

氮沉降对黄河三角洲芦苇湿地土壤呼吸的影响

朱 敏^{1,2} 张振华¹ 于君宝² 吴立新³ 韩广轩^{2*} 杨利琼² 邢庆会² 谢宝华²
毛培利² 王光美²

¹鲁东大学地理与规划学院, 山东烟台 264025; ²中国科学院海岸带环境过程与生态修复重点实验室, 中国科学院烟台海岸带研究所, 山东烟台 264003; ³黄河三角洲国家级自然保护区管理局, 山东东营 257091

摘要 2012年6月至2012年10月, 对黄河三角洲芦苇(*Phragmites australis*)湿地进行了模拟氮沉降试验, 氮沉降水平分别为对照(CK, 0 kg N·hm⁻²·a⁻¹)、低氮(LN, 50 kg N·hm⁻²·a⁻¹)和高氮(HN, 100 kg N·hm⁻²·a⁻¹)。利用LI-8100土壤碳通量测量系统测定土壤呼吸速率。结果表明, 氮沉降促进了芦苇湿地土壤呼吸作用, LN和HN处理使芦苇生长季(6–10月)平均土壤呼吸速率比CK分别提高19%和58%。积水改变了芦苇湿地土壤呼吸日动态。地面无积水时, 各处理土壤呼吸日动态均呈单峰型曲线; 地面有积水时, 土壤呼吸日动态峰值推后或无单峰型波动规律。积水影响土壤呼吸作用对温度的响应。地面无积水时, 各处理土壤呼吸速率均与气温呈极显著的正指数相关关系, 气温分别解释了CK、LN和HN处理下土壤呼吸季节变化的69.9%、64.5%和59.9%; 地面有积水时, 各处理土壤呼吸与气温相关性不显著。CK、LN和HN处理下土壤呼吸温度敏感性系数 Q_{10} 值分别为1.68、1.75和1.68, 表明LN处理增强了土壤呼吸温度敏感性, HN处理对其影响不显著。

关键词 氮沉降, 芦苇湿地, 土壤呼吸, 黄河三角洲

Effect of nitrogen deposition on soil respiration in *Phragmites australis* wetland in the Yellow River Delta, China

ZHU Min^{1,2}, ZHANG Zhen-Hua¹, YU Jun-Bao², WU Li-Xin³, HAN Guang-Xuan^{2*}, YANG Li-Qiong², XING Qing-Hui², XIE Bao-Hua², MAO Pei-Li², and WANG Guang-Mei²

¹College of Geography and Planing, Ludong University, Yantai, Shandong 264025, China; ²Key Laboratory of Coastal Zone Environmental Processes and Ecological Remediation, Chinese Academy of Sciences, Yantai Institute of Coastal Zone Research, Chinese Academy of Sciences, Yantai, Shandong 264003, China; and ³Administration Bureau of the Yellow River Delta National Nature Reserve, Dongying, Shandong 257091, China

Abstract

Aims Atmospheric nitrogen deposition derived from fossil-fuel combustion, fertilization, land clearing and biomass burning is occurring over almost the entire world. As an important ecosystem, wetland in industrialized regions has experienced greater rates of nitrogen deposition in recent decades. Our objectives were to determine the effect of increased nitrogen deposition on the diurnal and seasonal variation of soil respiration in a reed (*Phragmites australis*) wetland and to relate the variation to environmental and biological factors.

Methods From June to October 2012, we conducted a simulated nitrogen deposition field experiment in a reed wetland in the Yellow River Delta, China. The levels of nitrogen deposition were control (CK), low nitrogen (LN) and high nitrogen (HN) with 0, 50 and 100 kg N·hm⁻²·a⁻¹, respectively. Soil respiration was measured during the growing season by using a LI-8100 soil CO₂ efflux system.

Important findings Nitrogen deposition promoted soil respiration in the reed wetland during the entire growing season. Compared with CK, the LN and HN treatments increased the average rates of soil respiration by 19% and 58%, respectively. Surface ponding had a significant effect on the diurnal variation patterns of soil respiration. When there was no surface ponding, the diurnal variation of soil respiration in different treatments all showed “a unimodal” pattern. When surface ponding occurred, the diurnal variation of soil respiration did not show a unimodal pattern or the peak value of soil respiration rate was delayed. In addition, response of soil respiration to air temperature was affected by surface ponding. When there was no surface ponding, soil respiration exhibited a significantly positive exponential relationship with air temperature, which explained 69.9%, 64.5% and 59.9% of the seasonal variation of soil respiration in CK, LN and HN, respectively. However, there was no significant relationship between soil respiration and air temperature when surface ponding occurred. The Q_{10} (temperature sensitivity

收稿日期Received: 2013-02-26 接受日期Accepted: 2013-04-25
* 通讯作者Author for correspondence (E-mail: gxhan@yic.ac.cn)

coefficients of soil respiration) of CK, LN and HN were 1.68, 1.75 and 1.68, respectively, suggesting that low nitrogen deposition increases the temperature sensitivity of soil respiration and high nitrogen deposition has no significant influence on it.

Key words nitrogen deposition, reed wetland, soil respiration, Yellow River Delta

湿地是介于陆地和水体间过渡的一种独特的生态系统, 是陆地生态系统碳库最主要的组成部分(Chmura *et al.*, 2003)。虽然湿地面积仅占全球陆地表面积的3%, 但是由于其较高的生产力(Hsieh, 1996)和较低的有机质分解速率而成为巨大的碳库(Gorham, 1991), 其碳储量高达 770×10^8 t (Spalding *et al.*, 1997), 占到陆地碳库总储量的18%–30% (Smith *et al.*, 2004), 因此在全球碳循环中占有重要的地位。土壤呼吸是土壤与大气进行碳交换的主要过程(Schlesinger, 1997), 土壤呼吸作用是湿地土壤碳库的主要输出途径(Wickland *et al.*, 2001), 在湿地乃至全球碳循环中起着关键作用。土壤呼吸速率相对微小的变化都会显著地影响大气CO₂浓度和土壤碳的累计速率, 进而加剧或减缓全球气候变暖(Schlesinger & Andrews, 2000)。目前国内对湿地土壤呼吸的研究主要在盘锦湿地(谢艳兵等, 2006)、三江平原湿地(杨青和吕宪国, 1999)、城市沿江芦苇(*Phragmites australis*)湿地(杜紫贤等, 2010)等地。研究表明, 环境因子和生物因子共同驱动着土壤呼吸的时间动态变化(韩广轩和周广胜, 2009)。土壤温度、水位等是影响湿地土壤呼吸变化的重要因素。通过对红树(*Rhizophora apiculata*)林湿地的研究发现, 土壤呼吸速率变化与土壤温度呈极显著的正相关关系(卢昌义等, 2012)。杜紫贤等(2010)的研究表明, 水位是影响湿地土壤呼吸的关键因子, 尤其在退潮阶段, 水位与土壤呼吸呈明显的负相关关系。另外, 土壤呼吸在不同时间尺度上还具有明显的空间异质性(韩广轩等, 2007)。例如, 对盘锦湿地的研究表明, 生物因子是决定土壤呼吸作用空间异质性的主要控制因子(谢艳兵等, 2009)。

另外, 由于化石燃料燃烧、含氮肥料的大量生产和使用、土地利用方式的改变, 以及农牧业等人类活动的增强, 导致排向大气中的含氮化合物激增, 并不断向陆地和水生生态系统沉降(莫江明等, 2004)。因此, 过量的氮沉降会对生态系统的结构和

功能产生显著的影响(吕超群等, 2007), 从而影响湿地生态系统土壤呼吸。氮沉降对土壤呼吸的影响主要是通过影响植物根系呼吸和土壤微生物呼吸来实现的。通过在湿地松(*Pinus elliottii*)林进行施氮试验发现, 氮添加可通过抑制土壤腐殖层的微生物活性来降低土壤呼吸速率(张徐源等, 2012)。而对华西雨屏区苦竹(*Pleioblastus amarus*)林的研究表明, 1年的模拟氮沉降处理提高了土壤微生物呼吸速率, 并且增加了微生物生物量碳、氮含量, 进而促进了土壤总呼吸(涂利华等, 2009)。另外, 贾淑霞等(2007)的研究指出, 施氮肥导致细根生物量减少, 从而使林地土壤呼吸速率下降。总的来说, 氮沉降对土壤呼吸的影响结果存在着较大差异, 主要表现为促进(Madritch & Hunter, 2003)、抑制(Bowden *et al.*, 2004; 胡正华等, 2010)和无明显影响(Schulze, 2006)三种。氮沉降对土壤呼吸的影响是个复杂的过程, 因研究区位、气候、土壤、植被等的不同而不同。从生态系统类型上看, 目前国内关于土壤呼吸对氮沉降的响应机理研究主要集中在森林生态系统, 对于湿地生态系统的研究较少, 这也是开展本试验的原因之一。

黄河三角洲是世界上成土最快的河口三角洲(韩美等, 2006), 在长期的河、海、陆相互作用下, 形成了比较典型的河口湿地生态系统, 是中国暖温带最年轻的河口湿地(Li *et al.*, 2009)。前人对黄河三角洲湿地的植被特征及演化(张绪良等, 2009)、土地覆被及景观格局变化(宗秀影等, 2009)、湿地恢复(唐娜等, 2006)等关注较多, 但是对于碳循环的研究相对薄弱, 关于氮沉降对土壤呼吸的影响更是鲜有报道。本文通过模拟氮沉降试验, 对比分析了不同氮处理条件下黄河三角洲芦苇湿地土壤呼吸日变化和季节变化特征及其对氮沉降的响应, 以及环境因子和生物因子对各处理土壤呼吸的影响, 以期为预测该地区在大气氮沉降持续增加背景下的固碳能力提供参考, 并为滨海湿地生态系统的可持续发展和健康管理提供基础数据。

1 材料和方法

1.1 试验地概况

试验在中国科学院黄河三角洲滨海湿地生态试验站($37^{\circ}45'50''$ N, $118^{\circ}59'24''$ E)内进行。研究区属暖温带半湿润大陆性季风气候, 光照充足, 四季分明, 雨热同期。年平均气温 12.9°C , 最高气温 41.9°C , 最低气温 -23.3°C , 年降水量 $530\text{--}630\text{ mm}$, 其中70%的降水量集中在5月到9月, 年内分配不均, 年蒸发量为 1962 mm , 干旱指数达3.56。该区植被呈斑块状分布, 且以单一的耐盐植物为主(Wang *et al.*, 2011; Xie *et al.*, 2011), 优势种为芦苇、盐地碱蓬(*Suaeda salsa*)、柽柳(*Tamarix chinensis*)、白茅(*Imperata cylindrical* var. *major*)和獐茅(*Aeluropus litoralis*) (吴大千等, 2009), 植被覆盖度一般在70%–90%, 植被高度多介于1.0–1.8 m之间。该区土壤类型以潮土和盐土为主, 土壤质地主要为砂质黏壤土。

1.2 田间试验设计

本试验参照欧洲氮饱和试验(NITREX)项目(Gundersen *et al.*, 1998)和北美哈佛森林(Harvard Forest) (Aber *et al.*, 1998)等的研究设计, 并结合我国华北地区氮沉降的实测数据进行设计, 华北地区大气氮素混合沉降平均值为 $28.0\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ (张颖等, 2006)。在试验站内选取典型的芦苇湿地作为模拟氮沉降的试验样地。在样地中建立9个 $6\text{ m}\times 8\text{ m}$ 的样方, 在每个样方四周垒土作田埂(宽 60 cm 、高 40 cm), 以防止样方间相互干扰。施加 NH_4NO_3 进行氮沉降处理, 设对照(CK, $0\text{ kg N}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$)、低氮(LN, $50\text{ kg N}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$)和高氮(HN, $100\text{ kg N}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$) (不包括大气沉降的氮量)三个处理, 每种处理3个重复。从2012年5月份开始, 每月下旬喷施 NH_4NO_3 溶液模拟氮沉降, 全年均匀喷施。将各水平所需 NH_4NO_3 溶解至 1.2 L 蒸馏水中, 用喷雾器在样方中均匀喷洒, 对照样方喷洒等量的清水, 除了施氮处理外, 各样方的其他处理措施保持一致。

1.3 土壤呼吸测定

每个样方内, 在芦苇间隙随机布置3个PVC环(高 11.4 cm , 直径 21.3 cm , 插入土壤深度为 8 cm), 初次测定要在PVC环插入 24 h 后进行, 减少放置PVC环对土壤的扰动造成对土壤呼吸的影响。每次测量前及时清理环内杂草, 并保证在整个试验阶段内环的位置不变。用LI-8100土壤碳通量测量系统

(LI-COR, Lincoln, USA)测定芦苇湿地的土壤呼吸速率。试验于2012年6月初开始, 至2012年10月底结束(8月和9月上旬因地面积水淹没PVC环, 导致土壤呼吸无法测量)。每月测定两次(月初和月末), 间隔15天左右, 选在晴天进行, 测定时间从 $6:00$ 至 $18:00$, 每2小时测定一次, 3次重复取平均值。

1.4 环境因子及生物因子的测定

降水量、气温、土壤温度、土壤湿度等微气象数据, 通过试验区内的气象观测站全天候 24 h 自动采集。气温由距地面 3 m 高处的空气温湿度传感器(HMP45C, Vaisala, Helsinki, Finland)测定; 土壤温度通过埋深 $5\text{、}10\text{、}20\text{、}30\text{、}50\text{ cm}$ 的土壤温度传感器(109SS, Campbell Scientific, North Logan, USA)测定; 土壤湿度由埋深 $10\text{、}20\text{、}40\text{、}60\text{、}80\text{、}100\text{ cm}$ 的土壤湿度传感器(Enviro SMART SDI-12, Enviro-Scan, Lancaster, USA)测定; 降水量通过距地面 0.7 m 高处的自动雨量计(TE525MM, Texas Electronics, Dallas, USA)测定。微气象观测系统原始数据采样频率为 10 Hz , 通过数据采集器(CR2000, Campbell Scientific, North Logan, USA), 每 30 min 采集一次并自动储存。

地上生物量采集从6月初开始, 到10月底结束, 每月测定2次, 与土壤呼吸测定日期同步。地上生物量测定采用收割法。在芦苇呼吸测定样点附近随机选取5个 $0.5\text{ m}\times 0.5\text{ m}$ 的样方, 测定生物量前, 对芦苇进行盖度、株高、株数记录, 然后用剪刀, 将样方内的植物齐地面剪下, 将剪下的植物样品装入编好号的牛皮纸袋中。在室内迅速剔除枯草, 置于鼓风干燥箱内, 在 105°C 下杀青 1 h , 然后在 80°C 条件下烘干至恒重。

1.5 数据处理

本文的气象、生物、土壤呼吸等数据均符合正态分布。运用相关分析法分析气温、土壤温度及地上生物量与土壤呼吸的关系; 用非线性回归方法分析土壤呼吸速率与气温的关系(公式(1)), 土壤呼吸对温度变化响应的敏感程度 Q_{10} 通过(公式(2))计算; 并利用单因素方差分析法(one-way ANOVA)和最小显著性差异法(LSD)检验不同水平模拟氮沉降处理下芦苇湿地土壤理化性质和土壤呼吸速率的差异显著性。所有的数据分析利用统计分析软件SPSS 16.0完成, 相关表格图形及动态曲线用SigmaPlot 11.0绘制。

doi: 10.3724/SP.J.1258.2013.00053

$$R_s = ae^{bt} \quad (1)$$

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

式中, R_s 为土壤呼吸速率($\mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$), t 为气温(°C), a 、 b 为参数。

2 结果和分析

2.1 氮沉降对芦苇湿地环境因子和生物要素的影响

2.1.1 研究区微气象

在芦苇生长季土壤呼吸作用测定期间, 环境因子的波动较大。平均气温为 21.8 °C, 在 7.2–30.4 °C 之间波动, 最高值出现在 7 月份, 气温和 10 cm 深度土壤温度趋势基本一致, 5 cm 深度土壤温度变化趋势则与二者有一定差异(图1A)。降水多集中在夏季, 且频率高, 雨热同期。2012 年夏天, 由于台风的影响, 降雨充沛, 观测期间降水量 788.7 mm (图1B), 远高于该地区平均年降水量 530–630 mm。8 月初至 9 月上旬, 受大量降雨的影响, 研究区地面有积水, 地表积水最深可达 26.5 cm, PVC 环被水淹没而导致土壤呼吸无法测量。土壤湿度季节波动与降水量变化一致, 10 cm 和 20 cm 深度土壤湿度平均值分别为 40.3% 和 46.4%, 其中以 10 cm 深度的土壤湿度波动较明显(图1C)。

2.1.2 氮沉降对芦苇湿地地上生物量的影响

图1D 为不同氮沉降水平处理下, 芦苇生长季中地上生物量的动态变化。三种处理条件下地上生物量均在生长初期快速增长, 但是它们的季节变化有显著差别。CK、LN、HN 地上生物量的最大值分别出现在 9 月底、10 月初和 8 月底, 且峰值为 HN ((399.35 ± 20.20) g·m⁻²) > LN ((367.78 ± 41.51) g·m⁻²) > CK ((276.48 ± 26.25) g·m⁻²)。

2.1.3 氮沉降对芦苇湿地土壤理化性质的影响

由表1可知, 氮沉降增加了土壤全氮、铵态氮、硝态氮含量。各处理 0–10 cm 土层深度的土壤全氮、铵态氮和硝态氮含量均高于 10–20 cm 土层, 且均表现为 HN > LN > CK。其中, 在土层深度 0–10 cm 处, HN 和 LN 土壤铵态氮含量显著高于 CK ($p < 0.05$), 与 CK 相比, HN 和 LN 的土壤铵态氮含量分别提高了 79.0% 和 68.1%, HN 和 LN 土壤硝态氮含量与 CK 相比分别提高了 164.5% 和 143.4%。土壤全碳和有机碳含量在 0–10 cm 土层深度均表现为 LN > HN > CK, 在 10–20 cm 土层深度均表现为 HN > LN > CK。

2.2 氮沉降对芦苇湿地土壤呼吸速率的日动态的影响

地面无积水时, 各处理的土壤呼吸速率具有相似的日变化规律, 表现为单峰型曲线(图2)。土壤呼吸速率最小值出现在 6:00 或 18:00, 最大值出现在 12:00 左右, 与温度的变化趋势一致。在各个观测日, 地面无积水时, 芦苇群落土壤呼吸速率均表现为 HN > LN > CK。与地面无积水时相比, 地面积水明显影响土壤呼吸速率的日动态规律(图3)。7 月 25 日土壤呼吸速率的日变化规律虽然还是呈单峰型曲线, 但峰值推后到 16:00, 且 LN 土壤呼吸速率最低。9 月 21 日, 各处理土壤呼吸速率的日变化特征异常, 虽然土壤呼吸速率还是表现为 HN > LN > CK, 但无单峰型波动规律。

方差分析发现(图4), 不同水平模拟氮沉降处理下, 除 7 月 25 日外, 芦苇群落土壤呼吸的每日平均值存在显著差异($p < 0.05$)。7 月 6 日和 9 月 21 日, 各处理间土壤呼吸速率均差异显著($p < 0.05$), 7 月 6 日 LN 和 HN 处理使土壤呼吸速率比 CK 分别提高了 43% 和

表1 各处理土壤理化性质对比(平均值±标准误差)

Table 1 Comparisons of soil physical and chemical properties in different treatments (mean ± SE)

处理 Treatment	土壤深度 Soil depth (cm)	铵态氮 Ammonium nitrogen (%)	硝态氮 Nitrate nitrogen (%)	全氮 Total nitrogen (%)	全碳 Total carbon (%)	有机碳 Organic carbon (%)
CK	0–10	1.19 ± 0.11 ^b	0.76 ± 0.18 ^a	0.06 ± 0.00 ^{ab}	1.57 ± 0.02 ^{ab}	0.42 ± 0.04 ^c
LN	0–10	2.00 ± 0.12 ^a	1.85 ± 0.67 ^a	0.08 ± 0.01 ^a	1.89 ± 0.13 ^a	0.98 ± 0.07 ^a
HN	0–10	2.13 ± 0.22 ^a	2.01 ± 0.88 ^a	0.09 ± 0.00 ^a	1.71 ± 0.10 ^a	0.84 ± 0.03 ^b
CK	10–20	1.12 ± 0.09 ^b	0.60 ± 0.08 ^a	0.05 ± 0.01 ^{ab}	1.38 ± 0.05 ^b	0.30 ± 0.03 ^c
LN	10–20	1.92 ± 0.24 ^a	1.08 ± 0.34 ^a	0.07 ± 0.01 ^a	1.80 ± 0.05 ^a	0.84 ± 0.03 ^a
HN	10–20	1.81 ± 0.15 ^a	0.92 ± 0.24 ^a	0.09 ± 0.01 ^a	1.85 ± 0.13 ^a	0.69 ± 0.04 ^b

CK, 0 kg N·hm⁻²·a⁻¹; LN, 50 kg N·hm⁻²·a⁻¹; HN, 100 kg N·hm⁻²·a⁻¹。同一土层深度同一列中不同字母表示处理间差异显著($p < 0.05$)。

At the same soil depth, different letters within the same column mean significant difference among different treatments at 0.05 level.

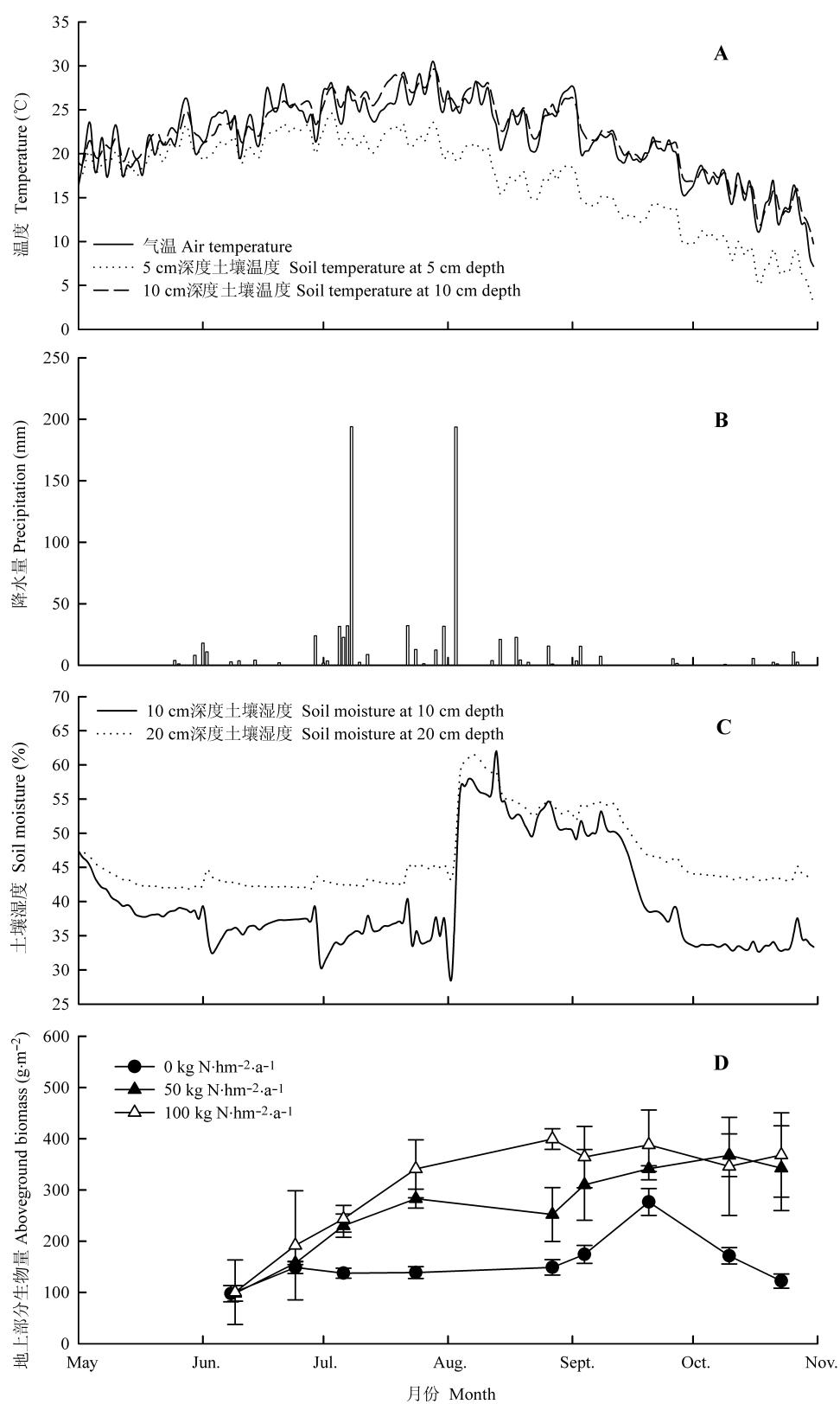


图1 2012年芦苇生长季中气象因子及各处理芦苇地上部分生物量的季节变化(平均值±标准误差, $n=3$)。A,气温、5 cm和10 cm深度土壤温度。B,降水量。C,10 cm和20 cm深度土壤湿度。D,各处理芦苇地上部分生物量的季节变化。

Fig. 1 Seasonal variations of meteorological factors and aboveground biomass of *Phragmites australis* among different treatments during the growing season in 2012 (mean \pm SE, $n=3$)。A, Air temperature and soil temperature (5 and 10 cm depth)。B, Precipitation。C, Soil moisture (10 and 20 cm depth)。D, Seasonal variations of aboveground biomass of *P. australis* among different treatments。

doi: 10.3724/SP.J.1258.2013.00053

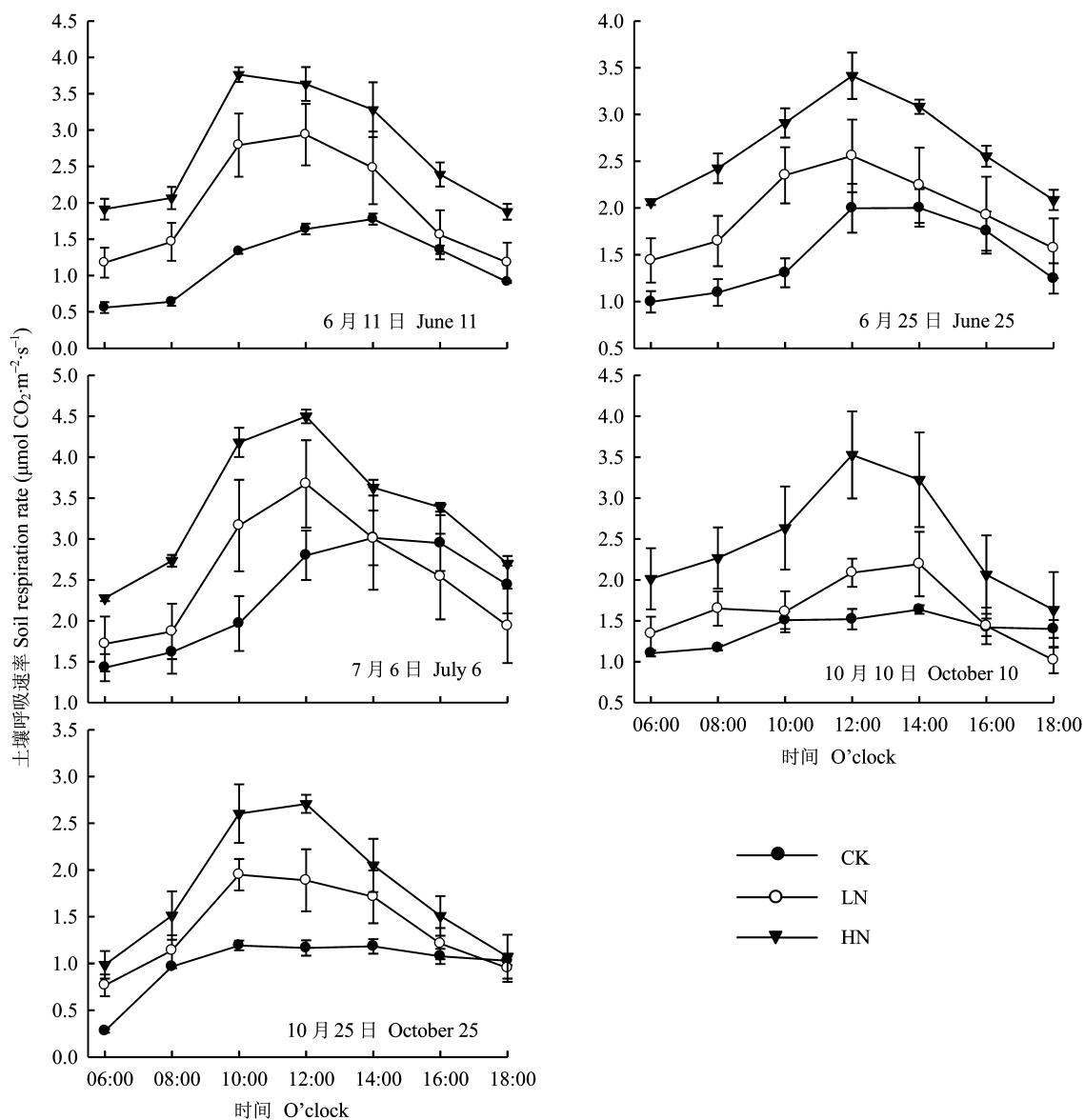


图2 地面无积水时芦苇湿地各处理土壤呼吸速率的日动态(平均值±标准误差, $n = 3$)。CK, 0 kg N·hm⁻²·a⁻¹; LN, 50 kg N·hm⁻²·a⁻¹; HN, 100 kg N·hm⁻²·a⁻¹。

Fig. 2 Diurnal variations of soil respiration rate in different treatments in *Phragmites australis* wetland when there is no surface ponding (mean \pm SE, $n = 3$).

87%, 而9月21日, LN和HN处理使土壤呼吸速率比CK分别提高了22%和58%; 6月11日、10月10日和10月25日, HN土壤呼吸速率显著高于CK, 而LN与CK差异不显著; 7月25日, 各处理间差异不显著($p > 0.05$)。

2.3 氮沉降对芦苇湿地土壤呼吸季节动态的影响

如表2所示, 各处理土壤呼吸具有相同的季节性变化规律, 土壤呼吸速率在整个试验周期内变化明显, 土壤呼吸速率从生长初期逐渐升高, 在生长

旺季达到峰值, 之后逐步回落。CK、LN和HN处理土壤呼吸作用的最大值均出现在9月份, 分别为 (2.11 ± 0.09) 、 (2.57 ± 0.09) 和 (3.33 ± 0.11) $\mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$, 各处理间土壤呼吸的差异均为显著水平($p < 0.05$), LN和HN处理的土壤呼吸速率比CK分别提高了22%和58%。CK、LN和HN处理在整个生长季中(6–10月)的土壤呼吸平均速率分别为 (1.67 ± 0.15) 、 (1.99 ± 0.17) 和 (2.64 ± 0.21) $\mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ 。与CK相比, 氮沉降提高了土壤呼吸速率, LN和HN

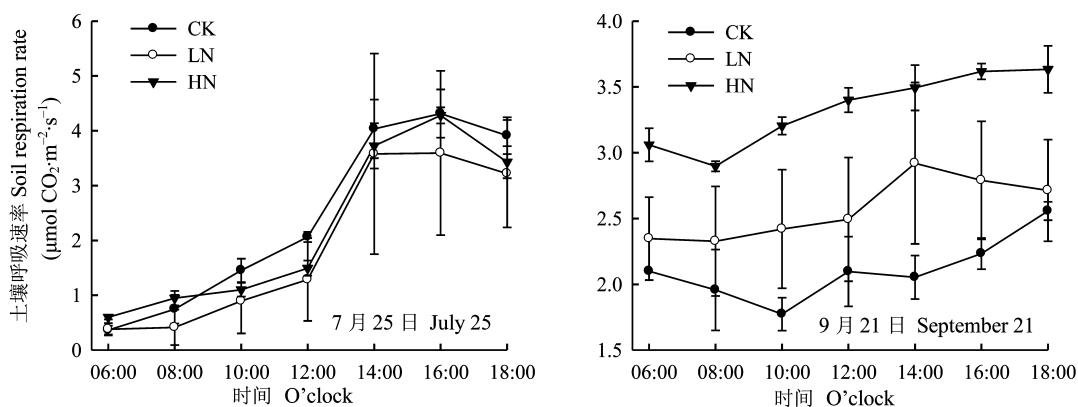


图3 地面有积水时芦苇湿地各处理土壤呼吸速率的日动态(平均值±标准误差, $n = 3$)。CK, $0 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$; LN, $50 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$; HN, $100 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。

Fig. 3 Diurnal variations of soil respiration rate in different treatments in *Phragmites australis* wetland when there is surface ponding (mean \pm SE, $n = 3$).

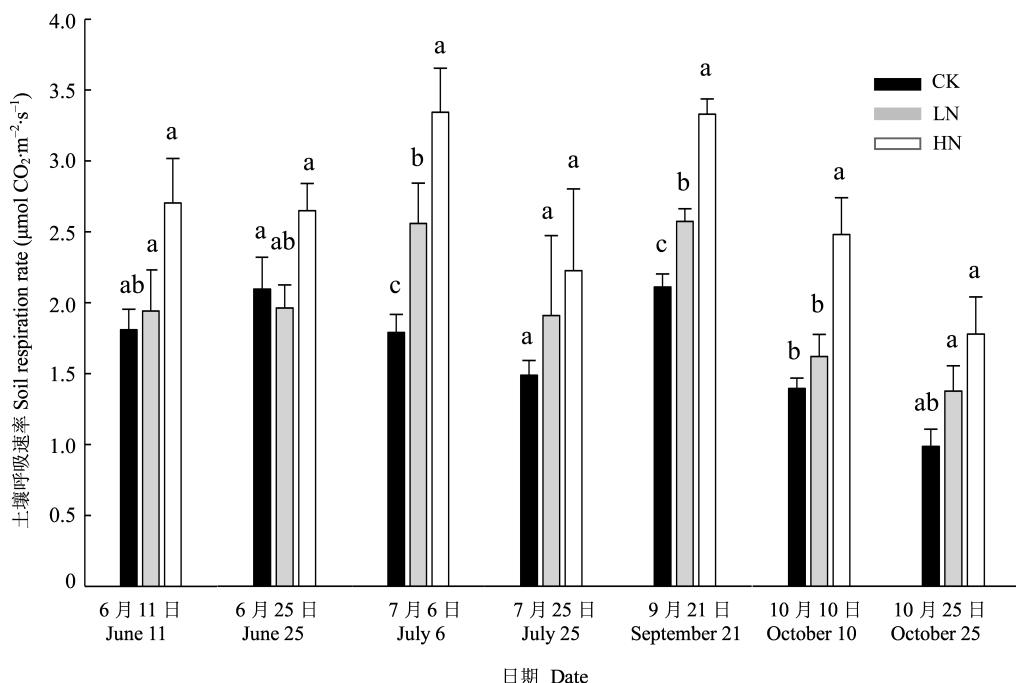


图4 芦苇湿地各处理土壤呼吸速率的日动态差异性分析(平均值±标准误差, $n = 7$)。CK, $0 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$; LN, $50 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$; HN, $100 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。不同字母表示处理间差异显著($p < 0.05$)。

Fig. 4 Difference analysis of daily dynamics of soil respiration rate in different treatments in *Phragmites australis* wetland (mean \pm SE, $n = 7$). Different letters mean significant difference among different treatments at 0.05 level.

表2 芦苇湿地各处理土壤呼吸速率的季节动态(平均值±标准误差)

Table 2 Seasonal dynamics of soil respiration rate in different treatments in *Phragmites australis* wetland (mean \pm SE)

月份 Month	CK ($\mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$)	LN ($\mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$)	HN ($\mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$)
6月 June	1.95 ± 0.13^b	1.95 ± 0.16^b	2.68 ± 0.18^a
7月 July	1.65 ± 0.09^{ab}	2.23 ± 0.32^a	2.78 ± 0.35^a
9月 September	2.11 ± 0.09^c	2.57 ± 0.09^b	3.33 ± 0.11^a
10月 October	1.19 ± 0.09^b	1.50 ± 0.12^b	2.13 ± 0.20^a
生长季 Growing season	1.67 ± 0.15^b	1.99 ± 0.17^b	2.64 ± 0.21^a

CK, $0 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$; LN, $50 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$; HN, $100 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。同一行中不同字母表示处理间差异显著($p < 0.05$)。

Different letters within the same line mean significant difference among different treatments at 0.05 level.

doi: 10.3724/SP.J.1258.2013.00053

处理使土壤呼吸速率分别提高了19%和58%。方差分析表明HN处理的土壤呼吸速率显著高于CK, 而LN处理与CK差异不显著。

2.4 温度对土壤呼吸的影响

2.4.1 地面无积水时, 温度对土壤呼吸的影响

单因子相关分析表明, 地面无积水时, 各处理土壤呼吸速率均与温度(气温、5 cm深处土壤温度、10 cm深处土壤温度和20 cm深处土壤温度)具有极显著相关性($p < 0.01$), 其中以气温与土壤呼吸速率之间的相关关系最为显著(表3)。因此, 我们用气温分析温度对土壤呼吸的影响。

回归分析表明(表4; 图5), 地面无积水时, 各处理的土壤呼吸速率与气温均呈极显著的指数函数关系($p < 0.001$), CK、LN和HN的拟合方程的决定系数 R^2 分别为0.699、0.645和0.599(表3)。根据各处理指数回归方程求出CK、LN和HN处理的土壤呼吸温度敏感性系数 Q_{10} 值分别为1.68、1.75和1.68, 表明LN处理增强了土壤呼吸温度敏感性, HN处理对土壤呼吸温度敏感性影响不大。

2.4.2 地面有积水时温度对土壤呼吸的影响

相关分析表明(表5), 地面有积水时, CK的土壤呼吸与土壤温度具有显著的相关关系, 但与气温的相关性不显著; LN和HN处理的土壤呼吸与气温、土壤温度均不存在显著的相关关系($p > 0.05$)。

2.5 不同氮处理土壤呼吸与生物量的关系

芦苇生长季地上生物量HN ((282.83 ± 40.46) g·m⁻²)和LN ((260.09 ± 38.81) g·m⁻²)显著高于CK ((156.17 ± 21.81) g·m⁻²) ($p < 0.05$), 与CK相比, LN和HN处理使芦苇整个生长季地上生物量增长了66.7%和80.8%。表明在本试验的施氮条件下, 氮沉降促进了芦苇地上生物量的增长, 且施氮量越高, 芦苇地上生物量增长越显著。对各处理土壤呼吸速率与生

表3 地面无积水时土壤呼吸与温度的相关关系

Table 3 Correlation ships between soil respiration and temperature when there is no surface ponding

Treatment	Air temperature (°C)	土壤温度 Soil temperature (°C)		
		5 cm	10 cm	20 cm
CK	0.836**	0.803**	0.767**	0.742**
LN	0.744**	0.551**	0.515**	0.505**
HN	0.725**	0.535**	0.499**	0.501**

CK, 0 kg N·hm⁻²·a⁻¹; LN, 50 kg N·hm⁻²·a⁻¹; HN, 100 kg N·hm⁻²·a⁻¹。**, $p < 0.01$ 时极显著相关(双侧检验)。

**, correlation is significant at 0.01 level (2-tailed)。

表4 地面无积水时土壤呼吸与气温的指数函数方程

Table 4 Exponential function equations of soil respiration and air temperature when there is no surface ponding

Treatment	回归方程 Regression equation	R^2	F	p	Q_{10}
CK	$R_s = 0.454e^{0.052T}$	0.699	76.785	0.000	1.68
LN	$R_s = 0.521e^{0.056T}$	0.645	59.882	0.000	1.75
HN	$R_s = 0.781e^{0.052T}$	0.599	49.297	0.000	1.68

CK, 0 kg N·hm⁻²·a⁻¹; LN, 50 kg N·hm⁻²·a⁻¹; HN, 100 kg N·hm⁻²·a⁻¹; R_s , 土壤呼吸; T, 气温。

R_s , soil respiration; T, air temperature.

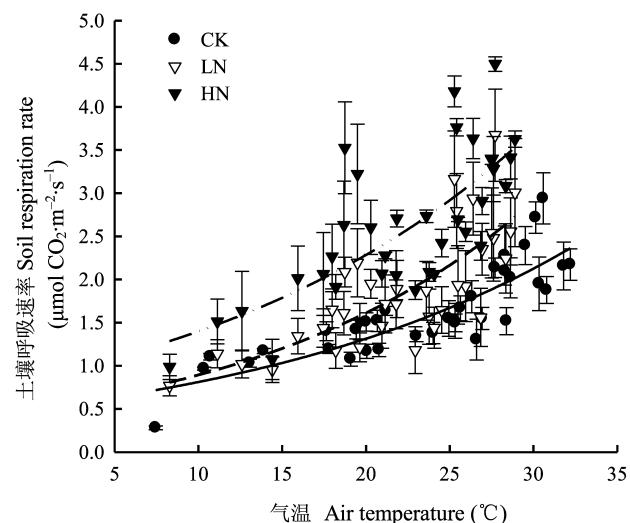


图5 各处理土壤呼吸速率与气温的指数函数方程(平均值±标准误差, $n = 3$)。CK, 0 kg N·hm⁻²·a⁻¹; LN, 50 kg N·hm⁻²·a⁻¹; HN, 100 kg N·hm⁻²·a⁻¹。

Fig. 5 Exponential function equations of soil respiration rate and air temperature in different treatments (mean ± SE, $n = 3$).

表5 地面有积水时土壤呼吸与温度的相关关系

Table 5 Correlation ships between soil respiration and temperature when there is surface ponding

Treatment	Air temperature (°C)	土壤温度 Soil temperature (°C)		
		5 cm	10 cm	20 cm
CK	-0.547	-0.662*	-0.625*	-0.732**
LN	0.015	-0.022	-0.040	-0.220
HN	-0.152	-0.183	-0.199	-0.380

CK, 0 kg N·hm⁻²·a⁻¹; LN, 50 kg N·hm⁻²·a⁻¹; HN, 100 kg N·hm⁻²·a⁻¹。*, $p < 0.05$ 时显著相关(双侧检验); **, $p < 0.01$ 时极显著相关(双侧检验)。

*, correlation is significant at 0.05 level (2-tailed), **, correlation is significant at 0.01 level (2-tailed)。

物量进行单因子相关分析发现, 各处理土壤呼吸与地上生物量的相关性均不显著($p > 0.05$) (图6)。

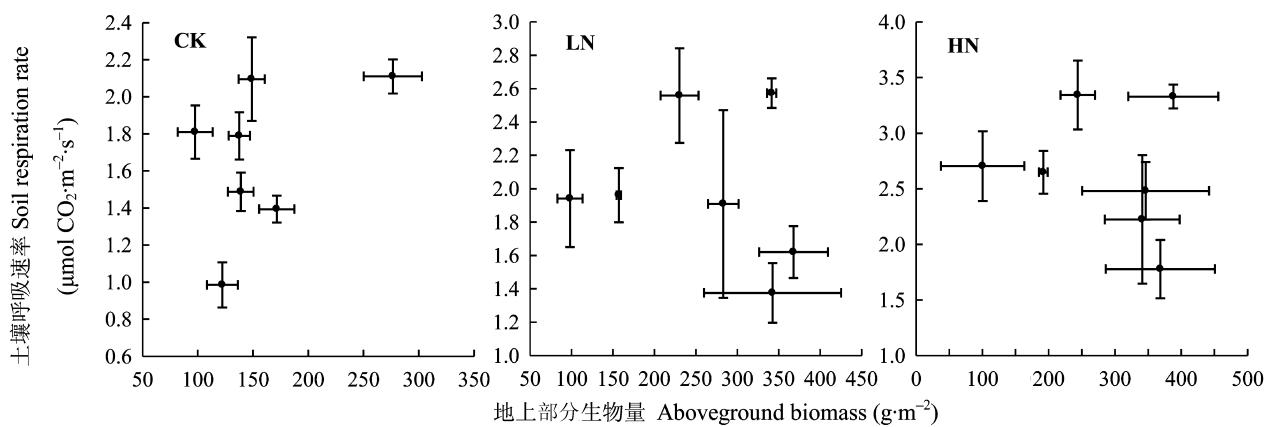


图6 各处理土壤呼吸速率与地上部分生物量的关系(平均值±标准误差, $n = 7$)。CK, $0 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$; LN, $50 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$; HN, $100 \text{ kg N} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。

Fig. 6 Relationships between soil respiration rate and aboveground biomass in different treatments (mean \pm SE, $n = 3$).

表6 各处理土壤呼吸与土壤理化性质的相关关系

Table 6 Correlation ships between soil respiration and soil physical and chemical properties in different treatments

土壤深度 Soil depth (cm)	铵态氮 Ammonium nitrogen (%)	硝态氮 Nitrate nitrogen (%)	全氮 Total nitrogen (%)	全碳 Total carbon (%)	有机碳 Organic carbon (%)
0–10	0.684*	0.315	-0.10	-0.219	0.314
10–20	0.950**	0.287	0.213	0.176	0.183

* $, p < 0.05$ 时显著相关(双侧检验); ** $, p < 0.01$ 时极显著相关(双侧检验)。

*, correlation is significant at 0.05 level (2-tailed), **, correlation is significant at 0.01 level (2-tailed).

2.6 不同氮处理土壤呼吸与土壤理化性质的关系

对各处理土壤呼吸与土壤理化性质进行单因素相关分析(表6)发现, 各处理土壤呼吸速率与0–10 cm土层深度的土壤铵态氮含量显著正相关($p < 0.05$), 与10–20 cm土层深度的土壤铵态氮含量呈极显著正相关关系($p < 0.01$)。各处理土壤呼吸速率与土壤硝态氮、全氮、全碳和有机碳含量的相关性均不显著($p > 0.05$)。

3 讨论

3.1 积水对芦苇湿地土壤呼吸的影响

3.1.1 积水对芦苇湿地土壤呼吸日动态的影响

本文研究表明, 地面无积水时, 各处理芦苇湿地土壤呼吸日动态均呈单峰型曲线, 这与森林(Xu & Qi, 2001)、草原(贾丙瑞等, 2005)、农田(Han *et al.*, 2007)的日变化格局一致, 且土壤呼吸速率HN > LN > CK。地面有积水时, 土壤呼吸日动态则表现异常。7月25日土壤呼吸日变化规律虽然还是呈单峰型曲线, 但峰值推后4 h, 且LN处理的土壤呼吸速

率最低, 9月21日土壤呼吸日变化则无明显的单峰型波动规律。这可能是由于: 土壤湿度饱和时, 地温的波动趋势发生改变, 峰值滞后, 进而影响土壤呼吸日动态的波动规律; 加之PVC环中有少量积水, 抑制了土壤微生物的活性, 使其呼吸速率及土壤有机质的分解速率下降, 减弱了土壤呼吸作用(张徐源等, 2012), 同时, 水体可以溶解部分CO₂, 使CO₂排放量减少。

3.1.2 积水对芦苇湿地土壤呼吸季节动态的影响

土壤呼吸的季节变化主要是由气候因子和植物生长控制(韩广轩和周广胜, 2009)。地面无积水时, 温度是影响芦苇湿地土壤呼吸作用的主导因子, 芦苇湿地土壤呼吸与气温呈极显著的正指数相关关系, 这与前人的研究结果一致(Fang & Moncrieff, 2001), 气温分别解释了CK、LN和HN土壤呼吸季节变化的69.9%、64.5%和59.9%。地面有积水时, 土壤呼吸则与气温相关性不显著, 土壤呼吸速率并没有随气温的升高而升高, 反而呈下降趋势。这是因为当地面有积水时, 湿地土壤含水量饱和, 处于厌

氧环境, O_2 的缺乏抑制了根系及微生物的代谢活动(Raich & Potter, 1995), 进而减弱了土壤呼吸作用。有研究表明, 当土壤含水量超过一定的阈值时, 土壤湿度就成了土壤呼吸的抑制因子(Davidson *et al.*, 1998), 在饱和或永久萎蔫含水量时, 呼吸作用会停滞(O’Nell *et al.*, 2002)。另外, 本试验研究中, 芦苇湿地土壤呼吸季节变化与地上生物量关系不显著, 而韩广轩等(2007)的研究表明, 生物因子对土壤呼吸的季节变化有影响, 东北地区玉米(*Zea mays*)生态系统土壤呼吸速率与根系生物量呈正相关; Raich 和Schlesinger (1992)也发现土壤呼吸作用与植被净第一性生产力(*NPP*)在植被尺度上存在线性关系。这可能是因为, 虽然黄河三角洲湿地7–9月是芦苇生长旺季, *NPP*高, 土壤呼吸旺盛(Atkin *et al.*, 2000; Han *et al.*, 2007), 但是由于此期间降雨量较多, 土壤水分达到饱和状态, 土壤呼吸反而受到抑制, 从而削弱了地上生物量对土壤呼吸季节变化的影响。

3.2 芦苇湿地土壤呼吸对氮沉降的响应

本试验中, CK、LN和HN处理在整个生长季中(6–10月)的土壤呼吸平均速率分别为 (1.67 ± 0.15) 、 (1.99 ± 0.17) 和 $(2.64 \pm 0.21) \mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$, 与CK相比, LN和HN处理使土壤呼吸速率分别提高了19%和58%, 且HN处理显著高于CK和LN, 证明在本试验条件下氮处理使芦苇湿地土壤呼吸速率明显提高, 且土壤呼吸速率与氮沉降量呈正相关关系, 这与前人的研究结果(涂利华等, 2009)一致。本研究发现, 氮沉降增加了土壤的全氮、铵态氮和硝态氮含量, 也与前人的研究结果(王强, 2006)相同。相关分析表明, 土壤呼吸速率与土壤铵态氮含量呈显著正相关关系($p < 0.05$)。土壤呼吸主要包括植物根系的自养呼吸作用和土壤微生物的异氧呼吸作用(Vargas & Allen, 2008), 二者对氮沉降的响应反映了氮沉降对总土壤呼吸的影响。故氮沉降促进芦苇群落土壤呼吸的原因可以从以下两个方面来分析: (1)氮沉降对根系呼吸的影响。土壤中可利用氮素的增加, 促进了植物根系呼吸。一方面氮输入可以促进植物的光合作用(Lai *et al.*, 2002), 为根系呼吸提供更多的物质基础。有研究显示, 分配到根系中的光合产物约75%被呼吸所消耗, 只有少部分用于植物自身生长(Högberg *et al.*, 2002); 另一方面, 细根氮含量与细根呼吸速率有很好的正相关关系(Burton *et al.*, 2002), 氮沉降通过增加植物细根数

量、生物量和细根代谢强度增强根系的自养呼吸(涂利华等, 2010)。(2)氮沉降对微生物的影响。一方面土壤中可利用氮量的增加使微生物对氮的固定增加, 增加了微生物进行呼吸作用的基质来源, 提高了土壤微生物数量和活性(Allen & Schlesinger, 2004; 涂利华等, 2010), 改变了微生物种群结构和群落组成, 促进了微生物对有机质的分解, 提高了微生物呼吸通量, 通过增强异氧呼吸作用增强土壤呼吸; 另一方面氮沉降通过促进植物地上部分生长从而增加了凋落物量(Hyvönen *et al.*, 2008), C/N比的改变, 也促进了凋落物分解(Sariyildiz & Anderson, 2003), 为微生物提供了足够的能源物质, 间接地促进了土壤呼吸。

本试验研究中, CK、LN和HN处理的土壤呼吸温度敏感性系数 Q_{10} 值高于全球土壤呼吸的温度敏感性系数 Q_{10} 的平均值1.57(刘绍辉和方精云, 1997), 分别为1.68、1.75和1.68, 表明LN处理增强了土壤呼吸温度敏感性, HN处理对温度敏感性影响不大。这可能是因为LN处理提高了土壤微生物的数量和活性(涂利华等, 2010; Allen & Schlesinger, 2004), 从而增强了土壤呼吸温度敏感性。HN处理虽然明显提高了土壤呼吸速率, 但对其温度敏感性的影响不明显。这可能是因为氮沉降虽然提高了土壤微生物的数量和活性, 但高浓度N的添加明显减少了土壤动物数量和生物量(Sarathchandra *et al.*, 2001), 从而整体上对土壤呼吸温度敏感性的影响不大。胡正华等(2010)在对北亚热带落叶阔叶林的研究中发现, 模拟氮沉降提高了土壤呼吸的温度敏感性。在对华西雨屏区苦竹林模拟氮沉降的研究中, 涂利华等(2009)也得出了相同的结论。但是李仁洪等(2010)得出了相反的结论, 即模拟氮沉降降低了土壤呼吸的温度敏感性。贾淑霞等(2007)认为施氮并没有改变落叶松(*Larix gmelinii*)和水曲柳(*Fraxinus mandshurica*)人工林的土壤呼吸的温度敏感性。有研究者发现, Q_{10} 不仅与温度有关, 而且与湿度有一定的关系(Dörr & Münnich, 1987); 也有研究表明, Q_{10} 不是个常数, 而是随着土壤湿度、根系生物量、凋落物和微生物数量等环境因子的季节变化而变化的(Davidson *et al.*, 1998)。总体来说, 氮沉降对 Q_{10} 的影响是个复杂的过程, 在全球变暖大背景下, 综合考虑各因子的交互作用, 才能科学地判断氮沉降对土壤温度敏感性的影响。

基金项目 国家科技支撑计划项目(2011BAC-02B01)、国家自然科学基金项目(41271236)和中国科学院知识创新工程重要方向项目(KZCX2-YW-223)。

致谢 感谢中国科学院黄河三角洲滨海湿地生态试验站杨长利、马秀枝在野外监测工作中给予的帮助。

参考文献

- Aber JD, McDowell WH, Nadelhoffer KJ, Magill A, Berntson G, Kamakea M, McNulty SG, Currie W, Rustad L, Fernandez I (1998). Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems. *BioScience*, 48, 921–934.
- Allen AS, Schlesinger WH (2004). Nutrient limitations to soil microbial biomass and activity in loblolly pine forests. *Soil Biology & Biochemistry*, 36, 581–589.
- Atkin OK, Edwards EJ, Loveys BR (2000). Response of root respiration to changes in temperature and its relevance to global warming. *New Phytologist*, 147, 141–154.
- Bowden RD, Davidson E, Savage K, Arabia C, Steudler P (2004). Chronic nitrogen additions reduce total soil respiration and microbial respiration in temperate forest soils at the Harvard Forest. *Forest Ecology and Management*, 196, 43–56.
- Burton AJ, Pregitzer KS, Ruess RW, Hendrick RL, Allen MF (2002). Root respiration in North American forests: effects of nitrogen concentration and temperature across biomes. *Oecologia*, 131, 559–568.
- Chmura GL, Anisfield SC, Cahoon DR, Lynch JC (2003). Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Global Biogeochemical Cycles*, 17, 1111.
- Davidson EA, Belk E, Boone RD (1998). Soil water content and temperature as independent or confounded factors controlling soil respiration in a temperate mixed hardwood forest. *Global Change Biology*, 4, 217–227.
- Dörr H, Münnich KO (1987). Annual variation in soil respiration in selected areas of the temperate zone. *Tellus B*, 39, 114–121.
- Du ZX, Zeng HD, Huang XH, Wei GJ, Li XB, Zhang J, Yang YS (2010). Soil respiration and controlling factors at *Phragmites communis* community in riverside wetland. *Journal of Subtropical Resources and Environment*, 5, 49–55. (in Chinese with English abstract) [杜紫贤, 曾宏达, 黄向华, 魏国军, 李熙波, 张静, 杨玉盛 (2010). 城市沿江芦苇湿地土壤呼吸动态及影响因子分析. 亚热带资源与环境学报, 5, 49–55.]
- Fang C, Moncrieff JB (2001). The dependence of soil CO₂ efflux on temperature. *Soil Biology & Biochemistry*, 33, 155–165.
- Gorham E (1991). Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecological Applications*, 1, 182–195.
- Gundersen P, Emmett BA, Kjonaas OJ, Koopmans C, Tietema A (1998). Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling in forest: a synthesis of NITREX data. *Forest Ecology and Management*, 101, 37–55.
- Han M, Zhang XH, Liu LY (2006). Research progress on wetland of the Yellow River Delta. *Ecology and Environment*, 15, 872–875. (in Chinese with English abstract) [韩美, 张晓惠, 刘丽云 (2006). 黄河三角洲湿地研究进展. 生态环境, 15, 872–875.]
- Han GX, Zhou GS (2009). Review of spatial and temporal variations of soil respiration and driving mechanisms. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 33, 197–205. (in Chinese with English abstract) [韩广轩, 周广胜 (2009). 土壤呼吸作用时空动态变化及其影响机制研究与展望. 植物生态学报, 33, 197–205.]
- Han GX, Zhou GS, Xu ZZ, Yang Y, Liu JL, Shi KQ (2007). Soil temperature and biotic factors drive the seasonal variation of soil respiration in a maize (*Zea mays* L.) agricultural ecosystem. *Plant and Soil*, 291, 15–26.
- Han GX, Zhou GS, Xu ZZ, Yang Y, Liu JL, Shi KQ (2007). Spatial heterogeneity of soil respiration and contribution of root respiration in a maize (*Zea mays* L.) agricultural field. *Acta Ecologica Sinica*, 27, 5254–5261. (in Chinese with English abstract) [韩广轩, 周广胜, 许振柱, 杨扬, 刘景利, 史奎桥 (2007). 玉米农田土壤呼吸作用的空间异质性及其根系呼吸作用的贡献. 生态学报, 27, 5254–5261.]
- Högberg P, Nordgren A, Ågren GI (2002). Carbon allocation between tree root growth and root respiration in boreal pine forest. *Oecologia*, 132, 579–581.
- Hsieh YP (1996). Assessing aboveground net primary production of vascular plants in marshes. *Estuaries*, 19, 82–85.
- Hu ZH, Li HM, Yang YP, Chen ST, Li CZ, Shen SH (2010). Effects of simulated nitrogen deposition on soil respiration in northern subtropical deciduous broad-leaved forest. *Environmental Science*, 31, 1726–1731. (in Chinese with English abstract) [胡正华, 李涵茂, 杨燕萍, 陈书涛, 李岑子, 申双和 (2010). 模拟氮沉降对北亚热带落叶阔叶林土壤呼吸的影响. 环境科学, 31, 1726–1731.]
- Hyvönen R, Persson T, Andersson S, Olsson B, Ågren GI, Linder S (2008). Impact of long-term nitrogen addition on carbon stocks in trees and soils in northern Europe. *Biogeochemistry*, 89, 121–137.
- Jia BR, Zhou GS, Wang FY, Wang YH (2005). Soil respiration and its influencing factors at grazing and fenced typical *Leymus chinensis* steppe, Nei Mongol. *Environment Science*, 26, 1–7. (in Chinese with English abstract) [贾丙瑞, 周广胜, 王风玉, 王玉辉 (2005). 放牧与围栏羊草草原土壤呼吸作用及其影响因子. 环境科学, 26, 1–7.]
- Jia SX, Wang ZQ, Mei L, Sun Y, Quan XK, Shi JW, Yu YQ, Sun HL, Gu JC (2007). Effect of nitrogen fertilization on

doi: 10.3724/SP.J.1258.2013.00053

- soil respiration in *Larix gmelinii* and *Fraxinus mandshurica* plantations in China. *Journal of Plant Ecology (Chinese Version)*, 31, 372–379. (in Chinese with English abstract) [贾淑霞, 王政权, 梅莉, 孙玥, 全先奎, 史建伟, 于水强, 孙海龙, 谷加存 (2007). 施肥对落叶松和水曲柳人工林土壤呼吸的影响. 植物生态学报, 31, 372–379.]
- Lai CT, Katul GB, Bitmnor J, Siqueira M, Ellsworth D, Maier C, Johnsen K, McKeand S, Oren R (2002). Modelling the limits on the response of net carbon exchange to fertilization in south-eastern pine forest. *Plant, Cell, & Environment*, 25, 1095–1120.
- Li RH, Tu LL, Hu TX, Zhang J, Lu Y, Liu WT, Luo SH, Xiang YB (2010). Effects of simulated nitrogen deposition on soil respiration in a *Neosinocalamus affinis* plantation in rainy area of West China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 21, 1649–1655. (in Chinese with English abstract) [李仁洪, 涂利华, 胡庭兴, 张健, 鲁洋, 刘文婷, 雉守华, 向元彬 (2010). 模拟氮沉降对华西雨屏区慈竹林土壤呼吸的影响. 应用生态学报, 21, 1649–1655.]
- Li SN, Wang GX, Deng W, Hu YM, Hu WW (2009). Influence of hydrology process on wetland landscape pattern: a case study in the Yellow River Delta. *Ecological Engineering*, 35, 1719–1726.
- Liu SH, Fang JY (1997). Effect factors of soil respiration and the temperature's effects on soil respiration in the global scale. *Acta Ecologica Sinica*, 17, 469–476. (in Chinese with English abstract) [刘绍辉, 方精云 (1997). 土壤呼吸的影响因素及全球尺度下温度的影响. 生态学报, 17, 469–476.]
- Lu CY, Jin L, Ye Y, Ye GF (2012). Diurnal variation of soil respiration and its temperature sensitivity in *Kandelia candel* mangrove wetland. *Journal of Xiamen University (Natural Science)*, 51, 793–797. (in Chinese with English abstract) [卢昌义, 金亮, 叶勇, 叶功富 (2012). 秋茄红树林湿地土壤呼吸昼夜变化及其温度敏感性. 厦门大学学报(自然科学版), 51, 793–797.]
- Lü CQ, Tian HQ, Huang Y (2007). Ecological effects of increased nitrogen deposition in terrestrial ecosystems. *Journal of Plant Ecology (Chinese Version)*, 31, 205–218. (in Chinese with English abstract) [吕超群, 田汉勤, 黄耀 (2007). 陆地生态系统氮沉降增加的生态效应. 植物生态学报, 31, 205–218.]
- Madritch MD, Hunter MD (2003). Intraspecific litter diversity and nitrogen deposition affect nutrient dynamics and soil respiration. *Oecologia*, 136, 124–128.
- Mo JM, Xue JH, Fang YT (2004). Litter decomposition and its responses to simulated N deposition for the major plants of Dinghushan forests in subtropical China. *Acta Ecologica Sinica*, 24, 1413–1420. (in Chinese with English abstract) [莫江明, 薛璟花, 方运霆 (2004). 鼎湖山主要森林植物凋落物分解及其对N沉降的响应. 生态学报, 24, 1413–1420.]
- O'Neill KP, Kasischke ES, Richter DD (2002). Environment control on soil CO₂ flux following fire in black spruce, white spruce and aspen stands of interior Alaska. *Canadian Journal of Forest Research*, 32, 1525–1541.
- Raich JW, Schlesinger WH (1992). The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus B*, 44, 81–99.
- Raich JW, Potter CS (1995). Global patterns of carbon dioxide emissions from soils. *Global Biogeochemical Cycles*, 9, 23–26.
- Sarathchandra SU, Ghani A, Yeates GW, Burch G, Cox NR (2001). Effect of nitrogen and phosphate fertilisers on microbial and nematode diversity in pasture soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 33, 953–964.
- Sariyildiz T, Anderson JM (2003). Interactions between litter quality, decomposition and soil fertility: a laboratory study. *Soil Biology & Biochemistry*, 35, 391–399.
- Schlesinger WH (1997). Carbon balance in terrestrial detritus. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 8, 51–81.
- Schlesinger WH, Andrews JA (2000). Soil respiration and the global carbon cycle. *Biogeochemistry*, 48, 7–20.
- Schulze ED (2006). Biological control of the terrestrial carbon sink. *Biogeosciences*, 3, 147–166.
- Smith LC, MacDonald GM, Velichko AA, Beilman DW, Borisova OK, Frey KE, Kremenetski KV, Sheng Y (2004). Siberian peatlands a net carbon sink and global methane source since the early Holocene. *Science*, 303, 353–356.
- Spalding MD, Blasco F, Field CD (1997). *World Mangrove Atlas*. International Society for Mangrove Ecosystems, Okinawa. 176–178.
- Tang N, Cui BS, Zhao XS (2006). The restoration of reed (*Phragmites australis*) wetland in the Yellow River Delta. *Acta Ecologica Sinica*, 26, 2616–2624. (in Chinese with English abstract) [唐娜, 崔保山, 赵欣胜 (2006). 黄河三角洲芦苇湿地的恢复. 生态学报, 26, 2616–2624.]
- Tu LH, Hu TX, Huang LH, Li RH, Dai HZ, Luo SH, Xiang YB (2009). Response of soil respiration to simulated nitrogen deposition in *Pleioblastus amarus* forest, rainy area of West China. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 33, 728–738. (in Chinese with English abstract) [涂利华, 胡庭兴, 黄立华, 李仁洪, 戴洪忠, 雉守华, 向元彬 (2009). 华西雨屏区苦竹林土壤呼吸对模拟氮沉降的响应. 植物生态学报, 33, 728–738.]
- Tu LH, Hu TX, Zhang J, He YY, Tian XY, Xiao YL (2010). Effects of simulated nitrogen deposition on the fine root characteristics and soil respiration in a *Pleioblastus amarus* plantation in rainy area of West China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 21, 2472–2478. (in Chinese with English abstract) [涂利华, 胡庭兴, 张健, 何远洋, 田祥

- 宇, 肖银龙 (2010). 模拟氮沉降对华西雨屏区苦竹林细根特性和土壤呼吸的影响. 应用生态学报, 21, 2472–2478.]
- Vargas R, Allen MF (2008). Environmental controls and the influence of vegetation type, fine roots and rhizomorphs on diel and seasonal variation in soil respiration. *New Phytologist*, 179, 460–471.
- Wang H, Wang R, Yu Y, Mitchell MJ, Zhang L (2011). Soil organic carbon of degraded wetlands treated with freshwater in the Yellow River Delta, China. *Journal of Environmental Management*, 92, 2628–2633.
- Wang Q (2006). *Effects of Stimulated Atmospheric Nitrogen Deposition on Physical-Chemical Properties on Soil and Dynamics of Carbon in Minbei Forest*. Master degree dissertation, Fujian Agriculture and Forest University, Fujian. 18–22. (in Chinese with English abstract) [王强 (2006). 模拟大气氮沉降对闽北森林土壤理化性质及森林碳动态的影响. 硕士学位论文, 福建农林大学, 福建. 18–22.]
- Wickland KP, Striegl RG, Mast MA, Clow DW (2001). Carbon gas exchange at a southern Rocky Mountain wetland, 1996–1998. *Global Biogeochemical Cycles*, 15, 321–335.
- Wu DQ, Liu J, Wang W, Ding WJ, Wang RQ (2009). Multiscale analysis of vegetation index and topographic variables in the Yellow River Delta of China. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 33, 237–245. (in Chinese with English abstract) [吴大千, 刘建, 王炜, 丁文娟, 王仁卿 (2009). 黄河三角洲植被指数与地形要素的多尺度分析. 植物生态学报, 33, 237–245.]
- Xie T, Liu XH, Sun T (2011). The effects of groundwater table and flood irrigation strategies on soil water and salt dynamics and reed water use in the Yellow River Delta, China. *Ecological Modelling*, 222, 241–252.
- Xie YB, Jia QY, Zhou L, Li RP, Lü GH (2006). Soil respiration and its controlling factors at *Phragmites communis* wetland in Panjin. *Journal of Meteorology and Environment*, 22, 53–58. (in Chinese with English abstract) [谢艳兵, 贾庆宇, 周莉, 李荣平, 吕国红 (2006). 盘锦湿地芦苇群落土壤呼吸作用动态及其影响因子分析. 气象与环境学报, 22, 53–58.]
- Xie YB, Jia QY, Li RP, Lü GH (2009). Research on influences of biological factors on the soil respiration of reed ecosys- tem in the wetland of Panjin. *Journal of Anhui Agricultural Science*, 37, 18070–18072. (in Chinese with English abstract) [谢艳兵, 贾庆宇, 李荣平, 吕国红 (2009). 生物因子对盘锦湿地芦苇生态系统土壤呼吸影响的研究. 安徽农业科学, 37, 18070–18072.]
- Xu M, Qi Y (2001). Soil surface CO₂ efflux and its spatial and temporal variations in a young ponderosa pine plantation in northern California. *Global Change Biology*, 7, 667–677.
- Yang Q, Lü XG (1999). A preliminary study on the soil respiration in wetland ecosystem of Sanjiang Plain. *Chinese Journal of Soil Science*, 30, 254–256. (in Chinese with English abstract) [杨青, 吕宪国 (1999). 三江平原湿地生态系统土壤呼吸动态变化的初探. 土壤通报, 30, 254–256.]
- Zhang XL, Ye SY, Yin P, Chen DJ (2009). Characters and successions of natural wetland vegetation in Yellow River Delta. *Ecology and Environment Sciences*, 18, 292–298. (in Chinese with English abstract) [张绪良, 叶思源, 印萍, 陈东景 (2009). 黄河三角洲自然湿地植被的特征及演化. 生态环境学报, 18, 292–298.]
- Zhang XY, Yan WD, Zheng W, Zhao LS (2012). Effects of nitrogen deposition on soil respiration of *Pinus elliottii*. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 28, 5–10. (in Chinese with English abstract) [张徐源, 闫文德, 郑威, 赵亮生 (2012). 氮沉降对湿地松林土壤呼吸的影响. 中国农学通报, 28, 5–10.]
- Zong XY, Liu GH, Qiao YL, Liu S (2009). Study on dynamic changes of wetland landscape pattern in Yellow River Delta. *Journal of Geo-Information Science*, 11, 91–97. (in Chinese with English abstract) [宗秀影, 刘高焕, 乔玉良, 刘松 (2009). 黄河三角洲湿地景观格局动态变化分析. 地球信息科学学报, 11, 91–97.]
- Zhang Y, Liu XJ, Zhang FS, Ju XT, Zou GY, Hu KL (2006). Spatial and temporal variation of atmospheric nitrogen deposition in North China Plain. *Acta Ecologica Sinica*, 26, 1633–1639. (in Chinese with English abstract) [张颖, 刘学军, 张福锁, 巨晓棠, 邹国元, 胡克林 (2006). 华北平原大气氮素沉降的时空变异. 生态学报, 26, 1633–1639.]

责任编辑: 傅声雷 责任编辑: 王 蔚

doi: 10.3724/SP.J.1258.2013.00053