

## 河口湿地土壤氮矿化速率的干土效应响应

颜燕燕<sup>1</sup>, 林啸<sup>1,2,3\*</sup>

(1. 福建师范大学地理科学学院, 福建福州 350007; 2. 湿润亚热带生态—地理过程教育部重点实验室, 福建福州 350007; 3. 福建师范大学地理研究所, 福建福州 350007)

**摘要** [目的]研究闽江河口土壤氮矿化速率对干土的响应。[方法]选取闽江河口鱉鱼滩高潮滩秋茄 [*Kandelia candel* (Linn.) Druce] 芦苇 (*Phragmites australis*)、互花米草 (*Spartina alterniflora*) 和咸草 (*Cyperus malaccensis*) 4 种不同植被覆盖的沼泽湿地采样, 以这 4 种不同土壤的鲜土样与风干土样为供试材料进行室内培养试验, 分析 pH、水含量和  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$  含量, 研究干土效应对土壤氮矿化作用的影响。[结果]鲜土无明显的硝化作用, 氯化作用是其主要的氮矿化来源。鲜土矿化速率表现为互花米草 [ $2.63 \pm 0.48 \mu\text{g}/(\text{g} \cdot \text{h})$ ] > 芦苇 [ $2.39 \pm 0.05 \mu\text{g}/(\text{g} \cdot \text{h})$ ] > 咸草 [ $2.20 \pm 0.47 \mu\text{g}/(\text{g} \cdot \text{h})$ ] > 秋茄 [ $1.94 \pm 0.29 \mu\text{g}/(\text{g} \cdot \text{h})$ ]。而风干土复水试验结果表明, 秋茄和咸草风干土的最佳复水时间均为 4 d, 而互花米草和芦苇则为 4~7 d。[结论]该研究可为氮循环研究提供参考。

**关键词** 氮; 干土效应; 矿化作用; 湿地; 闽江口

中图分类号 S153.6 文献标识码 A 文章编号 0517-6611(2018)02-0100-05

**Response of Soil Nitrogen Mineralization Characteristics to Dry Soil Effect in Min River Estuary**YAN Yan-yan<sup>1</sup>, LIN Xiao<sup>1,2,3</sup> (1. School of Geographical Sciences, Fujian Normal University, Fuzhou, Fujian 350007; 2. Key Laboratory of Humid Subtropical Eco-geographical Processes, Ministry of Education, Fuzhou, Fujian 350007; 3. Institute of Geography, Fujian Normal University, Fuzhou, Fujian 350007)

**Abstract** [Objective] The aim is to study the responses of soil nitrogen mineralization characteristics to dry soil effect in Min River estuary. [Method] With incubation test, responses of soil nitrogen mineralization characteristics in Min River estuary to dry soil effect were studied. The soil samples included dried soil and wet soil, which were collected from the brackish marsh of *Kandelia candel* (Linn.) Druce, *Phragmites australis*, *Spartina alterniflora*, and *Cyperus malaccensis* in Shanyutan wetland. Various soil properties were measured including the pH, moisture, and the contents of  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ,  $\text{NO}_2^- - \text{N}$ , and  $\text{NO}_3^- - \text{N}$ . [Result] Wet soil mineralization rate was WH [ $2.63 \pm 0.48 \mu\text{g}/(\text{g} \cdot \text{h})$ ] > WL [ $2.39 \pm 0.05 \mu\text{g}/(\text{g} \cdot \text{h})$ ] > WX [ $2.20 \pm 0.47 \mu\text{g}/(\text{g} \cdot \text{h})$ ] > WQ [ $1.94 \pm 0.29 \mu\text{g}/(\text{g} \cdot \text{h})$ ]. The fresh soil nitrification was no obvious, and the ammonification was the main source of nitrogen mineralization. Dry soil effect experiments showed that 4 days was the best time of incubation for sediments covered by *Kandelia candel* (Linn.) Druce and *Cyperus malaccensis*, while 4 to 7 days for *Phragmites australis* and *Spartina alterniflora*. [Conclusion] The research can provide reference for studying nitrogen cycle.

**Key words** Nitrogen; Dry soil effect; Mineralization; Wetland; Min River estuary

河口湿地是河流生态系统和海洋生态系统间的生态交错带, 具有复杂的生态系统服务功能<sup>[1]</sup>, 其较高的初级生产力和生物活性对河口湿地营养盐组份动态变化起到重要的作用<sup>[2]</sup>。氮既是陆地生态系统生产力的主要限制因素, 也是河口湿地土壤中的关键生源要素, 其含量的变化显著影响湿地生态系统的生产力。此外, 全球氮肥过量排放输入湿地, 造成严重的河口富营养化环境问题, 引起极大的关注<sup>[3]</sup>。河口湿地土壤是氮素的重要源、汇及转化器, 常作为净化陆源污染物的主要方式。因此, 研究湿地土壤氮素矿化作用对于了解湿地系统氮素循环与转化具有重要意义。

土壤氮矿化作用是指土壤中的有机氮在微生物作用下, 将其转化为  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$  等无机态氮形式<sup>[4]</sup>。氮矿化速率的测定常以室内分析为主, 因此土壤样品必须经风干、挑根、磨土及过筛等处理。而这一处理过程常常会导致土壤理化性质的改变<sup>[5]</sup>。这种现象往往又被称为“Birch 效应”或“干土效应”<sup>[6-7]</sup>。Russell<sup>[8]</sup>认为, 干土效应最大的特点就是土壤有机物的分解速率升高和水解性氮含量的增加。因此, 为了获取更贴近自然实际的数据, 大多数研究者总是优先采用新鲜土壤样品进行研究。但要保持土壤的新鲜状态是比

较困难的, 所以研究者往往不得不采用风干土代替新鲜土。对于风干土矿化作用的研究及其对草原、森林及农田生态系统干湿交替的响应研究已有不少报道, 然而针对亚热带典型感潮河口不同植被覆盖高潮滩湿地的风干土研究却较少。林江辉等<sup>[7]</sup>利用旱地红壤的风干土与新鲜土作为研究对象, 探讨干土效应对土壤矿化作用及生物组成的影响。研究发现, 红壤风干土经过复水试验后, 土壤微生物的数量有多于新鲜土的趋势, 且风干土的矿化率也显著高于新鲜土 ( $P < 0.05$ )。刘艳平等<sup>[9]</sup>通过人为控制室内试验, 研究淹水条件及慢速干燥对红壤水稻土氮矿化的影响, 结果发现, 干湿交替过程导致土壤氮矿化降低 35%~80%。刘云凯等<sup>[10]</sup>通过研究干湿处理对中温带次生林和落叶松工林 0~10 cm 的表层土壤有机质矿化速率的变化规律, 发现有机碳矿化受温度和湿度的综合影响, 随温度升高, 干湿交替造成次生林土壤碳矿化速率更高。Jin 等<sup>[11]</sup>通过探讨美国德克萨斯州大草原黑土区的土壤微生物氮矿化对干湿处理的响应研究发现, 净氮矿化作用受土壤类型和土壤中的垃圾成分的影响。目前, 对于河口湿地土壤氮素矿化也有不少研究, 潘齐坤等<sup>[12]</sup>探究九龙江口滨海湿地表层土壤中氮的形态与土壤理化性质的相关性, 发现位于低潮位的土壤由于淹水频率高, 不利于氮的矿化过程。在周期性潮汐的强烈影响下, 沿海感潮河口湿地的生物地球化学循环过程对土壤矿化作用的干土效应的响应会更加复杂, 然而目前针对河口湿地土壤氮循环过程的干土效应研究尚鲜见报道。

**基金项目** 福建省自然科学基金项目(2014J05046); 福建省公益类科研院所专项(2017R1034-5); 福建省教育厅 A 类项目(JA12084)。**作者简介** 颜燕燕(1992—), 女, 福建石狮人, 硕士研究生, 研究方向: 河口湿地营养元素生物地球化学循环。\* 通讯作者, 助理研究员, 博士, 从事湿地生态学研究。**收稿日期** 2017-10-25

闽江口湿地作为中国东南沿海地区重要的潮滩湿地,是闽江入海时携带能量及物质流的必经之地。该研究在闽江河口的鱗鱼滩湿地布设采样点,研究了不同植被覆被湿地风干土复水后的矿化特性,对比新鲜土相应的矿化作用,旨在了解土壤氮素矿化特性的干土效应,明确风干土的不同加水维持时间对氮素矿化作用的影响程度和机理,为解决氮源污染、提高氮素利用率和减少氮素损失提供理论基础,同时,对闽江口湿地生态演替机理及氮循环的深入研究等具有重要意义。

## 1 研究区概况与研究方法

**1.1 研究区概况** 鱗鱼滩湿地位于福建省长乐市闽江入海口(图1),地理坐标为  $26^{\circ}00'36'' \sim 26^{\circ}03'42''N$ ,  $119^{\circ}34'12'' \sim 119^{\circ}40'40''E$ ,是闽江河口面积最大(约  $3\ 120\ \text{hm}^2$ )的天然潮滩湿地<sup>[13]</sup>。该区地处中亚热带和南亚热带过渡区,气候暖热湿润,年均温约  $20\ ^{\circ}\text{C}$ ,年均降水量约  $1\ 400\ \text{mm}$ <sup>[14]</sup>。采样点位于鱗鱼滩湿地高潮滩区域,属半咸水沼泽。湿地土壤的机械组成以粉粒为主,其含量平均值约为  $67\%$ ,黏粒含量(约  $26\%$ )次之,砂粒含量(约  $7\%$ )最低<sup>[15]</sup>。土壤全碳(TC)含量约为  $16.93\ \text{g/kg}$ ,全氮(TN)含量约为  $1.92\ \text{g/kg}$ <sup>[16]</sup>,碳氮比(C/N)约为  $10$ <sup>[17]</sup>。区内广布土著草本植物芦苇(*Phragmites australis*)、短叶茳草(又名咸草)(*Cyperus malaccensis*)以及近年来入侵物种互花米草(*Spartina alterniflora*)等,少量分布人工种植恢复的红树林植被秋茄[*Kandelia candel* (Linn.) Druce]<sup>[14]</sup>。

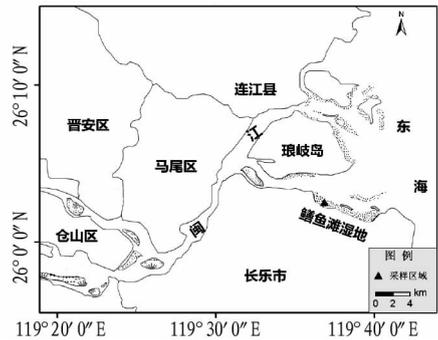


图1 研究区域和采样点

Fig. 1 Study area and sampling sites

**1.2 样品采集** 于2014年12月,选取闽江河口区的鱗鱼滩湿地秋茄、芦苇、互花米草和咸草4种不同植被覆被的高潮滩湿地作为采样点。在退潮时,首先将采样点的植被齐地剪去,接着使用自制采集器采集  $0 \sim 5\ \text{cm}$  表层土,以 Q(秋茄湿地)、L(芦苇湿地)、H(互花米草湿地)和 X(咸草湿地)表示4个不同采样点的土壤。每个样点取3个平行样,在野外充分搅匀、混合,再将其均分为2份,装入自封袋中。待土样运回实验室后,一份置于  $0 \sim 4\ ^{\circ}\text{C}$  的冰箱内保鲜作为培养的供试土样,另一份自然风干挑去活体根系后,过  $2\ \text{mm}$  筛于密闭自封袋中保存备测。供试土样的部分理化性质见表1。

**1.3 试验设计与培养方法** 将过  $2\ \text{mm}$  筛的风干土均匀滴加蒸馏水,使各土样达到风干前的含水量,之后与鲜土样一

表1 供试土样的部分理化性质

Table 1 Some properties of the tested soil samples

| 序号<br>No. | 土壤类型<br>Soil type | pH   | 含水量<br>Water<br>content//% | $\text{NH}_4^+ - \text{N}$<br>mg/kg | $\text{NO}_2^- - \text{N}$<br>mg/kg | $\text{NO}_3^- - \text{N}$<br>mg/kg |
|-----------|-------------------|------|----------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|
| 1         | 秋茄土壤              | 6.14 | 47.44                      | $6.90 \pm 0.657\ \text{ab}$         | $0.078 \pm 0.005\ \text{a}$         | $0.270 \pm 0.022\ \text{a}$         |
| 2         | 芦苇土壤              | 6.37 | 59.51                      | $8.41 \pm 0.440\ \text{a}$          | $0.076 \pm 0.002\ \text{a}$         | $0.180 \pm 0.020\ \text{b}$         |
| 3         | 互花米草土壤            | 6.55 | 52.90                      | $7.57 \pm 0.430\ \text{b}$          | $0.074 \pm 0.002\ \text{a}$         | $0.240 \pm 0.020\ \text{ac}$        |
| 4         | 咸草土壤              | 6.55 | 56.87                      | $7.54 \pm 0.380\ \text{ab}$         | $0.072 \pm 0.025\ \text{a}$         | $0.237 \pm 0.030\ \text{ac}$        |

注:①表中数值为平均值  $\pm$  标准差;②同列不同字母表示不同土壤间的含量差异显著( $P < 0.05$ )

Note:①Data are mean  $\pm$  SD;②Different lowercase letters at same column stand for significant differences( $P < 0.05$ )

同进行矿化试验(培养  $10\ \text{d}$ )。试验包括8种土样:①秋茄风干土(DQ);②芦苇风干土(DL);③互花米草风干土(DH);④咸草风干土(DX);⑤秋茄鲜土(WQ);⑥芦苇鲜土(WL);⑦互花米草鲜土(WH);⑧咸草鲜土(WX)。

**1.3.1 鲜土矿化作用试验。**称取  $10.00\ \text{g}$  不同植被覆被潮滩的鲜土置于  $100\ \text{mL}$  离心管中,后往离心管中加入  $40\ \text{mL}$  培养缓冲液<sup>[18]</sup>,  $25^{\circ}\text{C}$  黑暗环境中,摇床  $150\ \text{r/min}$ ,培养  $24\ \text{h}$  后,加入  $10\ \text{mL}\ 2\ \text{mol/L}$  KCl 溶液,充分振荡,过滤,利用连续流动分析仪(SKALAR SAN<sup>++</sup>)测定提取液中可交换态无机氮( $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ,  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  和  $\text{NO}_3^- - \text{N}$ )含量。

**1.3.2 干土效应试验。**称取  $5.00\ \text{g}$  过  $2\ \text{mm}$  筛的风干土置于  $100\ \text{mL}$  的离心管中,按各自鲜土含水量加水后,管口覆盖一薄层医用脱脂棉以减少土壤水分蒸发,置于室温下培养,根据蒸发量每日定时补水一次。设置  $0, 4, 7$  和  $10\ \text{d}$  为培养时间梯度组,每组每个梯度设3次重复,同时设空白组(不加

土样)。在培养的第  $0, 4, 7$  和  $10$  天取样测定,继续往离心管中加入  $40\ \text{mL}$  培养缓冲液,于  $25\ ^{\circ}\text{C}$  黑暗环境中,摇床  $150\ \text{r/min}$ ,培养  $24\ \text{h}$  后,加入  $10\ \text{mL}\ 2\ \text{mol/L}$  KCl 溶液,充分振荡,过滤,利用连续流动分析仪(SKALAR SAN<sup>++</sup>)测定浸提液中可交换态无机氮( $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ ,  $\text{NO}_2^- - \text{N}$  和  $\text{NO}_3^- - \text{N}$ )含量。

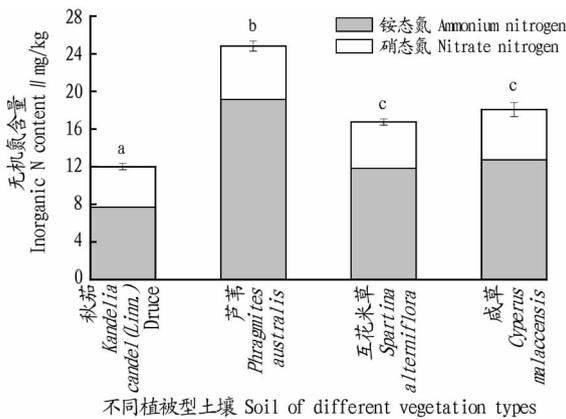
**1.4 数据处理与分析** 采用矿化速率表征土壤氮矿化作用,同时计算氨化速率和硝化速率,硝化作用与氨化作用和鲜土矿化作用试验同步进行。干土与鲜土样矿化速率、硝化速率和氨化速率分别按照培养前后的  $\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$  含量差异、 $\text{NO}_3^-$  含量差异以及  $\text{NH}_4^+$  含量差异进行计算<sup>[20-21]</sup>。

采用 Excel 2013 和 Origin 8.0 软件对数据进行分析 and 图表制作。采用 SPSS 17.0 统计软件对试验数据进行单因子方差分析(ANOVA),进行不同培养时间氮矿化量和氮矿化速率的比较,用 LSD 多重比较法检验研究对象及处理间的差异

显著性。

## 2 结果与分析

**2.1 不同植被覆被土壤鲜土的无机氮含量** 闽江口鳊鱼滩湿地土壤的无机氮含量见图2。因亚硝态氮( $\text{NO}_2^- - \text{N}$ )含量过低,与其他无机氮含量相差2个数量级,故此处不予讨论。不同植被覆被湿地土壤的无机氮( $\text{NO}_3^- - \text{N} + \text{NH}_4^+ - \text{N}$ )总量平均值由高到低为:芦苇[(24.81 ± 0.53) mg/kg]、咸草[(18.07 ± 0.74) mg/kg]、互花米草[(16.75 ± 0.33) mg/kg]、秋茄[(12.01 ± 0.32) mg/kg]。同时,土壤 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 的含量也表现出相同的趋势。方差分析结果表明, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 含量表现为任意2种土壤均存在显著差异性( $P < 0.05$ )。 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 为秋茄、芦苇、互花米草和咸草4种土壤中无机氮的主要存在形式,其含量占无机氮总含量的比例分别为:64.30%、77.27%、70.52%和70.47%。



注:不同字母表示不同土壤间无机氮含量差异显著( $P < 0.05$ )

Note: Different lowercase letters stand for significant differences of inorganic N content ( $P < 0.05$ )

图2 不同植被覆被湿地土壤的无机氮含量

Fig. 2 Content of inorganic nitrogen of different vegetation covered wetland soil

**2.2 不同植被覆被土壤鲜土的氮矿化速率特征** 从总体上看,土壤平均矿化速率由高到低为:互花米草、芦苇、咸草、秋

茄;氨化速率和硝化速率由高到低均表现为:秋茄、芦苇、互花米草、咸草(表2)。方差分析结果表明,不同植被覆被土壤的氮矿化速率和氨化速率均无显著差异( $P > 0.05$ )。然而,硝化速率则表现略有差异,其中,秋茄土壤的硝化速率为正值,而其他3种植被土壤却为负值。表明冬季闽江口鳊鱼滩湿地不同植被覆被高潮滩的土壤主要表现为矿化作用和氨化作用,氨化作用是主要的氮矿化来源,且无明显的硝化作用,主要原因可能为:一是高潮滩的高淹水频率使土壤呈厌氧状态,导致硝化细菌的死亡或休眠,硝化作用受到抑制,而同时由于厌氧细菌分解有机质对电子受体的需要,引起硝态氮充当电子受体而被反硝化还原为铵(DNRA)<sup>[22]</sup>;二是土壤中的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 显著低于 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ (图2),土壤反硝化作用强于硝化作用,硝化产生的 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 迅速被反硝化作用所消耗。

**2.3 不同植被覆被土壤干土矿化速率及复水效应** 对4种不同植被型土壤的风干土进行复水试验后发现,第0天所有风干土的矿化速率均低于鲜土矿化速率(图3),其下降百分比由大到小依次表现为:芦苇(44.75%)、秋茄(29.14%)、互花米草(16.31%)、咸草(15.51%)(图3),说明风干土需通过复水才可恢复土壤的生态活性(激活效应)。秋茄和咸草风干土复水后的矿化速率均随培养天数增加呈现逐渐升高的趋势,在第4天的矿化速率分别为2.13和2.28  $\mu\text{g}/(\text{g} \cdot \text{h})$ ,与鲜土矿化速率比较,分别提高9.78%、3.64%;在第7天均显示出最大矿化速率,分别为2.28和4.78  $\mu\text{g}/(\text{g} \cdot \text{h})$ ,与鲜土矿化速率比较,分别提高了17.53%和117.27%。芦苇和互花米草的土壤矿化速率也有相似的变化趋势,矿化速率均随培养天数增加呈现“下降—升高—下降”的波动趋势,且在培养的第4天和第10天二者均出现负值,然而培养第7天的土壤矿化速率达到最大值,分别为3.79和3.89  $\mu\text{g}/(\text{g} \cdot \text{h})$ ,与鲜土矿化速率比较,分别提高了58.58%和47.91%。秋茄和咸草风干土的最佳复水时间均为4 d;而互花米草和芦苇复水试验的结果波动性均较大,其最佳的复水时间应为4~7 d,确定值有待进一步的研究论证。

表2 不同植被型土壤氮矿化速率

Table 2 Nitrogen mineralization rate in soils of different vegetation type

$\mu\text{g}/(\text{g} \cdot \text{h})$

| 植被型<br>Vegetation type                  | 矿化速率<br>Mineralization rate | 硝化速率<br>Nitrification rate | 氨化速率<br>Ammonification rate |
|---|-----------------------------|----------------------------|-----------------------------|
| 秋茄 <i>Kandelia candel</i> (Linn.) Druce | 1.94 ± 0.29 a               | 0.011 ± 0.001 a            | 2.63 ± 0.48 a               |
| 芦苇 <i>Phragmites australis</i>          | 2.39 ± 0.05 a               | -0.003 ± 0.002 b           | 2.40 ± 0.05 a               |
| 互花米草 <i>Spartina alterniflora</i>       | 2.63 ± 0.48 a               | -0.003 ± 0.002 b           | 2.20 ± 0.47 a               |
| 咸草 <i>Cyperus malaccensis</i>           | 2.20 ± 0.47 a               | -0.006 ± 0.003 b           | 1.93 ± 0.29 a               |

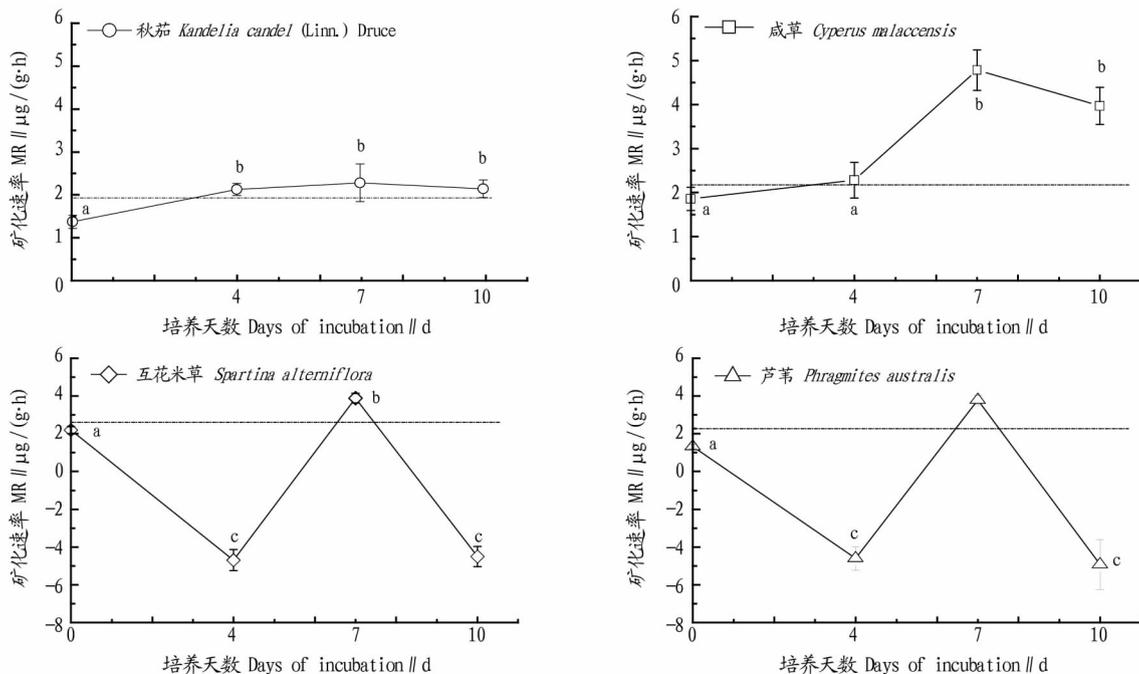
注:①表中数值为平均值 ± 标准差;②同列不同字母表示不同土壤间速率差异显著( $P < 0.05$ )。

Note: ①Data are mean ± SD; ②Different lowercase letters at same column stand for significant differences of mineralization rate at different culturing stage ( $P < 0.05$ )

## 3 讨论

**3.1 不同植被型对土壤氮矿化作用的影响** 土壤氮矿化作用是指有机氮在微生物作用下转化为矿质氮( $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ )的总过程<sup>[23]</sup>。研究表明,4种不同植被土壤的氮矿化速率均呈现正值,表明此时土壤的有机氮向无机氮转化,无机氮为净积累。但秋茄土壤的氮矿化速率较其他3种土壤偏低,但

并未表现出显著差异,主要原因可能为:一是与土壤水热条件、养分条件等土壤环境有关<sup>[24]</sup>。在该试验区域内,秋茄植被由于具有促淤保滩的特性,其土壤的含水量较其他3种土壤低,这与 Haramoto 等<sup>[25]</sup>的结论一致。Haramoto 等<sup>[25]</sup>在甘蓝田地探讨免耕和覆盖作物能否促进土壤氮矿化时发现,低水分在一定程度上限制了土壤氮矿化。二是在该试验的研



注:图中虚线表示鲜土的矿化速率,不同字母表示不同培养阶段矿化速率差异显著( $P < 0.05$ )。

Note: Dashed line stand for mineralization rate of fresh soil ; Different lowercase letters stand for significant differences of mineralization rate at different culturing stage ( $P < 0.05$ )

图3 不同植被覆被湿地土壤干土复水培养矿化速率变化

Fig. 3 Changes of mineralization rates of different vegetation type dry soils with wet incubation

究区域内,秋茄覆被土壤淹水频率相对较高,导致土壤的透气性相对较差,造成土壤中的厌氧微生物生长和反硝化活跃,一部分的无机氮会以气体形式散失,因此,由反硝化作用引起的氮损失不仅可以解释秋茄土壤无机氮含量低,也可以解释其氮矿化速率较低<sup>[26]</sup>。三是在该试验区域,秋茄覆被土壤所在滩面位置相对较低,更易受潮汐的影响,水淹时间更长,土壤中的矿质氮素更易溶解于潮水而受到损失。

另外,芦苇、互花米草和咸草3种植被型土壤鲜样的氮矿化速率从高到低依次为互花米草土壤、芦苇土壤、咸草土壤,三者也并未表现出显著差异。不同植被类型对于土壤氮矿化有着显著的影响,如 Knoepp 等<sup>[27]</sup>在阿巴拉契亚南部对不同植被和海拔高度的氮矿化速率长达6年的研究结果表明,植被类型是氮矿化速率的主要控制因素,因为植被类型可以通过调节氮的转化速率,从而控制土壤的特性。另一方面,凋落物也可能是导致不同植被类型土壤氮矿化速率的影响因素,因为凋落物分解输入土壤后可促进土壤有机质含量增加,从而促进土壤氮矿化速率升高<sup>[28]</sup>。刘白贵<sup>[29]</sup>对该研究区域3种大型挺水植物凋落物的研究指出,3种植被凋落物分解速率从大到小依次为咸草、互花米草、芦苇,这与互花米草土壤氮矿化速率高于芦苇土壤是相符合的,但与咸草土壤氮化速率低于芦苇和互花米草土壤却是矛盾的,同时翟水晶等<sup>[30]</sup>在该试验区域对咸草、芦苇和互花米草枯落物分解过程的研究也表明,咸草的分解速率高于互花米草和芦苇,因此凋落物分解速率的差异没有直接反映在土壤氮矿化上,说明土壤氮的矿化可能更多地受土壤矿化微生物的制约。不同植被下的土壤矿化微生物活性是否显示出差异,需要进

一步的研究。

**3.2 不同植被覆被湿地土壤氮矿化特征的干土效应(激活效应)** 试验表明,4种植被类型土壤在进行干土效应培养的当天,其土壤矿化速率均低于鲜土。秋茄和咸草土壤的矿化作用的变化率趋势一致,矿化速率随培养时间先上升后下降,且在第7天均表现出最大矿化速率,分别比新鲜土样的矿化速率提高了17.53%、117.29%。芦苇和互花米草土壤的矿化作用的变化率趋势也较一致,只在培养的第7天表现出最大矿化速率,分别比新鲜土样的矿化速率提高了58.58%、47.91%,而在其他培养天数下,矿化速率均下降。

芦苇和互花米草土壤,它们在培养的第4天矿化速率出现负值,这可能是由于土样经过风干、磨土和过筛等处理后,土壤中的微生物部分失活,把有机氮分解为无机氮的能力有限,而其自身又需要利用土壤中现有的无机氮来维持,因此需要消耗一部分土壤无机氮,所以土壤的无机氮补给有限(供给小于需求),土壤的氮矿化速率出现负值<sup>[31]</sup>。随着培养时间的增加,土壤中能够促进氮矿化的微生物活性增强,分解有机氮的能力开始提升,所以补给土壤的无机氮多于微生物自身利用的土壤无机氮(供给大于需求),因此氮矿化速率呈现正值。而后随着培养时间的进一步增加,这部分利于矿化作用的微生物活性受到抑制,土壤氮矿化速率又呈现负值。但第4天和第10天土壤矿化速率过低,其原因还有待更进一步的研究。另外,芦苇和互花米草复水试验的波动性也可能是由于土壤微生物竞争引起的。矿质氮( $\text{NH}_4^+ - \text{N} + \text{NO}_3^- - \text{N}$ )的生物固持(同化)及有机氮的矿化是土壤中同时

进行的2个方向相反的过程。在芦苇和互花米草植被覆盖下的土壤微生物种群可能更加复杂,因此在复水过程,各种微生物会相互竞争,负值可能是由于矿化微生物处于相对弱势,而同化作用(会吸收消耗 $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ )的微生物相对强势。在培养后期,同化微生物已达到相对稳定水平,矿化微生物得以恢复,矿化速率成为正值。

秋茄和咸草土壤,它们在培养的前7 d 氮矿化速率不断升高,尤其是咸草土壤在复水试验的第7天,其氮矿化速率与第0天和第4天相比均具有显著差异性( $P < 0.05$ )。出现该种现象的主要原因可能为,一是秋茄和咸草土壤复水试验时,土壤经历从“湿土—干土—湿土”的干湿交替,引起土壤收缩和膨胀,破坏土壤的团聚体,并释放出闭蓄态有机物,提高了基质的有效性<sup>[32]</sup>。Mikha等<sup>[33]</sup>也发现风干土加湿后氮矿化速率增加是由于其在湿润后会释放一些新的有机物。二是风干过程会导致部分微生物死亡(即灭菌作用)<sup>[34]</sup>,从而产生微生物残骸,其体内的养分经释放便可促进土壤氮矿化作用。Schimmel等<sup>[35]</sup>和Fierer等<sup>[36]</sup>也证实,干旱条件可使土壤聚集大量微生物残骸,并有利于矿化作用。三是渗透调节物质的分泌促进了矿化作用,因为微生物大部分具半透膜结构,复水过程使外环境水势变低,土壤中未死亡的微生物就必须通过渗透调节功能(分泌体内的无机溶质等)保持内环境的稳态,这些分泌物为矿化作用提供物质和能量来源<sup>[37]</sup>。

值得注意的是,复水试验的第7天之后,互花米草和芦苇风干土的矿化速率均显著下降,且在第7天出现最大值(且最接近鲜土矿化速率)。说明对于亚热带典型河口区的闽江口湿地,其互花米草和芦苇植被覆盖土壤的干土效应(激活效应)最适时间为4~7 d。原因可能是,复水试验采用的是5.00 g 过2 mm 筛的风干土,研究区域表层(0~10 cm)土壤微生物量碳(MBC)(约250 mg/g)<sup>[38]</sup>较亚热带其他湿地(如鄱阳湖湿地<sup>[39]</sup>:约500 mg/kg;崇明东滩湿地<sup>[40]</sup>:约700 mg/kg)低,这些MBC恰好在7 d内可让绝大多数微生物利用使其激活,矿化速率达到最高。第7~10天由于土样中的养分已逐渐被消耗,因此微生物作用减弱,氮矿化速率降低。

#### 4 结论

(1) 闽江口鱗鱼滩不同植被覆盖湿地土壤的氮矿化速率表现为:互花米草 $[2.63 \pm 0.48 \mu\text{g}/(\text{g} \cdot \text{h})] >$ 芦苇 $[2.40 \pm 0.05 \mu\text{g}/(\text{g} \cdot \text{h})] >$ 咸草 $[2.20 \pm 0.47 \mu\text{g}/(\text{g} \cdot \text{h})] >$ 秋茄 $[1.94 \pm 0.29 \mu\text{g}/(\text{g} \cdot \text{h})]$ 。

(2) 冬季鱗鱼滩湿地不同植被覆盖高滩的土壤主要表现为矿化作用和氨化作用,无明显的硝化作用。

(3) 干土激活效应结果显示,秋茄和咸草风干土的最佳复水时间均为4 d,而互花米草和芦苇则为4~7 d。因此,选用干土复水试验也可在一定程度上反映闽江河口半咸水沼泽地土壤矿化速率。

#### 参考文献

[1] DIAZ R J, ROSENBERG R. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems[J]. Science, 2008, 321(5891): 926–929.  
[2] Li X F, HOU L J, LIU M, et al. Primary effects of extracellular enzyme activity and microbial community on carbon and nitrogen mineralization in estuarine and tidal wetlands[J]. Applied microbiology and biotechnology,

2015, 99(6): 2895–2909.  
[3] LIND L P D, AUDET J, TONDESKI K, et al. Nitrate removal capacity and nitrous oxide production in soil profiles of nitrogen loaded riparian wetlands inferred by laboratory microcosms[J]. Soil biology and biochemistry, 2013, 60: 156–164.  
[4] LANG M, CAI Z C, MARY B, et al. Land-use type and temperature affect gross nitrogen transformation rates in Chinese and Canadian soils[J]. Plant and soil, 2010, 334(1/2): 377–389.  
[5] BARTLETT R, JAMES B. Studying dried, stored soil samples: Some pitfalls[J]. Soil science society of america journal, 1980, 44(4): 721–724.  
[6] LADO-MONSERRAT L, LULL C, BAUTISTA I, et al. Soil moisture increment as a controlling variable of the “Birch effect”. Interactions with the pre-wetting soil moisture and litter addition[J]. Plant and soil, 2014, 379(1/2): 21–34.  
[7] 林江辉, 李辉信, 胡锋, 等. 干土效应对土壤生物组成及矿化与硝化作用的影响[J]. 土壤学报, 2005, 41(6): 924–930.  
[8] RUSSELL E W. Soil conditions and plant growth[J]. Soil science, 1962, 93(1): 73.  
[9] 刘艳丽, 张斌, 胡锋, 等. 干湿交替对水稻土碳氮矿化的影响[J]. 土壤, 2008, 40(4): 554–560.  
[10] 刘云凯, 张彦东, 孙海龙. 干湿交替对东北温带次生林与落叶松人工林土壤有机碳矿化的影响[J]. 水土保持学报, 2010, 24(5): 213–217.  
[11] JIN V L, HANEY R L, FAY P A, et al. Soil type and moisture regime control microbial C and N mineralization in grassland soils more than atmospheric CO<sub>2</sub>-induced changes in litter quality[J]. Soil biology and biochemistry, 2013, 58: 172–180.  
[12] 潘齐坤, 罗专溪, 邱昭政, 等. 九龙江口湿地表层沉积物氮的形态分布特征[J]. 环境科学研究, 2011, 24(6): 673–678.  
[13] 胡伟芳, 曾从盛, 高君颖, 等. 闽江口鱗鱼滩芦苇湿地沉积物甲烷产生与氧化潜力对外源物质输入的响应[J]. 环境科学学报, 2015, 35(4): 1116–1124.  
[14] 全川, 黄佳芳, 王维奇, 等. 闽江口半咸水芦苇潮汐沼泽湿地甲烷动态[J]. 地理学报, 2012, 67(9): 1165–1180.  
[15] 王维奇, 王纯, 全川, 等. 闽江河口区盐—淡水梯度下芦苇沼泽土壤有机碳特征[J]. 湿地科学, 2012, 10(2): 164–169.  
[16] 闫宗平. 闽江河口湿地入侵种互花米草甲烷排放特征[D]. 福州: 福建师范大学, 2008.  
[17] 林贤彪, 林啸, 颜燕燕, 等. 闽江口盐淡水湿地沉积物: 水界面无机氮交换通量特征[J]. 水土保持学报, 2013, 27(5): 260–266.  
[18] XIA Y, ZHU Y G, GU Q, et al. Does long-term fertilization treatment affect the response of soil ammonia-oxidizing bacterial communities to Zn contamination? [J]. Plant and soil, 2007, 301(1/2): 245–254.  
[19] 刘波, 周锋, 王国祥, 等. 沉积物氮形态与测定方法研究进展[J]. 生态学报, 2011, 31(22): 6947–6958.  
[20] HISHI T, URAKAWA R, TASHIRO N, et al. Seasonality of factors controlling N mineralization rates among slope positions and aspects in cool-temperate deciduous natural forests and larch plantations[J]. Biology and fertility of soils, 2014, 50(2): 343–356.  
[21] 刘星岑, 魏江生, 周梅, 等. 兴安落叶松林土壤的无机态氮及氮矿化速率[J]. 东北林业大学学报, 2014, 42(4): 60–64.  
[22] 王雨春, 万国江, 尹澄清, 等. 红枫湖、百花湖沉积物全氮、可交换态氮和固定态氮的赋存特征[J]. 湖泊科学, 2002, 14(4): 301–309.  
[23] HEUMANN S, RIMMER D L, SCHLICHTING A, et al. Effects of potentially inhibiting substances on C and net N mineralization of a sandy soil: A case study[J]. Journal of plant nutrition and soil science, 2013, 176(1): 35–39.  
[24] 解成杰, 郭雪莲, 余磊朝, 等. 滇西北高原纳帕海湿地土壤氮矿化特征[J]. 生态学报, 2013, 33(24): 7782–7787.  
[25] HARAMOTO E R, BRAINARD D C. Strip tillage and oat cover crops increase soil moisture and influence N mineralization patterns in cabbage[J]. HortScience, 2012, 47(11): 1596–602.  
[26] KADER M A, SLEUTEL S, BEGUM S A, et al. Nitrogen mineralization in sub-tropical paddy soils in relation to soil mineralogy, management, pH, carbon, nitrogen and iron contents[J]. European journal of soil science, 2013, 64(1): 47–57.  
[27] KNOEPP J D, SWANK W T. Rates of nitrogen mineralization across an elevation and vegetation gradient in the southern Appalachians[J]. Plant and soil, 1998, 204(2): 235–241.  
[28] 陈印平, 潘开文, 吴宁, 等. 凋落物质量和分解对中亚热带栲木荷林土壤氮矿化的影响[J]. 应用与环境生物学报, 2005, 11(2): 146–151.

杀菌剂,通过结合真菌细胞线粒体  $bc_1$  复合物上的  $Q_0$  位点,中断电子传递,阻止 ATP 合成。3 种杀菌剂由于化学结构上的差异,在与  $Q_0$  位点结合时,位置会略有不同,表现为 3 种同类药剂抑菌活性不一<sup>[16]</sup>。这可能是该试验中吡唑醚菌酯和啶氧菌酯的抑菌活性显著高于醚菌酯的一个重要原因。甲氧基丙烯酸酯类杀菌剂作用机理独特,与市场上销售的其他类杀菌剂(如苯并咪唑类、二甲酰亚胺类、14-脱甲基化酶抑制剂、苯基酰胺类)无交互抗性<sup>[17]</sup>。氟醚菌酰胺是一种新型的含氟苯甲酰胺类杀菌剂,结构式上的氟原子赋予其较高的抑菌活性,主要通过影响病原菌呼吸链电子传递系统抑制病菌生长<sup>[18]</sup>;霜霉威盐酸盐属于氨基甲酸酯类杀菌剂,通过干扰卵菌细胞膜中磷脂和脂肪酸的生物合成,抑制菌丝生长、孢子囊形成以及萌发;烯酰吗啉是吗啉类专杀卵菌药剂,通过干扰病菌细胞壁分子结构重排,破坏细胞壁膜的形成<sup>[19]</sup>。总之,供试的 6 种药剂隶属于作用机制不同的 4 类杀菌剂,具有保护、内吸、治疗作用,对葡萄霜霉病防效高。若长期频繁地使用同一种农药,很容易产生抗性。因此,生产中应尽量将内吸性杀菌剂与保护性杀菌剂混用或将不同作用机制且无交互抗性的内吸杀菌剂混用或轮换使用,不仅能够减缓抗性,还能达到兼治多种病害、延长持效期、减少施药次数的目的。根据该试验结果,可考虑将吡唑醚菌酯或啶氧菌酯与氟醚菌酰胺、霜霉威盐酸盐、烯酰吗啉等混用或轮换使用。

#### 参考文献

- [1] 刘丽,刘长远,王辉,等.不同葡萄品种对霜霉病的抗性[J].植物保护,2017,43(2):177-182.  
 [2] 于舒怡,刘长远,王辉,等.避雨栽培对葡萄霜霉病菌孢子囊飞散时空动态的影响[J].中国农业科学,2016,49(10):1892-1902.

- [3] 何秀玲,张一宾.甲氧基丙烯酸酯类和酰胺类杀菌剂品种市场和抗性发展情况[J].世界农药,2013,35(3):14-19.  
 [4] 詹家绥,吴娥娇,刘西莉,等.植物病原真菌对几类重要单位点杀菌剂的抗性分子机制[J].中国农业科学,2014,47(17):3392-3404.  
 [5] 辛彦荣.浅谈北方蔬菜病害抗药性问题及治理措施[J].种子科技,2017,35(6):102-102.  
 [6] 毕秋艳,马志强,韩秀英,等.葡萄霜霉病菌对甲霜灵抗性治理及其田间抗药菌株遗传稳定性分析[J].植物病理学报,2014,44(3):302-308.  
 [7] 毕秋艳,马志强,赵建江,等.葡萄霜霉菌对仿生杀菌剂缙霉威的敏感基线及其抗性突变体生物学性状的研究[J].植物病理学报,2015,45(6):651-660.  
 [8] 陈晓明,王程龙,薄瑞.中国农药使用现状及对策建议[J].农药科学与管理,2016,37(2):4-8.  
 [9] 肖学林.实现农药“零”增长的问题与对策[J].科学与财富,2015(29):64.  
 [10] 张睿,许辉,唐剑锋,等.新型杀菌剂氟醚菌酰胺对黄瓜霜霉病的毒力和田间药效评价[J].农药,2013,52(8):596-598.  
 [11] 刘志君,莫光珍,张书溢,等.不同寄主来源的葡萄霜霉病菌的孢子囊大小和致病力分化的测定[J].农学学报,2017,7(7):10-16.  
 [12] DEGLENE-BENBRAHIM L, WIEDEMANN-MERDINOGLU S, MERDINOGLU D, et al. Evaluation of downy mildew resistance in grapevine by leaf disc bioassay with in vitro-and greenhouse-grown plants[J]. American journal of enology & viticulture, 2010, 61(61):521-528.  
 [13] 石洁,王喜娜,孔繁芳,等.河北昌黎与广西资源两地区葡萄霜霉菌致病力分化分析[J].植物保护,2017,43(1):76-82.  
 [14] 汤钿.葡萄霜霉病离体接种方法的研究[J].微生物学通报,1994,21(6):373.  
 [15] 乔桂双,王文桥,韩秀英,等.两种候选甲氧基丙烯酸酯类杀菌剂对黄瓜霜霉病的作用方式[J].植物保护学报,2009,36(2):173-178.  
 [16] 柏亚罗. Strobilurins 类杀菌剂研究开发进展[J].农药,2007,46(5):289-295.  
 [17] 赵平,严秋旭,李新,等.甲氧基丙烯酸酯类杀菌剂的开发及抗性发展现状[J].农药,2011,50(8):547-551.  
 [18] 何玲,袁会珠,唐剑锋,等.新型杀菌剂氟醚菌酰胺对辣椒疫霉的作用机制初探[J].农药学报,2016,18(2):185-193.  
 [19] 袁会珠,徐映明,芮昌辉.农药应用指南[M].北京:中国农业科学技术出版社,2011:489-512.

(上接第 104 页)

- [29] 刘白贵.闽江河口湿地芦苇、短叶芒和互花米草三种植物枯落物分解研究[D].福州:福建师范大学,2008.  
 [30] 翟水晶,刘白贵,贾宜,等.闽江河口潮汐沼泽枯落物分解过程的能量动态特征[J].福建师范大学学报(自然科学版),2013,29(4):73-79.  
 [31] 高俊琴,欧阳华,张锋,等.若尔盖高寒湿地土壤氮矿化对温度和湿度的响应[J].湿地科学,2008,6(2):229-234.  
 [32] 陈林,张佳宝,赵炳梓,等.不同施氮水平下土壤的生化性质对干湿交替的响应[J].土壤学报,2013,50(4):675-683.  
 [33] MIKHA M M, RICE C W, MILLIKEN G A. Carbon and nitrogen mineralization as affected by drying and wetting cycles[J]. Soil biology and biochemistry, 2005, 37(2):339-347.  
 [34] 朱兆良,文启孝.中国土壤氮素[M].南京:江苏科学技术出版社,1992.  
 [35] SCHIMMEL J, BALSER T C, WALLENSTEIN M. Microbial stress-response

- physiology and its implications for ecosystem function[J]. Ecology, 2007, 88(6):1386-1394.  
 [36] FIERER N, SCHIMMEL J P. Effects of drying-rewetting frequency on soil carbon and nitrogen transformations[J]. Soil biology and biochemistry, 2002, 34(6):777-787.  
 [37] HALVERSON L J, JONES T M, FIRESTONE M K. Release of intracellular solutes by four soil bacteria exposed to dilution stress[J]. Soil science society of america journal, 2000, 64(5):1630-1637.  
 [38] 张子川.闽江河口不同盐度短叶芒潮汐沼泽土壤理化特征及模拟盐水入侵对甲烷产生速率的影响[D].福州:福建师范大学,2013.  
 [39] 王晓龙,徐立刚,姚鑫,等.鄱阳湖典型湿地植物群落土壤微生物量特征[J].生态学报,2010,30(18):5033-5042.  
 [40] 黄秋雨.崇明岛芦苇湿地土壤微生物性质的环岛特征[D].上海:华东师范大学,2012.

**本刊提示** 参考文献只列主要的、公开发表的文献,序号按文中出现先后编排。著录格式(含标点)如下:(1)期刊——作者(不超过 3 人者全部写出,超过者只写前 3 位,后加“等”)。文章题名[J]。期刊名,年份,卷(期):起止页码。(2)图书——编著者.书名[M]。版次(第一版不写)。出版地:出版者,出版年:起止页码。(3)论文集——析出文献作者.题名[C]//。主编.论文集名.出版地:出版者,出版年:起止页码。