

# 三江平原湿地不同土地利用方式对土壤养分及酶活性的影响

王振芬

(绥化学院 农业与水利工程学院, 黑龙江 绥化 152061)

**摘要:**以中国科学院三江平原湿地生态试验站为对象,研究了不同利用方式(湿地草甸、旱田系统、退耕成草、退耕成林)对土壤酶活性分布特征及相关因子的影响。结果表明:土壤利用方式不同,土壤酶活性(转化酶、脲酶、磷酸酶和过氧化氢酶)、有机碳含量和土壤养分含量有较大差异。土壤有机碳、全氮、全钾、速效磷、碱解氮、微生物量碳和氮均呈现出一致的变化规律,依次表现为湿地草甸>退耕草地>退耕林地>旱田系统,也即由湿地草甸退化过程中,土壤养分含量逐渐降低,其中不同土地利用方式下土壤全磷含量差异不显著( $p>0.05$ ),在湿地的退化过程中,土壤全磷并没有发生显著的变化。与湿地草甸相比,土壤蔗糖酶、脱氢酶、脲酶和酸性磷酸酶活性均显著降低,其活性分别降低了32.69%,36.71%,50.00%,44.28%,由旱田系统恢复为湿地草甸系统后,土壤各种酶活性均显著增加,其中土壤蔗糖酶、脱氢酶、脲酶和酸性磷酸酶活性分别比旱田系统增加了26.68%,31.51%,48.19%,43.84%;表明由湿地草甸开垦为耕地和由耕地恢复为湿地草甸和林地,发生着两种不同的生物学过程,前者为微生物降解过程,而后者则为微生物累积过程。相关性分析表明SOC、TN和SMBC对土壤蔗糖酶、脱氢酶、脲酶和酸性磷酸酶活性的贡献为正,对土壤酶活性起到主导作用。主成分分析表明影响土壤酶活性最主要的因子为SOC、TN和SMBC。

**关键词:**三江平原;湿地;土壤养分;土壤酶活性

中图分类号:S154

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2019)02-0043-06

## Characteristics of Soil Nutrients and Enzyme Activity Under Different Types of Land Use in Wetland of Sanjiang Plain

WANG Zhenfen

(Department of Agriculture and Water Conservancy Engineering, Suihua University, Suihua, Heilongjiang 152061, China)

**Abstract:** The wetlands in the Sanjiang Ecology Station of Chinese Academy of Sciences were selected as the study sites, the characteristics of soil enzyme activities and nutrients under different types of land use, including wetland ecosystem, dryland ecosystem, conversion of dryland to wetland, conversion of dryland to forestland, were investigated. The results showed that there was a great significance difference in soil enzyme activities (invertase, urease, phosphatase and catalase) and soil nutrients. Soil organic carbon, total nitrogen, total potassium, available phosphorus, alkali-hydrolyzed nitrogen, microbial biomass carbon and nitrogen showed the same change trend among these land use types, which decreased in the order: wetland ecosystem>conversion from dryland to wetland>conversion from dryland to forestland>dryland ecosystem. When the reclaimed dryland was recovered to wetland, soil nutrients gradually decreased, while there was no significantly difference in total phosphorus ( $p>0.05$ ). Compare to wetland ecosystem, invertase, urease, phosphatase, and catalase decreased by 32.69%, 36.71%, 50.00% and 44.28%, respectively. However, after the dryland ecosystem was converted to wetland ecosystem, soil enzyme activities increased, and invertase, urease, phosphatase, and catalase increased by 26.68%, 31.51%, 48.19% and 43.84%, respectively, suggesting that there were two different biological processes, one was the microbial degradation process after the dryland ecosystem was converted to wetland ecosystem, the other was the microbial accumulation process

收稿日期:2018-05-04

修回日期:2018-05-21

资助项目:黑龙江省教育厅项目(2016-KYYWF-0932);绥化市科技计划项目“黑龙江流域水环境时空演变规律研究”(SHKJ2016-039);黑龙江省大学生创新创业训练计划项目(201810236042)

第一作者:王振芬(1985—),女,黑龙江同江人,硕士,讲师,主要从事农业水资产管理研究。E-mail:Zhenfen\_wang@163.com

after the wetland ecosystem was converted to dryland ecosystem. Correlation analysis showed that soil organic carbon, soil total nitrogen and soil microbial biomass carbon had the negative correlation with soil enzyme activities. Principal component analysis showed that soil organic carbon, soil total nitrogen and soil microbial biomass carbon were the main driving factors on soil enzyme activities in wetlands of Sanjiang Plain.

**Keywords:** Sanjiang Plain; wetland; soil nutrients; soil enzymes

土壤在物质循环及能力交换过程中成为重要的养分载体,对环境产生重要影响,能够对人类开发利用自然资源起到很明显的反映作用<sup>[1-3]</sup>。土壤酶是土壤生物化学过程的主要调节者,参与了土壤环境中的一切生物化学过程,与有机物质分解、营养物质循环、能量转移、环境质量等密切相关,并且酶的分解作用是物质循环过程的限制性步骤<sup>[4-5]</sup>,其不仅直接参与土壤生物化学反应,同时影响到有机质分解的效率和数量,进而影响土壤肥力和活性,对能量交换及作物生长发育起着严重的制约作用<sup>[6-8]</sup>。对于土壤养分而言,其含量受到众多影响因素的制约,气候及地形等直接的环境要素会对其施加直接干预<sup>[9-10]</sup>,而人类活动也是不可忽视的作用要素,土壤养分的构成和含量是多种因素综合作用的结果,其为植物的生长发育提供必不可少的营养,是土壤质量的重要反映指标之一<sup>[11-13]</sup>。土壤酶活性直接影响土壤活性,同时对微生物活动产生影响,其能够作为多种生化反应的催化剂,在有机质分解过程中作用显著,对物质循环起着无可替代的作用,同时其参与无机质的氧化及还原反应,能够对土壤新陈代谢起到重要的促进作用<sup>[14-16]</sup>。在人们生产生活中,土地利用是人类干预土壤肥力最重要、最直接的活动,同时人为开发利用土地会对土壤产生最直接的干预,不仅能够改变土壤结构,还能改变土壤肥力及活性等,对土壤物质循环产生严重影响,进而对陆地生态系统施加重要影响,最终影响土壤质量和土壤环境变迁。

在地球上占据主体的是陆地和海洋湖泊,介于二者之间的是湿地,湿地因其独特的地理特点受到不少学者的关注和探究,湿地能够将大量有机质逐渐积累沉淀,而有机质对于土壤养分和肥力的保持起着无可替代的作用,对营养物质再生施加影响,并直接制约植物对养分的吸收利用<sup>[5-6]</sup>。土壤酶活性对于物质转化效率产生直接的影响,可以说其对湿地生态作用显著。我国最大的淡水沼泽属于三江平原,上个世纪中叶其总面积的 80% 为湿地,拥有湿地面积多达 535 万  $\text{hm}^2$ ,随着近些年来的不断开发利用,尤其是不合理的开发导致其面积不断减少,一半以上的湿地消失了<sup>[5]</sup>,从中不难看出不合理的资源开发带来的危害。过度的湿地开发利用直接导致湿地面积减少,同时导

致湿地土壤严重退化,在多种因素共同作用之下,湿地的生物化学反应被人为干预过多,原有的土壤新陈代谢等受到影响,湿地土壤结构、活性及肥力受到显著影响,尤其是经过大量开垦之后,植被多样性受到影响,植被数量下降,随之而来的是表土流失明显加剧,土壤活力、养分及肥力下降,最终不利于湿地资源合理开发利用,进而对生活产生影响<sup>[9-10]</sup>。在对湿地进行农业开垦之后,因过度利用等导致开垦出的土壤质量逐渐下降,土壤退化现象明显,虽然近年来关于湿地土壤的相关研究越来越多,但是对于三江平原的相关研究并不多见,尤其是在酶活性的视角下对该区域开展相关研究,为了更好地认识三江平原土地利用方式对土壤酶活性的影响,我们对几种土地利用方式的土壤酶活性及肥力因子进行研究,以明确土地利用方式对其的影响,为湿地土地利用方式的改变和农业结构调整提供科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 采样点分布

本研究选择的试验区域为湿地生态试验站,位于三江平原,是中科院下属湿地研究样点,位于北纬  $47^{\circ}35'$ ,东经  $133^{\circ}31'$ ,是少数仅有的野外湿地研究专业台站,地处黑龙江同江市,介于别拉洪河与浓江之间的河间区域,平均海拔 55~57 m;因所处地理位置影响,该区域气候具有明显的温带大陆性季风特点,经过近年来的气象数据发现,该区域的年均气温在  $11^{\circ}\text{C}$ ,其中最低气温在 1 月,月均气温低至  $-21^{\circ}\text{C}$ ,较为炎热的月份为 7 月,其月均气温在  $22^{\circ}\text{C}$ ,拥有近 600 mm 的降雨量,全年的雨季主要在 7—9 月,全年的霜期较长,大约有 240 d;该区域冻土现象明显,且具有明显的季节性特点,冻融期较长,从 11 月开始长达 7 个月的冻融期,且冻层深达 116 m;该区域不仅有草甸、腐殖质、泥炭类沼泽土,还有潜育、草甸类的白浆土,优势植物物种主要是苔草,诸如有毛苔草、漂筏苔草等;该试验站面积多达 100  $\text{hm}^2$ ,且具有旱田、水田试验场,同时具有土壤养分观测区、蒸发观测区、植被观测区等。

### 1.2 样品采集

本试验开始于 2016 年 10 月,首先在草甸沼泽区

域开展相应的土样采集,并区分 4 种土壤利用方式:(1)“小叶章”草甸生态系统(wetland ecosystem):指从地表季节性积水的小叶章草甸生态系统处采集的土样;(2)旱田系统(dryland ecosystem):指 1987 年由小叶章草甸湿地开垦为旱田系统,至今仍为旱耕地;(3)“退耕成草”(conversion from dryland to wetland):指从人工还原的小叶章草甸处采集的土样,该采样区于 1987 年由小叶章草甸生态系统人工开垦为旱地,又于 1987 年人工还原为小叶章草甸;(4)“退耕成林”(conversion from dryland to forest-land)指从人工还原的白桦林中采集的土样,该采样区于 1987 年由人工开垦的旱田系统转型为人工白桦林。由于采样区的土壤性质大体分布均匀,所以采用随机布点法,即每种采样区随机选取 6 个采样点。采用多点混合的方法采集 0—20 cm 深度的土壤样品,再反复按四分法弃取,最后留下所需的土量,把混合土壤样品带回实验室后,自然风干,挑去石块、植物根系等杂物,磨碎,过 1 mm 筛,装袋备用。

1.3 土壤养分和酶活性测定

首先对部分样品进行长达 20 d 的风干处理,之后将其中的杂物去掉,并过 2 mm 筛,之后开展相应的指标测定:对有机碳、全氮、碱解氮含量的测定分别借助于加热法、凯氏定氮法、NaOH—H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub> 法;对于速效磷及钾的测定分别通过比色法、光度计法<sup>[17]</sup>。同时将一部分新鲜土样置于 4℃ 下保存,并对其微生物量碳及氮含量进行测量,具体借助于浸提法<sup>[18]</sup>。

土壤蔗糖酶、脲酶、磷酸酶、脱氢酶活性指标的测定分别通过二硝基水杨酸比色法、苯酚钠比色法、磷酸苯二钠法、光度法<sup>[8-9]</sup>。

数据分析利用 SPSS 21.0。

2 结果与分析

2.1 不同土地利用方式对土壤养分的影响

由表 1 可知,对于土壤全氮及钾、速效磷、碱解氮而言,其含量最高的是湿地草甸区域,其次是退耕草地及林地,而含量最低的是旱田区域,也即是说,在湿地草甸退化的同时,土壤养分难以得到及时补充,因而其含量越来越低;尽管湿地开垦方式不同,但是全磷含量并没有较明显差异,在 0.05 检验水平下并没有达到显著水平;对于土壤有机质而言,其重要反映指标之一就是土壤碳氮比,碳氮比受到的影响因素较多,不仅水分、热量能够显著影响其比值,腐殖质及植物残体等都能显著影响该比值,此外,翻耕、施肥等人为耕作方式的不同也将带来不同的影响,通过本研究发现,不同的耕作条件,其碳氮含量差异明显,这就造成了不同土地利用下的碳氮比不同:在湿地草甸被逐渐开发利用之后,该比值出现较明显的上升,这说明在湿地开垦后导致有机碳含量减少,而在湿地逐渐恢复过程中该比值在不断增加,同时经过退耕还林、还草后,该比值依然增加明显。当被开垦为农田后,土壤的碳氮比值下降,主要原因在于氮肥的施用大量增加,而有机肥料却在减少。

表 1 不同土地利用方式对土壤养分的影响

| 项目   | 有机碳 SOC/<br>(g·kg <sup>-1</sup> ) | 全氮 T/<br>(g·kg <sup>-1</sup> ) | 全磷 TP/<br>(g·kg <sup>-1</sup> ) | 全钾 TK/<br>(mg·kg <sup>-1</sup> ) | 速效磷 AP/<br>(mg·kg <sup>-1</sup> ) | 碱解氮 AN/<br>(mg·kg <sup>-1</sup> ) | C/N         |
|------|-----------------------------------|--------------------------------|---------------------------------|----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-------------|
| 湿地草甸 | 13.02±2.13a                       | 1.96±0.15a                     | 0.86±0.03a                      | 13.06±1.03a                      | 43.12±3.02a                       | 69.25±5.36a                       | 6.64±0.35b  |
| 旱田系统 | 5.12±0.52c                        | 0.81±0.09c                     | 0.81±0.06a                      | 11.87±1.16b                      | 15.03±1.16d                       | 39.77±6.12c                       | 6.32±0.24b  |
| 退耕草地 | 10.26±1.16b                       | 1.23±0.16b                     | 0.82±0.05a                      | 12.59±0.85ab                     | 26.59±2.54b                       | 53.16±2.34b                       | 8.34±0.67a  |
| 退耕林地 | 6.58±1.23c                        | 0.85±0.14c                     | 0.81±0.04a                      | 11.14±0.76b                      | 19.78±1.58c                       | 42.58±3.15c                       | 7.74±0.52ab |
| 平均值  | 8.75±1.16                         | 1.21±0.11                      | 0.83±0.05                       | 12.17±0.91                       | 26.13±2.33                        | 51.19±3.87                        | 7.20±0.27   |
| 变异系数 | 40.91                             | 43.96                          | 2.89                            | 6.91                             | 47.00                             | 26.08                             | 12.98       |
| p    | <0.05                             | <0.05                          | >0.05                           | <0.05                            | <0.05                             | <0.05                             | <0.05       |
| F    | 126.39                            | 157.89                         | 56.32                           | 139.25                           | 185.12                            | 174.23                            | 152.01      |

注:相同小写字母表示在 0.05 水平上差异不显著,下表同。

2.2 不同土地利用方式对土壤微生物碳和氮的影响

从表 2 可以看出,不同土地利用方式土壤微生物量碳(SMBC)和微生物量氮(SMBN)均呈现出一致性规律,大致表现为湿地草甸>退耕草地>退耕林地>旱田系统,其中不同土地利用方式土壤微生物量碳(SMBC)差异均显著( $p<0.05$ ),在湿地草甸退化的过程中,土壤微生物量碳(SMBC)显著降低;退耕林

地和旱田系统土壤微生物量碳(SMBC)差异不显著( $p>0.05$ )。对于 SMBC/SMBN,大致表现为退耕林地>旱田系统>退耕草地>湿地草甸,其中退耕林地和旱田系统差异不显著( $p>0.05$ ),退耕草地和湿地草甸差异不显著( $p>0.05$ )。

2.3 不同土地利用方式对土壤酶活性的影响

由表 3 可知,湿地草甸经开垦种植作物后,土壤

蔗糖酶、脱氢酶、脲酶和酸性磷酸酶活性均显著降低,其活性分别降低了 32.69%,36.71%,50.00%,44.28%。退耕成草,即由旱田系统恢复为湿地草甸系统后,土壤各种酶活性均显著增加,其中土壤蔗糖酶、脱氢酶、脲酶和酸性磷酸酶活性分别比旱田系统增加了 26.68%,31.51%,48.19%,43.84%;而退耕成林,即由旱地系统恢复为林地后,各种酶的活性也有所增加。

表 2 不同土地利用方式对土壤微生物碳和氮的影响

| 项目       | 土壤微生物量碳/<br>(mg·kg <sup>-1</sup> ) | 土壤微生物量氮/<br>(mg·kg <sup>-1</sup> ) | SMBC/<br>SMBN |
|----------|------------------------------------|------------------------------------|---------------|
| 湿地草甸     | 423.26±36.25a                      | 89.32±8.16a                        | 4.74±0.35b    |
| 旱田系统     | 315.78±62.74d                      | 41.89±5.62c                        | 7.54±0.34a    |
| 退耕草地     | 401.25±35.68b                      | 72.15±3.02b                        | 5.56±0.46b    |
| 退耕林地     | 356.29±42.13c                      | 43.02±2.78c                        | 8.28±0.25a    |
| 平均值      | 374.15±41.87                       | 61.60±6.51                         | 6.53±0.31     |
| 变异系数     | 12.79                              | 37.65                              | 25.37         |
| <i>p</i> | <0.05                              | <0.05                              | <0.05         |
| <i>F</i> | 124.56                             | 118.98                             | 142.27        |

2.4 土壤养分与酶活性之间的相关性

由表 4 可知,土壤养分与土壤蔗糖酶、脱氢酶、脲酶和酸性磷酸酶活性的相关性显示;SOC 和 TN 与

表 4 土壤养分与酶活性之间的相关性

| 项目      | SOC     | TN      | TP    | TK      | AP    | AN     | C/N    | SMBC    | SMBN   | SMBC/SMBN |
|---------|---------|---------|-------|---------|-------|--------|--------|---------|--------|-----------|
| 蔗糖酶活性   | 0.898** | 0.796** | 0.058 | 0.756** | 0.032 | 0.569* | 0.532* | 0.863** | 0.569* | -0.369    |
| 脱氢酶活性   | 0.652*  | 0.513*  | 0.146 | 0.321   | 0.158 | 0.125  | 0.123  | 0.236   | 0.320  | -0.536*   |
| 脲酶活性    | 0.789** | 0.598*  | 0.321 | 0.526*  | 0.087 | 0.243  | 0.156  | 0.725** | 0.547* | 0.025     |
| 酸性磷酸酶活性 | 0.856** | 0.612*  | 0.189 | 0.417   | 0.341 | 0.507* | 0.589* | 0.513*  | 0.258  | 0.324     |

注:\*,\*\* 分别表示在 0.05,0.01 水平上差异显著(双尾)。

2.5 土壤养分和酶活性的主成分分析

对于土壤养分及酶活性之间的关系通过主成分分析法,同时借助于这一方法实现数据的降维处理,这样能从多种变量中选取其中的重要变量,中间借助于线性变换的方式,为了探究湿地土壤养分及酶活性,本研究对土壤养分开展了主成分分析,并从中提取的主成分为 4 个,其中主成分 1,2 对变量方差的解释度分别达到了 69%,85%,前 3 个主成分对变量的贡献率超过了 91%,因此可以说前 3 个主成分因子就是主要的解释变量;通过统计分析得知,不同的养分在主成分上的荷载值并不相同,具体如表 5—6 所示。

表 5 方差分解主成分提取分析

| 主成分 | 初始特征值提取 |         |         |
|-----|---------|---------|---------|
|     | 特征值     | 方差贡献率/% | 累积贡献率/% |
| 1   | 22.156  | 64.035  | 69.231  |
| 2   | 7.026   | 16.789  | 85.024  |
| 3   | 5.147   | 7.521   | 91.783  |

土壤蔗糖酶、脱氢酶、脲酶和酸性磷酸酶活性呈显著正相关;TP 和 AP 与土壤蔗糖酶、脱氢酶、脲酶和酸性磷酸酶活性没有相关性( $p>0.05$ );SMBC 与土壤蔗糖酶、脲酶和酸性磷酸酶活性呈显著正相关;SMBC/SMBN 与土壤蔗糖酶、脱氢酶活性呈显著负相关,说明 SMBC/SMBN 对土壤蔗糖酶、脱氢酶活性贡献为负,SOC,TN 和 SMBC 对土壤蔗糖酶、脱氢酶、脲酶和酸性磷酸酶活性的贡献为正,对土壤酶活性起到主导作用,其中 SOC 对土壤酶活性的影响最大。

表 3 不同土地利用方式对土壤酶活性的影响

mg/(g·d)

| 项目       | 蔗糖酶           | 脱氢酶        | 脲酶         | 酸性磷酸酶         |
|----------|---------------|------------|------------|---------------|
| 湿地草甸     | 126.35±23.02a | 0.79±0.06a | 0.86±0.05a | 236.98±23.65a |
| 旱田系统     | 85.04±9.87c   | 0.50±0.03a | 0.43±0.09c | 132.04±21.78c |
| 退耕草地     | 115.98±13.25b | 0.73±0.05a | 0.83±0.06a | 235.14±16.89a |
| 退耕林地     | 112.24±11.74b | 0.61±0.04a | 0.61±0.03b | 189.25±28.74b |
| 平均值      | 109.90±12.05  | 0.66±0.04  | 0.68±0.05  | 198.35±19.87  |
| 变异系数     | 16.03         | 19.61      | 29.58      | 24.91         |
| <i>p</i> | <0.05         | >0.05      | <0.05      | <0.05         |
| <i>F</i> | 125.78        | 56.28      | 116.94     | 123.47        |

表 6 主成分载荷因子

| 项目        | PC <sub>1</sub> | PC <sub>2</sub> | PC <sub>3</sub> |
|-----------|-----------------|-----------------|-----------------|
| SOC       | <u>0.856</u>    | <u>0.726</u>    | 0.216           |
| TN        | <u>0.753</u>    | 0.326           | <u>0.689</u>    |
| TP        | 0.126           | 0.159           | 0.065           |
| TK        | 0.321           | 0.417           | 0.231           |
| AP        | 0.425           | 0.328           | 0.189           |
| AN        | 0.089           | 0.523           | <u>0.753</u>    |
| C/N       | 0.174           | <u>0.784</u>    | 0.145           |
| SMBC      | <u>0.752</u>    | 0.069           | 0.289           |
| SMBN      | 0.302           | 0.154           | <u>0.702</u>    |
| SMBC/SMBN | 0.147           | <u>0.739</u>    | 0.307           |

注:下划线数字表示载荷因子达显著水平( $p<0.05$ )。

3 讨论与结论

对于土壤活性而言,酶是其中的重要活性成分,其直接影响土壤碳循环和能量交换,同时对微生物分解作

用及新陈代谢等产生重要影响,是对土壤活性的重要反映指标之一<sup>[19-20]</sup>。对于土壤有机碳、速效磷、碱解氮、全氮及钾而言,其含量最高的是湿地草甸区域,其次是退耕草地及林地,而含量最低的是旱田区域,也即是说,在湿地草甸退化的同时,土壤养分难以得到及时补充,因而其含量越来越低;尽管湿地开垦方式不同,但是全磷含量并没有较明显差异,在0.05检验水平下并没有达到显著水平;与湿地草甸不同的是,诸如蔗糖酶、脱氢酶等多种土壤酶含量明显下降,脲酶、磷酸酶活性下降幅度分别达到50%和44%,而蔗糖酶、脱氢酶活性的下降幅度均在30%以上;湿地被开发利用为旱田可耕地之后,发生了明显的生物学反应,也即是微生物降解作用增强,但是退耕还草还林属于明显的微生物积累过程。通过相关性分析得知,对土壤酶活性作用最为显著的是SOC、TN和SMBC,其与酶活性之间具有正相关关系,另外,通过主成分分析得知,以上3种因子为酶活性最主要的影响因素,以往不少学者通过分析研究也得出了类似的结论,这与以往研究基本接近<sup>[21-23]</sup>。酶活性的增强和保持也需要一定的养分来源,其中关键的是有机碳、全氮,当湿地被开发利用耕作之后,有机碳难以得到及时的补充,而腐殖质等分解逐渐殆尽,导致土壤的碳储量不足,同时减少的碳排放至大气,使得大气中温室气体增加,即使从全球气温上升的角度来看,也应降低湿地的不合理开发利用,从而保持碳储量处于相对平衡状态,因此如何提升土壤的固碳能力成为研究重点之一。

在长期的水淹之下,原有的土壤逐渐成为湿地,成为介于水、陆之间的独特区域,在为湿地植被提供生长空间的同时,承载这诸多的生物多样性和丰富性,是微生物群落分布的典型区域,湿地环境受到多种影响因素的制约,尤其是水文状况作用最为直接,同时人为干预也是不可忽视的影响因素,水文状况在较长时期内基本无过大变化,但是人为干预将最能带来较大后果,湿地土壤的结构、活力及肥力将在人为干预之下受到显著影响,土壤原有的通气性等受到改变<sup>[24]</sup>。通过研究发现,土壤利用方式不同,其有机碳、酶活性也将发生相应的改变,土壤养分在不同区域也呈现显著差异,湿地开垦方式的不同改变了土壤原有性质,如何合理开发利用湿地资源成为当前最为现实的问题,同时也是今后的研究重点之一。

经过几十年的开发利用,三江平原湿地面积减少了一半,该区域的水文条件发生了较大改变,地下水位明显下降,土壤呈现明显的干湿交替特点,这对于有机质的分解、矿化作用起到明显的加速作用,在此影响下,土壤养分淋失现象更加明显,土壤养分降低,

最终改变了土壤的结构特点以及土壤肥力、活性,不利于土地资源的合理开发<sup>[5-6]</sup>;此外,地下水位下降的情况下,干湿交替更加明显,这将导致土壤养分的淋溶速度加快,进而降低土壤养分,导致土壤在很大程度上发生退化现象<sup>[25]</sup>。湿地被过度开垦之后,原有的水文条件被直接改变,土壤结构及肥力等发生变化,加之施肥的影响,土壤养分等将发生一系列变化,原有的养分平衡被改变<sup>[26]</sup>,在粗放经营的土地开垦条件下,土壤有机质明显减少,而土壤养分又无法得到全面及时的补充,在多种条件影响下,土壤退化难以避免,因此合理开发利用湿地资源对于湿地保护意义重大,要降低过度开垦对湿地资源的破坏,注重保护水文资源。

#### 参考文献:

- [1] 杨宁,杨满元,雷玉兰,等.衡阳紫色土丘陵坡地土壤酶活性对植被恢复的响应[J].生态环境学报,2014,23(4):575-580.
- [2] 王彦峰,肖波,王兵,等.黄土高原水蚀风蚀交错区藓结皮对土壤酶活性的影响[J].应用生态学报,2017,28(11):3553-3561.
- [3] 杨航宇,刘艳梅,王廷璞.荒漠区生物土壤结皮对土壤酶活性的影响[J].土壤学报,2015(3):654-664.
- [4] 萨如拉,高聚林,于晓芳,等.玉米秸秆深翻还田对土壤有益微生物和土壤酶活性的影响[J].干旱区资源与环境,2014,28(7):138-143.
- [5] 胡雷,王长庭,王根绪,等.三江源区不同退化演替阶段高寒草甸土壤酶活性和微生物群落结构的变化[J].草业学报,2014,24(3):8-12.
- [6] 杨文彬,耿玉清,王冬梅.漓江水土交错带不同植被类型的土壤酶活性[J].生态学报,2015,35(14):4604-4612.
- [7] 褚洪龙,李莎,唐明.黄土高原油松根际土壤酶活性及真菌群落多样性研究:以黄龙山林场为例[J].土壤学报,2015,52(1):154-161.
- [8] 崔雯雯,宋全昊,高小丽,等.糜子不同种植方式对土壤酶活性及养分的影响[J].植物营养与肥料学报,2015,21(1):234-240.
- [9] 秦燕,何峰,仝宗永,等.刈割对羊草草原土壤酶活性和养分含量的影响[J].草业学报,2016,25(4):55-62.
- [10] 刘建,邱莉萍,程积民,等.黄土高原水蚀风蚀交错区5种典型草地群落土壤酶活性的研究[J].草地学报,2017,25(1):32-37.
- [11] 杨媛媛,陈奇伯,黎建强,等.滇中地区常绿阔叶林土壤酶活性与理化因子通径分析[J].中南林业科技大学学报,2017,37(3):86-91.
- [12] 陈心想,耿增超,王森,等.施用生物炭后壤土土壤微生物及酶活性变化特征[J].农业环境科学学报,2014,33(4):751-758.
- [13] 荣勤雷,梁国庆,周卫,等.不同有机肥对黄泥田土壤培

- 肥效果及土壤酶活性的影响[J]. 植物营养与肥料学报, 2014, 20(5): 1168-1177.
- [14] 陈晓丽, 王根绪, 杨燕, 等. 山地森林表层土壤酶活性对短期增温及凋落物分解的响应[J]. 生态学报, 2015, 35(21): 7071-7079.
- [15] 李彦霖, 闫锐, 高雪松, 等. 不同种养废弃物还田对复垦宅基地土壤酶活性和微生物数量的影响[J]. 水土保持学报, 2016, 30(2): 283-288.
- [16] 王朋超, 孙约兵, 徐应明, 等. 施用磷肥对南方酸性红壤镉生物有效性及土壤酶活性影响[J]. 环境化学, 2016, 35(1): 150-158.
- [17] 孙双红, 陈立新, 李少博, 等. 阔叶红松林不同演替阶段土壤酶活性与养分特征及其相关性[J]. 北京林业大学学报, 2016, 38(2): 20-28.
- [18] 王一, 刘彦春, 刘世荣. 暖温带森林土壤酶活性对增温的响应及其环境解析[J]. 林业科学研究, 2017, 31(1): 117-124.
- [19] 李丽娜, 滕应, 任文杰, 等. 石墨烯施用后对土壤酶活性及土壤微生物群落的影响[J]. 土壤, 2016, 48(1): 102-108.
- [20] 孟庆阳, 王永华, 靳海洋, 等. 耕作方式与秸秆还田对砂姜黑土土壤酶活性及冬小麦产量的影响[J]. 麦类作物学报, 2016, 36(3): 341-346.
- [21] 胡乃娟, 韩新忠, 杨敏芳, 等. 秸秆还田对稻麦轮作农田活性有机碳组分含量、酶活性及产量的短期效应[J]. 植物营养与肥料学报, 2015, 21(2): 371-377.
- [22] 陈鸿飞, 庞晓敏, 张仁, 等. 不同水肥运筹对再生季稻根际土壤酶活性及微生物功能多样性的影响[J]. 作物学报, 2017, 43(10): 1507-1517.
- [23] 段雄伟, 刘亚玲, 黎华寿, 等. 高氯酸盐和铬复合污染对土壤酶活性及微生物数量的影响[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(2): 322-331.
- [24] 司鹏, 乔先生. 清耕和生草对沙地葡萄园土壤酶活性的空间影响[J]. 果树学报, 2014, 31(2): 238-244.
- [25] 王文锋, 李春花, 黄绍文, 等. 不同施肥模式对设施菜田土壤酶活性的影响[J]. 应用生态学报, 2016, 27(3): 873-882.
- [26] 张鑫, 耿玉清, 徐明, 等. 鄱阳湖湖滨湿地土壤酶活性及影响因素[J]. 北京林业大学学报, 2014, 36(1): 34-40.



(上接第42页)

- [17] 中国科学院南京土壤研究所. 土壤理化分析[M]. 上海: 上海科技出版社, 1978.
- [18] 黄昌勇. 土壤学[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [19] 周虎, 吕贻忠, 杨志臣, 等. 保护性耕作对华北平原土壤团聚体特征的影响[J]. 中国农业科学, 2007, 40(9): 1973-1979.
- [20] Boix-Fayos C, Calvo-Cases A, Imeson A C, et al. Influence of soil properties on the aggregation of some Mediterranean soils and the use of aggregate size and stability as land degradation indicators [J]. Catena, 2001, 44(1): 47-67.
- [21] Chan K Y, Heenan D P, So H B. Sequestration of carbon and changes in soil quality under conservation tillage on light-textured soils in Australia: a review[J]. Animal Production Science, 2003, 43(4): 325-334.
- [22] Bronick C J, Lal R. Soil structure and management: a review[J]. Geoderma, 2005, 124(1): 3-22.
- [23] Six J, Elliott E T, Paustian K. Soil structure and soil organic matter: II. A normalized stability index and the effect of mineralogy[J]. Soil Science Society of America Journal, 2000, 64(3): 1042-1049.
- [24] 张治伟, 傅瓦利, 张洪, 等. 石灰岩土壤结构稳定性及影响因素研究[J]. 水土保持学报, 2009, 23(1): 164-168.
- [25] 李娟, 廖洪凯, 龙健, 等. 喀斯特山区土地利用对土壤团聚体有机碳和活性有机碳特征的影响[J]. 生态学报, 2013, 33(7): 2147-2156.
- [26] 胡阳, 邓艳, 蒋志诚, 等. 典型岩溶山区植被恢复对土壤团聚体分布及稳定性的影响[J]. 水土保持通报, 2015, 35(1): 61-67.
- [27] Duiker S W, Rhoton F E, Torrent J, et al. Iron (hydr) oxide crystallinity effects on soil aggregation [J]. Soil Science Society of America Journal, 2003, 67(2): 606-611.
- [28] Tisdall J M, Oades J M. Organic matter and water-stable aggregates in soils [J]. Journal of Soil Science, 2010, 33(2): 141-163.
- [29] 窦森, 李凯, 关松. 土壤团聚体中有机质研究进展[J]. 土壤学报, 2011, 48(2): 412-418.
- [30] Attou F, Bruand A, Bissonnais Y L. Effect of clay content and silt-clay fabric on stability of artificial aggregates [J]. European Journal of Soil Science, 2010, 49(4): 569-577.
- [31] Sollins P, Homann P, Caldwell B A. Stabilization and destabilization of soil organic matter: Mechanisms and controls[J]. Geoderma, 1996, 74(1/2): 65-105.