

湿地氮素传输过程研究进展

白军红<sup>1,2</sup>, 欧阳华<sup>1</sup>, 邓 伟<sup>2</sup>, 王庆改<sup>3</sup>

(1. 中国科学院地理科学与资源研究所, 北京 100101; 2. 中国科学院东北地理与农业生态研究所, 长春 130012;  
3. 国家环境保护总局环境工程评估中心, 北京 100012)

**摘要:** 综述了湿地氮素传输过程的研究进展。湿地氮素传输过程包括物理过程、化学过程和生物过程, 与土壤、植物的发生、发育紧密联系在一起, 并形成了空气-水-土-生命系统中物质循环和能量流动的复杂网络。湿地硝态氮的淋失直接威胁着湿地地下水水质安全, N<sub>2</sub>O 源汇转变受土壤和水体等环境因子的制约, 氮挥发则与水体 pH 值密切相关排放。湿地氮素的化学转化过程是矿质养分供给和 N<sub>2</sub>O 产生的主要机制, 受环境因子和人类活动干扰的影响; 动力学模型可用于描述氮素的化学转化过程。湿地植物的吸收和累积以及微生物的分解过程是湿地氮素循环的重要环节。最后分析了当前国内外研究中存在的不足, 并对未来研究的重点领域进行了展望。

**关键词:** 湿地; 氮素; 物理过程; 化学过程; 生物过程

A review on nitrogen transmission processes in natural wetlands

BAI Jun-Hong<sup>1,2</sup>, OUYANG Hua<sup>1</sup>, DENG Wei<sup>2</sup>, WANG Qing-Gai<sup>3</sup> (1. Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China; 2. Northeast Institute of Geography and Agricultural Ecology, Chinese Academy of Sciences, Changchun 130012, China; 3. Appraisal Center for Environment and Engineering, State Environmental Protection Administration, Beijing 100012, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(2): 326~333.

**Abstract:** Wetlands are the most active interface for energy exchange and material movement on the earth, since they are the ecotones between waters and inlands. Nitrogen, one of the important components of wetland soils, is an ecological factor of wetland ecosystems that greatly influence the productivities of wetland ecosystems. The present paper aims to provide a critical review on nitrogen movement and transformation in wetland ecosystems.

Nitrogen transmission includes physical, chemical and biological processes, which are closely linked to soil formation and plant growth and consists of a complex network with substance cycles and energy flow in these air- water-soil-life systems. It is a considerable threaten for nitrogen leaching to water quality safety of ground water in wetlands. Wetlands act as sink or source of nitrogen, which is controlled by such environmental factors as soil characteristics or water properties. Ammonia volatilization is one path of nitrogen loss and is greatly related to pH values of waters. Nitrogen mineralization, nitrification and denitrification are main chemical transformation processes and related to each other. They are the main mechanisms of mineral nutrients supply and N<sub>2</sub>O emissions, which are greatly influenced by the environmental factors and human activities and can be described by kinetics models. Wetland vegetation's uptake and accumulation and microbial decomposition play the important roles in nitrogen cycles of wetlands.

Some nitrogen processes in wetlands have been greatly considered in the past studies, but it is necessary to study comprehensively and continuously nitrogen biogeochemical processes in the future. The key research fields are as follows: (1) nitrogen movement and transformation processes in wetlands with different vegetation types; (2) relationships between nitrogen transmission processes and global changes; (3) effects of LUCC on nitrogen biogeochemical processes; (4) processes and mechanisms of wetland hydrology patterns influencing on nitrogen transmission processes; (5) nitrogen retaining and

**基金项目:** 国际合作重点资助项目(2001DFDF0004); 中国博士后科学基金资助项目(2004035096)

**收稿日期:** 2003-10-12; **修订日期:** 2004-06-25

**作者简介:** 白军红(1976~), 男, 河北无极县人, 博士, 主要从事湿地生态过程和景观格局变化研究。E-mail: junhongbai@163.com

**Foundation item:** Key item of international cooperation (No. 2001DFDF0004) and China Postdoctoral Science Foundation(No. 2004035096)

**Received date:** 2003-10-02; **Accepted date:** 2004-06-25

**Biography:** BAI Jun-Hong, Ph. D., mainly engaged in wetland ecological processes. E-mail: junhongbai@163.com

purification mechanisms of wetland soils; (6) biogeochemical processes and ecological effects of nitrogen cycling in plateau wetlands.

**Key words:** wetlands; nitrogen; physical proceed; chemical proceed; biological proceed

文章编号:1000-0933(2005)02-0326-08 中图分类号:Q14,Q143,Q178,S154.1 文献标识码:A

湿地作为地球表层的一个界面,是岩石圈、生物圈、水圈和大气圈相互联系的重要纽带,是多种运动形态物质体系的交汇场所,也是地球上能量交换、物质迁移十分活跃的一个圈层。湿地氮素的传输过程是指氮素在湿地土壤和植物之间进行的各种迁移转化和能量交换过程,其过程可划分为系统内和系统外两种过程,主要包括物理过程、化学过程及生物过程。湿地氮素的传输过程与土壤、植物的发生、发展紧密联系在一起,并形成了空气-水-土-生命系统中物质和能量的复杂的动力流动网络,显著影响着湿地生态系统的结构和功能。湿地土壤氮素的迁移过程及转化产物直接关系到浅层地下水和地表水的水质安全。湿地中氮的矿化速率决定了湿地土壤中用于植物生长的氮素的可利用性。而氮的可利用性又限制了植物对土壤氮素的利用效率,直接影响着湿地生态系统的净初级生产力<sup>[1]</sup>。湿地中氮的反硝化作用则是  $N_2O$  产生的主要机制,反硝化作用的强弱直接制约着  $N_2O$  的排放量。湿地中  $N_2O$  等温室气体的排放量的增加会加剧全球变暖趋势以及对臭氧层的破坏,进而会给湿地物种的分布、生物多样性以及植物的生长带来深刻的影响。因此开展湿地氮素的传输过程研究可为全球氮循环研究提供科学依据,也可对湿地土壤质量演化和水体富营养化防治提供有效保障措施。本文从物理过程、化学过程和生物过程 3 方面对湿地氮素的传输过程进行了综述,为以后的进一步研究提供有益借鉴。

## 1 物理过程研究

### 1.1 硝态氮的淋失

许多研究表明  $NO_3^-$  的淋溶特性有可能对地下水造成污染<sup>[2]</sup>,并且还有可能导致土壤酸化<sup>[3]</sup>。近 20 多年来,由于氮肥用量剧增,致使许多湖泊、水库以及湿地等的氮负荷急速上升,富营养化、硝态氮对水体的污染等环境问题日益严重并引起了人们的极大关注,因此,它在土壤中的运移行为已经成为环境科学和土壤学研究中的热点问题。Reddy 等<sup>[4]</sup>研究发现硝态氮淋失是影响湿地淹水土壤或沉积物中氮损失的重要过程。但 Williams 等<sup>[5]</sup>则指出湿地中的硝态氮的淋失量比耕作土壤少得多,Reilly 等<sup>[6]</sup>也发现 Prado 湿地地下水中的硝态氮浓度少于  $1\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ,由湿地损失到地下水中的硝态氮可以忽略不计。硝态氮的淋失量与土壤特性和地表植被密切相关。Snow<sup>[7]</sup>指出氮素淋失量随着地表覆被物总量的增加而减少,且氮在砂土和砂/泥炭混合土中的淋失量较泥炭土大得多。Vassilis<sup>[8]</sup>也发现硝态氮在在细砂土中的迁移速率要比砂壤土快得多。由于氮素的淋失以水为载体,湿地中氮素的淋失量还受水位的制约,干湿交替过程会促进硝态氮的淋失<sup>[5]</sup>。我国对硝态氮的淋失及其对地下水的污染研究始于 20 世纪 80 年代初,90 年代初开始着眼于大田条件下氮素淋失的研究工作。但对湿地中硝态氮的淋失过程研究还鲜有报道。

### 1.2 $N_2O$ 排放

湿地是温室气体  $N_2O$  的源、汇或转换器。在强还原条件下湿地淹水土壤充当着  $N_2O$  的汇。Huttunen 等<sup>[9]</sup>在研究芬兰北方泥炭地的  $N_2O$  的排放通量时也发现该区  $N_2O$  通量相当低,变化范围在  $-89 \sim 270\mu\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ,而且也无明显的季节排放模式。但 Bowden<sup>[10]</sup>发现有些湿地的  $N_2O$  排放速率也较高,而且陆地上至少有一半反硝化发生在湿地。Schiller 等<sup>[11]</sup>还发现加拿大哈德逊湾湿地的  $N_2O$  排放存在脉冲释放,且其排放量所占排放总量的比例高达 80%。 $N_2O$  的源、汇转变受土壤和水体等环境因子的控制。在一定范围内,土壤  $N_2O$  的逸出量与土壤有机质和温度成正相关。已有研究发现在夏季中期日本藓类沼泽湿地排放  $N_2O$  的最大通量与地表(0~10cm)的土壤温度密切相关<sup>[12]</sup>。Jukka 等<sup>[13]</sup>指出已开垦的泥炭沼泽在冬季  $N_2O$  排放通量较大,而未经开垦的天然泥炭沼泽地在冬季则无  $N_2O$  排放。人工或自然原因引起的水位下降都会促进泥炭地中  $N_2O$  的排放<sup>[14]</sup>。 $N_2O$  的排放过程与氮迁移过程之间存在密切的水文耦合关系。Verhoeven 等<sup>[15]</sup>研究表明氮沉降输入量高的湿地中  $N_2O$  排放量高于氮沉降量低的湿地。此外,Shingo 等<sup>[16]</sup>还发现滨海沼泽湿地中排放的  $N_2O$  的浓度变化与水体的 pH 值和溶解氧的浓度相关。在综合考虑气象条件、水文条件和土壤理化性质的基础上,Li<sup>①</sup>建立了用于估算森林湿地  $N_2O$  排放的 wetlandDNDC-forest 模型,但该模型是否适合其它类型湿地尚有待于进一步验证和完善。

近些年来国内对人工湿地-水稻田土壤  $N_2O$  的排放通量及其影响因素等方面的研究作了一些研究工作。刘景双等<sup>[17]</sup>对三江平原沼泽湿地  $N_2O$  浓度和排放特征的研究填补了国内对天然沼泽湿地  $N_2O$  排放研究领域的空白,其研究结果表明沼泽湿地  $N_2O$  的浓度低于大气背景浓度,而且地表积水加深及土壤含水量增加可减弱  $N_2O$  的排放,甚至会吸收大气中的  $N_2O$ 。但国

内在该领域的研究还很薄弱,尚需作进一步的深入研究。

### 1.3 氮挥发

氮挥发也是氮素的主要损失途径之一。在一定条件下(微碱性土壤中或土壤中含有较多的碳酸钙),土壤中铵态氮以氨气形态从土壤中挥发而遭受损失。大气中氨气产生的来源较多,土壤和植物系统中产生的  $\text{NH}_3$  的数量还不能精确估算,估计为  $1.8 \times 10^7 \text{ t N}^{[18]}$ 。影响自然土壤氮挥发的因子主要有土壤 pH 值、阳离子交换量、湿度、风速等环境因子。Martin 等<sup>[19]</sup>认为湿地中  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  向  $\text{NH}_3-\text{N}$  的转化过程由水体中 pH 值来调控。Rao 等<sup>[20]</sup>也发现当湿地土壤 pH 值为 8~9 之间时,  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  与  $\text{NH}_3-\text{N}$  之间将会进行大量的转化。但国内氮挥发研究则主要集中在农田生态系统<sup>[21]</sup>。

## 2 化学过程研究

### 2.1 矿化过程

土壤有机质的矿化分解可能是土壤氮素的一个输入源,但它也可能被土壤微生物所利用。国外对湿地土壤有机氮的矿化过程主要集中在矿化速率和矿化势及其影响因素方面。

**2.1.1 影响因素** 湿地土壤有机氮的矿化过程受诸多环境因子的影响。土壤氮素和有机质含量是有机氮的矿化过程的重要影响因素。Meer 等<sup>[22]</sup>认为所有土壤中的矿化过程和固化过程都连续地进行着,它们之间的平衡主要受分解物质碳氮比的影响。Groffman 等<sup>[23]</sup>报道了湿地土壤中氮的矿化势与土壤总氮含量之间呈极显著相关关系。White 等<sup>[24]</sup>也指出湿地土壤交换态铵态氮含量与氮的矿化势密切相关。Berendse<sup>[25]</sup>研究表明不同层次土壤有机质的含量是影响土壤中有机氮矿化的主要因素,有机氮矿化率随土壤剖面深度的加深而降低。Hoewyk 等<sup>[26]</sup>也发现湿地有机土的净氮矿化势高于矿质土。但 Chen 等<sup>[27]</sup>则认为红树林湿地土壤的矿化率与土壤总氮含量或碳氮比没有相关性。此外,Chen 等<sup>[28]</sup>还发现湿地有机氮的矿化过程受土壤中总磷的有效性的影响。

土壤水分状况和温度通过影响微生物区系和活性,显著影响着有机氮的矿化和生物固定。Wilson 等<sup>[29]</sup>研究发现潮间带湿地生态系统中土壤水分和温度对土壤有机氮矿化速率产生较大的影响,高温和干旱可能更有利于土壤有机氮的矿化。已有研究表明滞水土壤在前 2 个月内氮的矿化速率要比最优水分条件下的土壤氮素的矿化率高<sup>[30]</sup>。水位波动制约着生长季节内泥炭土的矿质氮含量。Williams<sup>[5]</sup>和 Groffman 等<sup>[23]</sup>都曾报道了有机氮的矿化势与水位之间存在显著负相关关系。

人类活动干扰可以直接影响土壤有机氮的矿化动态,如收获等活动可提高土壤氮素的矿化水平及有效性<sup>[31]</sup>。Zhu 等<sup>[32]</sup>对大西洋发达地区和不发达地区白雪松湿地中氮的矿化作用进行了比较,发现发达地区湿地的矿化氮量比不发达地区高出 2~3 倍。

**2.1.2 矿化模型** 湿地土壤有机氮的矿化过程可用动力学模型来描述。Jørgensen 等<sup>[33]</sup>和 Martin 等<sup>[19]</sup>在湿地土壤氮素动态模型研究中都采用一级反应动力学过程来模拟湿地土壤有机氮的矿化过程,并取得了较理想的模拟效果。

国内对湿地有机氮的矿化过程研究主要集中在人工湿地-水稻田方面,采用的研究方法多为淹水密闭培养,并运用有效积温式-热动力学模型来模拟矿化过程特征曲线<sup>[21]</sup>,而对自然湿地的研究尚属空白。

### 2.2 硝化过程

硝化过程是指土壤中的铵态氮在好气条件下因发生硝化作用而转化为硝态氮或氧化亚氮的过程。Stevens 等<sup>[34]</sup>认为硝态氮是硝化过程的主要产物,而氧化亚氮的形成则是特殊情况,它需要特殊的条件,如氧气胁迫和低 pH 值。Brix 等<sup>[35]</sup>研究表明硝化过程是潜流型芦苇湿地去除铵态氮的主要途径之一。Hosomi 等<sup>[36]</sup>指出硝化作用抑制是导致湿地在冬季对氮素转移率较低的主要因子之一。

**2.2.1 影响因素** 铵态氮的硝化过程受制于土壤理化性质如 pH 值、土壤质地、 $E_h$ 、铵态氮含量,水体中溶解氧浓度以及水位等多种因素的制约。Zhu 等<sup>[32]</sup>发现白雪松湿地中氮素的硝化速率与土壤 pH 值极显著正相关( $p < 0.001$ )。Li 等<sup>[37]</sup>指出土壤硝化率与土壤粘粒( $< 0.001 \text{ mm}$ )含量呈显著负相关( $p = 0.01$ )。Orilavah 等<sup>[38]</sup>研究表明垂直流湿地系统中硝化率受制于氧的转移率。Jensen 等<sup>[39]</sup>也曾报道过当淹水土壤/沉积物中  $\text{NH}_4^+$  浓度不限制硝化细菌活性时,土壤硝化作用强度随淹水层溶解氧浓度增加而显著增强。滞水/淹水土壤因  $E_h$  较低会抑制硝化作用的进行。Williams 等<sup>[40]</sup>的模拟研究也表明  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  含量随水位增加而增加。Wittgren 等<sup>[41]</sup>还发现缺少理想的水压负载条件以及铵根离子交换、硝化细菌所依存的地表环境和磷缺乏等都可能是抑制地表径流湿地中硝化作用的重要因子。

湿地植物对硝化作用有明显的促进作用。Zhu 等<sup>[32]</sup>报道了湿地植物根的生物量越大,植物根区发生硝化作用的机会越大。但 Tanner 等<sup>[43]</sup>则认为湿地植物根区较低的氧释放率会限制其最大硝化率。Martin 等<sup>[19]</sup>发现许多湿地植被类型较高的蒸腾作用能把水体中的铵态氮输送到土壤中,促进硝化作用的发生。

人类的\*\*并数据动对毗邻湿地的硝化作用也有显著影响。Zhu 等<sup>[32]</sup>对比研究了大西洋发达地区和不发达地区白雪松湿地中氮的硝化作用,发现不发达地区湿地中事实上并不发生硝化作用,而在发达地区,湿地中绝大部分矿质氮会发生硝化转化。

2.2.2 硝化模型 目前国外对湿地尤其是天然湿地土壤氮素的硝化模型的研究还不太多,但已有一些学者开始运用动力学模型来描述湿地土壤氮的硝化过程。Sikora 等<sup>[44]</sup>采用线性一级反应动力学方程对人工建造湿地的硝化过程进行了拟合,拟合优度  $R^2$  在 0.75~0.99 之间。Martin 等<sup>[19]</sup>在湿地氮素动态模型研究中也采用一级速率动力学方程来描述湿地硝化过程。

国内对湿地土壤氮素硝化过程的研究也仅仅局限在人工湿地-水稻田,采用的方法多为加铍室内恒温培养,也已有一些学者运用动力学模型对水稻土硝化作用进行模拟<sup>[21]</sup>,对自然湿地中氮素的硝化过程研究将是当今湿地科学研究中的一项需要加强的重要任务。

2.3 反硝化过程

反硝化过程是在厌氧条件下微生物把硝态氮还原为气态氮( $N_2O$  或  $N_2$ )的过程,大量研究表明土壤在渍水条件下,贴水层 0~1cm 的土壤属于氧化层,而其下层为还原层主要进行反硝化过程;该转化过程在湿地生物地球化学和湿地水质净化功能维持方面都发挥着重要的作用<sup>[23]</sup>。已有研究表明有植被覆盖的人工建造湿地因反硝化作用而转移的氮素约占其总转移量的 90%<sup>[45]</sup>。Whitney 等<sup>[46]</sup>的研究也发现反硝化过程是盐沼湿地脱硝酸盐的重要途径。但 Bowden 等<sup>[47]</sup>认为由于湿地植物生长受制于土壤氮素,土壤中有效态的硝态氮的含量较低,所以许多湿地中反硝化过程并未发挥重要作用。

2.3.1 影响因素 反硝化作用是一厌氧过程,已有研究表明  $Eh < 300mV$  的厌氧环境是反硝化的必要条件。Mistch 等<sup>[1]</sup>指出淹水湿地土壤的  $Eh$  约在 220mv 时  $NO_3^-$  被还原为  $N_2O$  或  $N_2$ 。Groffman 等<sup>[48]</sup>也证实了排水不良的土壤具有较高的反硝化率。硝态氮的反硝化过程还受诸多其它环境因子的限制。土壤氮素和有机质含量是反硝化作用强弱的主要制约因子。Groffman 等<sup>[48]</sup>研究表明营养丰富的湿地土壤的反硝化作用强于较贫瘠的湿地土壤,而且毗邻系统的氮输入对反硝化速率可能也起着重要的调节作用。Verhoeven 等<sup>[49]</sup>发现氮沉降输入量高的湿地的反硝化作用强于氮沉降量低的湿地。Bowden<sup>[47]</sup>和 Lowrance 等<sup>[50]</sup>也发现湿地氮输入会增强反硝化作用。Morris 等<sup>[51]</sup>指出在许多情况下反硝化速率低于大气氮输入,其变化范围为 10~20kgN/(hm<sup>2</sup>·a),仅当毗邻生态系统向湿地中输入过量氮时,反硝化速率才会超出大气氮输入量。土壤有机质是微生物活动所利用的主要碳源。Davidsson 等<sup>[52]</sup>研究表明反硝化所需的碳源几乎完全来源于湿地自身环境,而且湿地泥炭土反硝化率最高,沙性壤土的反硝化率最低。Gerke 等<sup>[53]</sup>认为冬季期间湿地反硝化作用可能受碳供给的限制。由于反硝化细菌具有显著的剖面异质特征,所以不同土层深度也显著影响着反硝化速率。Oscar 等<sup>[54]</sup>报道了湿地浅层土壤中的反硝化酶的活性要高于深层土壤,而且土壤水分、有机碳以及湿地土壤形成过程(冲积或洪积)的差异显著影响着其反硝化速率。Williams 等<sup>[40]</sup>也曾报道过不论在永久淹水还是季节性淹水的培养条件下滨河湿地表层土壤的反硝化能力都高于下层土壤,并且还发现低温和高水流流速将会降低所有土层的反硝化能力。许多研究也表明土壤 pH 值、水分含量、温度等也显著影响着湿地的反硝化率。湿地反硝化率的变化显著依赖于水温的变化,随水温的升降而增减<sup>[55]</sup>。Hunter 等<sup>[56]</sup>发现天然水文情势尤其是土壤水分显著影响着湿地的反硝化势,并指出恢复湿地必须重建其天然水文情势才能维持天然湿地的生物地球化学过程。

湿地植物对土壤氮素的反硝化作用具有明显的影响。Martin 等<sup>[19]</sup>指出许多湿地植被都具有较高的蒸腾作用,可把水体中的硝态氮输送到土壤厌氧层中,从而促进反硝化作用的发生。但 Lockaby 等<sup>[57]</sup>认为植被收获对洪泛区湿地土壤反硝化的影响不大。

值得提出的是 Kester 等<sup>[58]</sup>发现在河流沉积物中硝化和反硝化作用存在紧密的耦合关系,这可能会高估反硝化作用对  $N_2O$  和  $NO$  排放的贡献率。Zak 等<sup>[59]</sup>也曾报道了反硝化势较高的湿地土壤具有较低的反硝化率。

2.3.2 反硝化模型 目前国外对湿地尤其是天然湿地土壤氮素的反硝化模型的研究也还较少,但已有一些学者开始运用动力学模型来描述湿地土壤氮的反硝化过程。Reddy 等<sup>[42]</sup>运用一级动力学模型较理想地拟合了湿地土壤硝态氮的损失率。Martin 等<sup>[19]</sup>在湿地氮素动态模型研究中也采用一级速率动力学方程来描述湿地反硝化过程。

国内许多学者在水稻田土壤-植物系统内反硝化过程等方面已作了大量深入的研究<sup>[21]</sup>;对处于长期淹水或季节性淹水条件下的沼泽湿地生态系统内氮素的反硝化过程的研究鲜有报道。

3 生物过程研究

3.1 湿地植物对氮素的吸收和累积

20 世纪 60~80 年代期间,国外许多研究就已经证实了盐沼湿地中氮素对植物生长的限制作用。由于湿地植物对全球生态平衡发挥着重要的作用,成为当今生态研究的热点之一<sup>[60]</sup>。近年来美国和法国对盐沼湿地植物尤其是在海岸盐沼植物生长、分解、积累过程和种群动态研究以及法国对自然及人类活动对盐沼植被的干扰及其响应研究方面分别做了大量的长期定位监测。

湿地植物对氮素的吸收持留能力依植物类型而异。Romero 等<sup>[61]</sup>发现在以芦苇为优势种的恢复湿地中,芦苇对输入的无机氮的吸收量高达 100%。Billore 等<sup>[62]</sup>和 Kang 等<sup>[63]</sup>都曾报道了在湿地生态系统中,芦苇对氮都具有较强的吸收能力。Adcock 等<sup>[64]</sup>模拟研究了湿地中植物与养分累积之间的关系,结果表明植物体的氮含量在湿地入水口处最高,随距入水口处的



距离的增加而下降。Chen 等<sup>[27]</sup>报道了当湿地植株老根开始死亡被分解时,淋失到土壤中的 N 素仅有少量被吸收,滤液中硝酸盐的浓度持续增加。氮素形态则影响着植物对氮素的吸收能力。Martin 等<sup>[19]</sup>研究表明与硝态氮相比,湿地中许多大型水生植物对铵态氮更有所偏爱。Sikora 等<sup>[65]</sup>认为湿地铵态氮的转移机制最可能是硝化作用以及湿地植被的季节性吸收。但 Hill 等<sup>[66]</sup>则发现不同浓度的铵态氮水平对芦苇和香蒲等湿地植物的生物量没有太大的影响。由于凋落物分解是氮素生物循环过程中的一个必要途径,所以一些学者对湿地植被凋落物的分解过程也进行了探究,如 Todd 等<sup>[67]</sup>研究了水闸对红树林凋落物分解率的影响,发现潮汐湿地中红树林凋落物的分解率显著高于向陆区域的分解率。

我国对湿地氮素的生物过程已有不少研究。孙雪利等<sup>[68]</sup>研究了三江平原 3 种湿地植物氮素含量动态,指出小叶章和漂筏苔草对氮素利用率为茎>根>叶,而毛果苔草则为叶>茎>根。朱青海等<sup>[69]</sup>报道了氮素在盘锦湿地芦苇不同器官中的分配关系为叶>根>茎。

### 3.2 湿地微生物对氮素的分解转化和积累

土壤微生物是土壤有机物质的分解者和转化者,其本身也是土壤活性氮库之一<sup>[70]</sup>,且直接参与土壤-植物之间的氮素生物地球化学循环过程。湿地微生物的活性强弱受外界环境因素的影响。Amir<sup>[71]</sup>指出湿地植物根际区集中了大量的微生物,它们显著影响着湿地根际的生物地球化学功能。当硝态氮含量较低时,沉积物中细菌以反硝化细菌为主,但根际区还原硝态氮的细菌群落中 80% 由发酵微生物构成<sup>[34]</sup>。已有研究表明有植被覆盖的湿地的细菌数明显高于无植被覆盖的湿地系统且呈由进水端向出水端递减趋势<sup>[72]</sup>。Wright 等<sup>[73]</sup>发现在实验室或田间条件下,受磷负荷影响的沼泽区的异养微生物的活性均高于未受磷负载影响的内陆沼泽。

土壤微生物量是土壤氮素的储库之一,在土壤氮素的转化过程中发挥着一定的作用,作为土壤肥力水平的活指标,也已日渐受到土壤科学家的关注。Marumoto<sup>[74]</sup>等研究发现微生物量氮是土壤有机氮的一部分,在干湿交替条件下,土壤中增加的矿化氮约有 77% 来自微生物量。Hoewyk 等<sup>[75]</sup>报道了湿地土壤微生物量氮与土壤硝化势呈显著正相关,与微生物量碳、反硝化酶活、土壤总碳以及土壤总氮呈极显著正相关关系。

我国自 20 世纪 30 年代后期就已经开始了固氮微生物的研究,但对湿地微生物的研究则始于 20 世纪 90 年代。张甲耀等<sup>[72]</sup>发现湿地微生物受湿地植物的制约作用十分显著。他认为湿地植物,特别是植物根的放氧作用、根的分泌物和表皮脱落物可以改善微生物生长的生态环境,并能够促进根际、根区微生物的生长。张甲耀等<sup>[72]</sup>还对芦苇湿地中的细菌进行了鉴定,指出芦苇湿地中细菌种属有假单细菌属、无色杆菌属、不动杆菌属、黄杆菌属、黄单胞菌属、短杆菌属、节杆菌属、芽胞杆菌属、分枝杆菌属、葡萄球菌属和微球菌属等,其中假单细菌属、无色杆菌属、不动杆菌属细菌为优势菌。国内对沼泽湿地土壤微生物量氮的研究尚未见报道。

## 4 国内外研究中存在的不足及展望

### 4.1 国内外研究中存在的不足

(1)虽然近些年来国外对湿地氮素的主要生物地球化学研究日趋增多,但缺乏系统性和连续性的研究,尤其在湿地氮素的运移过程、湿地滤过作用等方面的研究较为薄弱;而且研究对象主要集中在滨海盐沼湿地和泥炭湿地上,对于高原湿地的研究较为少见。尽管许多学者对湿地氮素传输过程的诸多影响因子已经进行了较为深入的研究,但对于土地利用/覆被变化以及湿地水文格局等变化较大的影响因素对氮素传输过程的影响研究还十分薄弱。与国外相比,国内对湿地氮素的生物地球化学过程的研究不仅起步较晚,且以往的研究主要集中在人工湿地尤其是水稻田方面和沼泽湿地土壤-植物系统中氮素的空间分布和季节动态变化上;对湿地物理过程如  $N_2O$  排放研究和生物过程研究也刚刚起步,尚需不断深入和完善;而对湿地土壤氮素的化学转化过程研究则尚属空白。

(2)到目前为止,国内外还没有较为系统地探讨湿地生态系统中氮素的生物地球化学过程的研究和专著。近年来美国出版的《Biogeochemistry》和《Wetlands》杂志中关于湿地氮素的生物地球化学方面的研究报道开始增多,但是这些研究都缺乏系统性和完整性,针对单一过程的研究居多。《中国土壤氮素》系统全面地论述了氮素的主要行为以及农田氮素管理<sup>[21]</sup>,但限于对人工湿地水稻土的研究,没有涉及湿地沼泽土。

### 4.2 展望


全球氮污染的加剧使湿地氮素生物地球化学过程研究成为重中之重,而且湿地氮素生物地球化学过程研究也是氮循环研究的热点问题。针对目前研究的不足,为了能够为全球氮循环研究提供科学依据和基础资料,今后湿地氮循环的重点研究领域应考虑以下几个方面:(1)湿地氮素生物地球化学过程的系统性研究;(2)不同植被类型湿地氮素的迁移转化过程对比研究;(3)湿地土壤氮迁移转化过程对全球变化的影响和响应;(4)土地利用/覆被变化(LUCC)对湿地土壤氮的生物地球化学过程的影响。(5)湿地土壤对氮素的滤过作用及其净化机理;(6)湿地土壤对氮素的滤过作用及其净化机理;(7)高原湿地氮素生物地球化学过程及其生态效应。

国内学者在研究十分薄弱的前提下,既要注重基础研究,同时还要瞄准国际前沿领域,不断提高其研究水平,在我国湿地类型多样化的前提下取得创新性成果;把该领域的研究重点转向系统性和连续性研究,拓宽研究领域,注重多学科交叉,以及国际合作,从而不断丰富湿地生物地球化学的理论体系,推动湿地科学的发展。

## References:

- [1] Mitsch W J, Gosselin J G. *Wetlands*. New York: Van Nostrand Reinhold Company Inc., 2000. 89~125.
- [2] Stevenson F J. On the presence of fixed ammonium in rocks. *Science*, 1959, **130**: 221~222.
- [3] Binkley F. *Forest nutrition management*. New York: John Wiley & Sons, 1986.
- [4] Reddy K R, Patrick W H Jr, Phillips R E. Evaluation of selected processes controlling nitrogen loss in a flooded soil. *Soil Science Society of American Journal*, 1980, **44**: 1241~1246.
- [5] Williams, Thomas M. Nitrate leaching from intensive fiber production on abandoned agricultural land. *Forest Ecology and Management*, 1999, **122**(1): 41~49.
- [6] Reilly J F, Horne A J, Miller C D. Nitrate removal from a drinking water supply with a large-scale free-surface constructed wetlands prior to groundwater recharge. *Ecological Engineering*, 2000, **14**: 33~47.
- [7] Snow J T. Transformation of nitrogen and phosphorous in sod system. *Foreign Pasturage—Grassland and Grazing*, 1995, (4): 23~25.
- [8] Vassilis Z A. Stimulation of water and nitrogen dynamic in soils during wastewater application by using a finite—element model. *Water Resources Management*, 1993, **7**: 237~251.
- [9] Huttunen J T, Väisänen T S, Hellsten S K. Fluxes of CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O in hydroelectric reservoirs Lokka and Porttipahta in the northern boreal zone in Finland. *Hydrological Processes*, 2002, **16**(1): 3~17.
- [10] Bowden W B. The biogeochemistry of nitrogen in freshwater wetlands. *Biogeochemistry*, 1987, **4**: 313~348.
- [11] Schiller C L, Hastie D R. Exchange of nitrous oxide within the Hudson Bay lowland. *Journal of Geophysical Research*, 1994, **99**(D1): 1573~1588.
- [12] Tsuruta H, Yoh M, Inubushi T K, *et al.* Emission of methane, carbon dioxide and nitrous oxide from Ozegahara wetlands during an intensive three-year field program. INECOL Invited Papers Symposium 1(part 3), 2000.
- [13] Jukka A L M, Sanna S, Hannu N, *et al.* Winter CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O fluxes on some natural and drained boreal peatlands. *Biogeochemistry*, 1999, **44**: 163~186.
- [14] Regina K, Nykänen H, Silvala J. Fluxes of nitrous oxide from boreal peatlands as affected by peatland type, water table level and nitrification capacity of the peat. *Biogeochemistry*, 1996, **25**: 401~418.
- [15] Verhoeven J T, Keuter A, Logtestijn R Van, *et al.* Control of local nutrient dynamics in mires by regional and climatic factors: A comparison of Dutch and Polish sites. *Journal of Ecology*, 1996, **84**: 647~656.
- [16] Shingo U, Chun-sim U G, Takahito Y. Dynamics of dissolved O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O in a tropical coastal swamp in southern Thailand. *Biogeochemistry*, 2000, **49**: 191~215.
- [17] Liu J S, Wang J D, Li Z G, *et al.* N<sub>2</sub>O concentration and its emission characteristics in wetlands of Sanjiang Plain. *Environmental Sciences*, 2003, **24** (1): 33~39.
- [18] Byrnes B H. Environmental effects of N fertilizer use (a review). *Fertilizer Research*, 1990, **26**: 209~215.
- [19] Martin J F, Reddy K R. Interaction and spatial distribution of wetland nitrogen processes. *Ecological Modeling*, 1997, **105**: 1~21.
- [20] Rao P S C, Jessup R E, Reddy K R. Simulation of nitrogen dynamics in flooded soils. *Soil Science*, 1984, **138**: 54~62.
- [21] Zhu Z L, Wen Q X. *Chinese Soil Nitrogen*. Nanjing: Jiangsu Scientific & Technological Press, 1992.
- [22] Meer H G, Ryden J C, Ennik G C. *Nitrogen fluxes in intensive grassland systems*. Dordrecht Boston: Martinus Nijhoff publishers, 1986. 1~15.
- [23] Groffman P M, Hanson G C, Erick K, *et al.* Variation in microbial biomass and activity in four different wetland types. *Soil Science Society of American Journal*, 1996, **60**: 622~629.
- [24] White J R, Reddy K R. Influence of selected inorganic electron acceptors on organic nitrogen mineralization in Everglades soils. *Soil Science Society of America Journal*, 2001, **65**(3): 941~948.
- [25] Berendse F. Organic matter accumulation and nitrogen mineralization during secondary succession in heathland ecosystems. *Journal of Ecology*, 1990, **78**: 111~117.
- [26] Hoewyk D V, Groffman P M, Erik K, *et al.* Soil nitrogen dynamics in organic and mineral soil calcareous wetlands in eastern New York. *Soil Science Society of America Journal*, 2000, **64**: 2168~2173.
- [27] Chen R, Twilley R R. A simulation model of organic matter and nutrient accumulation in mangrove wetland soils. *Biogeochemistry*, 1999b, **48**: 1~15.
- [28] Chen R, Twilley R R. Patterns of mangrove forest structure and soil nutrient dynamics along the Shark river estuary, Florida. *Estuaries*, 1999a, **22**: 1~15.

1999a, **22** (4): 955~970.

- [29] Wilson D J, Jefferies R L. Nitrogen mineralization, plant growth and goose herbivory in an Arctic coastal ecosystem. *Journal of Ecology*, 1996, **84**: 841~851.
- [30] Stewart B A. *Advance in Soil Science*. Heidelberg: Springer & Verlag, 1992. 249~272.
- [31] McLaughlin J W, Gale M R, Jurgensen M F, *et al.* Soil organic matter and nitrogen cycling in response to harvesting, mechanical site preparation, and fertilization in a wetland with a mineral substrate. *Forest Ecology and Management*, 2000, **129**: 7~23.
- [32] Zhu W X, Ehrenfeld J G. Nitrogen mineralization and nitrification in suburban and undeveloped Atlantic White Cedar wetlands. *Journal of Environmental Quality*, 1999, **28**(2): 523~529.
- [33] Jørgensen S E, Hoffman C C, Mitsch W J. Modelling nutrient retention by a reedswamp and wet meadow in Denmark. In: Mitsch W J, Straskraba M, Jørgensen S E eds. *Wetland Modeling*. New York: Elsevier, 1988. 133~152.
- [34] Stevens R J, Laughlin R J, Malone J P. Soil pH affects the process reducing nitrate to nitrous oxide and di-nitrogen. *Soil Biology and Biochemistry*, 1998, **30** (8/9): 1119~1126.
- [35] Brix H, Schierup H. Soil oxygenation in constructed reed beds: The role of macrophyte and soil-atmosphere interface oxygen transport. In: Cooper P F, Findlater B C eds. *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*. Oxford: Pergamon, 1990. 53~66.
- [36] Hosomi M, Murakami A, Sudo R. Four-year mass balance for a natural wetland system receiving domestic wastewater. *Water Science and Technology*, 1994, **30**(8): 235~244.
- [37] Li L M, Pan Y H, Zhou X R, *et al.* Nitrification and nitrogen loss in different soils. In: Soil Science of China. *Current Progress in Soil Research in People's Republic of China*. Nanjing: Jiangsu Scientific & Technological Press, 1986. 135~143.
- [38] Orilav E A, Sheldon T. Ammonium removal using a novel unsaturated flow biological filter with passive aeration. *Water Research*, 2001, **35**(2): 397~404.
- [39] Jensen K, Revsbech N P, Nielsen L P. Microscale distribution of nitrification activity in sediment determined with a shielded microsensor for nitrate. *Applied Environment Microbiology*, 1993, **59**: 3287~3296.
- [40] Williams B L, Buttler A, Grosvernier P, *et al.* The fate of  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  added to *Sphagnum magellanicum* carpets at five European mire sites. *Biogeochemistry*, 1999, **45**: 73~93.
- [41] Wittgren H B, Tobiasson S. Nitrogen removal from pretreated wastewater in surface flow wetlands. *Water Science and Technology*, 1995, **32**(3): 69~78.
- [42] Reddy K R, Patrick W H Jr, Lindau C W. Nitrification-denitrification at the plant root-sediment interface in wetlands. *Limnol. Oceanogr.*, 1989, **34**: 1004~1013.
- [43] Tanner C C, D'Eugenio J, McBride G B. Effect of water level fluctuation on nitrogen removal from constructed wetland mesocosms. *Ecological Engineering*, 1999, **12**: 67~92.
- [44] Sikora F J, Tong Z, Behrends L L. Ammonium removal in constructed wetlands with recirculating subsurface flow: removal rates and mechanisms. *Water Science and Technology*, 1995, **32**(3): 193~202.
- [45] Xue Y, Kovacic D A, David M B, *et al.* In situ measurements of denitrification in constructed wetlands. *Journal of Environmental Quality*, 1999, **28** (1): 263~269.
- [46] Whitney D M. The cycles of nitrogen and phosphorus. In: Pomeroy L R, Wiegert R G eds. *The Ecology of a Salt Marsh*. New York: Springer & Verlag Press, 1981. 163~181.
- [47] Bowden W B. Gaseous nitrogen emissions from undisturbed terrestrial ecosystems: an assessment of their impacts on local and global nitrogen budgets. *Biogeochemistry*, 1986, **2**: 249~279.
- [48] Groffman P M, Hanson G C. Wetland denitrification: influence of site quality and relationships with wetland delineation protocols. *Soil Science Society of America Journal*, 1997, **61**(1): 323~329.
- [49] Verhoeven J T, Keuter A, Logtestijn R, *et al.* Control of local nutrient dynamics in mires by regional and climatic factors: A comparison of Dutch and Polish sites. *Journal of Ecology*, 1996, **84**: 647~656.
- [50] Lowrance R, Vellidis G, Hubbard R K. Denitrification in a restored riparian forest wetland. *Journal of Environmental Quality*, 1995, **24**: 808~815.
- [51] Morris J T. Effects of nitrogen loading on wetland ecosystems with particular reference to atmospheric deposition. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 1991, **22**: 257~279.
- [52] Davidsson T E, Stahl M. The influence of Organic carbon on nitrogen transformations in five wetland soils. *Soil Science Society of American Journal*, 2000, **64**: 1129~1136.
- [53] Gerke S, Baker L A, Xu Y. Nitrogen transformations in a wetland receiving Lagoon effluent: sequential model and implications for water reuse. *Water Research*, 2001, **35**(16): 3857~3866.
- [54] Oscar  R, Shannon D, *et al.* Nitrate Removal in a Riparian Wetland of the Appalachian Valley and Ridge Physiographic Province. *Journal of Environmental Quality*, 2002, **30**(1): 254~261.

[55] Healy M, Cawley A M. Nutrient processing capacity of a constructed wetland in western Ireland. *Journal of Environmental Quality*, 2002, **31**:1739~1747.

[56] Hunter R G, Faulkner S P. Denitrification Potentials in Restored and Natural Bottomland Hardwood Wetlands. *Soil Science Society of America Journal*, 2001, **65**(6): 1865~1872.

[57] Lockaby B G, Jones R H, Clawson R G, *et al.* Influences of harvesting on functions of floodplain forests associated with low-order, blackwater streams. *Forest Ecology and Management*, 1997, **90**: 217~224.

[58] Kester R A, Meijer M E, Libochant J A, *et al.* Contribution of nitrification and denitrification to the NO and N<sub>2</sub>O emissions of an acid forest soil, a river sediment and a fertilized grassland soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 1997, **29**(11/12): 1655~1664.

[59] Zak D R, Grigal D F. Nitrogen mineralization, nitrification and denitrification in upland and wetland ecosystems. *Oecologia*, 1991, **88**: 189~196.

[60] Lee J A, McNeill S, Rorison I H. Nitrogen as an ecological factor. London: Blackwell scientific publication, 1981. 98~100.

[61] Romero J A, Comin F A, Garcia C. Restored wetlands as filters to remove nitrogen. *Chemosphere*, 1999, **39**: 323~332

[62] Billore S K, Singh N, Sharma J K, *et al.* Horizontal subsurface flow gravel bed constructed wetland with *Phragmites karka* in Central India. *Water Science and Technology*, 1999, **40**: 163~171.

[63] Kang S, Kang H, Ko D, *et al.* Nitrogen removal from a riverine wetland; a field survey and simulation study of *Phragmites japonica*. *Ecological Engineering*, 2002, **18**: 467~475.

[64] Adcock P W, Ryan G L, Osborne P L. Nutrient partitioning in a clay-based surface flow wetland. *Water Science and Technology*, 1995, **32**(3): 203~209.

[65] Sikora F J, Tong Z, Behrends L L. Ammonium removal in constructed wetlands with recirculating subsurface flow: removal rates and mechanisms. *Water Science and Technology*, 1995, **32**(3): 193~202.

[66] Hill D T, Payne V W E, Rogers J W. Ammonia effects on the biomass production of five constructed wetland plant species. *Bioresource Technology*, 1997, **62**(3): 109~113.

[67] Todd M D, Olusegun O O. Influence of tidal restriction floodgates on decomposition of mangrove litter. *Aquatic Botany*, 2001, **68**(3): 273~280.

[68] Sun X L, Liu J S, Yu J B. Nitrogen dynamics in defferent organs of *Calamagrostis angustifolia* and *Carex laslocarpa* in Sanjiang Plain. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2000, **11**(6): 893~897.

[69] Zhu Q H, Qu X R, Li X Z. Biological cycles of nutrients in Reed field. *Chinese Journal of Ecology*, 2000, **19**(6): 21~23.

[70] Juma N G, Paul E A. Mineralizable soil nitrogen: Amounts and extractability ratios. *Soil Science Society of American Journal*, 1984, **48**: 76~80.

[71] Amir N. Bioactive Chemicals and Biological-Biochemical Activities and Their function in rhizospheres of wetland plants. *The Botanical Review*, 2000, **66**(3): 350~378.

[72] Zhang J Y, Xia K L, Qiu K M, *et al.* Nitrogen removal by a subsurface flow constructed wetlands wastewater treatment system and nitrogen-transformation bacteria. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 1999, **19**(3):323~327.

[73] Wright L, Reddy K R. Heterotrophic microbial activity in northern Everglades wetland soils. *Soil Science Society of America Journal*, 2001, **65**(6): 1856~1864.

[74] Marumoto T, Anderson J P E, Domsch L H. Decomposition of <sup>14</sup>C- and <sup>15</sup>N- labeled microbial cells in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 1982, **14**: 461~467.

[75] Hoewyk D V, Groffman P M, Erik K, *et al.* Soil nitrogen dynamics in organic and mineral soil calcareous wetlands in eastern New York. *Soil Science Society of America Journal*, 2000, **64**: 2168~2173.

参考文献:

[ 7 ] Snow J T. 氮素和磷素在草坪系统中的转化. 国外畜牧学——草原与牧草, 1995, (4):23~25.

[17] 刘景双, 王金达, 李仲根, 等. 三江平原沼泽湿地 N<sub>2</sub>O 浓度与排放特征初步研究. 环境科学, 2003, **24** (1):33~39.

[21] 朱兆良, 文孝启. 中国土壤氮素. 南京:江苏科学技术出版社, 1992.

[68] 孙雪利, 刘景双, 于君宝. 三江平原小叶章、毛果苔草中氮素营养动态分析. 应用生态学报, 2000, **11**(6):893~897.

[69] 朱青海, 曲向荣, 李秀珍. 苇田养分生物循环的研究. 生态学杂志, 2000, **19**(6): 21~23.

[72] 张甲耀, 夏盛林, 邱克明, 等. 潜流型人工湿地污水处理系统氮去除及氮转化细菌的研究. 环境科学学报, 1999, **19**(3):323~327.