

外来植物水花生和苏门白酒草入侵对土壤碳氮过程的影响

高志亮¹, 过燕琴¹, 邹建文^{1,2*}

(1.南京农业大学资源与环境科学学院, 南京 210095; 2.中国科学院大气物理研究所大气边界层物理与大气化学国家重点实验室, 北京 100029)

摘 要: 外来入侵植物对土壤生态系统的影响已成为入侵生态研究的热点问题。以我国典型入侵植物水花生(*Alternanthera philoxeroides*, Ap) 和苏门白酒草(*Conyza sumatrensis*, Cs) 为对象, 选取撂荒的稻田为试验样地, 以土著优势物种马唐(*Digitaria sanguinalis*, Ds) 为参照, 通过对入侵植物和土著植物的根际土壤进行采样分析, 研究了入侵植物对入侵地土壤特性及土壤碳氮过程的影响。结果表明, 与土著物种 Ds 相比, Ap 和 Cs 入侵分别使土壤有机质含量增加 106% 和 27%, 全氮量增加 63% 和 97%, 铵态氮含量增加 97% 和 94%, 硝态氮含量增加 71% 和 243%, 微生物量碳增加 123% 和 225%, 微生物量氮增加 225% 和 399%, 氮净矿化速率增加 2.1 倍和 3.8 倍, 反硝化速率增加 1.0 倍和 0.8 倍, 酶的活性和硝化速率亦显著增加; 矿化过程中 Cs 和 Ap 的 CO₂ 平均排放速率分别增加 2.3 倍和 2.6 倍, 土壤 N₂O 的平均排放速率分别增加 1.9 倍和 2.2 倍。由此可见, 入侵植物显著地改变了入侵地土壤的理化特性, 加速了土壤碳氮转化过程, 呈现正反馈效应。

关键词: 水花生; 苏门白酒草; 入侵植物; 土壤过程; 碳氮过程

中图分类号: X173 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2011)04-0797-09

Effect of Invasive Plants (*Conyza sumatrensis* and *Alternanthera philoxeroides*) on Soil Carbon and Nitrogen Processes

GAO Zhi-liang¹, GUO Yan-qin¹, ZOU Jian-wen^{1,2*}

(1.College of Resources and Environmental Sciences, Nanjing Agriculture University, Nanjing 210095, China; 2.State Key Laboratory of Atmospheric Boundary Layer Physics and Atmospheric Chemistry, Institute of Atmospheric Physics, Chinese Academy of Science, Beijing 100029, China)

Abstract: Alien species invasion has become one of the three global environmental problems due to its tremendous effects on community structure and ecosystem function. Recently, many studies have devoted to documenting the impact of exotic plant invasions on ecosystem processes. To examine the effects of alien plants invasion on soil properties and soil processes, we collected rhizosphere soil samples under invasive plants, *Conyza sumatrensis* (Cs) and *Alternanthera philoxeroides* (Ap), and the neighboring indigenous species, *Digitaria sanguinalis* (Ds) in a deserted paddy field. The results showed that alien invasive plants relative to neighboring indigenous plants increased soil organic carbon and nitrogen contents. Compared with the Ds, the soil organic carbon content, total nitrogen, nitrate and ammonium contents were increased by 106%, 63%, 97% and 71% for the invasive Cs, and 27%, 97%, 94% and 243% for the invasive Ap, respectively. Soil microbial carbon and nitrogen biomass were increased by 123% and 225% for the Cs, and 225% and 339% for the Ap, respectively. Under similar laboratory incubation conditions, soil mineralization and denitrification rates were increased by 210% and 100%, or 380% and 80% due to the Cs or Ap invasion relative to the Ds, respectively. In contrast with the Ds, soil CO₂ emission and N₂O emission rates were as high as 1.9~2.3 and 2.2~2.6 times for the Cs and Ap, respectively. Similarly, the Cs and Ap invasion significantly increased rhizosphere soil enzyme activity and

收稿日期: 2010-09-05

基金项目: 教育部新世纪优秀人才支持计划(NCET-08-0798); 全国博士后特等资助项目(200801379); 国家重点实验室开放课题(LAPC-KF-2009-03)

作者简介: 高志亮(1984—), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为生物入侵与陆地生态系统物质循环。E-mail: 2008103063@njau.edu.cn

* 通讯作者: 邹建文 E-mail: jwzou21@njau.edu.cn

nitrification rates. Therefore, the results of this study revealed a significant shift in soil properties due to alien plants invasion. Soil carbon and nitrogen process was substantially facilitated, which may create a positive feedback as a consequence of alien plants invasion.

Keywords: *Alternanthera philoxeroides*; *Conyza sumatrensis*; invasive species; soil process; soil carbon and nitrogen process

生物入侵(biological invasion)已经成为全球变化的重要组成部分,被列为三大环境问题之一,对生态系统稳定 and 经济发展造成严重的负面影响。近年来随着生物入侵研究的不断深入,入侵植物对入侵区域的生态系统过程,尤其是对土壤生态系统过程的影响得到了广泛关注^[1]。

许多研究表明,外来植物入侵除对土壤基本理化性质产生显著影响外^[2],还改变了土壤微生物的群落结构和功能^[3-4],使土壤酶活性发生显著变化^[5-6],从而使土壤物质循环受到影响^[7]。Hibbard 等^[8]研究了植物入侵下土壤矿化速率的变化;Ehrenfeld 等^[9]揭示了入侵植物对土壤氨化作用和硝化作用的影响;牛红榜等^[10]发现紫茎泽兰入侵改变了与土壤养分循环相关的微生物功能群数量,从而使养分循环发生了显著变化。然而,无论是直接的试验研究,还是综述性的整合研究,都很少涉及外来植物入侵对土壤反硝化作用的影响^[11-12]。Liao 等^[13]在收集整理已有相关研究资料的基础上,整合分析了外来植物入侵对土壤特性及土壤过程的影响,但由于研究资料的不足,缺少了土壤反硝化速率等指标。可见,植物入侵对土壤反硝化速率影响的研究较少,然而作为土壤物质转化过程中的一个重要组成部分,土壤反硝化作用是土壤 N 损失的主要过程之一。土壤碳氮过程的变化必将会影响到土壤微量气体 CO₂ 和 N₂O 的排放,而 CO₂ 和 N₂O 作为两种主要的温室气体对全球气候变化影响显著,因此入侵植物对土壤 CO₂ 和 N₂O 排放的影响应该得到足够重视。

水花生(*Alternanthera philoxeroides* L.)为苋科多年生宿根草本植物,是一种区域恶性入侵杂草,现已在我国 28 个省、市、自治区和特别行政区发生,直接危害水生或陆生植物的生长,并已被国家环保总局列入首批外来入侵物种名单^[14]。苏门白酒草(*Conyza sumatrensis* L.)属菊科白酒草属,原产于南美洲,现在已成为一种热带和亚热带地区广泛分布的恶性杂草,以其惊人的入侵和扩散速度对生态系统造成严重破坏。目前,国内对水花生入侵的研究集中在化感作用、生物学特征和环境重金属处理等方面^[15-16],对苏门白酒草的研究则以化感作用为主^[17],而两者入侵下土

壤特性和土壤过程变化的研究相对较少。本文选取这两种我国典型的入侵物种和一种土著物种(马唐)为研究对象,通过土壤理化特性分析和土壤碳氮过程的室内培养实验,研究入侵物种对土壤特性和土壤过程的影响以及对土壤 CO₂ 和 N₂O 两种主要温室气体排放的影响,为揭示水花生和苏门白酒草入侵对土壤过程的影响规律提供科学依据,为评估外来植物入侵对土壤温室气体排放的影响积累基础数据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

试验所选取的入侵植物物种为水花生和苏门白酒草,土著物种为马唐(*Digitaria sanguinalis* L.)。水花生记为 Ap,苏门白酒草记为 Cs。马唐为禾本科一年生草本植物,喜湿喜光,多生于潮湿多肥的地块,记为 Ds。由于进行入侵植物与土著植物根际土壤的比较研究,对采样地的选择要求三者具有相同的生长背景。采样地点确定为南京溧水普朗克有机农场(118°34'~119°14' E, 31°23'~31°48' N)附近,土壤为下蜀黄土母质发育而来的马肝土。样地为一块地势平坦、长期撂荒的稻田生态系统。该样地为两种入侵物种长期入侵地,3 种物种的种群呈斑块状散布在该区域内。于 2009 年 8 月中旬植物生长旺季,在样地内每个物种选取 3 个种群斑块,采用抖根法分别对每个物种的各个斑块进行根际土壤的多点采样,鲜土先除去可见动植物残体,碾磨过 2 mm 筛,混匀,在 4℃条件下冷藏作为培养备用。部分样品自然风干,磨细过筛后测定土壤基本理化性质。

1.2 培养方法

1.2.1 矿化试验

称取相当于 60 g 烘干土重的鲜土置于 21 个 250 mL 的三角瓶中,另有 3 个 250 mL 三角瓶固定用于采集气样,加蒸馏水至 40%WHC(田间最大持水量),在 25℃恒温恒湿培养箱中预培养 7 d,激活土壤微生物活性,每隔 3 d 调 1 次水分。预培养结束后,随机选取 3 瓶,按液土比 2.5:1 加入 150 mL 2 mol·L⁻¹ 的 KCl,振荡 1 h,过滤,测定土壤中 NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 含量,作为 0 d 的含量。余下的 18 个三角瓶调节水分含量至

65%WHC,于 $(25 \pm 1)^\circ\text{C}$ 下黑暗培养21 d,每隔3 d调节1次水分含量,使其保持在65%WHC。分别在培养后第1、3、5、8、14、21 d随机选取3瓶,测定土壤中的 NH_4^+-N 和 NO_3^--N ,培养期共21 d。培养期内气样采集时间为培养后第1、2、3、4、5、6、7、8、11、14、17、21 d,其中前两日每日采集气样2次。气样采集前用电泵通空气15 min,然后用带有三通阀的胶塞封口,分别在密闭后的0 h和2 h用注射器通过三通阀采集瓶内气样。

1.2.2 硝化试验

称取相当于60 g烘干土重的鲜土置于21个250 mL三角瓶中,加蒸馏水至40%WHC,于 $(25 \pm 1)^\circ\text{C}$ 下预培养7 d以激活土壤微生物,每隔3 d调1次水分。预培养结束时随机选取3瓶测定土壤中 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 含量,作为0 d的含量。在余下18个培养瓶中加入 $150 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的 NH_4^+-N (硫酸铵),调节水分含量至65%WHC,于 $(25 \pm 1)^\circ\text{C}$ 下黑暗培养21 d,每隔3 d调节1次水分含量,使其保持在65%WHC。分别在培养后第1、3、5、8、14、21 d随机选取3瓶,按液土比2.5:1(V/W)加入150 mL $2 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ KCl溶液,振荡1 h,测定 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 含量。

1.2.3 反硝化试验

称取相当于60 g烘干土重的鲜土置于21个250 mL三角瓶中,分别加蒸馏水60 mL,用硅橡胶塞密封瓶口,于 $(25 \pm 1)^\circ\text{C}$ 下淹水预培养7 d,以便激活土壤微生物。预培养结束后,随机选取3瓶测定土壤中 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 含量,作为0 d的含量。在其余18个培养瓶中加入10 mL KNO_3 溶液(相当于 $150 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的N)。将三角瓶用硅橡胶塞塞紧,用冲氮气装置将其内部充满高纯氮气,结束后用胶水密封以保证厌氧培养环境,置于 $(25 \pm 1)^\circ\text{C}$ 、恒温黑暗条件下培养。分别在培养后的第1、3、5、8、14、21 d随机选取3瓶向培养瓶中按液土体积比为4:1加入150 mL($3 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$)KCl溶液(KCl最终浓度为 $2 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$)提取,测定土壤中 NH_4^+-N 和 NO_3^--N 的含量^[18-19]。

1.3 分析方法

土壤质地采用比重计速测法测定;土壤pH采用pH计测定(土水比1:2.5),有机质采用重铬酸钾容量法测定;土壤全氮采用半微量开氏滴定法测定; NH_4^+-N 和 NO_3^--N 分别采用靛酚蓝比色法和紫外分光光度法测定;土壤微生物生物量碳和土壤微生物生物量氮采用氯仿熏蒸浸提-容量分析法和氯仿熏蒸浸提-消煮、碱化蒸馏法测定;脲酶、过氧化氢酶、磷酸酶和蔗糖

酶分别采用奈氏比色法、高锰酸钾滴定法、磷酸苯二钠比色法和靛酚蓝比色法进行测定^[20-22]。

气体样品用安捷伦7890A气相色谱仪进行分析,色谱柱为Porapak填充柱。进样口、检测器及柱箱温度分别为100、300 $^\circ\text{C}$ 和50 $^\circ\text{C}$ 。测定 CO_2 的检测器为火焰离子化检测器(FID),载气为氮气,流速为 $40 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$; N_2O 用电子捕获检测器(ECD)测定,载气为95%氩气+5%甲烷,流速为 $40 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$,高纯氮为反吹气。

1.4 数据处理

1.4.1 净矿化量、净硝化量和净反硝化量

净矿化量为培养后与培养前土壤矿质氮量 $[\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-]$ 之差,记为 M_t ;净硝化量为培养后与培养前土壤硝态氮量之差,记为 N_t ;净反硝化量为培养前与培养后土壤硝态氮量降低值,记为 N_{it} ;硝化率为某培养日内土壤硝态氮占矿质氮量的百分含量,记为 M_r 。其关系如以下各式:

$$M_t = [\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-]_t - [\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-]_0$$

$$N_t = [\text{NO}_3^-]_t - [\text{NO}_3^-]_0$$

$$N_{it} = [\text{NO}_3^-]_0 - [\text{NO}_3^-]_t$$

$$M_r = ([\text{NO}_3^-]_t / [\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-]_t) \times 100\%$$

式中: $[\text{NH}_4^+]$ 代表铵态氮含量, $[\text{NO}_3^-]$ 代表硝态氮含量,单位均为 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; t 、 t_0 分别为培养第 t d、第0 d。

1.4.2 温室气体排放速率

N_2O 和 CO_2 的排放速率用下试计算:

$$F = \rho \times dc/dt \times V \times (273 + T) / 273 / W$$

式中: F 为气体排放速率, $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 或 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$; ρ 为标准状态下 N_2O 或 CO_2 的密度, $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$; dc/dt 为单位时间内培养瓶内气体浓度的增加量, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 或 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$; V 为培养瓶内气体的有效空间体积, m^3 ; W 为培养瓶内烘干的土重, kg ; T 为培养温度, $^\circ\text{C}$ 。

1.5 统计分析

采用Microsoft office Excel 2003整理数据和作图,采用JMP7.0软件对数据进行单因素的方差分析、多重比较和方程拟合。

2 结果与分析

2.1 入侵植物对土壤特性的影响

2.1.1 入侵植物对土壤理化性质的影响

由表1可知:Cs和Ap入侵后土壤的质地和pH没有发生显著变化,但外来入侵植物使土壤有机质含量和全氮含量显著增加,Cs和Ap分别使土壤有机质含量增加106%和27%($P < 0.01$);全氮量增加63%和

97% ($P<0.01$), 且土壤有机质含量和全氮含量在两外来入侵物种 Cs 和 Ap 根际土壤间存在极显著和显著差异。外来植物入侵导致根际土壤 C/N 发生变化, 但改变的方向有所不同: Cs 提高了土壤 C/N, 而 Ap 却降低了土壤 C/N。此外, 土壤有效态氮的含量也发生显著变化。与土著物种相比, Cs 和 Ap 根际土壤中铵态氮含量分别增加 97% 和 94% ($P<0.01$), 但两入侵物种间无显著差异; Cs 和 Ap 分别较土著物种根际土壤硝态氮含量增加了 71% 和 243%, 且 Cs 与 Ap 间差异极显著 ($P<0.01$)。

2.1.2 入侵植物对土壤微生物学特性的影响

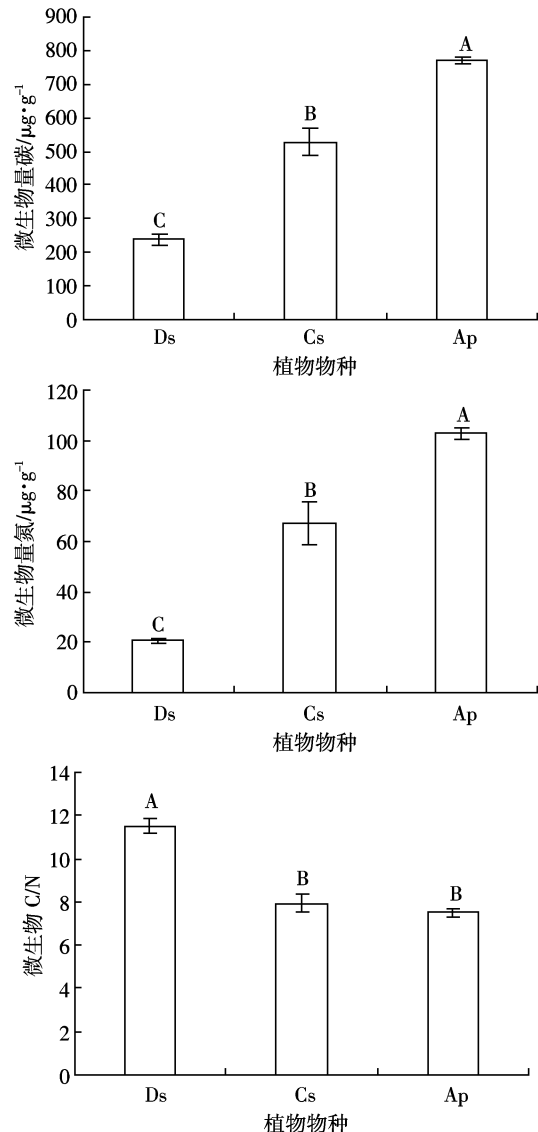
微生物量碳氮与土壤中微生物的数量有较好的相关性, 其数值的大小能较好地反映土壤微生物数量的多少, 而且土壤中微生物的数量和酶的活性与土壤的物质转化过程密切相关。由图 1 可知, Cs 与 Ap 两种入侵物种较土著物种 Ds 根际土壤中微生物量碳分别增加了 123% 和 225%, 微生物量氮分别增加 225% 和 399%, 而且 Ap 和 Cs 之间差异显著, Ap 土壤微生物碳氮量显著高于 Cs。表明入侵物种对微生物量产生了显著影响, 表现在使其数量增加。Cs 和 Ap 的入侵同时降低了土壤中微生物的 C/N, 表明土壤微生物氮受外来植物入侵的影响可能较土壤微生物碳更为强烈。

Cs 与 Ap 的根际土壤中 4 种基本酶的活性与 Ds 相比的结果显示 (图 2), 4 种酶的活性都呈现增加的趋势, 除磷酸酶活性外 ($P=0.076$), 过氧化氢酶、脲酶和蔗糖酶 3 种酶的活性增加显著, 并且都达到了极显著水平 ($P<0.01$)。此外, 多重比较的结果显示, 除磷酸酶外, Ap 土壤酶活性显著高于 Cs ($P<0.01$)。这表明入侵物种对土壤酶活性的影响主要表现在土壤中酶活性的增加, 而不同入侵植物在增加幅度上差异显著。

2.2 入侵植物对土壤过程的影响

2.2.1 入侵植物对土壤矿化过程的影响

图 3 反映了矿化培养过程中各土壤样品的无机态氮 (NH_4^+-N 、 NO_3^--N) 的动态累积行为。培养期间, 土



注: A、B、C 代表 $P<0.01$ 水平差异显著。下同。

Note: A, B and C stand for significant difference at the level of $P<0.01$.

The same below.

图 1 土壤微生物量碳、氮和 C/N

Figure 1 Soil micro-biomass carbon, nitrogen and C/N

壤有机氮不断矿化使得土壤中矿质氮含量逐渐增加, 无机态氮随时间变化的过程采用零级方程 $y=kt+b$ 进行拟合。拟合和方差分析的结果显示, Cs 和 Ap 两种

表 1 供试土壤基本理化性质

Table 1 Physico-chemical properties of the test soil

供试土壤	质地	pH	Organic C/g·kg ⁻¹	Total N/g·kg ⁻¹	NH ₄ ⁺ -N/mg·kg ⁻¹	NO ₃ ⁻ -N/mg·kg ⁻¹	碳氮比 C/N
Ds	中壤土	6.24	14.7C	1.42c	9.64B	17.7C	10.4
Cs	中壤土	6.78	30.3A	2.31b	19.0A	30.3B	13.1
Ap	中壤土	6.43	18.8B	2.81a	18.7A	60.8A	6.7

注: A、B、C 代表 $P<0.01$ 水平差异显著; a、b、c 代表 $P<0.05$ 水平差异显著性。

Note: A, B and C stand for significant difference at the level of $P<0.01$; a, b and c stand for significant difference at the level of $P<0.05$.

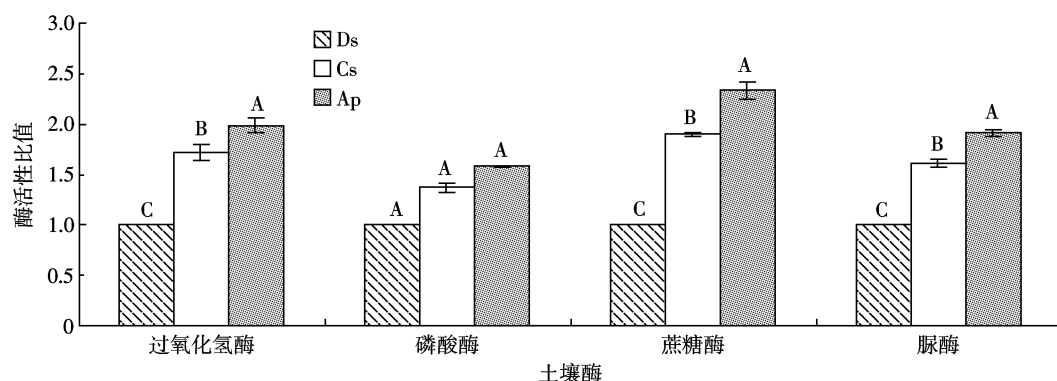


图2 入侵物种与土著物种土壤酶活性比值(土著物种标准化为1)

Figure 2 Soil enzyme activity ratio of invasive and native species. (The value of enzyme activities of the native plant species was normalized to be 1.)

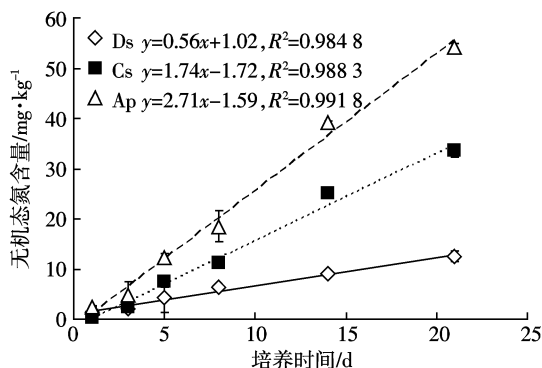


图3 矿化过程无机态氮-时间变化曲线

Figure 3 Dynamics of inorganic nitrogen during mineralization process

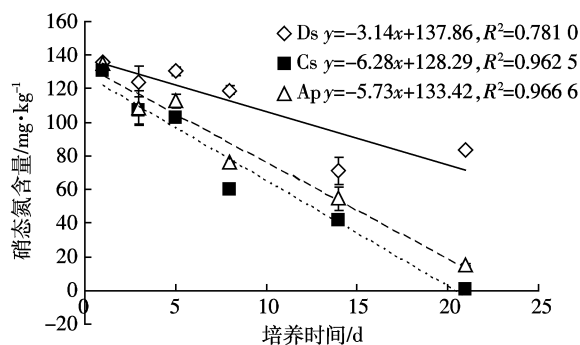


图4 反硝化过程中硝态氮含量-时间变化曲线

Figure 4 Dynamics of nitrate nitrogen during denitrification process

入侵植物显著增加了土壤的净矿化速率 ($P < 0.001$), 平均净矿化速率分别增加 2.1 倍和 3.8 倍。Cs 和 Ap 相比差异显著 ($P < 0.001$), Ap 土壤净矿化速率高于 Cs。结果表明植物入侵后土壤矿化作用得到加强, 但不同入侵物种在程度上却存在差异。

2.2.2 入侵植物对土壤反硝化过程的影响

图 4 反映了反硝化培养过程中各土壤样品中硝态氮含量的动态行为。在反硝化培养过程中, 由于在无氧还原条件下进行, 硝态氮含量随时间逐渐减少, 硝态氮随时间的变化过程同样采用零级方程 $y = kt + b$ 进行拟合。拟合和方差分析结果显示, Cs 和 Ap 两种入侵植物显著增加了土壤的反硝化速率 ($P < 0.001$), 分别增加 1.0 倍和 0.8 倍, 而 Cs 和 Ap 之间没有明显差异。表明入侵植物加速了土壤反硝化进程。

2.2.3 入侵植物对土壤硝化过程的影响

土壤硝化过程是土壤中有效态氮合成的主要过程。图 5 反应了硝化培养过程中各土壤样品硝化率的

动态行为。在硝化培养过程中, 由于硝化底物的加入使硝态氮含量随时间增加明显, 硝化率也呈增加趋势。培养 14 d 时 Ds 的硝化率为 86.95%, 而 Cs 和 Ap 的硝化率却已经达到 96.67% 和 96.07%, Cs 和 Ap 的硝化过程趋于完成, 而且培养前期 Cs 和 Ap 差异显著 ($P < 0.01$)。由硝化率的数值可知, 土壤的硝化过程主要作用时间为培养的前两周内, 因此对培养 14 d 以前的数据点采用零级方程 $y = kt + b$ 进行拟合和差异性分析, 经拟合得到的参数分别为: Ds ($k = 4.94, R^2 = 0.880$)、Cs ($k = 6.89, R^2 = 0.953$)、Ap ($k = 8.87, R^2 = 0.903$)。由拟合结果可知, 在前 14 d 的培养过程中, Cs 和 Ap 的硝化速率显著高于 Ds ($P < 0.001$), 而且 Cs 和 Ap 之间也存在差异。试验结果表明, 植物入侵使土壤的硝化作用显著加强。

2.3 入侵植物对土壤温室气体排放的影响

土壤 CO_2 和 N_2O 的排放速率与矿化、硝化和反硝化作用的强度密切相关, 因此土壤过程的变化会对土壤温室气体的排放产生显著的影响。矿化过程中土壤的温室气体 (CO_2 、 N_2O) 排放速率如图 6 所示。研究

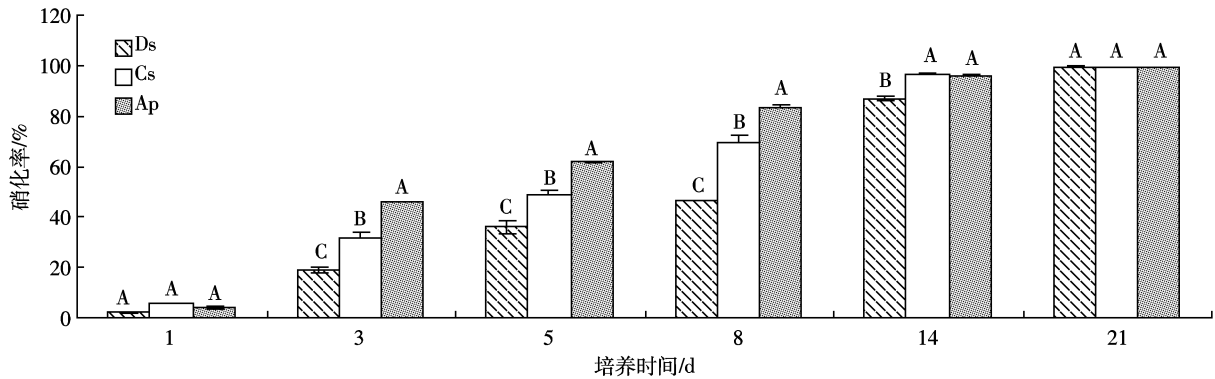
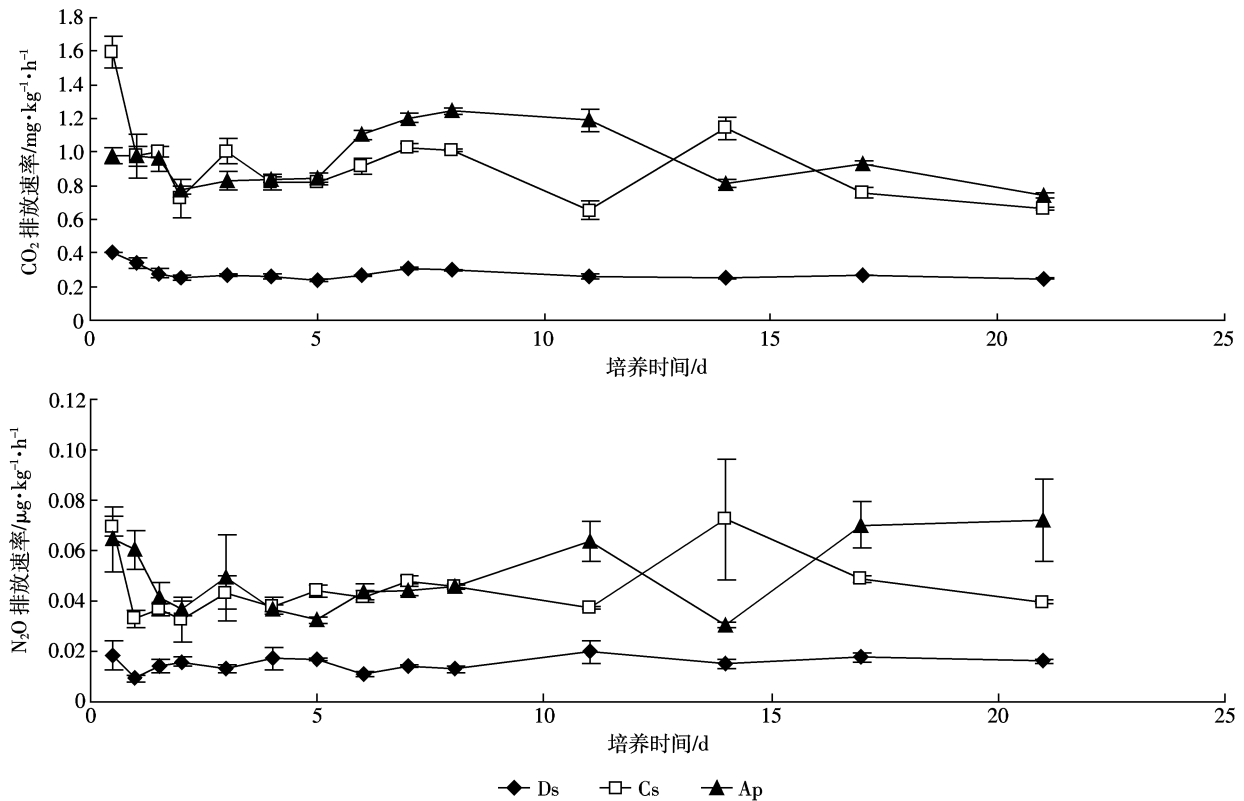


图 5 土壤氮素硝化率

Figure 5 The nitrification rate in the soils

图 6 矿化过程中 CO₂ 和 N₂O 排放速率-时间变化曲线Figure 6 Time course of N₂O and CO₂ emissions rate during the mineralization process

结果表明,入侵物种加速了被入侵地区土壤的温室气体排放速率。培养期内 Ds、Cs、Ap 根际土壤 CO₂ 的平均排放速率分别为 0.268、0.874、0.969 mg·kg⁻¹·h⁻¹, Cs 和 Ap 的平均排放速率分别比 Ds 高出 226% 和 262% ($P<0.001$), 但 Cs 与 Ap 之间并没有表现出明显差异; 培养期内 Ds、Cs、Ap 根际土壤 N₂O 平均排放速率分别为 0.016、0.047、0.052 μg·kg⁻¹·h⁻¹, Cs 和 Ap 的平均排放速率分别比 Ds 高出 195% 和 224% ($P<0.001$), 同时 Cs 与 Ap 之间也没有表现出显著差异。

3 讨论

一般认为,入侵植物能够增加土壤碳库和氮库^[23-24], 本文的研究结果与之相符(表 1), 土壤碳库和氮库的增加受到诸多方面的影响。入侵植物与土著物种相比具有更高的净初级生产力^[13], 其较高的净初级生产力增加了输入土壤中的残体量, 而较高的植物残体输入量导致了土壤有机碳库和氮库的增加。此外, 入侵植物的凋落物一般都具有较高的氮浓度^[25], 而且凋落

物的氮矿化速率总体上比土著植物的高,导致入侵植物凋落物的氮更多地释放到土壤中^[26],这些都可能引起土壤中有效态氮素含量的增加。植物入侵对土壤微生物碳、氮库也产生了显著影响^[27],Cs与Ap的入侵显著增加了土壤微生物碳、氮的量。在土壤生物学特性方面,Cs与Ap的入侵不仅增加了微生物的数量,而且降低了微生物C/N,微生物C/N的变化意味着微生物群系的改变。外来入侵植物可以通过根系分泌物、淋溶物或凋落物的分解来改变土壤微生物群落与功能^[28],这可能是土壤微生物C/N降低的主要原因。除了磷酸酶外,Cs与Ap使土壤中其他3种酶的活性显著增加(图2),这与李钧敏等^[29]和李会娜等^[30]研究结果一致。土壤中酶活性的增强可能与植物入侵下土壤中微生物数量和活性的改变密切相关^[31]。另外,有研究结果显示,土壤中酶的活性也受到了入侵植物根系分泌物输入土壤中的量与质的影响^[32]。

入侵植物能够显著的提高土壤的矿化速率和硝化速率^[9],这可能与入侵植物物种本身的性质、入侵后土壤的生物学特性的改变以及入侵植物生存的微环境密切相关。植物在生物化学循环中是主要的物质输入者,其控制本身的生物量以及输入土壤中的残体的量^[33],而植物残体的分解是生物化学循环的一个重要组成部分,被分解的植物残体本身所具有的特性会显著影响植物残体的分解速率^[34];植物对土壤的微生物量以及微生物的活性都会产生显著的影响,本身也对分解者的群落产生重大的影响^[35],并且不同的分解者的群落会对分解过程产生重大影响^[36]。Cs、Ap和Ds为不同物种,无论是地上部分残体的输入,还是根系残体以及根系分泌物在数量与性质上都存在较大差异,并且Cs与Ap的入侵增加了土壤微生物的数量和土壤中酶的活性,改变了微生物的群落结构(图1和图2),这些可能都是导致净矿化速率和硝化速率提高的主要原因。这也很好地解释了Cs和Ap对土壤的影响虽然趋势一致,但程度上却存在显著差异。此外,Cs和Ap各自生存的微环境的不同也可能是导致二者对土壤影响存在差异的原因之一。与此同时,拟合分析的结果还显示了入侵植物Cs和Ap提高了土壤的反硝化速率(图4)。反硝化速率的提高与净矿化速率和硝化速率提高的原因直接相关,而且植物入侵下土壤较高的矿化速率和硝化速率可为反硝化细菌提供大量底物,从而增强反硝化作用的强度^[37]。由于入侵植物对土壤反硝化速率影响的研究比较匮乏,缺少了横向比较,该结论还需进一步的验证。

Cs和Ap两种入侵物种显著增大了土壤CO₂排放速率(图6)。这是因为入侵植物使土壤微生物量和微生物的活性显著增加^[32],这些都会加强土壤呼吸强度,增加CO₂的排放。Cs和Ap两种入侵植物在增加土壤CO₂排放的同时也加速了土壤N₂O的排放(图6)。植物入侵使土壤氮素的净矿化和净硝化分别提高43.2%和90.6%^[13],证明植物的入侵对土壤氮素转化产生了显著影响。虽然土壤N₂O的排放与土壤的硝化过程和反硝化过程直接相关,土壤的硝化作用和反硝化作用的加强可能是提高N₂O排放的直接原因,但土壤环境改变的影响却不能忽视,有研究结果显示,土壤氮的转化与土壤氧化还原电位和土壤pH值密切相关,其中氧化还原电位又受到土壤通气状况的影响^[38-39]。入侵植物根际土壤CO₂和N₂O排放速率的增大从一个侧面反映了植物入侵后加速了土壤内物质的循环过程,尤其是碳氮循环。

入侵物种一般都具有较高的净生产力,促进了土壤有机碳氮的累积,有机碳氮输入的增加以及在入侵植物影响下微生物的一系列变化又促进了土壤微生物的分解作用,加速了土壤的碳氮过程,使土壤可用氮库增加,从而进一步支持了入侵种以较高生产力进行扩张,即植物入侵表现出一种正反馈机制。在这种正反馈的机制作用下,入侵植物快速扩张对入侵地生态系统造成严重的破坏;物质循环过程的加快,加速了土壤温室气体的排放,这必然加剧大气的温室效应,加剧全球变暖。

4 结论

外来植物水花生和苏门白酒草的入侵不仅增加了土壤碳库和氮库,而且还使土壤酶活性和微生物数量显著增加,微生物群落结构发生相应变化,从而加速了土壤碳氮循环过程:净矿化速率、硝化速率和反硝化速率均显著提高。土壤碳氮过程的加快增加了土壤硝态氮的供应,促进入侵植物快速生长,呈现正反馈效应。此外,植物入侵下土壤CO₂和N₂O排放速率显著增大,将对大气温室效应产生显著的影响。

参考文献:

- [1] Kourtev P S, Ehrenfeld J G, Haggelom M. Exotic plant species alter the microbial community structure and function in the soil[J]. *Ecology*, 2002, 83(11):3152-3166.
- [2] 陆建忠, 裴伟, 陈家宽, 等. 入侵种加拿大一枝黄花对土壤特性的影响[J]. *生物多样性*, 2005, 13(4):347-356.
- LU Jian-zhong, QIU Wei, CHEN Jia-kuan, et al. Impact of invasive

- species on soil properties: Canadian goldenrod (*Solidago canadensis*) as a case study[J]. *Biodiversity Science*, 2005, 13(4):347-356.
- [3] 唐建军, 张倩, 杨如意, 等. 外来植物加拿大一枝黄花对入侵地丛枝菌根真菌(AMF)的影响[J]. 科技通报, 2009, 25(2):233-237.
TANG Jian-jun, ZHANG Qian, YANG Ru-yi, et al. Effects of exotic plant *Solidago Canadensis* L. on Local Arbuscular Mycorrhizal Fungi[J]. *Bulletin of Science and Technology*, 2009, 25(2):233-237.
- [4] 沈荔花, 郭琼霞, 林文雄, 等. 加拿大一枝黄花对土壤微生物区系的影响研究[J]. 中国农学通报, 2007, 23(4):323-327.
SHEN Li-hua, GUO Qiong-xia, LIN Wen-xiong, et al. Impacts of invasive alien weed *Solidago Canadensis* L. on microbial population in root soil[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2007, 23(4):323-327.
- [5] 刘潮, 冯玉龙, 田耀华. 紫茎泽兰入侵对土壤酶活性和理化因子的影响[J]. 植物研究, 2007, 27(6):729-735.
LIU Chao, FENG Yu-long, TIAN Yao-hua. Effects of *Eupatorium adenophorum* sprengel invasion on soil enzyme activities and physical and chemical factors[J]. *Bulletin in of Botanical Research*, 2007, 27(6):729-735.
- [6] 蒋智林, 刘万学, 万方浩, 等. 紫茎泽兰与本地植物群落根际土壤酶活性和土壤肥力的差异[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(2):660-664.
JIANG Zhi-lin, LIU Wan-xue, WAN Fang-hao, et al. Differences in soil enzyme activities and soil nutrients of *Ageratina adenophorum* and native plants communities at the rhizosphere zones[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2008, 27(2):660-664.
- [7] 李伟华, 张崇邦, 林洁筠, 等. 外来入侵植物的氮代谢及其土壤氮特征[J]. 热带亚热带植物学报, 2008, 16(4):321-327.
LI Wei-hua, ZHANG Chong-bang, LIN Jie-jun, et al. Characteristics of nitrogen metabolism and soil nitrogen of invasive plants[J]. *Journal of Tropical and Subtropical Botany*, 2008, 16(4):321-327.
- [8] Hibbard K A, Archer S, Schimel D S, et al. Biogeochemical changes accompanying woody plant encroachment in a subtropical savanna[J]. *Ecology*, 2001, 82:1999-2011.
- [9] Ehrenfeld J G, Kourtev P, Huang W Z. Changes in soil functions following invasions of exotic understory plants in deciduous forests[J]. *Ecological Application*, 2001, 11:1287-1300.
- [10] 牛红榜, 刘万学, 万方浩. 紫茎泽兰入侵对土壤微生物群落和理化性质的影响[J]. 生态学报, 2007, 27(7):3052-3060.
NIU Hong-bang, LIU Wan-xue, WAN Fang-hao. Invasive effects of *Ageratina adenophorum* sprengel on soil microbial community and physical and chemical properties[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(7):3052-3060.
- [11] 陈慧丽, 李玉娟, 李博, 等. 外来植物入侵对土壤生物多样性和生态系统过程的影响[J]. 生物多样性, 2005, 13(6):555-565.
CHEN Hui-li, LI Yu-juan, LI Bo, et al. Impacts of exotic plant invasions on soil biodiversity and ecosystem processes[J]. *Biodiversity Science*, 2005, 13(6):555-565.
- [12] 张桂花, 彭少麟, 李光义, 等. 外来入侵植物与地下生态系统相互影响的研究进展[J]. 中国农学通报, 2009, 25(14):246-251.
ZHANG Gui-hua, PENG Shao-lin, LI Guang-yi, et al. Recent advances in the interaction between invasive plants and belowground ecosystem[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2009, 25(14):246-251.
- [13] Liao C Z, Peng R H, Luo Y Q, et al. Altered ecosystem carbon and nitrogen cycles by plant invasion: A meta-analysis[J]. *New Phytologist*, 2008, 177:706-714.
- [14] 林金成, 强胜, 吴海荣, 等. 水花生[J]. 杂草科学, 2003, 3:36-38.
LIN Jin-cheng, QIANG Sheng, WU Hai-rong, et al. *Alternanthera philoxeroides*[J]. *Weed Science*, 2003, 3:36-38.
- [15] 张光富, 陈瑞冰. 外来入侵植物喜旱莲子草的研究进展[J]. 安徽大学学报(自然科学版), 2005, 29(6):87-93.
ZHANG Guang-fu, CHEN Rui-bing. Progress in studies on the exotic invasive plant alligator weed *Alternanthera philoxeroides*[J]. *Journal of Anhui University Natural Science Edition*, 2005, 29(6):87-93.
- [16] 顾超, 李蕾, 何池全. 喜旱莲子草及鸭趾草对重金属的富集实验研究[J]. 上海大学学报(自然科学版), 2004, 10(6):626-629.
GU Chao, LI Lei, HE Chi-quan. Accumulation of heavy metals by *Alternanthera philoxeroides* and *Commelina communis* [J]. *Journal of Shanghai University(Natural Science)*, 2004, 10(6):626-629.
- [17] Wang C, Dang H S, Tan S D, et al. Study on Allelopathy and Invasiveness of *Conyza sumatrensis* in the Three Gorges Reservoir of the Yangtze River[J]. *Journal of Wuhan Botanical Research*, 2010, 28(1):90-98.
- [18] Zhao Wei, Cai Zu-cong, Xu Zhi-hua. Does ammonium-based N addition influence nitrification and acidification in humid subtropical soils of China?[J]. *Plant Soil*, 2007, 297:213-221.
- [19] Huang Yao, Zou Jian-wen, Zheng Xun-hua, et al. Nitrous oxide emissions as influence by amendment of plant residues with different C:N ratios[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2004, 36:973-981.
- [20] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 第三版. 北京: 中国农业出版社, 2000: 20-60.
BAO Shi-dan. Soil agro-chemistry analysis methods[M]. 3rd edition. Beijing: China Agriculture Press, 2000:20-60.
- [21] 吴金水. 土壤微生物生物量测定方法及其应用[M]. 北京: 气象出版社, 2006:54-60.
WU Jin-shui. Soil microbial biomass analysis methods and application [M]. Beijing: China Meteorological Press, 2006:54-60.
- [22] 关松荫. 土壤酶及其研究法[M]. 北京: 农业出版社, 1986:275-323.
GUAN Song-yin. Soil enzyme and research technology [M]. Beijing: Agriculture Press, 1986:275-323.
- [23] Witkowski E T F. Effects of invasive alien acacias on nutrient cycling in the coastal lowlands of the cape fynbos[J]. *Journal of Applied Ecology*, 1991, 28:1-15.
- [24] Angeloni N L, Jankowski K J, Tuchman N C, et al. Effects of an invasive cattail species on sediment nitrogen and microbial community composition in a freshwater wetland[J]. *FEMS Microbiology Letter*, 2006, 263:86-92.
- [25] Hobbie S E, Reich P B, Oleksyn J, et al. Tree species effects on decomposition and forest floor dynamics in a common garden[J]. *Ecology*, 2006, 87:2288-2297.
- [26] Ashton I W, Hyatt L A, Howe K M, et al. Invasive species accelerate decomposition and litter nitrogen loss in a mixed deciduous forest[J].

- Ecological Applications*, 2005, 15:1263–1272.
- [27] Allison S D, Nielsen C, Hughes R F. Elevated enzyme activities in soils under the invasive nitrogen-fixing tree *Falcataria moluccana*[J]. *Soil Biology Biochemistry*, 2006, 38:1537–1544.
- [28] Wolfe B E, Klironoms J N. Breaking new ground: Soil communities and exotic plant invasion[J]. *Bio Science*, 2005, 55:477–493.
- [29] 李钧敏, 钟章成, 董 鸣. 田野菟丝子寄生对薇甘菊入侵群落土壤微生物生物量和酶活性的影响[J]. *生态学报*, 2008, 28(2):868–875.
- LI Jun-min, ZHONG Zhang-cheng, DONG Ming. Change of soil microbial biomass and enzyme activities in the community invaded by *Mikania micrantha*, due to *Cuscuta campestris* parasitizing the invader [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28(2):868–876.
- [30] 李会娜, 刘万学, 万方浩, 等. 入侵植物豚草与本地植物马唐对土壤肥力与酶活性影响的比较[J]. *中国生态农业学报*, 2009, 17(5):847–850.
- LI Hui-na, LIU Wang-xue, WAN Fang-hao, et al. Comparison of impacts of invasive weed, *Ambrosia artemisiifolia*, and native weed, *Digitaria chinensis*, on soil enzyme activity and fertility[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2009, 17(5):847–850.
- [31] Taylor J P, Wilson B, Mills M S, et al. Comparison of microbial numbers and enzymatic activities in surface and subsoils using various techniques[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2002, 34:387–401.
- [32] Shen Y, Tosten V, Kenneth E, et al. Different effects of leaf litter and roots on shifts in soil microbial communities and enzyme activities beneath native and invasive plants. <http://abstracts.co.allenpress.com/pweb/esa2006/document.2006>.
- [33] Jackson R B, Banner J L, Jobbagy E G, et al. Ecosystem carbon loss with woody plant invasion of grasslands[J]. *Nature*, 2002, 418:623–626.
- [34] Cornwell W K, Cornelissen J H, Amatangelo K L, et al. Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide[J]. *Ecology Letters*, 2008, 11:1065–1071.
- [35] Bardgett R D, Mawdsley J L, Edwards S, et al. Plant species and nitrogen effects on soil biological properties of temperate upland grasslands [J]. *Functional Ecology*, 1999, 13:650–660.
- [36] Wall D H, Bradford M A, St John M G, et al. Global decomposition experiment shows soil animal impacts on decomposition are climate-dependent[J]. *Global Change Biology*, 2008, 14:2661–2677.
- [37] 俞 慎, 李振高. 稻田生态系统生物硝化-反硝化作用与氮损失[J]. *应用生态学报*, 1999, 10(5):630–634.
- YU Shen, LI Zhen-gao. Biological nitrification-denitrification and nitrogen loss in rice field ecosystem[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 1999, 10(5):630–634.
- [38] Engelaar W M H G, Symens J C, Laanbroek H J, et al. Preservation of nitrifying capacity and nitrate availability in waterlogged soil by radial oxygen loss from roots of wetland plants[J]. *Biology and Fertility of Soil*, 1995, 20:243–248.
- [39] Kourtev P S, Huang W Z, Ehrenfeld J G. Differences in earthworm densities and nitrogen dynamics in soils under exotic and native plant species[J]. *Biological Invasions*, 1999, 1:237–245.