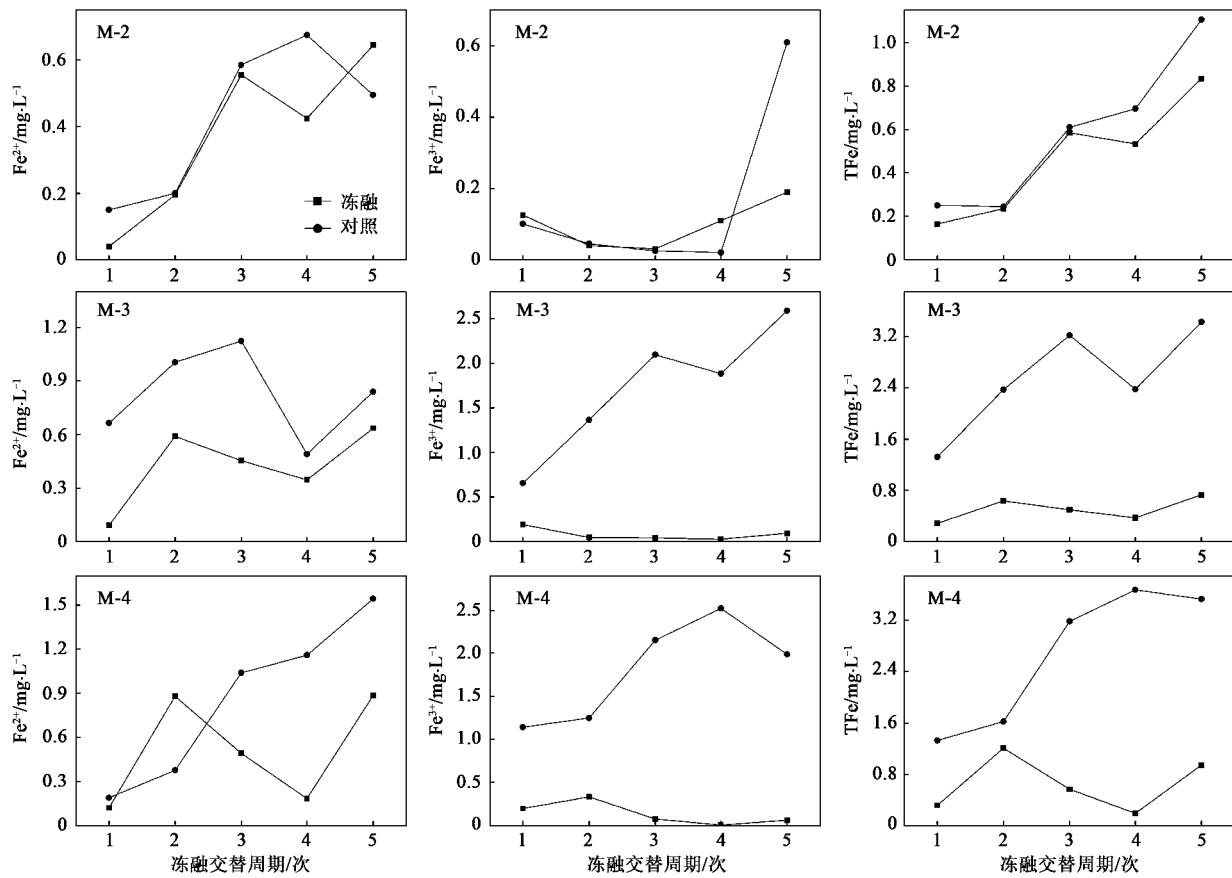


图3 冻融交替处理下毛苔草群落腐殖质沼泽土壤溶液中可溶性铁的变化

Fig. 3 Variation of dissolved iron in humus marsh soil solutions of *Carex lasiocarpa* community responding to freeze-thaw cycles

融组的 Fe^{2+} 含量大都维持在一个较稳定的水平,升高缓慢。除第 2 层外,第 3、4 层的 Fe^{3+} 含量均明显高于 Fe^{2+} 含量,受其影响, TFe 的变化趋势与 Fe^{3+} 含量的变化趋势相似。

与腐殖质沼泽土相似,经过冻融交替处理的草甸沼泽土(图 4)和草甸白浆土(图 5)的 Fe^{3+} 和 TFe 含量都随着处理周期的延长而呈升高趋势,但升高幅度都明显低于对照组,而 Fe^{2+} 含量的变化趋势则处于波动中,始终维持在低于 Fe^{3+} 含量的水平上。相比之下,草甸沼泽土可溶性铁含量的变化趋势更接近于腐殖质沼泽土。

配对样本 t 检验表明,冻融交替处理可显著抑制湿地土壤固相铁的溶解($t = -3.889$, $p < 0.001$),土壤溶液中的可溶性铁含量从 $(1.25 \pm 0.16) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 减少到 $(0.62 \pm 0.08) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

湿地土壤可溶性铁含量随处理周期的延长而普遍升高,主要得益于较低的 pH 和 Eh 环境下(图 1、2),固相铁氧化物的溶解和微生物作用下的生物还原^[27]。根据铁氧化物/氢氧化物的 pH-Eh 稳定性图

可知,在本研究的 pH 和 Eh 范围内,将主要以 FeOOH 和 Fe(OH)_3 为主^[34]。此外,那些与有机质形成的 Fe^{3+} 胶体也可通过采集管滤头而被测定^[35,36],从而导致了图 3~5 中 Fe^{3+} 含量普遍较高,且 TFe 动态主要由 Fe^{3+} 的变化所决定。该结果与 Zou 等^[26]对天然湿地的观测结果相符。

鉴于土壤铁对 pH-Eh 环境响应敏感,可溶性的 $\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}$ 已被成功地用于反映土壤的氧化还原状况^[26]。然而,由于上述 2 种增加 Fe^{3+} 可溶性机制的存在,将导致其与 Fe^{2+} 的比值偏高,因此,理论上用来作为土壤还原环境和氧化环境的界限并不能反映湿地土壤的实况。以本研究为例,如果以 200 mV 作为氧化和还原环境的界限,那么除毛苔草群落腐殖质沼泽土在实验之初处于氧化环境,其余各土类各土层都处于还原环境。对其余各土层 $\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}$ 的计算 (2.17 ± 0.59) 表明,以 $\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+} < 2$ 表征还原环境更为合理。

单因素方差分析表明,不同土类之间的 TFe 含量差异不显著($F = 0.500$, $p = 0.610$),可见原土

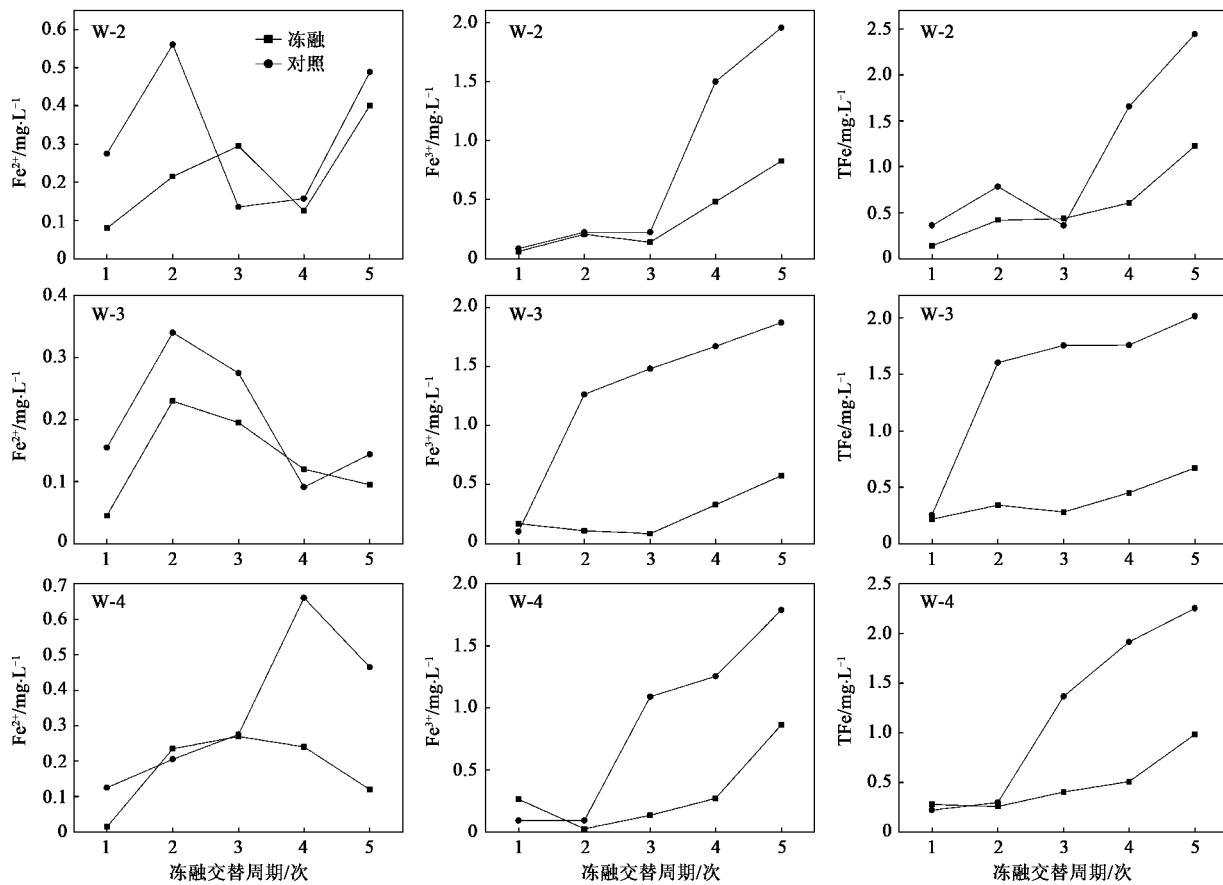


图 4 冻融交替处理下乌拉苔草群落草甸沼泽土壤溶液中可溶性铁的变化

Fig. 4 Variation of dissolved iron in meadow marsh soil solutions of *Carex meyeriana* community responding to freeze-thaw cycles

壤理化性质的差异并不足以改变冻融交替处理下湿地土壤可溶性铁的变化规律,仅能影响具体某个土层或某个周期的铁含量。相比之下,C、N、P含量都较高,而Fe和黏粒含量较低的腐殖质沼泽土的可溶性铁含量的均值[(1.29 ± 0.22) mg·L⁻¹]明显高于草甸沼泽土[(1.11 ± 0.16) mg·L⁻¹],更高于草甸白浆土[(0.55 ± 0.06) mg·L⁻¹]。由此可见,土壤的可溶性铁含量与总铁含量不成正比,更受土壤有机质和黏粒含量的影响,因为丰富的有机质可通过微生物作用促进铁氧化物的生物还原有利于铁从土壤固相进入液相,而黏粒可通过吸附带电的铁离子或胶体而使液相中的可溶性铁重新回到固相^[27]。

配对样本 *t* 检验表明,各土类不同土层之间,第2层冻融组与对照组的可溶性铁含量的差异不显著($t = -1.200$, $p = 0.250$),而第3、4层的差异达到极显著($t = -3.167$, $p = 0.007$)和显著水平($t = -2.279$, $p = 0.039$),表明冻融交替处理对湿地上层土壤的影响要小于深层土壤。

3 结论

(1) 冻融交替处理对环形湿地3种土壤溶液的pH和Eh都存在显著的影响。与对照相比,pH降低而Eh升高,这种效应在第1个冻融周期后尤为明显。

(2) 环形湿地土壤可溶性铁以 Fe^{3+} 为主。经过冻融交替处理后, Fe^{3+} 的还原受到抑制, Fe^{2+} 、 Fe^{3+} 和TFe的含量大部分都低于对照。无论冻融与否, Fe^{3+} 或TFe含量都随处理周期的延长而升高, Fe^{2+} 的含量则因土类而异,或升或降。

(3) 环形湿地不同土类之间,毛苔草群落腐殖质沼泽土的pH、Eh和可溶性铁含量变化趋势与小叶章草甸白浆土差异显著,而处于过渡带的乌拉苔草群落草甸沼泽土则在pH的变化趋势上更接近草甸白浆土,而在Eh和可溶性铁含量的变化趋势上更接近腐殖质沼泽土。

(4) 各土类不同土层之间,第2层冻融组与对照组的可溶性铁含量的差距都小于第3、4层,表明

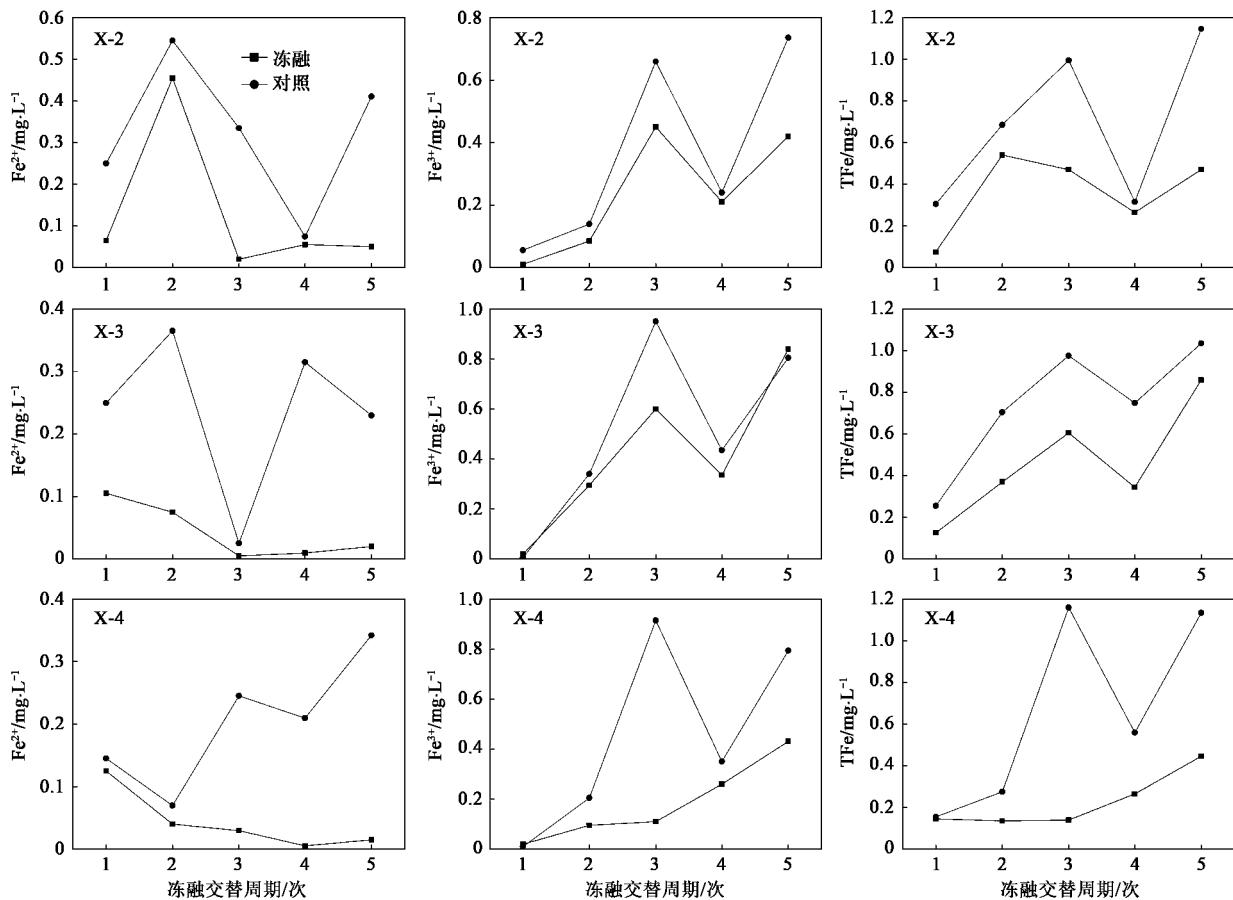


图5 冻融交替处理下小叶章群落草甸白浆土壤溶液中可溶性铁的变化

Fig. 5 Variation of dissolved iron in meadow albic soil solutions of *Calamagrostis angustifolia* community responding to freeze-thaw cycles

冻融交替处理对湿地上层土壤的影响要小于深层土壤。

参考文献:

- [1] 朴河春, 刘广深. 干湿交替和冻融作用对土壤肥力和生态环境的影响 [J]. 生态学杂志, 1995, 14(6): 29-34.
- [2] Edwards L W. The effect of alternate freezing and thawing on aggregate stability and aggregate size distribution of some Prince Edward Island soils [J]. J Soil Sci, 1991, 42: 193-204.
- [3] Oztas T, Fayetorbay F. Effect of freezing and thawing processes on soil aggregate stability [J]. Catena, 2001, 52: 1-8.
- [4] Chamberlain E J, Gow A. Effect of freezing and thawing on the permeability and structure of soils [J]. Engin Geol, 1979, 13 (1-4): 73-92.
- [5] Kim W H, Daniel D E. Effects of freezing on hydraulic conductivity of compacted clay [J]. J Geotech Engin, 1992, 118(7): 1083-1097.
- [6] 汪仁和, 张世银, 秦国秀. 冻融土工程特性的试验研究 [J]. 淮南工业学院学报(自然科学版), 2001, 21(4): 35-38.
- [7] 杨平, 张婷. 人工冻融土物理力学性能研究 [J]. 冰川冻土, 2002, 24(5): 665-667.
- [8] Schimel J P, Clein J S. Microbial response to freeze-thaw cycles

in tundra and taiga soils [J]. Soil Biol Biochem, 1996, 28: 1061-1066.

- [9] Lipson D A, Schmidt S K, Monson R K. Links between microbial population dynamics and nitrogen availability in an alpine ecosystem [J]. Ecology, 1999, 80: 1623-1631.
- [10] Yanai Y, Toyota K, Okazaki M. Effects of successive soil freeze-thaw cycles on soil microbial biomass and organic matter decomposition potential of soils [J]. Soil Sci Plant Nutr, 2004, 50: 821-829.
- [11] Bolter M, Soethe N, Horn R, et al. Seasonal development of microbial activity in soils of northern Norway [J]. Pedosphere, 2005, 15: 716-727.
- [12] Prieme A, Christensen S. Natural perturbations, drying-rewetting and freeze-thawing cycles, and the emission of nitrous oxide, carbon dioxide and methane from farmed organic soils [J]. Soil Biol Biochem, 2001, 33: 2083-2091.
- [13] Wang F L, Bettany J R. Organic and inorganic nitrogen leaching from incubated soils subjected to freeze-thaw and flooding [J]. Can J Soil Sci, 1994, 74: 201-206.
- [14] Hobbie S E, Chapin F S. Winter regulation of tundra litter carbon and nitrogen dynamics [J]. Biogeochemistry, 1996, 35: 327-338.

- [15] Fitzhugh R D, Driscoll C T, Groffman P M, *et al.* Effects of soil freezing, disturbance on soil solution nitrogen, phosphorus, and carbon chemistry in a northern hardwood ecosystem [J]. *Biogeochemistry*, 2001, **56**: 215-238.
- [16] Herrmann A, Witter E. Sources of C and N contributing to the flush in mineralization upon freeze-thaw cycles in soils [J]. *Soil Biol Biochem*, 2002, **34**: 1495-1505.
- [17] Grogan P, Michelsen A, Ambus P, *et al.* Freeze-thaw regime effects on carbon and nitrogen dynamics in sub-arctic heath tundra mesocosms [J]. *Soil Biol Biochem*, 2004, **36**: 641-654.
- [18] Yanai Y, Toyota K, Okazaki M. Effects of successive soil freeze-thaw cycles on nitrification potential of soils [J]. *Soil Sci Plant Nutr*, 2004, **50**: 831-837.
- [19] Wang G P, Liu J S, Zhao H Y, *et al.* Phosphorus sorption by freeze-thaw treated wetland soils derived from a winter-cold zone (Sanjiang Plain, Northeast China) [J]. *Geoderma*, 2007, **138**: 153-161.
- [20] Joseph G, Henry A L. Soil nitrogen leaching losses in response to freeze-thaw cycles [J]. *Soil Biol Biochem*, 2008, **40**: 1947-1953.
- [21] 万国江, 黄荣贵, 王长生, 等. 红枫湖沉积物水-土界面 Fe、Mn 的分布和迁移特征 [J]. *科学通报*, 1990, **39**(8): 612-615.
- [22] 瞿文川, 余源盛. 鄱阳湖湿地土壤中 Fe, Mn 的迁移特征及其与水位周期变动的关系 [J]. *湖泊科学*, 1996, **8**(1): 35-42.
- [23] Bech J, Rustullet J, Garrigo J, *et al.* The iron content of some red Mediterranean soils from northeast Spain and its pedogenic significance [J]. *Catena*, 1997, **28**(3-4): 211-229.
- [24] 姜明, 吕宪国. 湿地铁生物地球化学循环及其环境效应 [J]. *土壤学报*, 2006, **43**(3): 493-499.
- [25] 何群, 陈家坊, 许祖贻. 土壤中氧化铁的转化及其对土壤结构的影响 [J]. *土壤学报*, 1981, **18**(4): 326-334.
- [26] Zou Y, Lu X, Jiang M. Dynamics of dissolved iron under pedohydrological regime caused by pulsed rain events in wetland soils [J]. *Geoderma*, 2009, **150**(1-2): 46-53.
- [27] Reddy K R, DeLaune R. *Biogeochemistry of Wetlands: Science and Applications* [M]. Boca Raton: CRC Press, 2008. 405-443.
- [28] Becquevort S, Lancelot C, Schoemann V. The role of iron in the bacterial degradation of organic matter derived from *Phaeocystis antarctica* [J]. *Biogeochemistry*, 2007, **83**: 119-135.
- [29] 马学慧, 牛焕光. *中国的沼泽* [M]. 北京: 科学出版社, 1991. 151-156.
- [30] Wang G, Liu J, Wang J, *et al.* Soil phosphorus forms and their variations in depressional and riparian freshwater wetlands (Sanjiang Plain, Northeast China) [J]. *Geoderma*, 2006, **132**: 59-74.
- [31] 邹元春, 吕宪国, 姜明. 不同水文情势下环形湿地土壤铁的时空分布特征 [J]. *环境科学*, 2009, **30**(7): 2059-2064.
- [32] Ponnamperuma F N. The chemistry of submerged soils [J]. *Adv Agron*, 1972, **24**: 29-96.
- [33] Lipson D A, Monson R K. Plant-microbe competition for soil amino acids in the alpine tundra: effects of freeze-thaw and dry-wet events [J]. *Oecologia*, 1998, **113**: 406-414.
- [34] 李学垣. *土壤化学* [M]. 北京: 高等教育出版社, 2001. 331-332.
- [35] Liang L Y, McCarthy J F, Jolley L W, *et al.* Iron dynamics: Transformation of Fe(II)/Fe(III) during injection of natural organic-matter in a sandy aquifer [J]. *Geochim Cosmochim Acta*, 1993, **57**: 1987-1999.
- [36] Peiffer S, Walton-Day K, Macalady D L. The interaction of natural organic matter with iron in a wetland (Tennessee Park, Colorado) receiving acid mine drainage [J]. *Aqua Geochem*, 1999, **5**: 207-223.