

青藏高原海北高寒湿地土壤呼吸对水位降低和氮添加的响应

汪浩^{1,2} 于凌飞³ 陈立同¹ 王超⁴ 贺金生^{1,4*}

¹中国科学院西北高原生物研究所高原生物进化与适应重点实验室, 西宁 810008; ²中国科学院大学, 北京 100049; ³中国科学院植物研究所植被与环境变化国家重点实验室, 北京 100093; ⁴北京大学城市与环境学院生态学系, 地表过程分析与模拟教育部重点实验室, 北京 100871

摘要 近20年来, 青藏高原高寒湿地经历了明显的气候变化, 从而导致多数湿地水位下降和氮沉降的增加。对于湿地生态系统来说, 水位下降意味着土壤通气性能的改善, 可能会导致土壤呼吸的增加; 而氮沉降的增加可能会降低土壤微生物生物量和pH值, 从而可能抑制土壤呼吸。为此, 在青海海北高寒草地生态系统国家野外科学观测研究站利用中宇宙(Mesocosm)实验方法, 探讨了青藏高原高寒泥炭型湿地土壤呼吸对水位降低和氮添加的响应。结果表明: (1)水位降低显著增强了土壤呼吸, 而氮添加对土壤呼吸的影响依赖于水位的变化: 对照水位下, 氮添加显著抑制土壤呼吸; 而水位降低时, 氮添加对土壤呼吸速率无显著影响。(2)土壤呼吸速率与地上生物量、枯落物累积量之间呈显著正相关关系, 而与根系生物量无显著相关关系。(3)水位降低显著提高了土壤呼吸的温度敏感性, 而氮添加对其无显著的影响。因此预测: 随着氮沉降的升高, 高寒泥炭湿地土壤CO₂的排放量将会减少; 然而随着暖干化背景下水位的降低, 青藏高原高寒湿地会排放更多的CO₂。

关键词 高寒湿地, 氮添加, 青藏高原, 土壤呼吸, 水位降低

Responses of soil respiration to reduced water table and nitrogen addition in an alpine wetland on the Qinghai-Xizang Plateau

WANG Hao^{1,2}, YU Ling-Fei³, CHEN Li-Tong¹, WANG Chao⁴, and HE Jin-Sheng^{1,4*}

¹Key Laboratory of Adaptation and Evolution of Plateau Biota, Northwest Institute of Plateau Biology, Chinese Academy of Sciences, Xining 810008, China; ²University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; ³State Key Laboratory of Vegetation and Environmental Change, Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100093, China; and ⁴Key Laboratory for Earth Surface Processes of the Ministry of Education, Department of Ecology, College of Urban and Environmental Sciences, Peking University, Beijing 100871, China

Abstract

Aims Over the past 20 years, alpine wetlands have been subjected to a rapid change in climate, resulting in water table drawdown and increased nitrogen deposition. In wetland ecosystems, the water table drawdown can improve soil aeration, hence leading to a higher soil respiration rate; whereas an increased nitrogen deposition could reduce the microbial biomass and pH value, suppressing soil respiration. Understanding the responses of soil respiration to reduced water table and increased nitrogen deposition in alpine wetlands is thus critical to predicting the carbon cycle of wetland ecosystems and its feedbacks to ongoing climate changes. This study tests the effects of water table reduction and nitrogen addition on soil respiration in the Luanhaizi wetland on the Qinghai-Xizang Plateau.

Methods We imposed four treatments, including control (WT⁰N⁰), reduced water table (WT⁻N⁰), nitrogen addition (WT⁰N⁺), and a combination of reduced water table and nitrogen addition (WT⁻N⁺), on 20 peat monoliths collected from the Luanhaizi wetland at the Haibei station. Soil respiration was measured from late July through mid-September under all treatments.

Important findings A reduction in water table significantly increased the rate of soil respiration. In contrast, nitrogen addition suppressed soil respiration only when water table was not reduced. A positive correlation was found between the aboveground biomass and soil respiration, while no correlation was detected between root biomass and soil respiration. The temperature sensitivity of soil respiration was increased by reduced water table, but was not affected by nitrogen addition. Our results suggest that nitrogen deposition is likely to reduce soil CO₂ emission in alpine wetlands where water level remains high. However, future warmer and drier conditions could result in reduced water table, and consequently alpine wetlands would be predicted to release substantially more

CO₂ than previously estimated.

Key words alpine wetland, nitrogen addition, Qinghai-Xizang Plateau, soil respiration, water table lowering

土壤呼吸是陆地生态系统碳循环的重要组成部分。除了植物的光合作用外,土壤呼吸是陆地生态系统与大气之间的第二大碳通量(Raich & Schlesinger, 1992; Schlesinger & Andrews, 2000)。泥炭湿地虽然仅占全球面积的3.5% (Gorham, 1991),但是储存了全球约1/3的土壤碳(Turunen *et al.*, 2002),因此,长期以来被认为是大气的“碳汇”。在北方高纬度及高海拔的泥炭湿地中,低温、高水位以及低的养分利用效率是引起泥炭分解速率低的根本原因,从而造成泥炭湿地生态系统碳输入、输出之间的不平衡,最终导致其土壤碳含量非常高(Fenner & Freeman, 2011; Muhr *et al.*, 2011)。因此,理解泥炭地土壤呼吸对水位降低和养分添加的响应是非常重要的,有助于预测未来气候变化下其碳循环的响应与反馈。

湿地水位决定了土壤需氧层和厌氧层的界面以及氧化还原水平(Dinsmore *et al.*, 2009),从而在很大程度上影响着土壤呼吸。政府间气候变化专门委员会(IPCC) (2007)预测,21世纪极端天气事件(例如干旱化)发生的概率和频率将大大增加,可能导致湿地水位的下降。水位的下降一方面意味着土壤中可利用O₂含量的增加,另一方面可能导致土壤温度的升高。这些变化均有可能刺激土壤呼吸,从而加速湿地泥炭的分解。甚至,有研究表明水位下降使泥炭地迅速转变为碳源(Silvola *et al.*, 1996)。然而,也有研究表明水位降低对土壤呼吸影响较小,甚至抑制了土壤呼吸(Mäkiranta *et al.*, 2009)。

由于日益加快的工业化进程和农业上化肥的大量使用,大气氮沉降在全球范围内急剧增加(Gruber & Galloway, 2008)。关于氮沉降对土壤呼吸的影响,目前仍存有较大的争议。一方面,氮的富集能促进植物生长、缓解微生物代谢过程中氮的限制,改善凋落物的化学质量,刺激土壤呼吸(Bragazza *et al.*, 2006);另一方面,也有一些研究表明氮添加减少了微生物的生物量,降低了土壤pH值,甚至引起营养毒性,抑制了土壤呼吸(Bubier *et al.*, 2007; Janssens *et al.*, 2010; Tao *et al.*, 2013)。

在目前全球变化下,关于中、高纬度地区湿地生态系统温室气体通量方面的研究,国内外生态学

家已经做了相当多的工作。然而,青藏高原高寒湿地温室气体通量对全球变化的响应仍是当前研究的薄弱环节之一。青藏高原平均海拔约4 000 m,其气候变化较其他地区表现更为显著和超前(Liu & Chen, 2000)。20世纪60年代以来,青藏高原高寒湿地经历了普遍的退化,面积明显减少(王根绪等, 2007);同时,青藏高原氮沉降水平也呈现逐年增加的趋势(Lü & Tian, 2007)。在本文中,我们利用中宇宙(mesocosm)实验方法控制水位和模拟氮沉降,研究青藏高原海北高寒湿地土壤呼吸对水位降低和氮添加是如何响应的,以加深对全球变化背景下高寒湿地生态系统碳排放过程的理解。

1 材料和方法

1.1 研究区域的自然概况

本研究区域位于青藏高原东北隅祁连山谷地的乱海子湿地(37.58° N, 101.33° E, 海拔3 250 m)。1980–2012年年平均气温、年降水量分别是-1.14和489.02 mm,植物生长季降水约占全年降水量的80%。湿地发育有典型的沼泽土,0–10 cm土壤pH值约是7.90,泥炭层厚度在0.2–2.0 m之间变化。在0–30 cm土壤中,有机质含量约为37.24%,总碳、氮含量分别约为21.73%和1.17%,而无机碳含量约为0.08%。湿地植被以适冷、湿生、多年生地下芽、具有发达通气组织的草本植物莎草科、毛茛科植物为主,湿地中央以帕米尔藁草(*Carex pamirensis*)为建群种,边缘以西藏嵩草(*Kobresia tibetica*)为建群种。

1.2 中宇宙(mesocosm)实验设计

2010年10月中旬,在靠近湿地中部的地方选取地形较为均一的位点,把定制的20个无底铁箱(60 cm × 60 cm × 65 cm)打入所选位点中。11月初,当表层土壤冻结后,挖掘铁箱及铁箱中的土柱(60 cm × 60 cm × 60 cm),运输到实验站周围,焊接上铁箱的底面,摆放好位置,尽量减少对土柱的干扰。铁箱的四周和底部由聚乙烯泡沫板包裹,以此来减少土柱与周围环境之间的能量交换。土柱的放置地点周围使用围栏来圈封,防止其他动物的破坏。同时,为了减少降水对土柱水位的影响,该实验在塑料透明板

搭建的温室内进行。

Bridgham等(2008)认为湿地水位下降16 cm左右达到了中度干旱的程度。为了取得同样的处理效果,在水位处理过程中我们使水位保持在地表以下20 cm左右。Lü和Tian (2007)的研究表明,在1993–2003年青海地区的氮沉降速率在1.08–17.81 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 之间变化。考虑到未来氮沉降的持续增加,在氮添加处理中我们采取的施氮量为30 $\text{kg}\text{N}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 。实验采用完全随机区组设计,设置4个处理:对照(WT^0N^0 , 水位 + 3 cm, 0 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$); 水位以土壤表面为参照,下同)、水位降低($\text{WT}^- \text{N}^0$, 水位 - 20 cm, 0 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$)、氮添加(WT^0N^+ , 水位 + 3 cm, 30 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$)、水位降低与氮添加($\text{WT}^- \text{N}^+$, 水位 - 20 cm, 30 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$), 每个处理有5个重复; 每4个土柱为一个区组, 随机分配到4个处理中, 共计5个区组。

水位深度通过安装的细井来测量和设定; 由于土壤水分蒸发和植物的蒸腾作用, 当土柱中的水位降低到设定值时, 用自然湿地水进行补充。

氮添加处理中所使用的氮肥为 NH_4NO_3 , 施氮量为30 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 。施肥处理在每年的5–9月进行, 每月下旬各施加一次, 采用喷洒 NH_4NO_3 溶液的方式来添加; 对照处理施加等体积的湿地水。

1.3 土壤呼吸测定

每个土柱内均布置一个PVC环(高20 cm, 直径10 cm, 插入土壤深度为8 cm)。为减少土壤扰动, PVC环在初次测定前一个星期放入。每次测量前一天及时清理环内凋落物, 植株地上部分齐地减去, 并且在整个测定过程中环位置不变。用LI-8100土壤碳通量测定系统(LI-COR, Lincoln, USA)测定土壤呼吸速率。土壤呼吸测定于2013年7月下旬开始, 至9月中旬结束, 每1–2周测定一次, 于当日9:00–12:00之间进行。在晴朗天气状况下进行土壤呼吸测定。

1.4 环境因子及生物因子的测定

测定土壤呼吸速率的同时, 利用卷尺测量各土柱水位, 利用JM 624便携式数字温度计测定5 cm土壤温度。

在2013年9月下旬全部实验结束后, 收割0.4 m × 0.4 m样方内地上生物量, 分青、枯草, 并收集凋落物, 在65 °C烘干至恒重。本文中枯落物累积量包括立枯量和凋落物量。并用土芯法对每个土柱0–5、

5–10、10–20、20–30、30–50 cm的土壤分层取样, 放入网袋, 用水将植物根系冲洗干净后, 在65 °C烘干至恒重并称量。

1.5 土壤呼吸温度敏感性

土壤呼吸温度敏感系数(Q_{10})指温度每增加10 °C时土壤呼吸速率的增加倍数。为了研究水位降低和氮添加处理对土壤呼吸速率温度敏感性的影响, 我们利用指数函数方程(1)进行数据拟合, 方程(2)用于计算 Q_{10} :

$$SR = Ae^{BT} \quad (1)$$

$$Q_{10} = e^{10B} \quad (2)$$

其中, SR 是土壤呼吸速率($\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$), T 为5 cm土壤温度($^{\circ}\text{C}$), A 为基础呼吸率, B 为用于计算呼吸系数的常数。

1.6 数据分析

为了满足正态分布和方差齐性, 我们在方差分析中对土壤呼吸速率数据进行了对数转换。首先, 我们利用重复测量方差分析(repeated-measure ANOVA)检验了水位降低和氮添加两个主因素对土壤呼吸、5 cm土壤温度、水位深度的影响, 测量日期作为处理内因素。其次, 我们采用双因素方差分析检验了水位降低和氮添加处理对土壤 Q_{10} 值的影响。在方差分析中, 采用Turkey's HSD进行多重比较。最后, 我们运用Pearson相关分析探讨了地上生物量、枯落物累积量、根系生物量与土壤呼吸速率之间的关系。模型拟合、数据分析均采用SPSS 16.0完成, 图形用SigmaPlot 10.0绘制。

2 结果

2.1 水位和土壤温度

2013年7月下旬至9月中旬, 对照和氮添加处理水位平均深度分别在2.6 cm (–1.5–5.3 cm)、2.4 cm (–2.7–5.0 cm), 而水位降低、水位降低与氮添加处理水位深度分别分布在–37.9 cm至–13.9 cm, –47.2 cm至–15.3 cm之间, 平均水位分别为–23.9 cm、–25.2 cm(图1A)。除8月3日之外, 各处理水位波动较小。水位降低显著降低了土柱的水位(表1; $p < 0.001$), 氮添加对水位无显著影响。

各处理中5 cm土壤温度变化趋势基本一致, 在8月中旬达到最大值, 呈单峰型变化(图1B)。施氮对5 cm土壤温度无显著影响, 但水位降低显著增加了5 cm土壤温度(表1), 与对照水位相比, 增加了0.7

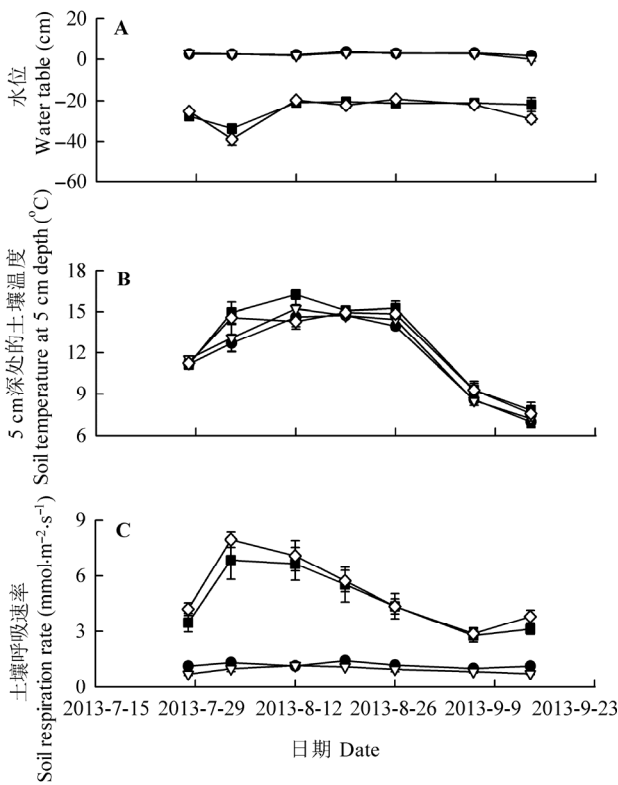


图1 实验期间各处理水位深度(A)、5 cm深处土壤温度(B)和土壤呼吸速率(C)的变化(平均值±标准误差, $n = 5$)。 , 对照; , 水位降低; , 氮添加; , 水位降低与氮添加。
Fig. 1 Variations in water table depth (A), soil temperature at 5 cm depth (B), and soil respiration rate (C) under different treatments over the experimental period (mean ± SE, $n = 5$). , control; , reduced water table; , nitrogen addition; , combination of reduced water table and nitrogen addition.

表1 将氮添加(N⁺)、水位降低(WT⁻)作为主因素, 采样日期(D)作为处理内因素时, 土壤呼吸速率、5 cm深处的土壤温度和 水位深度的重复测量方差分析结果

Table 1 Summary of repeated-measures ANOVAs for soil respiration rate (SR), soil temperature at 5 cm depth (T), and water table depth (WTD) by using nitrogen addition (N⁺) and reduced water table (WT⁻) as main factors, and measurement date (D) as a within-subject factor over the experimental period

	土壤呼吸速率 SR		5 cm深处土壤温度 T		水位深度 WTD	
	F	p	F	p	F	p
N ⁺	0.91	0.36	0.08	0.78	1.05	0.32
WT ⁻	338.94	<0.001	6.64	0.02	1 183.00	<0.001
N ⁺ × WT ⁻	6.24	0.02	2.02	0.17	0.46	0.51
D	37.26	<0.001	205.06	<0.001	24.94	<0.001
D × N ⁺	0.68	0.67	0.42	0.74	3.06	0.05
D × WT ⁻	10.93	<0.001	2.08	0.11	22.59	<0.001
D × N ⁺ × WT ⁻	2.37	0.05	0.99	0.41	1.80	0.18

($p = 0.02$)。

2.2 土壤呼吸速率

在实验期间, 土壤呼吸速率的季节变化呈单峰型。在对照水位下, 土壤呼吸速率的最大值出现在8月中旬左右, 其变化趋势与5 cm土壤温度基本一致; 而在水位降低时, 土壤呼吸速率在8月3日达到最大值, 明显较5 cm土壤温度高峰时间提前, 主要是由于8月3日水位降低时土柱水位低于其他测定日期。这表明水位对土壤呼吸速率的影响可能比土壤温度更大。9月14日水位降低与氮添加处理中也有类似的现象(图1)。

在对照、氮添加、水位降低、水位降低与氮添加处理下, 土壤呼吸速率的变化范围分别在 0.91–1.66, 0.48–1.49, 1.65–9.18, 2.33–9.00 $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ 之间, 其平均值分别是1.20, 0.93, 4.69, 5.15 $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (图1C; 图2)。水位降低显著增加了土壤呼吸速率(表1; $p < 0.001$)。与对照水位相比, 在不添加氮和氮添加的情况下, 水位降低使土壤呼吸速率分别增加了289.19% ($p < 0.01$)、451.46% ($p < 0.001$)。然而, 氮添加对土壤呼吸速率的影响依赖于湿地的水位条件(表1; $p = 0.02$)。在降低水位时, 氮

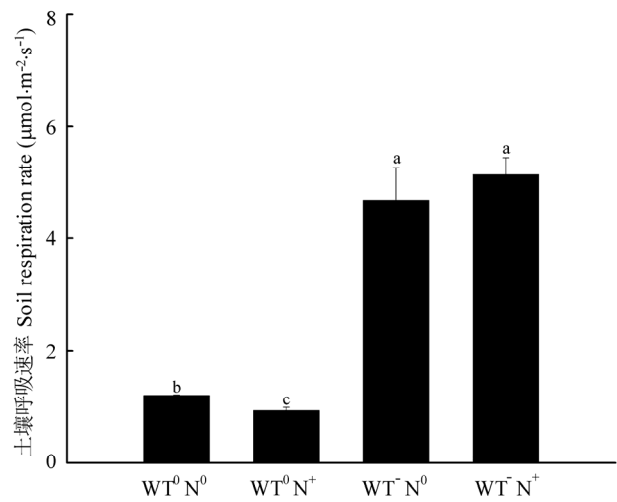


图2 实验期间各处理对土壤呼吸速率的影响(平均值±标准误差, $n = 5$)。WT⁰N⁰, 对照; WT⁻N⁰, 水位降低; WT⁰N⁺, 氮添加; WT⁻N⁺, 水位降低与氮添加。不同字母表示处理间差异显著($p < 0.05$)。

Fig. 2 Effects of different treatments on soil respiration over the experimental period (mean ± SE, $n = 5$). WT⁰N⁰, control; WT⁻N⁰, reduced water table; WT⁰N⁺, nitrogen addition; WT⁻N⁺, combination of reduced water table and nitrogen addition. Different letters indicate significant differences among treatments ($p < 0.05$).

添加对土壤呼吸无显著影响; 但在对照水位下, 氮添加显著降低了土壤呼吸速率(图2; 22.47%, $p < 0.01$)。

2.3 土壤呼吸的温度敏感性

在一定程度上, 水位降低和氮添加也影响了土壤呼吸速率与土壤温度之间的关系。回归分析表明(表2), 各处理的土壤呼吸速率与5 cm土壤温度均呈显著的指数函数关系。对照、氮添加、水位降低、水位降低与氮添加处理的 Q_{10} 平均值分别是1.30、1.90、2.92、2.44。方差分析结果显示水位降低显著提高了土壤 Q_{10} 值($p < 0.05$), 而氮添加对土壤 Q_{10} 值无显著影响。

2.4 土壤呼吸速率与地上生物量、根系生物量以及枯落物累积量的相关性

将各处理数据汇集后进行相关分析, 结果表明, 土壤呼吸速率与地上生物量($p = 0.02$)和枯落物累积量($p < 0.001$)呈显著的正相关关系, 但与0–10 cm、0–20 cm土层的根系生物量无显著相关关系(图3)。

表2 土壤呼吸速率(SR)和5 cm深处的土壤温度(T)的指数回归函数拟合结果以及土壤呼吸温度敏感性(Q_{10})

Table 2 The fittings of exponential regression functions between soil respiration rate (SR) and soil temperature at 5 cm depth (T) and the values of temperature sensitivity of soil respiration (Q_{10})

处理 Treatment	回归方程 Regression equation	R^2	p	Q_{10}
WT ⁰ N ⁰	$SR = 0.882e^{0.026T}$	0.209	0.006	1.30 ^c
WT ⁰ N ⁺	$SR = 0.421e^{0.064T}$	0.492	<0.001	1.90 ^{bc}
WT ⁻ N ⁰	$SR = 1.113e^{0.107T}$	0.474	<0.001	2.92 ^a
WT ⁻ N ⁺	$SR = 1.664e^{0.089T}$	0.416	<0.001	2.44 ^{ab}

WT⁰N⁰, 对照; WT⁻N⁰, 水位降低; WT⁰N⁺, 氮添加; WT⁻N⁺, 水位降低与氮添加。最后一栏中不同字母表示差异显著($p < 0.05$)。

WT⁰N⁰, control; WT⁻N⁰, reduced water table; WT⁰N⁺, nitrogen addition; WT⁻N⁺, combination of reduced water table and nitrogen addition. Different letters in the last column indicate significant differences among treatments ($p < 0.05$).

3 讨论

3.1 水位与土壤呼吸

我们利用中宇宙(mesocosm)实验方法, 研究了

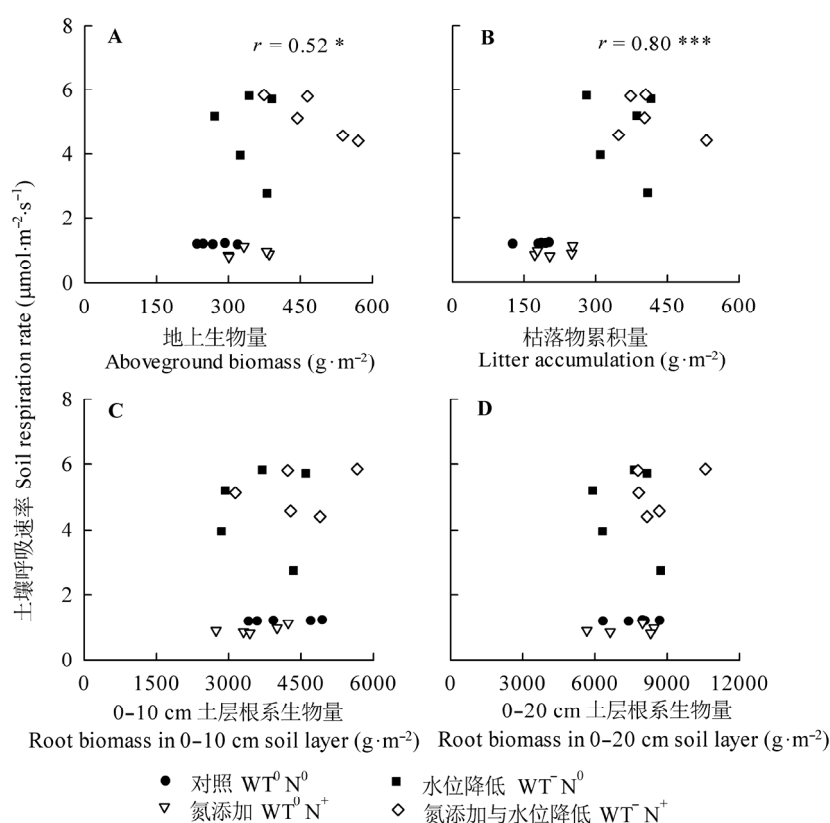


图3 各处理土壤呼吸速率与生物量、枯落物累积量之间的关系。A, 地上生物量。B, 枯落物累积量。C, 0–10 cm土层根系生物量。D, 0–20 cm土层根系生物量。Pearson相关分析显著时显示相关系数。*, $p < 0.05$; ***, $p < 0.001$ 。

Fig. 3 Relationships of soil respiration rate with biomass and litter accumulation under different treatments. **A**, Aboveground biomass. **B**, Litter accumulation. **C**, Root biomass in 0–10 cm soil layer. **D**, Root biomass in 0–20 cm soil layer. WT⁰N⁰, control; WT⁰N⁺, nitrogen addition; WT⁻N⁰, reduced water table; WT⁻N⁺, combination of reduced water table and nitrogen addition. The Pearson correlation coefficient is shown if significant. *, $p < 0.05$; ***, $p < 0.001$.

青藏高原高寒湿地土壤呼吸对水位降低和氮添加的响应, 研究表明水位降低显著增加了土壤呼吸速率。与对照水位相比, 土壤呼吸速率在不施氮和氮添加的情况下分别增高了289.19% ($p = 0.004$)和451.46% ($p < 0.001$)。我们的研究结果与以前的许多研究基本一致。水位降低能增加土壤通气层的厚度, 有利于深层土壤进行需氧呼吸, 同时减小气体扩散阻力, 因此增加了土壤CO₂的排放速率(Chimner & Cooper, 2003; Jimenez *et al.*, 2012; Yang *et al.*, 2013)。但是, 也有研究表明土壤呼吸对水位降低的响应与初始水位条件和易分解有机质的分布等因素有关(Chimner & Cooper, 2003; Muhr *et al.*, 2011)。例如, Muhr等(2011)在矿养型泥炭沼泽研究中发现, 当对照水位在-10 cm左右时, 干旱虽然增加了土壤通气层的厚度, 但是水位降低并未影响土壤CO₂的排放, 这可能是由于深层土壤中易分解的有机质比较贫瘠的缘故。而且, Muhr等(2011)、Chimner和Cooper (2003)的研究也表明易分解的有机质主要分布在土壤表层。另外, 泥炭土壤中毛细管长度很难达到60 cm。当水位降低到-60 cm以下时, 可能会引起土壤表层水分胁迫, 抑制泥炭的分解(Verry, 1997)。然而, 本实验中水位降低使水位从+3 cm下降到-20 cm, 显著增加了土壤表层的通气厚度, 显然有利于土壤呼吸的进行。而且, 在水位降低期间, 水位最大深度仅仅降低到-47.2 cm, 并且土柱中根系在-50 cm仍有分布。因此, 水位降低导致的土壤表层水分胁迫的可能性较小。

在全球变化下, 影响土壤 Q_{10} 值变化的因素是比较复杂的。例如, 温度、降雨、氮沉降以及土壤微生物、底物质量和底物供应等在很大程度上决定了土壤呼吸的 Q_{10} 值。Mäkiranta等(2009)研究发现泥炭土壤分解的温度敏感性随水位的升高而变大, 并且温度敏感性这种变化与微生物群落结构组成有关。然而, 在本研究中, 对照、氮添加、水位降低、水位降低与氮添加处理的 Q_{10} 平均值分别为1.30、1.90、2.92、2.44, 水位降低显著增加了 Q_{10} 值(表2)。这可能与水位降低后枯落物累积量、地上生物量增加有关。然而, 具体的相关原因还有待于将来进一步地深入研究与分析。

3.2 氮添加与土壤呼吸

许多研究表明, 氮添加能显著促进植物生长, 缓解微生物代谢过程中氮的限制, 改善凋落物的化

学质量, 从而增强土壤呼吸(Craine *et al.*, 2001; Bragazza *et al.*, 2006)。然而, 在对照水位下, 我们发现氮添加显著抑制了土壤呼吸; 而当水位降低时, 氮添加对土壤呼吸无显著影响。在淡水沼泽(Tao *et al.*, 2013)、半干旱温带草原(Yan *et al.*, 2010)、温带(Olsson *et al.*, 2005)和热带(Mo *et al.*, 2008)森林等研究中也发现了类似的实验结果。氮添加可能导致根系生物量减少、微生物量降低等, 从而降低了土壤CO₂的排放(Mo *et al.*, 2008; Tao *et al.*, 2013)。Bragazza等(2006)在对欧洲不同氮沉降梯度下泥炭地土壤样品的研究中发现, 当氮沉降速率大于10 kg·hm⁻²·a⁻¹时, 微生物代谢活动中由于磷的限制而导致CO₂排放趋于饱和。在我们的控制实验中, 氮添加的量是30 kg·hm⁻²·a⁻¹, 因此, 氮添加很有可能引起了高寒湿地微生物代谢中磷的限制, 进而抵消了氮添加对土壤呼吸的效应。但是, 关于青藏高原高寒湿地氮添加对微生物代谢过程中磷的限制, 需要更深入的研究。

本实验中, 氮添加对根系生物量和枯落物累积量无显著影响; 但在水位降低时氮添加显著提高了植物地上生物量, 对照水位下则无显著影响(数据未显示)。植物地上部分生物量的增加能为单位体积的根系提供更多的光合产物, 有利于根系呼吸的进行, 从而在一定程度上缓解了水位降低时氮添加对土壤呼吸的抑制效应。这可能是不同水位条件下土壤呼吸对氮添加响应差异的原因之一。

综上所述, 青藏高原海北高寒湿地水位降低显著增加了土壤呼吸速率, 但氮添加在对照水位下抑制土壤呼吸, 在水位降低时对土壤呼吸无显著影响。氮添加对 Q_{10} 无显著影响, 而水位降低显著增加了 Q_{10} 。因此, 我们推测随着氮沉降的升高, 高寒泥炭湿地土壤CO₂的排放量将会减少; 然而随着暖干化背景下水位的降低, 青藏高原高寒湿地将会排放更多的CO₂。

基金项目 中国科学院重要方向性项目(KZCX2-YW-JC404)和国家自然科学基金(31270481)。

参考文献

- Bragazza L, Freeman C, Jones T, Rydin H, Limpens J, Fenner N, Ellis T, Gerdol R, Hájek M, Hájek T (2006). Atmospheric nitrogen deposition promotes carbon loss from peat bogs. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 103, 19386–

- 19389.
- Bridgman SD, Pastor J, Dewey B, Weltzin JF, Updegraff K (2008). Rapid carbon response of peatlands to climate change. *Ecology*, 89, 3041–3048.
- Bubier JL, Moore TR, Bledzki LA (2007). Effects of nutrient addition on vegetation and carbon cycling in an ombrotrophic bog. *Global Change Biology*, 13, 1168–1186.
- Chimner RA, Cooper DJ (2003). Influence of water table levels on CO₂ emissions in a Colorado subalpine fen: an *in situ* microcosm study. *Soil Biology & Biochemistry*, 35, 345–351.
- Craine JM, Wedin DA, Reich PB (2001). The response of soil CO₂ flux to changes in atmospheric CO₂, nitrogen supply and plant diversity. *Global Change Biology*, 7, 947–953.
- Dinsmore KJ, Skiba UM, Billett MF, Rees RM (2009). Effect of water table on greenhouse gas emissions from peatland mesocosms. *Plant and Soil*, 318, 229–242.
- Fenner N, Freeman C (2011). Drought-induced carbon loss in peatlands. *Nature Geoscience*, 4, 895–900.
- Gorham E (1991). Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecological Applications*, 1, 182–195.
- Gruber N, Galloway JN (2008). An earth-system perspective of the global nitrogen cycle. *Nature*, 451, 293–296.
- Janssens I, Dieleman W, Luysaert S, Subke JA, Reichstein M, Ceulemans R, Ciais P, Dolman AJ, Grace J, Matteucci G, Papale D, Piao SL, Schulze ED, Tang J, Law BE (2010). Reduction of forest soil respiration in response to nitrogen deposition. *Nature Geoscience*, 3, 315–322.
- Jimenez K, Starr G, Staudhammer C, Schedlbauer J, Loescher H, Malone S, Oberbauer S (2012). Carbon dioxide exchange rates from short- and long-hydroperiod everglades freshwater marsh. *Journal of Geophysical Research*, 117(G4), doi: 10.1029/2012JG002117.
- Lü CQ, Tian HQ (2007). Spatial and temporal patterns of nitrogen deposition in China: synthesis of observational data. *Journal of Geophysical Research*, 112, D22S05, doi: 10.1029/2006JD007990.
- Liu XD, Chen BD (2000). Climatic warming in the Tibetan Plateau during recent decades. *International Journal of Climatology*, 20, 1729–1742.
- Mäkiranta P, Laiho R, Fritze H, Hytönen J, Laine J, Minkinen K (2009). Indirect regulation of heterotrophic peat soil respiration by water level via microbial community structure and temperature sensitivity. *Soil Biology & Biochemistry*, 41, 695–703.
- Mo JG, Zhang W, Zhu WX, Gundersen P, Fang YT, Li DJ, Wang H (2008). Nitrogen addition reduces soil respiration in a mature tropical forest in southern China. *Global Change Biology*, 14, 403–412.
- Muhr J, Höhle J, Otieno DO, Borken W (2011). Manipulative lowering of the water table during summer does not affect CO₂ emissions and uptake in a fen in Germany. *Ecological Applications*, 21, 391–401.
- Olsson P, Linder S, Giesler R, Högberg P (2005). Fertilization of boreal forest reduces both autotrophic and heterotrophic soil respiration. *Global Change Biology*, 11, 1745–1753.
- Raich J, Schlesinger WH (1992). The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus B*, 44, 81–99.
- Schlesinger WH, Andrews JA (2000). Soil respiration and the global carbon cycle. *Biogeochemistry*, 48, 7–20.
- Silvola J, Alm J, Ahlholm U, Nykaenen H, Martikainen PJ (1996). The contribution of plant roots to CO₂ fluxes from organic soils. *Biology and Fertility of Soils*, 23, 126–131.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2007). *Climate Change 2007—the Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fourth Assessment Report of the IPCC*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Tao BX, Song CC, Guo YD (2013). Short-term effects of nitrogen additions and increased temperature on wetland soil respiration, Sanjiang Plain, China. *Wetlands*, 33, 727–736.
- Turunen J, Tomppo E, Tolonen K, Reinikainen A (2002). Estimating carbon accumulation rates of undrained mires in Finland—application to boreal and subarctic regions. *The Holocene*, 12, 69–80.
- Verry E (1997). Hydrological processes of natural, northern forested wetlands. *Northern Forested Wetlands: Ecology and Management*, 163–188.
- Wang GX, Li YS, Wang YB, Chen L (2007). Typical alpine wetland system changes on the Qinghai-Tibet Plateau in recent 40 years. *Acta Geographica Sinica*, 62, 481–491. (in Chinese with English abstract) [王根绪, 李元寿, 王一博, 陈玲 (2007). 近40年来青藏高原典型高寒湿地系统的动态变化. *地理学报*, 62, 481–491.]
- Yan LM, Chen SP, Huang JH, Lin GH (2010). Differential responses of auto- and heterotrophic soil respiration to water and nitrogen addition in a semiarid temperate steppe. *Global Change Biology*, 16, 2345–2357.
- Yang JS, Liu JS, Hu XJ, Li XX, Wang Y, Li HY (2013). Effect of water table level on CO₂, CH₄ and N₂O emissions in a freshwater marsh of Northeast China. *Soil Biology & Biochemistry*, 61, 52–60.

责任编辑: 王传宽 责任编辑: 王 葳