# 黄河口典型潮滩湿地土壤净氮矿化与硝化作用

牟晓杰[1],孙志高[2,3*],刘兴土[1,2] (1.中国科学院东北地理与农业生态研究所,湿地生态与环境重点实验室,吉林 长春 130102；2.福建师范大学地理研究所,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.中国科学院烟台海岸带研究所,海岸带环境过程重点实验室,山东 烟台 264003)

**摘要**：采用 PVC 顶盖埋管原位培育法研究了黄河口典型潮滩湿地土壤净氮矿化与净硝化作用的动态变化特征、影响因素及净氮矿化/硝化量.结果表明,高潮滩湿地(LW)、中潮滩湿地(JP1)和低潮滩湿地(JP2)0~15cm 土壤无机氮含量具有明显的季节变化特征,$NH_4^+$-N 含量表现为 LW＞JP1＞JP2,$NO_3^-$-N 含量则表现为 JP1＞LW＞JP2.3 种湿地土壤净氮矿化/硝化速率均呈明显的波动变化.生长季的净氮矿化量分别为 27.81、11.90 和 0.33kg/hm$^2$,净硝化量分别为 12.09、15.99 和 1.19kg/hm$^2$,净硝化量占净氮矿化量的百分比分别为 43.47%、100.00%和 100.00%.相关分析表明,湿地土壤净氮矿化量与土壤水分含量呈显著负相关,而土壤净氮硝化量与土壤 pH 值呈显著负相关.3 种潮滩湿地土壤在维持无机氮方面的能力整体表现为 LW＞JP1＞JP2,说明从氮循环角度高潮滩湿地系统最为稳定,而低潮滩湿地系统的稳定性最差.

**关键词**：滨海湿地；矿化作用；硝化作用；黄河口

**中图分类号**：X53 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2015)05-1466-08

**Net nitrogen mineralization and nitrification in the tidal marsh soils of the Yellow River Estuary.** MOU Xiao-jie[1], SUN Zhi-gao[2,3*], LIU Xing-tu[1,2] (1.Northeast Institute of Geography and Agroecology, Chinese Academy of Sciences, Changchun 130102, China；2.Institute of Geograpy, Key Laboratory of Humid Subtropical Eco-geographical Process (Fujian Normal University), Ministry of Education, Fujian Normal University, Fuzhou 350007, China；3.Key laboratory of Coastal Environment Processes, Yantai Institute of Coastal Zone Research, Chinese Academy of Sciences, Yantai 264003, China). *China Environmental Science*, 2015,35(5)：1466~1473

**Abstract**：The dynamics of inorganic N pool, N net mineralization/nitrification rates, and their affecting factors in the tidal marsh soils in the Yellow River Estuary were investigated by an *in situ* incubation approach with top-closed PVC tubes. Results showed that soil inorganic N concentrations in the high marsh (LW), middle marsh (JP1) and low marsh (JP2) had significantly dynamic characteristics. The $NH_4^+$-N concentrations were the highest in LW, in the order of LW > JP1 > JP2, while $NO_3^-$-N concentrations presented JP1 > LW > JP2. The soil N net mineralization/nitrification rates in the three marshes showed a clear seasonal dynamics. The net mineralized N in LW, JP1 and JP2 in the growing season were 27.81, 11.90 and 0.33kg/hm$^2$, the net nitrified N were 12.09, 15.99 and 1.19kg/hm$^2$, and the percentage of nitrified N in mineralized N were 43.47%, 100.00% and 100.00%, respectively. The net mineralized N was significantly correlated with soil water content, while the net nitrified N was significantly correlated with soil pH. The inorganic N-maintaining capacity of the three marshes presented LW > JP1 > JP2, suggesting that, from the standpoint of N cycling, the high marsh was more stable, while the stability of low marsh were the lowest.

**Key words**：coastal marsh; mineralization; nitrification; Yellow River Estuary

湿地作为氮的源、汇或转化器,在全球气候变化中有其特殊的地位和作用[1].氮是湿地植物光合作用和初级生产过程中最受限制的元素之一[2-3].湿地土壤中的氮主要以有机氮和无机氮形式存在,其中无机氮所占比例非常低[4].由于植物可直接利用的氮素形态为无机氮,所以有机氮向无机氮的转化过程(矿化作用)在很大程度上影响着土壤有效氮的供给状况,进而影响湿地系统的初级生产力[5].湿地有效氮的供给主要取决

**收稿日期**：2014-09-30

**基金项目**：国家自然科学基金(41171424,41371104,41301085);国家重点基础研究发展计划(2013CB430401);福建师范大学引进人才科研启动项目

* 联系作者, 研究员, zhigaosun@163.com

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

于氮的矿化与固持两个同时进行的过程,而硝化作用也是影响土壤有效氮供给的重要因素,且硝化产物$NO_3^-$-N极易淋失或经反硝化作用发生气态损失,进而对湿地系统甚至全球变暖产生重要影响[6].因此,研究湿地土壤氮的矿化与硝化作用对湿地氮素循环与转化过程、对湿地系统健康和全球气候变化均具有重要意义.一般而言,湿地土壤氮的矿化与硝化作用要受到温度、水分、盐分、土壤通气状况、土壤有机质和 pH 值等诸多因素的影响[7].目前,国内关于湿地土壤氮的矿化与硝化作用已围绕淡水沼泽湿地[7-8]、湖泊湿地[9]、人工湿地-水稻田[10]以及高原湿地[11]开展了一些相关工作,但关于滨海湿地土壤氮矿化与硝化作用的相关研究还鲜有报道.

黄河三角洲由黄河携带大量泥沙填充渤海淤积而成,是中国暖温带保存最完整、最广阔和最年轻的湿地生态系统,也是东北亚内陆和环西太平洋鸟类迁徙的重要中转站、越冬栖息地和繁殖地.当前,关于黄河三角洲湿地生源元素循环的相关研究还不多见,且现有研究多集中在湿地植物元素累积与分配特征[12-13]、湿地土壤元素剖面分布特征[14-16]、湿地温室气体排放[17]等的探讨上,而针对黄河口潮滩湿地土壤净氮矿化与净硝化作用的研究还鲜见报道.鉴于此,本研究通过比较黄河口 3 种典型湿地土壤无机氮库、净氮矿化与净硝化速率动态以及净氮矿化与硝化量,揭示湿地土壤有效氮供给与维持的差异.旨在为潮滩湿地氮生物地球化学过程研究提供基础数据,为湿地的保护与管理提供科学依据.

## 1　研究区概况与研究方法

### 1.1　研究区概况

研究样地位于山东省黄河三角洲国家级自然保护区(37°40′ N ~ 38°10′ N, 118°41′ E ~ 119°16′ E)今黄河入海口北部的滨岸潮滩湿地.黄河三角洲国家级自然保护区于 1992 年经国家林业局批准建立,是全国最大的河口三角洲自然保护区,在世界范围河口湿地生态系统中具有较强的代表性,主要保护黄河口新生湿地生态系统和珍稀濒危鸟类.保护区总面积 15.3 万 $hm^2$,其中核心区面积 5.8 万 $hm^2$,缓冲区面积 1.3 万 $hm^2$,试验区面积 8.2 万 $hm^2$.保护区属暖温带季风气候区,具有明显的大陆性季风气候特点,雨热同期,四季分明,冷热干湿界限极为明显.春季干旱多风,常有春旱,夏季炎热多雨,高温高湿,时有台风侵袭.该区年平均气温 12.1℃,无霜期 196d,≥10℃的积温约 4300℃,年均蒸发量 1962mm,年均降水量为 551.6mm,70%的降水集中于 7、8 月份.保护区的土壤类型主要为隐域性潮土和盐土,主要植被类型为芦苇(*Phragmites australis*)群落、芦苇-荻(*Triarrhena sacchariflora*)群落、穗状狐尾藻(*Myriophyllum spicatum*)群落、柽柳(*Tamarix chinensis*)群落、翅碱蓬(*Suaeda salsa*)群落及补血草(*Limoninum sinense*)群落等,其中芦苇、柽柳及翅碱蓬群落分布较广.

### 1.2　研究方法

由于受潮汐影响程度的不同,黄河口潮滩湿地不同位置发育了不同的植被类型,往往具有不同的土壤理化性质及物质循环特征.因此试验选取高潮滩芦苇-翅碱蓬湿地(LW)、中潮滩翅碱蓬-柽柳湿地(JP1)和低潮滩翅碱蓬湿地(JP2)为研究对象,采用 PVC 顶盖埋管原位培育法[18]在 3 种湿地进行土壤净氮矿化/硝化作用研究.在 3 种湿地内分别选择一个约 20m×20m 的典型样地,采用对角线样带法(五点法)布点,每点设 2 个 PVC 管(内径 5cm 长 15cm),共 10 个重复.试验进行时,首先将各样点植物去除(防止培养过程中植物吸收管中的无机氮而影响试验结果),并在每个样点用 PVC 管取 0~15cm 的土样 2 个,用作初始$NH_4^+$-N、$NO_3^-$N 和 TN 含量的测定,每个样地共 10 个重复,然后再同样取出 10 个土样,尽可能不破坏其原有结构,用塑料薄膜(透气)包住上口,用细铁丝扎住,下口也用塑料薄膜包好,同样用细铁丝扎住(防止出现无机氮的管内与管外交换),再插入原孔,培养一段时间后(30d 左右)取出土样,再重复上述工作.试验共设 6 个培养期,即 2009.4.25~2009.5.26 (I)、2009.5.26~2009.6.27 (II)、2009.6.27~2009.7.31(III)、2009.7.31~2009.8.25 (IV)、2009.8.25~2009.9.25 (V) 和 2009.9.25~2009.11.12(VI).并采用常规方法分别

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

测定各样地 0~15cm 土壤电导率、pH 值、含水量及容重.

### 1.3 样品处理与测定

土壤样品处理采用常温下风干法.风干过程中尽可能将土壤碾细混匀,并把细根挑出,待风干彻底后装袋备测.尽管风干碾细处理可能会增加可提取无机氮库,但已有的研究表明,风干土样储存至超过 1 年以后,土样内部养分的变化并不明显[19],且这种变化与用新鲜样品所测定的结果呈高度相关关系($R^2$=0.80).因此,这种方法在精度要求不太高的情况下可以使用.本研究因地处偏僻,实验条件受到限制,无法对大批量的新鲜土样及时进行分析,故采用上述风干法.所有土壤样品除初始样品额外测定 TC、TN、有机碳及容重外均要测定 $NH_4^+$-N 和 $NO_3^-$-N 含量.土壤有机碳含量采用重铬酸钾容量法测定[7],土壤 TC、TN 含量采用元素分析仪测定,$NH_4^+$-N、$NO_3^-$-N 含量在用 2mol/L 的 KCL 浸提后通过连续流动分析仪测定[20].

### 1.4 计算方法

净氮矿化(或硝化)速率等于管中土壤从时间 $T_0$ 培育到时间 $T_1$ 后 $NH_4^+$-N+$NO_3^-$-N(或 $NO_3^-$-N)含量之和的变化值[18].设 $C_0$ 和 $C_1$ 分别为培育前后土壤中 $NH_4^+$-N 和 $NO_3^-$-N 的含量(mgN/kg)之和,则净矿化速率 $R_{min}$[mgN/(kg·d)]可用下式计算[7,18]:

$$R_{min}=(C_1-C_0)/(T_1-T_0) \quad (1)$$

同理,以 $C_{0,nitri}$ 和 $C_{1,nitri}$ 分别表示培育前后土壤中 $NO_3^-$-N 的含量,则净硝化速率 $R_{nitri}$[mgN/(kg·d)]为:

$$R_{nitri}=(C_{1nitri}-C_{0nitri})/(T_1-T_0) \quad (2)$$

得出净矿化或硝化速率后,结合土壤容重、单位面积($hm^2$)内 0~15cm 土层体积以及培养天数,即可计算出各培育时期每公顷 0~15cm 土层中有机氮的净矿化或硝化量 $W_i$ (kg)($i$=5),其计算式为[7]:

$$W_i=W_v\times V\times R_{min}(\text{或 } R_{nitri})\times t/1000 \quad (3)$$

式中:$W_v$ 为土壤容重,g/cm;$V$ 为每公顷 0~15cm 土层体积,1500$m^3$;$t$ 为培育天数,d.将几个培育期 0~15cm 土层的净矿化或硝化量相加即可得到生长季的净矿化或硝化量.

结合每公顷 0~15cm 土层体积、土壤容重及 TN 数据可计算出每公顷的 TN 量,用生长季的净矿化或硝化量除以 TN 量即可得出矿化或硝化 N 量占 TN 量的百分比(%TKN).用硝化氮量除以矿化氮量可计算出净硝化作用占净矿化量转化为硝态氮的百分比(%Min).由于试验采用的 PVC 顶盖培育法能够防止植物活根系与硝化细菌之间的竞争,因此可能会高估实际的硝化速率,出现%Min 大于 100% 的情况是可能的[21].在实际研究中,若%Min 大于 100%,均用 100%来表征.

### 1.5 数据处理与统计

采用单因素方差分析揭示培养时期和不同湿地类型对土壤无机氮含量、净氮矿化与硝化速率的影响,采用相关分析揭示土壤净氮矿化与净硝化量与土壤理化性质之间的相关关系.数据的作图和统计分析均借助 Origin7.5 和 SPSS11.5 软件来实现.

## 2 结果分析

### 2.1 湿地土壤无机氮库动态变化

LW、JP1 和 JP2 三种湿地土壤(0~15cm)培养前的 $NH_4^+$-N 和 $NO_3^-$-N 含量均具有明显的动态变化特征(表 1).LW 土壤中二者的变化趋势在 7 月末之前正好相反,之后则较为一致,其中 $NH_4^+$-N 含量在 5、8 月较高(6.83±1.89 和 6.65±3.26mg/kg),$NO_3^-$-N 含量则在 8 月最高(5.17±1.06mg/kg).JP1 土壤中二者的变化趋势除在 5~6 月正好相反外,其他时期均比较一致,其中 $NH_4^+$-N 含量和 $NO_3^-$-N 含量分别在 5 月和 8 月取得最高值[(5.97±1.25)和(5.88±1.65)mg/kg].与之相比,JP2 土壤中二者的变化趋势除在 4~5 月、$NO_3^-$-N 含量则在 4、9 月较高[(3.26±2.53)和(3.44±0.39)mg/kg].比较而言,除 4~5 月外,LW、JP1 和 JP2 土壤中 $NH_4^+$-N 和 $NO_3^-$-N 含量的变化规律整体较为一致,其中 $NH_4^+$-N 表现为 LW>JP1>JP2,$NO_3^-$-N 则表现为 JP1>LW>JP2.方差分析表明,LW、JP1 和 JP2 土壤中的 $NO_3^-$-N、$NH_4^+$-N 以及 $NH_4^+$-N+$NO_3^-$-N 含量在不同时期的差异均达到显著($P$<0.05) 或极显著水平($P$<0.01) (表 2).

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

表 1　湿地土壤无机氮变化($n$=10, Mean±S.D)

Table 1　Changes of inorganic N in wetland soils ($n$=10, Mean±S.D)

| 培养阶段 | 类型 | $NH_4^+$-N 含量(mg/kg) | | $NO_3^-$-N 含量(mg/kg) | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | 培养前 | 培养后 | 培养前 | 培养后 |
| Ⅰ | LW | 4.33±1.11Aa | 13.89±3.46Ab | 2.05±1.37Aa | 2.67±0.74Aa |
| | JP1 | 5.01±1.29ABa | 2.33±1.00Bb | 1.37±1.21Aa | 2.44±1.86Aa |
| | JP2 | 5.45±1.06Ba | 3.03±1.34Bb | 3.26±2.53Aa | 1.44±1.61Aa |
| Ⅱ | LW | 6.83±1.89Aa | 1.20±0.55Ab | 1.54±0.63Aa | 3.04±2.19Aba |
| | JP1 | 5.97±1.25Aa | 0.81±0.29ABb | 2.89±1.80Aa | 4.06±1.19Aa |
| | JP2 | 4.10±1.20Ba | 0.53±0.73Bb | 1.55±0.91Aa | 1.83±1.25Ba |
| Ⅲ | LW | 1.08±0.53Aa | 3.19±2.35ABb | 2.49±0.68Aa | 3.97±0.70Aa |
| | JP1 | 0.93±0.55Aa | 2.01±1.26Ab | 3.16±0.44Aa | 4.52±1.27ABb |
| | JP2 | 0.72±0.47Aa | 0.16±0.18Bb | 2.43±0.45Aa | 3.21±0.46Bb |
| Ⅳ | LW | 3.23±2.39Aa | 8.19±5.88Ab | 3.56±1.79Aa | 4.25±0.87Aa |
| | JP1 | 2.72±1.91ABa | 5.82±1.18ABb | 3.74±1.51Aa | 6.55±1.73Bb |
| | JP2 | 1.16±0.91Ba | 4.32±1.61Bb | 2.89±1.12Aa | 4.09±1.02Aa |
| Ⅴ | LW | 6.65±3.26Aa | 1.58±0.67Ab | 5.17±1.06Aa | 5.43±1.72ABa |
| | JP1 | 3.02±2.11Ba | 2.04±0.68Aa | 5.88±1.65Aa | 6.21±3.05Aa |
| | JP2 | 0.82±0.75Ca | 1.76±0.66Ab | 3.22±0.80Ba | 3.91±1.64Ba |
| Ⅵ | LW | 1.87±0.57Aa | 4.12±1.03Ab | 3.40±0.26Aa | 5.14±1.09Ab |
| | JP1 | 1.97±0.82Aa | 4.69±1.50Ab | 4.85±2.54Aa | 6.20±2.72Aa |
| | JP2 | 0.58±0.57Ba | 2.92±0.81Bb | 3.44±0.39Aa | 2.96±0.08Bb |

注:不同大写字母表示每个培养期不同植被群落湿地间差异显著,不同小写字母表示培养前后的无机氮含量差异显著

表 2　湿地土壤无机氮含量的 ANOVA 结果

Table 2　ANOVA results of inorganic N content in wetland soils

| 项目 | 类型 | 平方和 | 自由度 | 均方 | $F$ | $P$ |
|---|---|---|---|---|---|---|
| $NH_4^+$-N+$NO_3^-$-N | LW | 403.301 | 5 | 80.660 | 10.704 | 0.000 |
| | JP1 | 162.307 | 5 | 32.461 | 4.385 | 0.002 |
| | JP2 | 204.314 | 5 | 40.863 | 12.248 | 0.000 |
| $NH_4^+$-N | LW | 287.937 | 5 | 57.587 | 15.875 | 0.000 |
| | JP1 | 178.397 | 5 | 35.679 | 17.368 | 0.000 |
| | JP2 | 219.901 | 5 | 43.980 | 58.516 | 0.000 |
| $NO_3^-$-N | LW | 84.546 | 5 | 16.909 | 8.313 | 0.000 |
| | JP1 | 124.695 | 5 | 24.939 | 7.673 | 0.000 |
| | JP2 | 25.201 | 5 | 5.040 | 2.484 | 0.043 |

## 2.2　湿地土壤净氮矿化/硝化速率动态变化

由图 1 可知,不同湿地土壤净氮矿化/硝化速率在生长季均呈明显的波动变化特征.其中,LW 土壤的净氮矿化速率除 5~6 月和 8~9 月两个阶段为负值外,其他时期均为正值,并以 4~5 月最大[0.328±0.149mg/(kg·d)].JP1 土壤的净矿化速率除 4~5 月、5~6 月和 8~9 月 3 个阶段为负值外,其它时期均为正值,并在 7~8 月取得最大值[0.236 ± 0.151mg/(kg·d)].JP2 土壤的净矿化速率除 4~5 月、5~6 月和 6~7 月 3 个阶段为负值外外,其它时期均为正值,也以 7~8 月的净矿化速率最大[(0.182 ± 0.085)mg/(kg·d)].方差分析表明,LW、JP1 和 JP2 土壤的净矿化速率在不同培养阶段间的差异均达到极显著水平($P$<0.01,表 3),3 种湿地土壤氮净矿化速率的变化范围分别为−0.155~0.328、−0.052~0.236 和−0.137~0.182mg/(kg·d),平均净矿化速率分别为 0.076、0.031 和 0.004mg/(kg·d).总的来说,不同时期 3 种湿地土壤净氮矿化速率的差异主要取决于土壤氮矿化过程与固持过程的相对平衡,负值的出现说明培养期内湿地土壤微生物固持作用要高于矿化作用,正值则表明土壤氮矿化过程较为活跃.比较而言,LW 土壤的净氮矿化速率峰值出现在 4~5 月,低谷则一般出现在 4~5 月和 5~6 月.另外,LW 与 JP1 土壤净氮矿化速率总体上要高于 JP2,主要与湿地环境条件、植被类型、土壤理化性质以及受潮汐的

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

影响程度等有关.

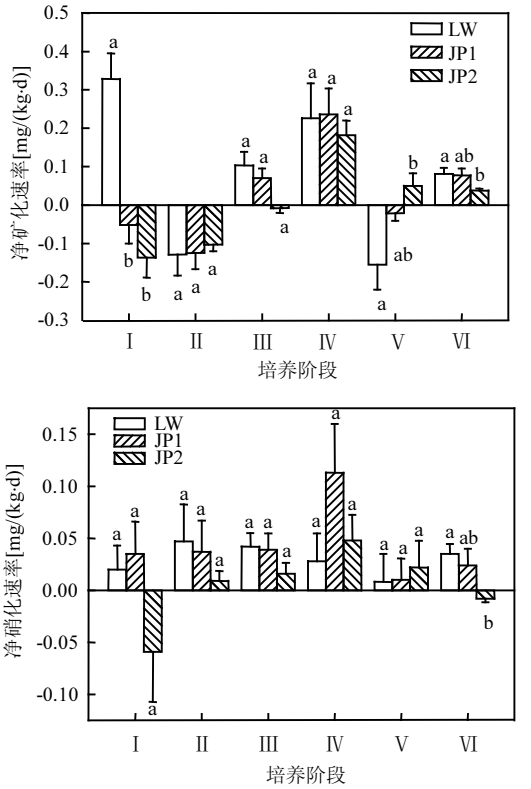


图 1 湿土壤氮的净矿化与硝化速率变化

Fig.1 Variability of net mineralization and nitrification rates in marsh soils ($n$=10, Mean±S.D)

图中不同字母表示差异显著

3 种湿地土壤的净硝化速率在不同培养阶段间的差异并不显著($P$>0.05)(表 3),LW、JP1 土壤的净硝化速率在不同时期均为正值,并分别于 5~6 月和 7~8 月取得最大值[0.047 ± 0.080 和 0.113 ± 0.105mg/(kg·d)],而 JP2 土壤的净硝化速率除在 4~5 月、9~11 月 2 个阶段为负值外,其它时期也均为正值,并于 7~8 月取得最大值[0.048 ± 0.055mg/(kg·d)]. 说明 3 种土壤硝化产生的 $NO_3^-$-N 在被微生物固持后仍有较多剩余.3 种湿地土壤净硝化速率的变化范围分别为 0.008~0.047、0.010~0.113 和−0.059~0.048mg/(kg·d),平均净硝化速率分别为 0.030、0.043 和 0.005mg/(kg·d).比较而言,LW 土壤的净硝化速率峰值出现在 5~6 月,最低值出现在 8~9 月,而 JP1、JP2 土壤的净硝化速率峰值均出现在 7~8 月.Nadelhoffer 等[22]的研究表明,$NH_4^+$-N 的积累可以引起硝化,$NO_3^-$-N 的积累则可以增强反硝化.与 LW 土壤相比,JP1、JP2 土壤受潮汐的影响较为频繁,土壤水分含量较高,其中 JP2 地表的局部地方还出现积水.在这样的环境条件下,土壤的通气状况较差,而较差的通气状况又对好气性硝化细菌的活性产生抑制作用,但该环境条件却有利于反硝化细菌活性的增强,进而有利于反硝化作用的进行.JP1、JP2 土壤中的 $NH_4^+$-N 含量在春末夏初相对于培养前均有较大降低(表 1),说明由矿化作用所产生的 $NH_4^+$-N 除微生物固持外,可能有相当一部分(通过硝化作用转化为 $NO_3^-$-N)参与到了反硝化作用过程中,因此反硝化作用引起的氮损失也可能是导致此期间净氮矿化/硝化速率出现负值的重要原因,而其他时期净氮矿化/硝化速率的变化主要取决于土壤矿化作用、生物固持作用以及反硝化作用的强弱程度.此外,培养期对土壤矿化/硝化速率也有重要影响[7].本研究各培养期土壤净氮矿化/硝化速率的差异可能与培养期长短也有一定的关系.

**表 3 湿地土壤净氮矿化/硝化速率的 ANOVA 结果**

Table 3 ANOVA results of net mineralization/nitrification rates in wetland soils

| 项目 | 类型 | 平方和 | 自由度 | 均方 | $F$ | $P$ |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 净矿化速率 | LW | 0.912 | 5 | 0.182 | 10.226 | 0.000 |
| | JP1 | 0.396 | 5 | 0.079 | 9.214 | 0.000 |
| | JP2 | 0.330 | 5 | 0.066 | 10.398 | 0.000 |
| 净硝化速率 | LW | 0.005 | 5 | 0.001 | 0.315 | 0.899 |
| | JP1 | 0.032 | 5 | 0.006 | 1.488 | 0.232 |
| | JP2 | 0.032 | 5 | 0.006 | 1.804 | 0.156 |

## 2.3 生长季湿地土壤氮的净矿化/硝化量

表 4 为生长季 LW、JP1 和 JP2 0~15cm 土壤氮的净矿化量和硝化量.从表 4 可知,3 种湿地土壤氮的净矿化量分别为 27.81、11.90 和 0.33kg/hm$^2$,净矿化量占全氮的百分比分别为 3.55%、1.23%和 0.04%,LW 土壤的净矿化量最大,分别为 JP1、JP2 土壤的 2.34 倍和 84.27 倍.与之相比,三者的净硝化量分别 12.09、15.99 和 1.19kg/hm$^2$,净硝化量占全氮的百分比分别为 1.54%、1.65%和 0.15%,

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

净硝化量占净矿化量的百分比(%Min)分别为43.47%、100.00%和100.00%,JP1 土壤的净硝化量最大,分别为 LW、JP2 土壤的的 1.32 倍和 13.44 倍.由于试验采用的 PVC 顶盖培育法可防止植物活根系与硝化细菌之间的竞争,因此 JP1、JP2 土壤可能会高估实际的硝化速率.已有研究表明,土壤氮的净矿化/硝化作用通常可指示土壤氮的有效性,净矿化量高说明土壤氮的有效性也高[19].同时,土壤净硝化作用还可导致氮素的气态(如 $N_2O$、$N_2$)损失或在物理运移过程中以 $NO_3^-$-N 的形式流失(垂直淋失或溶于潮水而被带走),净硝化量越大,氮损失的可能性就越大.因此可通过比较不同生态系统土壤的净矿化/硝化量来得知土壤向植物供给氮的能力以及防止氮损失的能力.如上所述,生长季 LW 土壤的净矿化量均明显高于 JP1、JP2,说明其向植物供给氮的能力远高于 JP1、JP2.尽管 LW、JP1 土壤的净矿化量差别较大,但其净硝化量较为接近,说明 LW 土壤矿化产生的 $NH_4^+$-N 虽然较多,但其转化为 $NO_3^-$-N 的比例则较低,而 JP1 土壤矿化产生的 $NH_4^+$-N 虽然不多,但其转化为 $NO_3^-$-N 的比例则较高.另外, JP1、JP2 土壤的净硝化量占净矿化量的百分比(100%)均明显高于 LW 土壤(43.47%),说明 JP1、JP2 土壤矿化产生的 $NH_4^+$-N 基本上全部转化为 $NO_3^-$-N,进而使得二者的氮损失可能较 LW 土壤高得多.综上所述,3 种潮滩湿地土壤在维持无机氮方面的能力整体表现为 LW>JP1>JP2.从这种意义上讲,高潮滩芦苇-翅碱蓬湿地生态系统最为稳定,而低潮滩翅碱蓬湿地系统的稳定性最差,而这的确也与实际情况相符.

**表 4　生长季湿地土壤氮的净矿化/硝化量**

Table 4　Growing season net N mineralization and nitrification in wetland soils

| 湿地类型 | [a] 土壤容重 | [b] 全 N (生长季均值, TKN) | | 净矿化 N | | 净硝化 N | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | ($g/cm^3$) | (mg/kg) | ($kg/hm^2$) | ($kg/hm^2$) | %TKN | ($kg/hm^2$) | %TKN | %Min |
| LW | 1.28±0.08 | 408.38±96.69 | 784.09 | 27.81 | 3.55 | 12.09 | 1.54 | 43.47 |
| JP1 | 1.35±0.05 | 478.11±135.06 | 968.17 | 11.90 | 1.23 | 15.99 | 1.65 | 100.00 |
| JP2 | 1.49±0.03 | 345.09±77.08 | 771.28 | 0.33 | 0.04 | 1.19 | 0.15 | 100.00 |

注:[a]均值±S.D, $n$=3; [b]均值±S.D, $n$=6

## 2.4　土壤无机氮库、矿化/硝化速率与主要环境因子的关系

温度和水分是影响土壤氮库、净氮矿化/硝化速率动态的重要因素[23].土壤氮的净矿化/硝化作用均是由微生物调控的生物过程,而微生物的种类、数量、种群分布及其活性又与温度、水分等环境因素密切相关.Brinkley 等[19]的统计研究表明,利用多种方法测得的无机氮库的季节最大值通常为最小值的 5 倍或更高.本研究表明,尽管 LW、JP1 和 JP2 土壤的 $NH_4^+$-N 含量均达到了上述差异(6.32 倍、6.42 倍和 9.40 倍),但 $NO_3^-$-N 含量的季节差异并不明显(3.36 倍、4.29 倍和 2.22 倍),原因可能与本项研究未在植被非生长季(2009 年 11 月至 2010 年 4 月)取样有关.由于非生长季不同月份的气温、地温一般明显低于生长季各月的相应温度,所以 0~15cm 土壤的微生物活性较弱,由此影响到 3 种土壤的净氮矿化/硝化作用过程而使其 $NH_4^+$-N 和 $NO_3^-$-N 含量低于其它各月,进而导致 $NH_4^+$-N 和 $NO_3^-$-N 季节最大值与最小值比值的增大.已有研究表明,温度和水分对土壤氮矿化过程存在明显的交互作用[24],温暖湿润的环境条件有利于参与矿化与硝化作用微生物的生存和繁殖,进而使得土壤的矿化/硝化速率较高[25].本研究也得到类似结论,如在水热条件较好的 7~8 月,LW、JP1 和 JP2 土壤的净氮矿化/硝化速率一般取得较高值.另外,3 种土壤净矿化/硝化速率差异的原因与其所处的水分条件也存在密切关系,氮净矿化量与土壤含水量呈显著负相关($P$<0.05,表 6).白军红等[26]研究也表明,不同淹水条件对芦苇和盐地碱蓬湿地土壤净氮矿化和硝化速率具有较大影响.本研究中,JP1、JP2(特别是 JP2)湿地土壤的水分条件较好(受潮

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net

汐影响频繁,地表处于过湿或积水状态,表 5),在这样的环境条件下,反硝化作用极易发生,进而在一定程度上影响土壤的 $NH_4^+$-N、$NO_3^-$-N 含量,最终影响土壤净氮矿化/硝化速率.

表 5 湿地土壤理化性质对比(±S.D)

Table 5 Comparison of physical and chemical characteristics in different wetland soil (±S.D)

| 项目 | LW | JP1 | JP2 |
|---|---|---|---|
| 有机碳(mg/kg) | 10600±1216.55 | 10700±848.53 | 9075±386.22 |
| TC(mg/kg) | 16165.63±2056.42 | 16892.56±1572.05 | 14882.38±1842.86 |
| TN(mg/kg) | 408.38±96.69 | 478.11±135.06 | 345.09±77.08 |
| C/N | 40.59±5.56 | 37.21±8.14 | 44.07±5.50 |
| pH 值 | 7.90±0.05 | 7.71±0.08 | 8.32±0.12 |
| 容重($g/cm^3$) | 1.28±0.08 | 1.35±0.05 | 1.49±0.03 |
| 电导率(mS/cm) | 4.34±0.67 | 8.97±3.06 | 10.96±6.17 |
| 含水量($cm^3/cm^3$) | 0.35±0.01 | 0.40±0.07 | 0.43±0.06 |

表 6 净矿化量、净硝化量与土壤理化性质间的相关关系

Table 6 Relationships between net mineralized N ( or net nitrified N) and properties of soils

| 项目 | 有机碳 | TC | TN | C/N | pH 值 | 容重 | 电导率 | 含水量 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 净矿化量 | 0.784 | 0.557 | 0.394 | −0.427 | −0.603 | −0.961 | −0.991 | −0.999* |
| 净硝化量 | 0.980 | 0.994 | 0.957 | −0.967 | −0.999* | −0.831 | −0.534 | −0.603 |

注:* $P<0.05$

湿地土壤有机碳、氮含量、土壤基质和酸碱状况等因素也是导致 LW、JP1 和 JP2 三种土壤净氮矿化/硝化速率季节变化的重要因素[27].一般来说,较高的氮素矿化速率是由于土壤具有较高生物活性,而高生物学活性取决于土壤中较高的有机碳和全氮含量[28].本项研究也得出类似结果,对不同培育阶段有机碳、TN 含量的测定结果表明,LW、JP1 土壤的有机碳含量较为接近,但均明显高于 JP2 土壤(表 5),而大部分培育阶段的净氮矿化/硝化速率也表现为 LW、JP1 大于 JP2(图 1).土壤基质主要与 C/N 比和木质素有关,而 C/N 比又影响着微生物对有机质的分解状况,并与矿化/硝化速率呈负相关.Strauss[29]的研究表明,湿地土壤的硝化作用在 C/N<20 时主要受 $NH_4^+$-N 可利用性的控制,而当 C/N>20 时主要受有机碳可利用性的控制.试验过程中,LW、JP1 和 JP2 土壤的 C/N 均大于 20(表 5),说明三者的硝化作用基本上均受有机碳可利用性的控制.另外,湿地土壤盐分条件也是影响土壤中无机氮含量的重要因子[30],研究表明,土壤中高盐分条件可抑制 N 的转化,土壤矿化势和硝化势均随盐分增加呈指数递减关系[31].土壤 pH 值对净氮矿化/硝化作用也有重要影响,酸性较高的土壤条件下(pH<5.0),矿化与硝化作用将会受到抑制[29].试验阶段,3 种土壤 pH 值均大于 5(表 5),呈弱碱性,说明 pH 值可能不足以对三者氮的净矿化/硝化作用产生较强的抑制.且相关分析表明,湿地土壤 N 的净硝化量与土壤 pH 值呈显著相关关系(表 6),说明 pH 值是影响黄河口不同潮滩湿地土壤 N 硝化作用的重要因子,这与闽江口的相关研究结论一致[32].此外,土壤氮的净矿化/硝化作用还与土壤的其它理化指标、微生物区系、土壤中细根分解以及湿地群落演替阶段等密切相关[33],但要得出明确结论仍需开展进一步的研究.

## 3 结论

3.1 LW、JP1 和 JP2 0~15cm 土壤的无机氮含量、净氮矿化/硝化速率在生长季均呈明显的波动变化特征.

3.2 LW、JP1 和 JP2 0~15cm 土壤的净矿化量

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. http://www.cnki.net

分别为 27.81、11.90 和 0.33kg/hm$^2$,净硝化量分别 12.09、15.99 和 1.19kg/hm$^2$,净硝化量占净矿化量的百分比分别为 43.47%、100.00%和 100.00%.

3.3　LW、JP1 和 JP2 湿地土壤在维持无机氮方面的能力整体表现为 LW>JP1>JP2.

**参考文献：**


[1] 傅国斌,李克让.全球变暖与湿地生态系统的研究进展 [J]. 地理研究, 2001,20(1):120-128.

[2] 孙志高,刘景双,于君宝.三江平原不同群落小叶章氮素的累积与分配 [J]. 应用生态学报, 2006,17(2):221-228.

[3] 曾从盛,张林海,仝　川.闽江河口湿地短叶茳芏氮、磷含量与积累量季节变化 [J]. 生态学杂志, 2009,28(5):788-794.

[4] Mou X J, Sun Z G, Wang L L, et al. Nitrogen cycle of a typical Suaeda salsa marsh ecosystem in the Yellow River estuary [J]. Journal of Environmental Science, 2011,23(6):958-967.

[5] Mistch W J and Gosselin J G. Wetlands [M]. New York: Van Nostrand Reinhold Company Inc., 2000:89-125.

[6] 孙志高.三江平原小叶章湿地系统氮素生物地球化学过程研究 [C]. 长春:中国科学院研究生院博士学位论文, 2007.

[7] 孙志高,刘景双,王金达,等.三江平原典型小叶章湿地土壤氮素净矿化与硝化作用研究 [J]. 应用生态学报, 2007,18(8):1771-1777.

[8] 周旺明,王金达,刘景双,等.冻融对湿地土壤可溶性碳、氮和氮矿化的影响 [J]. 生态与农村环境学报, 2008,24(3):1-6.

[9] 欧阳媛,王圣瑞,金相灿,等.氮源对滇池沉积物氮矿化影响的研究 [J]. 中国环境科学, 2009,29(8):879-884.

[10] 郝晓晖,肖宏宇,苏以荣,等.长期不同施肥稻田土壤的氮素形态及矿化作用特征 [J]. 浙江大学学报(农业与生命科学版), 2007, 33(5):544-550.

[11] 高俊琴,欧阳华,张　峰,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.

[12] 牟晓杰,孙志高,王玲玲,等.黄河口滨岸潮滩不同生境下翅碱蓬氮的累积与分配特征 [J]. 湿地科学, 2010,8(1):57-66.

[13] 牟晓杰,孙志高,王玲玲,等.黄河口滨岸潮滩不同生境下翅碱蓬 K、Ca、Mg 含量与累积的季节变化 [J]. 草业学报, 2010,19(3):177-190.

[14] 董洪芳,于君宝,孙志高,等.黄河口滨岸潮滩湿地植物-土壤系统有机碳空间分布特征 [J]. 环境科学, 2010,31(6):1594-1599.

[15] 孙万龙,孙志高,牟晓杰,等.黄河口滨岸潮滩不同类型湿地土壤磷、硫的分布特征 [J]. 水土保持通报, 2010,30(4):104-109.

[16] 王玲玲,孙志高,牟晓杰,等.黄河口滨岸潮滩不同类型湿地土壤氮素分布特征 [J]. 土壤通报, 2011,42(6):1439-1445.

[17] 王玲玲,孙志高,牟晓杰,等.黄河口滨岸潮滩湿地 $CO_2$、$CH_4$ 和 $N_2O$ 通量特征初步研究 [J]. 草业学报, 2010,20(3):51-61.

[18] Raison R J, Connell M J, Khanna P K. Methodology for studying fluxes of soil mineral-N *in situ* [J]. Soil Biology & Biochemistry, 1987,19:521-530.

[19] Brinkley D, Hart S C. The component of nitrogen availability assessment in forest soil [J]. Advances in Soil Science, 1989,10:57-112.

[20] Zhao H T, Zhang X L, Xu S T, et al. Effect of freezing on soil nitrogen mineralization under different plant communities in a semi-arid area during a non-growing season [J]. Applied Soil Ecology, 2010,45:187-192.

[21] Marrs R H, Thompson J, Scott D, et al. Nitrogen mineralization and nitrification in terra fime forest and savanna soils on Πha de Maracá Roraima, Brazil [J]. Journal of Tropical Ecology, 1991,7:123-137.

[22] Nadelhoffer K J, Aber J M. Fine roots, net primary production, and soil nitrogen availability:a new hypothesis [J]. Ecology, 1985,66:1377-1399.

[23] Adhikari C, Bronson K F, Panuallah G M, et al. On-farm soil N supply and N nutrition in the rice-wheat system of Nepal and Bangladesh [J]. Field Crops Researchm, 1999,64:273-286.

[24] Sierra J. Temperature and soil moisture dependence of N mineralization in intact soil cores [J]. Soil Biology and Biochemistry, 1997,29(9/10):1557-1563.

[25] Pérez C A, Hedin O, Armesto J J. Nitrogen mineralization in two unpolluted old-growth forests of contrasting biodiversity and dynamics [J]. Ecosystems, 1998,1:361-373.

[26] 邓　伟,白军红.典型湿地系统水生态格局与水生态过程-以黄淮海地区为例 [D]. 北京:科学出版社, 2012,206-212.

[27] Vitousek P M, Sanford R L. Nutrient cycling in moist tropical forests [J]. Annual Review of Ecology and Systematic, 1986,17: 137-167.

[28] 傅民杰,王传宽,王　颖,等.四种温带森林土壤氮矿化与硝化时空格局 [J]. 生态学报, 2009,29(7):3747-3758.

[29] Strauss E A. The effects of organic carbon and nitrogen availability on nitrification rates in stream sediments [C]. A doctor degree dissertation of Notre Dame, Indiana. 2000.

[30] 仝　川,贾瑞霞,王维奇,等.闽江口潮汐盐沼湿地土壤碳氮磷的空间变化 [J]. 地理研究, 2010,29(7):1203-1213.

[31] 李建兵,黄冠华.盐分对粉壤土氮转化的影响 [J]. 环境科学研究, 2008,21(5):98-103.

[32] 牟晓杰,刘兴土,仝　川,等.人为干扰对闽江河口湿地土壤硝化-反硝化潜力的影响 [J]. 中国环境科学, 2013,33(8):1413-1419.

[33] Samina U, Rawat Y S, Singh S P. Mineralization and inorganic-N uptake in chir pine forest of Central Himalay [J]. Tropical Ecology, 1998,39:193-199.


**作者简介：**牟晓杰(1982-)女,山东烟台人,助理研究员,博士,主要从事湿地生物地球化学研究.发表论文 40 余篇.

?1994-2015 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved.　http://www.cnki.net