

# 三峡库区消落带土壤淹水对氮素转化及酶活性的影响

程 丽<sup>1</sup> 张志永<sup>1,2</sup> 李春辉<sup>1</sup> 万成炎<sup>2</sup> 胡红青<sup>1</sup> 付庆灵<sup>1</sup> 胡 莲<sup>2</sup>

1. 华中农业大学资源与环境学院/农业部长江中下游耕地保育重点实验室, 武汉 430070;

2. 水利部中国科学院水工程生态研究所, 武汉 430064

**摘要** 以三峡库区消落带典型的紫色土为试验材料, 通过原位试验研究不同淹水深度(0、2、5 和 15 m)对土壤氮素形态转化和酶活性的影响。结果表明: 淹水 180 d 后, 随着淹水深度的增加, 铵态氮和硝态氮含量均逐渐降低; 与未淹水(0 m)对比, 水深 2 m 处的铵态氮含量增加显著, 而水深 15 m 处的硝态氮含量显著( $P < 0.05$ )减少。铵态氮和硝态氮含量对不同淹水深度的响应有显著差异( $P < 0.05$ )。对土壤无机氮(铵态氮+硝态氮)而言, 水深 15 m 处的无机氮含量比未淹水(0 m)减少 3.96 mg/kg。脲酶和亚硝酸还原酶活性随淹水深度增加有所下降, 而羟胺还原酶和硝酸还原酶活性呈先下降后上升的趋势, 并均在水深 2 m 处达到最大值。除脲酶外, 其他酶活性均高于未淹水(0 m)处理。

**关键词** 三峡库区; 消落带; 原位试验; 淹水深度; 季节性淹水落干; 土壤氮素形态; 酶活性

**中图分类号** S 153.6 **文献标识码** A **文章编号** 1000-2421(2016)05-0033-06

三峡水库建成后由于水位涨落幅度大, 在库区周边形成落差 30 m 的消落带<sup>[1]</sup>。消落带是陆地生态系统与水域生态系统的重要交替带, 加上人类活动干扰频繁, 属于生态敏感区。由于农业面源污染以及水体的自净能力下降, 消落带氮污染可能进一步恶化<sup>[2]</sup>。由于消落带土壤受到季节性淹水落干作用, 土壤的理化性质也随之改变<sup>[3-4]</sup>, 势必影响土壤氮素形态转化<sup>[5]</sup>。土壤氮素的迁移转化过程主要包括氮的淋溶、氨挥发、铵的吸附和固定、有机氮矿化和硝化-反硝化等。其中有机氮矿化和硝化-反硝化作用是土壤中氮素转化的主要方式<sup>[6]</sup>。

影响土壤微生物活性的因素也会影响土壤氮素转化过程, 主要包括温度、溶解氧、生物、pH 和土壤质地等<sup>[7-13]</sup>。研究<sup>[14-15]</sup>表明, 在一定温度范围内, 氮的矿化速率随着温度的升高而增强。同时温度会影响微生物代谢活动及土壤有机质矿化过程, 从而改变土壤硝化和反硝化速率。一般而言, 温暖潮湿的季节有利于微生物的繁殖和生长, 温度升高会提高反硝化微生物的活性。同样, 氧气也通过影响微生物的繁殖和活性等从而影响硝化和反硝化反应。国

内外学者对反硝化的研究较多, Seitzinger 等<sup>[16]</sup>发现在淡水和滨岸海洋系统中控制反硝化速率的主要因素是氧气含量; 而白洁等<sup>[17]</sup>的研究表明反硝化速率与溶解氧呈显著负相关。生物作用也影响氧气含量, 如藻类生长会增加沉积物中氧气的消耗, 从而影响沉积物中的反硝化作用<sup>[18]</sup>。

酶是土壤生物化学过程的主要参与者<sup>[19]</sup>, 在氮循环中起着重要作用。它主要来源于微生物和植物的分泌, 受到包括水分在内的各种因素的影响。连续的水分变化下, 土壤酶活性的变化要复杂得多。紫色土是三峡消落区主要的土壤类型, 土壤经常处于淹水-落干状态, 存在明显的季节性淹水落干现象。淹水过程改变了土壤的环境状况, 直接影响土壤的物理性质和微生物活性, 导致土壤的生物化学过程发生变化。近年来, 众多学者研究了淹水过程对消落区土壤物理性质和营养元素有效性的影响, 且这些研究大多采集消落区不同高程土壤实际测定, 无法控制淹水深度和淹水时间一致等因素, 而有关淹水过程对土壤氮素转化及土壤酶影响等方面尚少见报道。因此, 本研究通过原位浮台试验, 控制不

收稿日期: 2016-03-07

基金项目: 国家水体污染控制与治理重大专项(2013ZX07104-004); 三峡后续工作科研项目(2013HXKY2-3)

程 丽, 硕士研究生, 研究方向: 消落带土壤. E-mail: 349096534@qq.com

通信作者: 胡红青, 博士, 教授. 研究方向: 土壤肥力与环境. E-mail: hqhu@mail.hzau.edu.cn

同的淹水深度(2、5 和 15 m),并以 0 m 作为对照,探讨淹水深度下土壤无机氮含量和相关酶活性的变化,深入了解土壤氮素形态转化的机制,旨在掌握三峡消落区土壤氮素形态转化趋势及其关键影响因素,为三峡消落区土壤氮素管理提供理论支撑。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验材料

试验点位于重庆市开县渠口镇小江上游(108°30′26″E,31°8′44″N),属亚热带湿润季风区,雨量充沛,四季分明,湿度大,云雾多,日照少。年日照时数为 1 159.8 h;多年平均气温 17.9 °C;无霜期 299 d;降雨量 1 227.7 mm;水汽压 1 810 Pa;相对湿度 82%。供试土壤采自开县小江消落区,为紫色土,土壤砂粒含量 88%,粉粒含量 4%,粘粒含量 8%,质地为砂土(据中国土壤质地分类方法)。

### 1.2 试验方法

原位浮台试验采用 20 cm×30 cm×30 cm 的塑料容器,去除供试土壤中较大的石块后将其混匀,在保持土壤原容重的情况下,每盆装 5 kg 混匀的土壤。于淹水期将装土的塑料容器悬挂在不同水深(0、2、5 和 15 m)下培养,每种水深处理 7 次重复,淹水 180 d(水中放置 3 个锚定装置,以防试验装置漂流或旋转),试验设置 WF-0(不淹水)、WF-2(淹水

深度 2 m)、WF-5(淹水深度 5 m)、WF-15(淹水深度 15 m)、DS-0(不淹水)、DS-2(淹水深度 2 m 落干)、DS-5(淹水深度 5 m 落干)、DS-15(淹水深度 15 m 落干)共 8 个处理。淹水试验结束后,分别采集各个深度塑料容器中的土壤样品后,剩余淹水的塑料容器全部取出,放置于岸上落干 180 d。

### 1.3 土壤和水环境分析

于淹水 180 d(WF)和落干 180 d(DS)分别采集各深度(0、2、5 和 15 m)土壤样品,去除土壤中的有机残体和杂质等,每个深度土壤样品分成 3 份,分别装入封口袋置于冷藏箱中带回实验室。将所采集的土壤一部分风干过孔径 0.8 mm 筛用于测定 pH、CEC;过孔径 0.16 mm 筛用于测定有机质和全量氮、磷;剩余新鲜土壤放于 4 °C 冰箱中用于分析铵态氮、硝态氮和相关酶活性,测定指标均采用 3 个重复。土壤铵态氮、脲酶采用靛酚蓝比色法,硝态氮、硝酸还原酶采用酚二磺酸比色法,亚硝酸还原酶采用改进的萘胺-对氨基苯磺酸比色法,羟胺还原酶采用硫酸铁铵-邻菲罗啉法测定<sup>[20-21]</sup>。分别在土壤取样的当天 08:00、12:00 和 16:00 测定水环境指标 3 次。分别采用 ZDS-10W-2D 型水下照度计和 2100Q IS 型浊度仪测定光照和水体浊度,便携式水质分析仪(YSI-650)现场测定水温、电导率、溶解氧(DO)和 pH。试验点水环境状况见表 1。

表 1 试验点水环境状况

Table 1 Water environment situation of the test site

编号 Number	pH	浊度/NTU Turbidity	水温/°C Water temperature	光照/lx Illumination	溶解氧/(mg/L) Dissolved oxygen	电导率/( $\mu$ S/cm) Electrical conductivity
WF-2	8.68	19.95	22.76	449.67	7.75	446.33
WF-5	8.61	19.77	22.02	18.79	7.45	473.00
WF-15	8.49	20.26	20.94	0.11	5.73	467.67

### 1.4 数据处理

试验结果均采用 Microsoft Excel 2003 和 SPSS 19.0 软件进行计算和统计分析,图表采用 Origin 9.0 软件绘制。

## 2 结果与分析

### 2.1 不同淹水深度下土壤基本理化性质的变化

从表 2 可看出,淹水 180 d 后,各淹水深度的土壤 pH 变化范围为 6.80~7.22,有机质、全氮、全磷变化范围分别为 15.21~22.61、1.19~1.65、0.48~0.60 g/kg,阳离子交换量变化范围为 20.70~22.15 cmol/kg。淹水土壤 pH 趋于中性,各淹水深度土壤的全氮、全磷含量和阳离子交换量较未淹(0 m)有

增加趋势。水深 15 m 处的全氮含量达到最高值 1.65 g/kg,各深度(2、5 和 15 m)土壤全氮含量较未淹水(0 m)分别增加了 0.43、0.07 和 0.46 g/kg。落干 180 d 后,土壤 pH 随淹水深度增加而降低,与未淹水(0 m)对比,各淹水深度土壤的有机质、全氮和阳离子交换量增加。可见,淹水一定程度上影响了土壤理化性质的变化。

### 2.2 不同淹水深度下土壤无机氮含量的变化

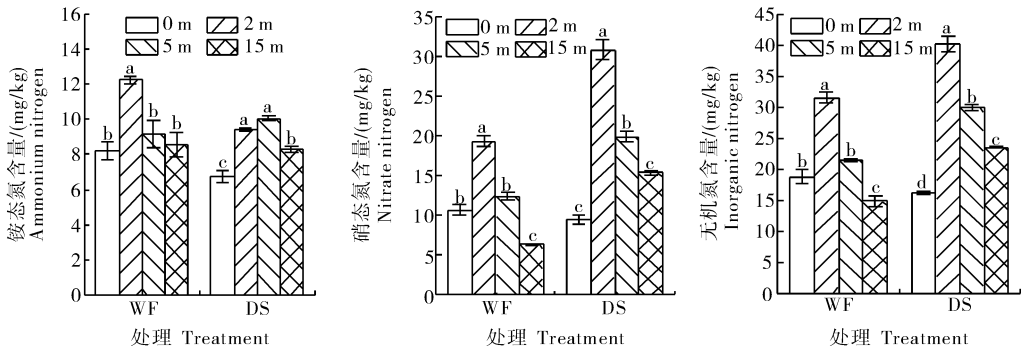
不同淹水深度显著影响铵态氮和硝态氮的含量(图 1)。淹水 180 d 后,土壤铵态氮和硝态氮均在水深 2 m 处达到最大值,分别为 12.27 和 19.29 mg/kg;随着淹水深度的增加,铵态氮含量逐渐减少,且水深 2 m 与 5、15 m 间差异显著( $P<0.05$ );

表 2 土壤样品理化性质

Table 2 Physical and chemical properties of the soil samples

处理 Treatment	pH	有机质/(g/kg) Organic matter	全氮/(g/kg) Total nitrogen	全磷/(g/kg) Total phosphorus	阳离子交换量/(cmol/kg) Cation exchange capacity
WF-0	6.86d	18.90c	1.19d	0.48c	20.70d
WF-2	7.00c	22.61a	1.62ab	0.60a	22.15c
WF-5	7.22b	15.21f	1.26c	0.55b	21.45cd
WF-15	6.80e	21.36b	1.65a	0.56b	22.00c
DS-0	7.54a	11.14g	1.32c	0.56b	20.70d
DS-2	6.81e	16.09e	1.60b	0.46c	25.80a
DS-5	6.75f	16.87d	1.70a	0.47c	25.50a
DS-15	6.41g	17.01d	1.74a	0.51c	24.20b

注：同列不同小写字母表示差异显著( $P < 0.05$ )。Note: Different letters within each column indicate significant difference ( $P < 0.05$ ).



WF: 淹水 180 d 180 days water flooded; DS: 落干 180 d 180 days dried set. 不同小写字母表示不同淹水深度间差异显著 ( $P < 0.05$ ), 下同。Different small letters indicated significant difference among different flooding depth at 0.05 level. The same as below.

图 1 不同淹水深度下土壤的无机氮含量

Fig.1 The inorganic nitrogen content of different flooding depth in the soil

与未淹水(0 m)对比,水深 2 m 处的铵态氮含量显著增加。水深 15 m 处的硝态氮含量比未淹水(0 m)显著减少( $P < 0.05$ )。土壤硝态氮含量随着淹水深度增加的变化趋势与铵态氮一致。对于土壤无机氮而言,水深 2 m 和 5 m 处的无机氮含量(铵态氮+硝态氮)较未淹水(0 m)分别增加了 12.70、2.66 mg/kg,而水深 15 m 处的无机氮含量减少了 3.96 mg/kg。落干后,硝态氮含量表现为水深 2 m > 水深 5 m > 水深 15 m,且差异显著( $P < 0.05$ );各深度硝态氮含量整体上较淹水期间明显上升,说明淹水在一定程度上影响土壤氮的转化。

### 2.3 不同淹水深度下土壤氮转化相关酶活性的变化

不同淹水深度对土壤氮转化相关酶活性的影响

见图 2。淹水 180 d 后,脲酶和亚硝酸还原酶活性随淹水深度增加表现为下降趋势,而羟胺还原酶和硝酸还原酶活性呈先降低后升高的趋势,并均在水深 2 m 处达到最大值,分别为 13.85 mg/kg 和 0.618、1.161 和 12.600 mg/g。与未淹水(0 m)相比,水深 2 m 处的脲酶活性显著增加了 2.85 mg/kg,而在水深 5 m 和 15 m 处显著 ( $P < 0.05$ ) 减少了 1.65 和 2.05 mg/kg;各淹水深度土壤的羟胺还原酶、硝酸还原酶和亚硝酸还原酶活性均高于未淹水(0 m)。落干后的土壤脲酶活性整体上较淹水期间上升,而其他酶活性变幅不大。将不同淹水深度处理的铵态氮、硝态氮含量和脲酶、羟胺还原酶、硝酸还原酶、亚硝酸还原酶活性进行相关分析可看出,除硝态氮与硝酸还原酶活性相关性不明显外,其余相关性均显著(表 3)。

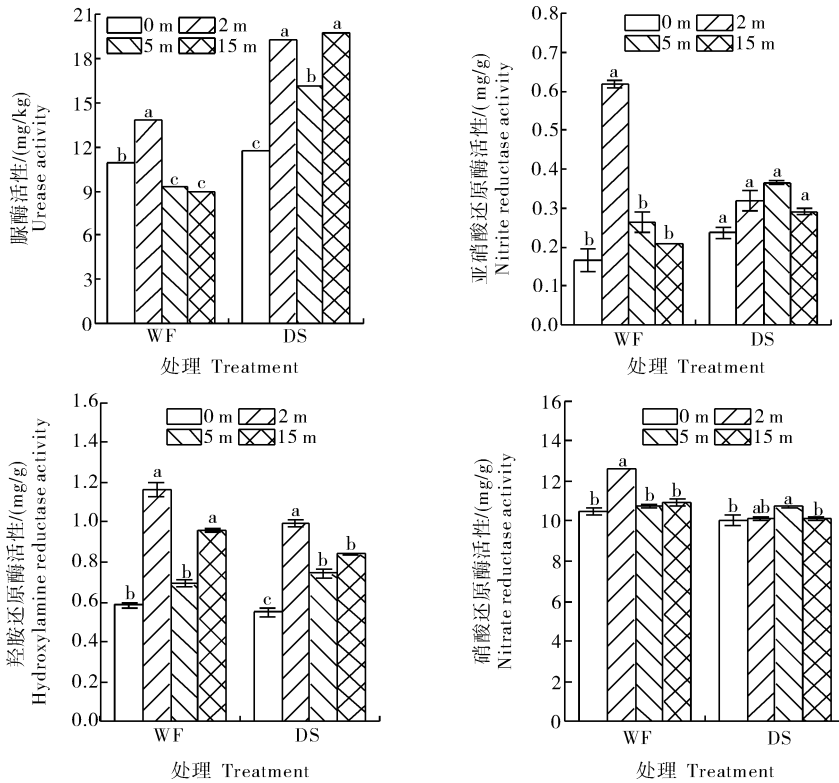


图 2 不同淹水深度下土壤氮转化相关酶的活性

Fig.2 The enzyme activities related to nitrogen transformation of different flooding depth in the soil

表 3 不同淹水深度下氮素转化与酶活性之间的相关分析

Table 3 Correlation analyses between nitrogen transformation and enzyme activities under different flooding depth

氮形态 N form	脲酶 Urease	羟胺还原酶 Hydroxylamine reductase	硝酸还原酶 Nitrate reductase	亚硝酸还原酶 Nitrite reductase
铵态氮 Ammonium nitrogen	0.177	0.713 **	0.810 **	0.846 **
硝态氮 Nitrate nitrogen	0.771 **	0.470 *	0.044	0.480 *

注: \*\* 代表 0.01 水平显著; \* 代表 0.05 水平显著。Note: \*\* stands for 0.01 of significant correlation; \* stands for 0.05 of significant correlation.

### 3 讨论

本研究结果表明,各淹水深度土壤经历淹水处理后,铵态氮含量高于未淹水(0 m),其原因可能是在淹水过程中,水分进入土壤毛细管内,其内部空气扩散会破坏土壤团聚体,受物理保护的有机质暴露,释放出活性有机氮,土壤微生物活性提高,从而加速有机质的矿化和分解<sup>[22-23]</sup>。同时淹水会导致土壤膨胀,造成晶格开放,释放出固定的铵态氮。另一方面,由于淹水造成的缺氧环境,使土壤中氧化还原电位较低,铵态氮向硝态氮的转化受到阻碍,累积在土壤中的铵态氮含量相对较高<sup>[24]</sup>。研究<sup>[25]</sup>表明,光照强度可以刺激土壤中微生物的生长。淹水试验中光照随深度的增加迅速减少(表 1),水中溶解氧浓

度也偏低,微生物活性受到抑制,土壤氮矿化作用随之减弱。另外,土壤温度是影响土壤氮素矿化量的环境因子,在一定范围内,土壤温度的升高能提高矿化氮的含量<sup>[26]</sup>。常超等<sup>[27]</sup>研究表明,在自然状态下,三峡消落带土壤淹水又落干后,铵态氮含量低于未淹水,而本研究结果不一致,原因可能是本试验淹水更深,且淹没时间较长,造成土壤中铵态氮的积累。土壤硝态氮主要来源于铵的硝化作用,其含量受铵态氮含量、淋溶和反硝化作用的影响。淹水 180 d 后土壤硝态氮含量一直呈下降趋势,可能是反硝化作用强于硝化作用。不同淹水深度对硝态氮含量影响显著( $P < 0.05$ ),说明本试验的 3 个淹水深度对反硝化细菌的影响程度不同。反硝化细菌是兼性菌,溶解氧不是其生长的主要因素,而光照对其



生长至关重要。水深 15 m 处的光照远低于其他深度,影响反硝化细菌的活动,导致反硝化作用减弱,同时硝化作用受溶解氧影响而被抑制。落干 180 d 的土壤硝态氮含量增加是淹水后土壤进入有氧环境,硝化作用增强的结果,这与 Qiu 等<sup>[28]</sup>的结果是相符的。

土壤酶是控制氮素转化的重要因素之一,研究消落带土壤酶活性动态变化对认识淹水土壤生态过程有重要意义。本试验结果表明,土壤氮相关酶活性对不同淹水深度的响应存在明显差异(图 2),与未淹水(0 m)比较,由于淹水有利于反硝化作用的进行,增强了反硝化酶(硝酸还原酶和亚硝酸还原酶)的活性。研究<sup>[29]</sup>表明,反硝化速率与温度呈正相关,温度升高能提高酶的活性。同时,淹水造成的厌氧环境利于反硝化细菌活动,使亚硝酸还原酶活性高于未淹水(0 m)。水环境中光照、溶解氧、温度和生物作用等都影响反硝化作用的进行<sup>[30]</sup>,而这些因素又与淹水深度密切相关,主要通过影响反硝化微生物来调控反硝化速率和反硝化酶的形成。研究<sup>[31]</sup>表明,反硝化作用主要发生在含氧量低的环境中,但是厌氧条件会抑制硝化反应,导致反硝化作用的底物减少,故反硝化作用进行的适宜条件应保持一定的含氧量,而不是氧含量越低越好。而本研究中溶解氧范围在 7.74~8.20 mg/L,符合反硝化发生条件。试验中随着淹水深度增加,光照迅速下降,水体中生物的光合作用减弱,影响生物的生长,进而减少水体的氧气含量,影响土壤中反硝化微生物的代谢活动,从而降低反硝化酶活性。其次,光照是影响土壤微生物活性的关键环境因子,本研究中淹水深度的增加导致光照减少,微生物活性受到抑制,使硝酸还原酶和亚硝酸还原酶活性降低,进而影响土壤的反硝化作用。同时,光照减少也间接影响了土壤脲酶和羟胺还原酶的活性,这些酶是参与土壤氮矿化的关键酶,在淹水期间,水深 2 m 处的土壤无机氮含量较高(图 1),与土壤中较高的脲酶和羟胺还原酶活性有关。落干土壤的脲酶活性整体上增加,是由于有氧环境有利于需氧微生物生长繁殖,微生物活性提高。而其他酶活性变幅不大,可能是由于本身含量偏低。淹水试验结果表明,氮素转化也间接影响土壤氮转化相关酶的活性。整体上看,淹水越深,水温、光照和溶解氧含量越低,对土壤酶活性有一定的抑制作用,且土壤氮相关酶活性与铵态氮、硝态氮含量的变化趋势一致。显然,淹水深度对

土壤氮素转化及土壤相关酶活性具有重要影响。

## 参 考 文 献

- [1] 张志永,刘明芹,郑志伟,等.三峡水库小江流域消落区的植物多样性研究[J].水生态学杂志,2011,32(3):38-42.
- [2] 许川,舒为群,曹佳,等.三峡库区消落带富营养化及其危害预测和防治[J].长江流域资源与环境,2005,14(4):440-444.
- [3] 马利民,张民,腾衍行,等.三峡库区消落区周期性干湿交替环境对土壤磷释放的影响[J].环境科学,2008,29(4):1035-1039.
- [4] 郑志伟,邹曦,安然,等.三峡水库小江流域消落区土壤的理化性状[J].水生态学杂志,2011,32(4):1-6.
- [5] 张金波,宋长春.土壤氮素转化研究进展[J].吉林农业科学,2004,29(1):38-43.
- [6] 鲍俊丹.土壤氮素硝化过程中亚硝态氮的累积及其影响因素研究[J].西北农林科技大学学报,2009,37(6):146-150.
- [7] MERVIN S L, JOANN K W, NOURA Z, et al. Labile organic nitrogen transformations in clay and sandy-loam soils amended with <sup>15</sup>N-labelled faba bean and wheat residues[J]. Soil biology and biochemistry, 2014, 68:208-218.
- [8] GRIFFIN T, HONEYCUTT C, HE Z. Effects of temperature, soil water status, and soil type on swine slurry nitrogen transformations[J]. Biology and fertility of soils, 2002, 36(6):442-446.
- [9] 徐继荣,王友绍,殷建平,等.珠江口入海河段 DIN 形态转化与硝化和反硝化[J].环境科学学报,2005,25(5):686-692.
- [10] 李贵才,韩兴国,黄建辉,等.森林生态系统土壤氮矿化影响因素研究进展[J].生态学报,2001,21(7):1187-1195.
- [11] GRIFFITHS B S, RITZ K, WHEATLEY R, et al. An examination of the biodiversity-ecosystem function relationship in arable soil microbial communities[J]. Soil biology and biochemistry, 2001, 33(12/13):1713-1722.
- [12] FIONA C F, PAUL D H, PHILIP A W, et al. How do enzymes catalysing soil nitrogen transformations respond to changing temperatures[J]. Biology and fertility of soils, 2013, 49(1):99-103.
- [13] 李源,袁星,祝惠.冻融交替对黑土氮素转化及酶活性的影响[J].土壤学报,2014,51(5):1103-1109.
- [14] 朱兆良.中国土壤氮素研究[J].土壤学报,2008,45(5):778-783.
- [15] 巨晓棠,李生秀.土壤氮素矿化的温度水分效应[J].植物营养与肥料学报,1998,4(1):37-42.
- [16] SEITZINGER S P, NIXON S W, PILSON M E Q. Denitrification and nitrous oxide production in a coastal marine ecosystem[J]. The American society of limnology and oceanography, 1984, 29(1):73-83.
- [17] 白洁,王晓东,李佳霖,等.北黄海沉积物—水界面反硝化率及影响因素研究[J].中国海洋大学学报,2007,37(4):653-656.
- [18] HERBERT R A. Nitrogen cycling in coastal marine ecosystem[J]. FEMS microbiology reviews, 1999, 23(5):563-590.
- [19] 范艳春,王鹏程,肖文发,等.三峡库区 2 类典型森林 5 种土壤酶季节动态及其与养分的关系[J].华中农业大学学报,2014,33

- (4):39-44.
- [20] 鲍士旦.土壤农化分析[M].北京:中国农业出版社,2000.
- [21] 关松荫.土壤酶及其研究法[M].北京:农业出版社,1986.
- [22] FIERER N,SCHIMEL J P.Effects of drying-rewetting frequency on soil carbon and nitrogen transformations[J].Applied mechanics and materials,2012,157(6):344-348.
- [23] MILLER A E,SCHMEL J P,MEIXNER T,et al.Episodic rewetting enhances carbon and nitrogen release from chaparral soils[J].Soil biology and biochemistry,2005,37(12):2195-2204.
- [24] 李源,袁星,祝惠.含水量对黑土氮素转化及土壤酶活性影响的模拟研究[J].土壤通报,2014,45(4):903-908.
- [25] 于航,张蕾,王刚,等.光照强度和温度对三峡水库消落区典型土壤磷释放的影响[J].安徽农业科学,2011,39(19):11539-11541.
- [26] 周才平,欧阳华.温度和湿度对长白山两种林型下土壤氮矿化的影响[J].应用生态学报,2001,12(4):505-508.
- [27] 常超,谢宗强,熊高明,等.三峡水库蓄水对消落带土壤理化性质的影响[J].自然资源学报,2011,26(7):1236-1244.
- [28] QIU S,MC-COMB A J.Drying-induced stimulation of ammonium release and nitrification in reflooded lake sediment[J].Marine and freshwater research,1996,47:531-536.
- [29] 马培,李新艳,王华新,等.河流反硝化过程及其在河流氮循环与氮去除中的作用[J].农业环境科学学报,2014,33(4):623-633.
- [30] 王东启,陈振楼,许世远,等.长江口崇明东滩沉积物反硝化作用研究[J].中国科学 D 辑:地球科学,2006,36(6):544-551.
- [31] MARTIN T L,KAUSHIK N K,TREVORS J T,et al.Review: denitrification in temperate climate riparian zones[J].Water air & soil pollution,1999,111(1):171-186.

## Effects of water-flooding in water-level-fluctuating zone of Three Gorges Reservoir on transformation of soil nitrogen form and activities of related enzymes

CHENG Li<sup>1</sup> ZHANG Zhiyong<sup>1,2</sup> LI Chunhui<sup>1</sup> WAN Chengyan<sup>2</sup>  
HU Hongqing<sup>1</sup> FU Qingling<sup>1</sup> HU Lian<sup>2</sup>

1.College of Resource and Environment, Huazhong Agricultural University/  
Key Laboratory of Arable Land Conservation (Middle and Lower Reaches of  
Yangtze River), Ministry of Agriculture, Wuhan 430070, China;

2.Institute of Hydroecology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430064, China

**Abstract** The purple soil is typical in the water-level-fluctuating zone of Three Gorges Reservoir. Nitrogen transformation and soil enzyme activities of the soil were investigated at four water depths (0, 2, 5 and 15 m) *in situ* experiment. Results showed that the contents of ammonium and nitrate decreased gradually with the increase of water depth after 180 days flooded. Compared with non-flooded (0 m), the contents of ammonium increased significantly at 2 m depth and nitrate decreased significantly at 15 m depth ( $P < 0.05$ ). On the whole, soil ammonium and nitrate were significantly affected by water depth ( $P < 0.05$ ). The content of soil inorganic nitrogen (ammonium and nitrate) at 15 m depth was 3.96 mg/kg lower than that of non-flooded soil. Activities of enzymes related with soil nitrogen transformation were significantly influenced by water depth ( $P < 0.05$ ). With the increase of water depth, the activities of urease and nitrite reductase showed a decreasing tendency. The activities of hydroxylamine reductase and nitrate reductase decreased first and then increased. Activities of all soil enzymes reached the maximum at 2 m depth. Except for urease, activities of other enzymes were higher than that of non-flooded soil. It is indicated that water depth has an important influence on nitrogen transformation and activities of soil enzymes.

**Keywords** Three Gorges Reservoir; water-level-fluctuating zone; *in situ* experiment; water depth; seasonal flooding and drying; soil nitrogen forms; enzyme activity

(责任编辑:陆文昌)