

DOI:10.13870/j.cnki.stbcbx.2025.03.036

CSTR:32310.14.stbcbx.2025.03.036

王景涛, 胡敏杰, 廖浩宇, 等. 闽江河口湿地不同生境土壤酶活性及其化学计量特征[J]. 水土保持学报, 2025, 39(3):278-287, 302.

WANG Jingtao, HU Minjie, LIAO Haoyu, et al. Soil enzyme activities and stoichiometric characteristics in different habitats of the Minjiang estuarine wetland[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2025, 39(3):278-287, 302.

闽江河口湿地不同生境土壤酶活性及其化学计量特征

王景涛¹, 胡敏杰^{1,2}, 廖浩宇¹, 刘春雅¹, 吴辉¹, 倪冉旭¹

(1. 福建师范大学地理科学学院, 湿润亚热带生态-地理过程教育部重点实验室, 福州 350117; 2. 国家林业和草原局, 福建闽江河口湿地生态系统定位观测研究站, 福州 350215)

摘要: [目的] 深入理解河口湿地生态系统土壤酶活性特征及微生物养分限制状况。[方法] 以闽江河口湿地盐沼(芦苇沼泽、短叶荳蔻沼泽)、光滩、红树林湿地和退养还湿地4种典型生境为研究对象, 探讨不同生境下土壤胞外酶活性及酶化学计量特征的变化与差异。[结果] 1) 芦苇沼泽、短叶荳蔻沼泽及红树林湿地的土壤 β -1, 4-葡萄糖苷酶(β G)、纤维二糖水解酶(CBH)、 β -1, 4-N-乙酰基氨基葡萄糖苷酶(NAG)活性显著高于光滩及退养还湿地($p < 0.05$); 不同生境土壤酶活性均随土层深度增加而降低, 并在50 cm以下趋于稳定。2) 不同生境土壤酶矢量角度(VA)均 $< 45^\circ$, 表明研究区土壤微生物可能受到氮的限制。相比无植被的光滩和退养还湿地, 芦苇、短叶荳蔻沼泽及红树林湿地的酶矢量长度(VL)更大, 暗示着其可能面临较强的碳限制。3) 冗余分析结果表明, 表层土壤(0~40 cm)土壤酶活性主要受土壤有机质、温度、电导率和pH的调控, 而底层土壤(40~100 cm)主要受土壤体积质量和铵态氮的影响。[结论] 闽江河口湿地土壤酶活性在不同生境和土层深度存在显著差异, 且表层和底层土壤酶活性受到的调控因子不同, 区域土壤微生物在总体上受到氮和碳的双重限制。研究结果加深对河口湿地复杂土壤微环境的理解, 为湿地生态保护与恢复提供数据支撑。

关键词: 土壤酶活性; 酶化学计量; 生境差异; 河口湿地

中图分类号: X171; S154.2

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2025)03-0278-10

Soil Enzyme Activities and Stoichiometric Characteristics in Different Habitats of the Minjiang Estuarine Wetland

WANG Jingtao¹, HU Minjie^{1,2}, LIAO Haoyu¹, LIU Chunya¹, WU Hui¹, NI Ranxu¹

(1. Key Laboratory of Humid Subtropical Eco-geographical Processes, Ministry of Education, School of Geographical Sciences, Fujian Normal University, Fuzhou 350117, China; 2. Fujian Minjiang Estuary Wetland Ecosystem Monitoring and Research Station, National Forestry and Grassland Administration, Fuzhou 350215, China)

Abstract: [Objective] This study aimed to better enhance our understanding of soil enzyme activity characteristics and microbial nutrient limitations within estuarine wetland ecosystems. [Methods] Four representative habitats in the Minjiang Estuarine Wetland, including salt marshes (*Phragmites australis* marsh, *Cyperus malaccensis* marsh), bare mudflats, mangrove wetlands, and restored ponds, were selected for investigation. Variations in soil extracellular enzyme activities and enzymatic stoichiometric characteristics across these habitats were explored. [Results] 1) The activities of soil β -1, 4-glucosidase (β G), cellobiohydrolase (CBH), and β -1, 4-N-acetylglucosaminidase (NAG) were significantly higher in *P. australis* marshes, *C. malaccensis* marshes, and mangrove wetlands than in bare mudflats and restored ponds ($p < 0.05$). Soil enzyme activities in all habitats decreased with increasing soil depth and stabilized below 50 cm. 2) The vector angle (VA) of soil enzymes across different habitats remained consistently $< 45^\circ$, suggesting that soil microbes in this area might be primarily nitrogen

收稿日期: 2024-12-24

修回日期: 2025-02-27

录用日期: 2025-03-01

网络首发日期(www.cnki.net): 2025-04-21

资助项目: 福建省林业科技项目(2025FKJ16); 中央财政林业科技推广示范项目(闽【2024】TG28号); 国家自然科学基金项目(42171102)

第一作者: 王景涛(1999—), 男, 硕士研究生, 主要从事湿地生态研究。E-mail: 734201052@qq.com

通信作者: 胡敏杰(1988—), 男, 博士, 研究员, 主要从事湿地生物地球化学循环研究。E-mail: mjhu@fjnu.edu.cn

http://stbcbx.alljournal.com.cn

(N)-limited. Compared to the unvegetated bare mudflats and restored ponds, enzyme vector lengths (VL) were longer in *P. australis* and *C. malaccensis* marshes as well as mangrove wetlands, indicating stronger carbon (C) limitations in these habitats. 3) Redundancy analysis revealed that the activities of surface (0–40 cm) soil enzymes were mainly regulated by soil organic matter content, temperature, electrical conductivity, and pH, while the enzyme activities at deeper soil layers (40–100 cm) were more influenced by soil bulk density and ammonium-nitrogen content. [Conclusion] Soil enzyme activities in the Minjiang Estuarine Wetland differ significantly across habitats and soil depths, with distinct regulatory factors influencing surface and subsurface enzyme activities. Overall, soil microbes in the region are subject to dual limitations of N and C. These findings contribute to a deeper understanding of the complex soil microenvironment in estuarine wetlands and provide valuable data for ecological protection and restoration of these areas.

Keywords: soil enzyme activity; enzymatic stoichiometry; habitat differences; estuarine wetland

Received: 2024-12-24

Revised: 2025-02-27

Accepted: 2025-03-01

Online(www.cnki.net): 2025-04-21

河口湿地位于海陆交互区,受到陆地、海洋及其相互作用的强烈影响,是对全球变化响应高度敏感的区域^[1]。河口湿地提供丰富的生态系统服务,植被通过吸收和储存大量的碳,对固碳增汇起着关键作用^[2]。土壤胞外酶作为湿地生态系统的重要组成部分,广泛参与植物残体分解、土壤有机质形成/矿化,以及养分循环等过程^[3]。其中,反映土壤碳、氮、磷代谢动态的胞外酶包括参与纤维素降解的 β -1,4-葡萄糖苷酶(β G)和纤维二糖水解脱酶(CBH),降解几丁质和肽聚糖的 β -1,4-N-乙酰氨基葡萄糖苷酶(NAG),分解蛋白质和多肽的亮氨酸氨基肽酶(LAP),以及催化有机磷化合物水解的碱性磷酸酶(ALP)^[4]。土壤酶对环境变化高度敏感,能够直接或间接地反映湿地生态系统的生态功能^[5]。由于水动力过程、自然灾害及人类活动等因素的影响,湿地生境复杂多样^[6],对湿地土壤酶活性的研究有助于加深对其生态系统功能的认识。

先前研究^[7]主要关注湿地植被类型对土壤酶活性的影响,发现芦苇湿地的碳代谢酶活性低于碱蓬等植被,而光滩区域的ALP活性则高于有植被覆盖的盐沼^[8]。关于土地利用方式变化对酶活性的研究^[9]表明,自然植被转变为养殖塘后酶活性显著降低,可能与土壤有机碳含量下降有关。在泉州湾湿地,养殖滩涂恢复为红树林后,ALP活性显著增加^[10]。已有研究^[11]还发现,不同土层深度的酶活性受到的调控因子存在差异。例如,对北方温带草原的研究发现,表层土壤酶活性主要受到养分条件影响,而深层土壤则主要受含水率控制,且土壤理化因子对表层土壤酶活性的影响较深层更显著。总体而言,目前关于湿地酶活性的研究主要集中在不同植被类型或土地利用方式变化方面,且多局限于表层土壤,对于河口湿地复杂生境下土壤酶活性特征及

不同土层调控因子的研究仍较为匮乏。

微生物对资源的需求与酶活性密切相关,酶活性化学计量比有助于揭示土壤养分获取能力及养分限制状况^[12]。已有研究^[13-14]表明,不同生境的养分限制模式差异显著。例如,松嫩平原的湖泊湿地整体呈现氮限制,而崇明东滩的盐沼湿地则表现为磷限制;在河口湿地,微生物的养分限制状况也随着盐度的变化而有所不同^[15]。可见,湿地环境的养分限制特征较为复杂,需结合具体区域和生境进行综合分析。不同的植被类型、人类干扰及土壤理化性质均可能影响酶活性计量特征及养分限制状况。闽江河口湿地自然保护区拥有完整的滨海湿地生态系统和丰富的动植物资源,但也面临不同程度的人为干扰,如围垦养殖和外来物种入侵等。该区域涵盖多样的自然植被类型和土地利用方式,包含盐沼、红树林、退养还湿地等,形成丰富的生境类型^[6]。本研究选择闽江河口湿地内典型的生境,包括有植被覆盖的盐沼(芦苇沼泽和短叶荇菜沼泽)、红树林湿地,以及无植被覆盖的光滩和退养还湿地,作为研究区域。比较不同生境和土层深度下土壤酶活性及化学计量特征,探讨驱动酶活性变化的主要影响因子,重点分析红树林恢复和退塘还湿过程对土壤酶活性及养分限制状况的影响。研究结果有助于评估闽江河口湿地复杂环境下的土壤状况,为湿地保护和管理提供科学指导。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

闽江口鳝鱼滩湿地(26°00′36″~26°03′42″N, 119°34′12″~119°40′40″E)是由闽江挟带泥沙堆积而成,是该区面积最大的天然湿地。区域属于亚热带季风气候,年降水量为1346 mm,年平均气温19.6℃。区内湿地生态系统良好,生物多样性丰富,

是重要的鸟类栖息地,同时受到人类活动影响显著。湿地内的芦苇群落生长茂密,分布于潮间带,是区域内的优势物种。短叶茳茳群落为闽江口的重要原生植被,呈条带状分布,并因周期性潮汐而经常被淹没。闽江口湿地内存在少量原生秋茄红树林分布,但现有红树林群落多为人工栽培。退养还湿地是从2005—2007年开始退养的水产养殖塘,通过水闸与外界水域连通,现已成为闽江口重要的鸟类栖息地。

1.2 试验设计与样品采集

2024年1月,在闽江口鳊鱼滩湿地内选取典型生境设立样地,包括盐沼(芦苇沼泽和短叶茳茳沼泽)、红树林湿地、光滩和退养还湿地。依据不同生境在研究区内的分布面积大小设置不同数量的1 m×1 m样方,其中芦苇沼泽9个,短叶茳茳沼泽8个,红树林湿地8个,光滩3个,退养还湿地4个。在每个样方内,使用土壤柱状采集器按“S”形随机采集3~5个土壤柱状样(0~

100 cm),按20 cm分层切割,并将同一层土壤样品混匀为1个样品,共采集160个样品。将土壤样品带回实验室后,去除细根和碎石后,过2 mm筛,一份4℃冷藏用于胞外酶活性测定,一份风干过筛用于理化指标测定。

1.3 样品处理与分析

土壤电导率(EC)及土壤温度(ST)均采用便携式电导计原位测定。土壤pH按土水比1:5配置土壤悬浊液,振荡30 min后,使用pH计测定。土壤体积质量(BD)通过环刀法测定,含水率(SM)采用烘干法;土壤有机质(SOM)通过烧矢量法测定。土壤铵态氮(NH₄⁺-N)和硝态氮(NO₃⁻-N)使用2 mol/L的氯化钾溶液浸提后,使用连续流动分析仪测定。土壤βG、CBH、NAG、LAP和ALP活性采用荧光法^[16]测定,其水解底物见表1,土壤酶活性单位[nmol/(g·h)]表示每克土壤中某种酶在每小时内催化反应转化的底物的纳摩尔数。

表1 所测土壤酶活性的名称、编码和底物

Table 1 Name, commission numbers and corresponding substrates of soil enzyme activities measured in this study

酶	编码	底物
β-1,4-葡萄糖苷酶(βG)	3.2.1.21	4-甲基伞形酮-β-D-葡萄糖苷
纤维二糖水解酶(CBH)	3.2.1.91	4-甲基伞形酮-纤维二糖苷
β-1,4-N-乙酰氨基葡萄糖苷酶(NAG)	3.1.6.1	4-甲基伞形酮-N-乙酰-β-D-氨基葡萄糖苷
亮氨酸氨基肽酶(LAP)	3.4.11.1	L-亮氨酸-7-酰胺基-4-甲基香豆素
碱性磷酸酶(ALP)	3.1.3.1	4-甲基伞形酮酰-磷酸酯

1.4 养分限制计算方法

通过定量分析土壤胞外酶活性来评估微生物对碳、氮和磷的同时获取能力,从而判断营养限制的相对程度^[12]。其中,矢量长度用于比较碳限制的相对强度,矢量角度<45°表示氮限制,>45°则表示磷限制,=45°表示微生物对氮和磷的需求没有明显的偏向性。

$$\text{矢量长度 VL} = \sqrt{x^2 + y^2} \quad (1)$$

$$\text{矢量角度 VA} = \arctan\left(\frac{y}{x}\right) \quad (2)$$

式中: x 为碳相对于磷获取酶的相对活性; y 为碳相对于氮获取酶的相对活性;在本文中即为 $x=(\beta G+CBH)/(\beta G+CBH+ALP)$; $y=(\beta G+CBH)/(\beta G+CBH+NAG+LAP)$ 。

1.5 数据处理

在对数据进行正态性检验后,使用单因素方差分析(one-way ANOVA)评估不同生境间土壤酶活性及理化性质的差异,使用双因素方差分析(two-way ANOVA)评估土层深度、生境类型及其交互作用对土壤酶活性的影响。在事后检验方面,若数据通过方差齐性检验,则采用最小显著性差异(LSD)法;若不通过,使用Games-Howell法进行检验。基于数据矩阵和因子矩阵的相关性分析,揭示土壤酶

活性、酶化学计量比与土壤理化性质之间的关系。利用冗余分析(RDA)探究表层(0~40 cm)与深层(40~100 cm)土壤理化因子对酶活性及酶化学计量比的影响。不同生境的土壤酶化学计量比通过对酶活性数据取对数后计算^[4]。RDA分析及绘图使用Canoco 5.0软件完成,其余统计分析均使用SPSS 26.0软件完成,图形绘制采用Origin 2024软件。

2 结果与分析

2.1 土壤理化性质变化

由表2可知,对5个土层的平均值进行比较后发现,红树林与退养还湿地的土壤pH显著低于光滩,但显著高于芦苇及短叶茳茳沼泽($p<0.05$)。土壤电导率在有植被的芦苇、短叶茳茳沼泽和红树林湿地显著高于无植被的光滩和退养还湿地($p<0.05$)。土壤有机质含量在光滩、短叶茳茳沼泽和红树林湿地显著高于芦苇沼泽和退养还湿地($p<0.05$)。光滩的无机氮含量最高,特别是铵态氮含量显著高于其他生境,其次为退养还湿地($p<0.05$)。土壤硝态氮、含水率和体积质量在不同生境间差异不显著。综合来看,植被的有无及不同植被类型显著影响土壤的酸碱度、盐分积累,并调控有机物的输入与分解效率。

表2 不同生境土壤理化性质变化特征
Table 2 Variations of soil physicochemical properties in different habitats

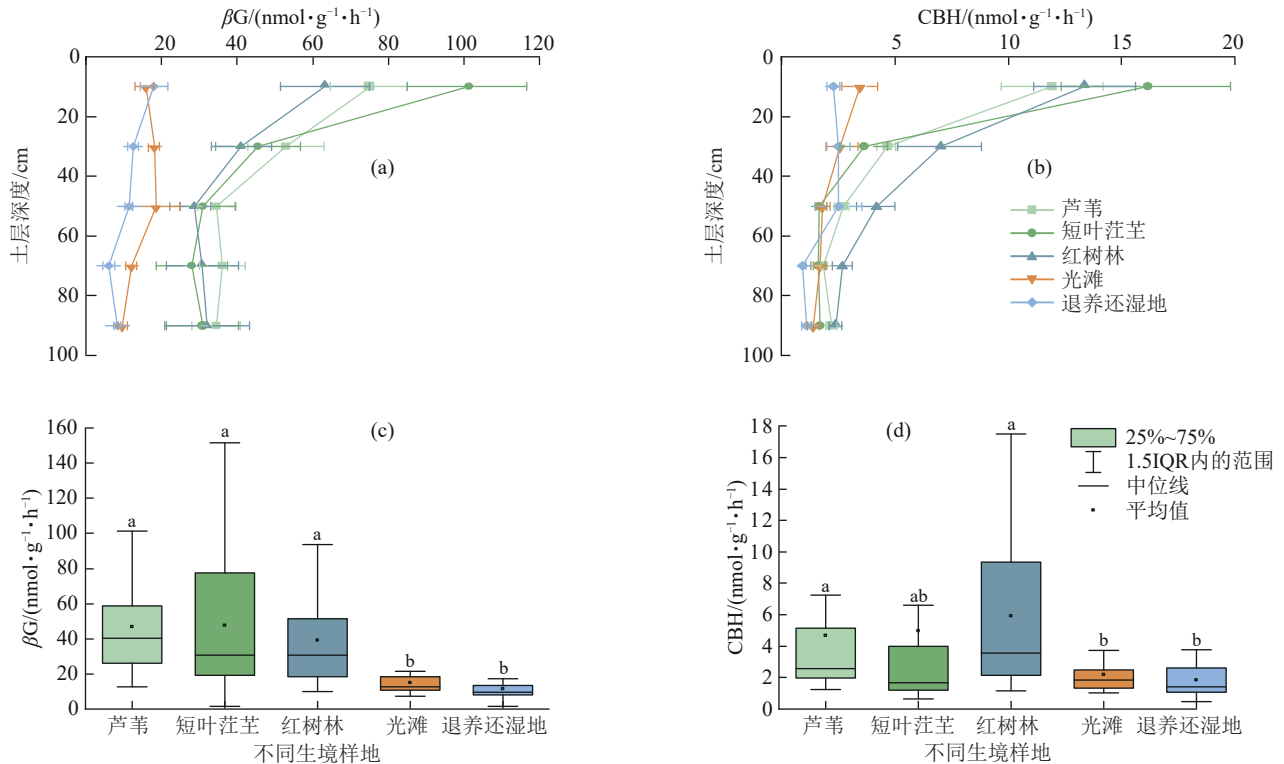
	土层深度/cm	芦苇	短叶茳苳	红树林	光滩	退养还湿地
电导率/(mS·cm ⁻¹)	0~20	8.79±0.34	7.92±0.40	7.75±0.31	7.48±0.52	8.01±0.47
	20~40	6.93±0.37	7.03±0.16	7.45±0.68	6.49±0.31	6.61±0.29
	40~60	6.54±0.43	7.15±0.28	7.77±0.55	6.04±0.21	5.85±0.37
	60~80	7.07±0.34ab	6.82±0.27ab	8.39±0.67a	5.91±0.47b	5.89±0.60b
	80~100	7.39±0.44b	7.87±0.58b	9.88±0.97a	5.59±0.31c	5.46±0.53c
	平均值	7.34±0.20b	7.36±0.17b	8.24±0.28a	6.30±0.23c	6.36±0.28c
pH	0~20	7.12±0.09b	7.09±0.10b	7.15±0.1b	7.82±0.12a	7.24±0.07a
	20~40	6.43±0.23b	6.64±0.14b	7.14±0.11b	7.65±0.08a	6.88±0.16b
	40~60	6.24±0.25bc	5.74±0.21c	7.08±0.11bc	7.53±0.04a	7.11±0.27ab
	60~80	6.26±0.20bc	5.89±0.23c	6.97±0.18ab	7.47±0.03a	7.11±0.26a
	80~100	6.16±0.21b	6.09±0.20b	6.25±0.71ab	7.40±0.06a	7.03±0.15ab
	平均值	6.44±0.10c	6.29±0.11c	7.00±0.09b	7.57±0.05a	7.07±0.08b
质量含水率/%	0~20	93.47±6.20ab	80.71±5.21ab	76.43±2.61b	78.64±4.11ab	100.73±3.81a
	20~40	77.14±5.35	74.27±3.26	69.51±3.08	78.22±6.46	82.18±9.72
	40~60	76.85±5.37	65.82±4.14	67.78±3.29	81.01±6.37	66.42±10.17
	60~80	76.99±9.65	75.12±7.96	68.72±3.14	81.57±6.53	62.00±7.50
	80~100	75.37±9.69	68.72±4.28	64.60±4.12	73.44±1.67	57.70±4.99
	平均值	79.96±3.37	72.93±2.37	70.22±1.38	78.57±2.17	73.81±4.73
体积质量/(g·cm ⁻³)	0~20	0.74±0.04ab	0.81±0.04ab	0.84±0.02a	0.81±0.03ab	0.69±0.03b
	20~40	0.85±0.04	0.87±0.02	0.92±0.03	0.84±0.05	0.83±0.08
	40~60	0.86±0.05	0.97±0.05	0.91±0.03	0.84±0.04	0.96±0.09
	60~80	0.87±0.06	0.91±0.06	0.92±0.02	0.83±0.05	0.99±0.07
	80~100	0.88±0.06	0.92±0.04	0.97±0.04	0.88±0.02	1.04±0.05
	平均值	0.84±0.02	0.90±0.02	0.90±0.01	0.84±0.01	0.90±0.04
有机质/%	0~20	8.56±0.60ab	10.49±0.50a	8.55±0.64ab	9.32±0.19ab	8.46±0.09b
	20~40	7.75±0.53	9.76±0.51	8.81±0.61	9.31±0.19	7.78±0.45
	40~60	7.69±0.44	8.75±0.38	9.53±1.01	9.48±0.14	7.42±0.58
	60~80	7.25±0.35b	8.08±0.52ab	8.66±0.33ab	9.34±0.04a	8.13±0.94ab
	80~100	6.73±0.45b	7.94±0.72ab	9.20±0.19ab	9.36±0.04a	7.87±0.50ab
	平均值	7.60±0.23b	9.00±0.28a	8.83±0.28a	9.36±0.05a	7.93±0.24b
土壤温度/°C	0~20	15.87±0.27a	15.41±0.20a	15.06±0.37a	13.47±0.23b	13.28±0.14b
	20~40	15.78±0.21a	15.44±0.16ab	14.95±0.24bc	14.4±0.46c	14.2±0.22c
	40~60	15.71±0.15a	15.41±0.14ab	14.95±0.16b	14.87±0.27b	14.95±0.16b
	60~80	15.91±0.10a	15.64±0.13ab	15.21±0.14c	15.27±0.29c	15.48±0.30ab
	80~100	16.27±0.10a	16.00±0.11ab	15.64±0.14b	15.60±0.31b	15.83±0.30ab
	均值	15.91±0.08a	15.58±0.08a	15.16±0.10b	14.72±0.23c	14.74±0.23c
铵态氮/(mg·kg ⁻¹)	0~20	1.24±0.09b	1.22±0.13b	0.94±0.07b	1.04±0.62b	1.82±0.09a
	20~40	0.98±0.09b	0.92±0.10b	0.82±0.09b	2.97±0.22a	2.18±0.38ab
	40~60	1.02±0.09bc	0.80±0.05c	0.81±0.06c	5.20±2.86a	2.79±0.66b
	60~80	1.00±0.10b	0.85±0.08b	1.35±0.30b	4.95±2.63a	3.32±0.79a
	80~100	1.10±0.11b	0.90±0.01b	1.71±0.43b	4.93±1.79a	3.74±1.06a
	平均值	1.07±0.10c	0.94±0.10d	1.12±0.12c	3.82±2.02a	2.77±0.32b
硝态氮/(mg·kg ⁻¹)	0~20	0.13±0.05	0.13±0.04	0.13±0.03	0.20±0.07	0.08±0.02
	20~40	0.06±0.01	0.13±0.03	0.12±0.04	0.16±0.07	0.05±0.01
	40~60	0.05±0.01	0.04±0.01	0.07±0.01	0.07±0.01	0.05±0
	60~80	0.05±0bc	0.04±0c	0.06±0ab	0.06±0.01b	0.07±0.01a
	80~100	0.06±0.01	0.03±0.01	0.06±0.01	0.06±0.01	0.07±0.01
	平均值	0.06±0.01	0.07±0.01	0.09±0.01	0.11±0.02	0.07±0.01

注:表中数据为平均值±标准误;同行不同小写字母表示该土层不同生境间差异显著($p<0.05$);未标注小写字母的表示差异不显著($p<0.05$)。

2.2 土壤酶活性特征

不同生境土壤 β G 和 CBH 活性的平均值分别为 (37.59 ± 2.52) $\text{nmol}/(\text{g} \cdot \text{h})$ 和 (4.48 ± 0.43) $\text{nmol}/(\text{g} \cdot \text{h})$ (图 1)。在垂直方向上,红树林湿地、短叶荳芎和芦苇沼泽土壤 β G 和 CBH 活性均随土层深度增加而降低;除光滩和退养还湿地外,其余生境的表层土壤(0~20 cm) β G 和 CBH 活性显著高于其他土层深度($p < 0.05$),并在土层深度达到

50 cm 后趋于稳定。总体而言,有植被覆盖的生境(芦苇、短叶荳芎、红树林湿地)土壤的 β G 活性显著高于无植被覆盖的生境(光滩、退养还湿地)($p < 0.05$),红树林湿地的 CBH 活性显著高于光滩和退养还湿地($p < 0.05$)。表明不同生境间与碳循环相关酶活性可能受到植被生长及土壤理化性质的共同影响,且红树林湿地的恢复显著提高土壤 CBH 活性。



注:图柱上方不同小写字母表示不同湿地间差异显著($p < 0.05$)。下同。

图 1 不同生境土壤 β -1,4-葡萄糖苷酶(β G)和纤维二糖水解酶(CBH)活性

Fig. 1 Soil β -1,4-glucosidase and cellobiohydrolase activities in different habitats

由图 2 可知,土壤 NAG、LAP、ALP 活性的平均值分别为 (15.51 ± 1.31) 、 (14.41 ± 1.03) 、 (17.56 ± 1.81) $\text{nmol}/(\text{g} \cdot \text{h})$ 。在垂直方向上,除退养还湿地外,其余生境的土壤 NAG、LAP、ALP 活性均随土层深度增加而降低,尤其在表层土壤显著高于其余土层深度($p < 0.05$)。退养还湿地的 NAG、LAP、ALP 活性则在不同土层深度间变化不显著。整体上,盐沼湿地(芦苇、短叶荳芎)NAG 活性高于红树林湿地和光滩,而退养还湿地活性最低。整体上,NAG 活性由高到低分别为盐沼(芦苇、短叶荳芎)、红树林湿地、光滩、退养还湿地。对于 LAP 和 ALP 活性,各生境之间未表现出显著差异,可能是受到大尺度环境因素的影响。

双因素方差分析结果(表 3)显示,河口湿地不同生境土壤酶活性均受土层深度的显著影响

($p < 0.05$)。不同生境类型对 β G、CBH 和 NAG 活性具有显著影响($p < 0.05$),但对 LAP 和 ALP 活性影响不显著。CBH、NAG 和 ALP 活性受生境类型和土层深度交互作用的显著影响($p < 0.05$)。

2.3 土壤酶化学计量特征

由图 3 可知,不同生境土壤酶 C:N 为 0.85~1.19, C:P 为 1.06~2.27。总体上,有植被覆盖的生境(芦苇、短叶荳芎、红树林)土壤酶 C:N 显著高于无植被覆盖的生境(光滩、退养还湿地)($p < 0.05$)。土壤酶 N:P 为 1.18~2.08,其中短叶荳芎湿地高于其余生境。各生境的 C:N:P 分别为芦苇 1.60:1.36:1.00,短叶荳芎为 1.70:1.57:1.00,红树林为 1.31:1.18:1.00,光滩为 1.04:1.17:1.00,退养还湿地为 1.17:1.41:1.00。

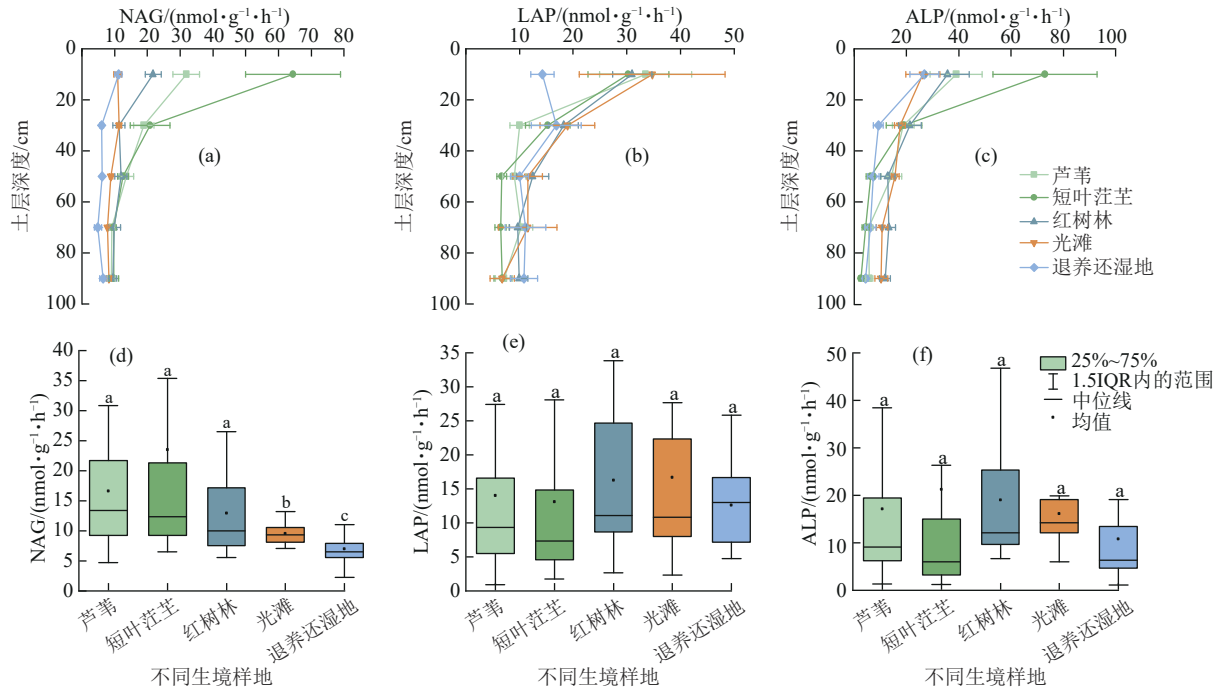


图 2 不同生境土壤 β -1,4-N-乙酰氨基葡萄糖苷酶(NAG)、亮氨酸氨基肽酶(LAP)和碱性磷酸酶(ALP)活性

Fig. 2 Soil β -1,4-N-acetylglucosaminidase, leucine aminopeptidase, and alkaline phosphatase activities in different habitats

表 3 生境类型、土层深度及其交互作用对土壤酶活性影响的双因素方差分析

Table 3 Two-way ANOVA of the effects of habitat type, soil depth, and their interaction on soil enzyme activities

因子	β G		CBH		NAG		LAP		ALP	
	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p
生境(R)	11.79	<0.001	5.57	<0.001	9.44	<0.001	0.82	0.52	1.26	0.29
深度(D)	7.90	<0.001	19.71	<0.001	13.85	<0.001	17.27	<0.001	16.11	<0.001
R×D	1.30	0.207	2.48	<0.010	4.17	<0.001	0.86	0.61	1.97	<0.05

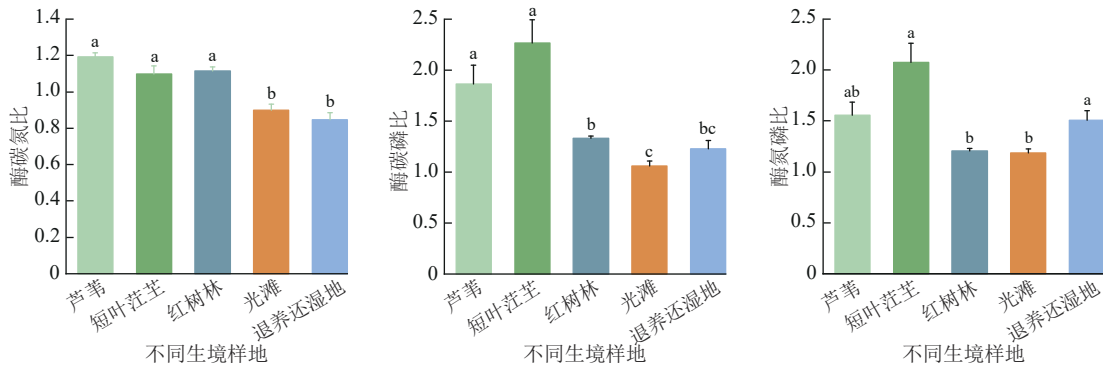


图 3 不同生境土壤酶化学计量特征

Fig. 3 Soil enzyme stoichiometric characteristics in different habitats

通过胞外酶活性相对比例计算矢量长度和矢量角度,可以量化微生物碳氮磷限制。不同生境间的酶化学计量特征存在显著差异(图4),绝大多数数据点位于1:1线下方,表明该区域土壤微生物群落总体上受到较强的氮限制。有植被覆盖的生境(芦苇、短叶茳芩、红树林)的矢量长度显著大于无植被的光滩和退养还湿地($p < 0.05$),意味着受到相对较高的微生物碳限制。红树林湿地的矢量角度最大,而退养还湿地的矢量角度最小,说明芦苇及红树林湿地的氮限制较弱,而退养还湿地及短叶茳芩则面临较强

的氮限制。

2.4 土壤酶活性、酶化学计量比与理化性质关系

相关性分析(图5)显示,土壤SOM、电导率与各酶活性均显著正相关($p < 0.05$),质量含水率与土壤各酶活性(除LAP外)存在显著正相关,而体积质量与土壤各酶活性(除LAP外)存在显著负相关,LAP与pH和硝态氮存在显著正相关。总体而言,土壤温度、pH、质量含水率和体积质量等因子综合调控不同生境土壤酶化学计量比的变化。

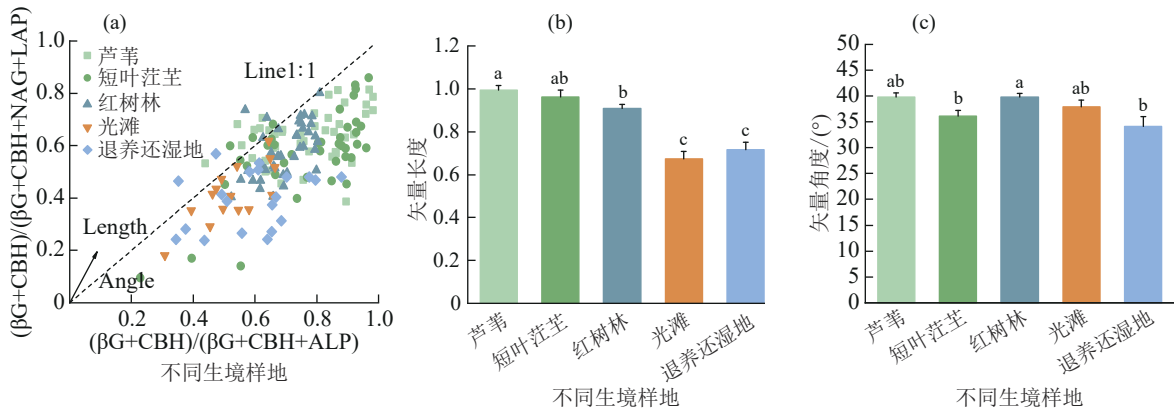
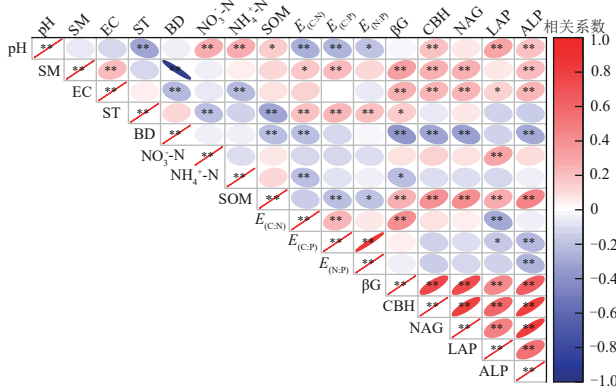


图 4 不同生境土壤酶矢量特征

Fig. 4 The vector characteristics of soil enzymes in different habitats



注: * $p \leq 0.05$; ** $p \leq 0.01$.

图 5 土壤酶活性、酶化学计量比与理化性质相关性

Fig. 5 Correlations between soil enzyme activities, enzyme stoichiometric ratios, and soil physicochemical properties

为进一步探究表层与深层土壤环境对酶活性及其计量比的影响,分别对 0~40 cm(图 6a)及 40~100 cm(图 6b)土层进行冗余分析。结果显示,在 0~40 cm 土层,第 1 轴和第 2 轴的解釋度分别为 41.28% 和 3.59%,土壤有机质、温度和电导率是调控表层土壤酶活性及其化学计量比的关键因素 ($p < 0.05$),其解釋度分别为 23.2%、13.4% 和 5.2%。而在 40~100 cm 土层,第 1 轴和第 2 轴的解釋度分别为 23.46% 和 2.01%,土壤体积质量和铵态氮是显著影响因子 ($p < 0.05$),解釋度分别为 13.5% 和 6.6%。可知,土壤环境因子对表层土壤酶活性及其计量比的影响更为显著。

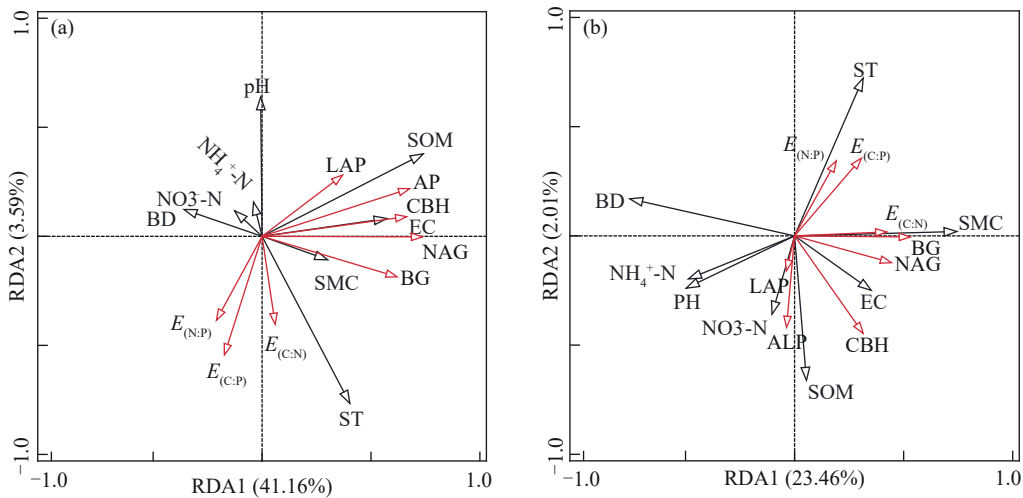


图 6 土壤表层和底层的酶活性、酶化学计量比与理化性质相关性冗余分析

Fig. 6 Redundancy analysis diagram of the correlations between soil enzyme activities, enzyme stoichiometric ratios, and soil physicochemical properties

3 讨论

3.1 不同生境土壤酶活性变化及其对红树林恢复和退养还湿的响应

不同生境下的土壤理化性质变化影响相关酶的活性。本研究发现,植被覆盖生境(芦苇、短叶荳芰

沼泽和红树林湿地)中,与碳获取相关的酶通常具有更高的活性(图 1),其中 βG 活性显著高于无植被覆盖区域 ($p < 0.05$),红树林湿地的 CBH 活性也显著高于光滩和退养还湿地 ($p < 0.05$)。2 种碳获取酶均参与纤维素的降解,而土壤中纤维素的主要来源是调

落物。凋落物的覆盖提高生境中土壤碳获取酶的活性,尤其在表层土壤中,凋落物保存较为完整,因此酶活性高于其他深度^[17]。植物根系分泌物不仅直接分泌胞外酶,还显著促进根际土壤酶活性的提高^[18]。因此,植被覆盖通过凋落物和根系分泌物提高生境中的土壤碳获取酶活性。红树林湿地的碳相关酶活性较高,可能是由于红树林根际显著促进土壤酶活性,红树林修复有效改善土壤环境,对土壤酶活性的提高有积极影响。例如,在泉州湾退化湿地,不同红树林修复模式均提高土壤磷酸酶和脲酶活性^[10]。而在退养还湿地,碳相关酶活性低于红树林等有植被覆盖的生境,主要是因为围垦养殖塘对地表环境的改造导致有机碳源匮乏,进而降低湿地土壤中的碳相关酶活性^[19]。尽管退养还湿地的养殖塘已退养,但由于缺乏植物生长,其碳相关酶活性与植被稀少的光滩相似,低于其他有植被覆盖的生境。

土壤NAG活性主要作用于几丁质和壳聚糖,而LAP则参与蛋白质和多肽的分解,二者均为重要的水解酶,其活性是土壤中养分可用性和微生物竞争状况的综合反映^[4]。本研究中,芦苇、短叶茳苳沼泽和红树林湿地的表层土壤NAG活性较高(图2)。已有研究^[20]表明,植物根系可以增加根际土壤的水解酶活性,而去除根系显著降低土壤NAG活性。土壤LAP活性在不同生境间无显著差异,但相关性分析显示其与pH呈显著正相关,pH的升高可能促进氮矿化,从而影响LAP活性^[21]。土壤ALP主要由微生物产生,对土壤有效磷含量及植物对磷的吸收有显著影响。本研究中,各生境间土壤ALP活性总体上没有显著差异。通常,有植物生长的土壤ALP活性更高,并表现明显的季节动态^[22]。植被覆盖的生境表层土壤ALP活性高于光滩与退养还湿地,虽然未达到显著水平,可能是因为采样时处于冬季(1月),植物生长不旺盛,进而限制植物对土壤ALP活性的影响(图2)。

总体来看,5种酶活性均显著受到土层深度的影响(表3),且在植物生长区域更为明显。冗余分析结果表明,表层土壤(0~40 cm)酶活性主要受到有机质、含水率和电导率等的影响,与已有研究^[14-15]结论一致。有机质作为土壤肥力的重要指标,是微生物生长活动的主要底物来源,与酶活性存在密切相关。电导率所反映的盐度通过影响土壤理化性质和微生物代谢过程,进而对土壤酶活性产生重要影响^[23]。这些土壤理化性质易受上覆地表环境的影

响,因此不同生境间有机质和电导率均存在显著差异。在40~100 cm深层土壤中,酶活性主要受到体积质量和铵态氮含量的调控,且与表层土壤相比,深层土壤中的有机质对酶活性影响明显减弱(图6)。已有研究^[24]表明,有机质的主要来源—凋落物及根系分泌物,仅在上层土壤(0~40 cm)对酶活性产生显著影响,与本研究结果一致。土壤体积质量对酶活性变化的解释最高(13.5%),相关性分析显示多种酶活性均与体积质量存在显著负相关。可能是因为较低的体积质量意味着较高的土壤孔隙度和良好的透气性,能够为微生物提供相对适宜的环境,进而提高酶活性。土壤铵态氮含量对深层土壤酶活性也有显著影响,随着土层深度的增加,氮限制的趋势加剧,土壤微生物对铵态氮的响应可能更加明显。

3.2 不同生境土壤酶活化学计量比及微生物养分限制特征

土壤胞外酶活性与环境中的养分供应密切相关,通过分析碳氮磷获取酶的比值可以评估该区域微生物群落的养分限制程度^[12]。在全球范围而言,土壤碳氮磷获取酶的比值约为1:1:1^[4]。本研究中,闽江河口湿地土壤胞外酶活性对数转换后的C:N:P约为1:44:1.34:1.00,偏离全球平均水平,表明该区域总体上受到较强的碳和氮限制。酶活性化学计量比的分析进一步支持这一观点,大部分采样点位于碳和氮共同限制区内(图4)。已有研究^[25]表明,由于海源营养物质的N:P通常较低,沿海生态系统更容易出现氮限制。已有研究^[23]表明,在高盐度环境下,土壤微生物对碳和氮获取酶的投入较高,可能是因为氮限制导致有机碳进一步流失,从而加剧碳限制。生境差异对土壤理化环境的影响与土壤酶活性化学计量比密切相关。相关性分析表明,土壤pH和有机质含量显著影响土壤酶活性及其化学计量比(图5)。具体而言,土壤酶C:N和C:P与土壤pH呈显著负相关。已有研究^[4]表明,土壤pH是沉积物中酶活性及其化学计量比的关键影响因素。在闽江河口区域,土壤pH为6.29~7.57(表2),涵盖弱酸性、中性至弱碱性区间,其中植被覆盖区域的pH较低,植被根系分泌物可能进一步影响土壤pH,从而改变土壤酶活性及其养分限制情况。土壤有机质作为酶活性的底物来源,通常促进降解有机质的相关酶活性,但有机质成分复杂,其中难降解的部分抑制相关酶活性^[26],可能是有机质含量与土壤酶C:P负相关原

因之一。

对矢量长度的比较发现,植被覆盖生境的矢量长度显著大于光滩及退养还湿地,意味着它们面临更强烈的碳限制。通常认为,植被覆盖通过根系和凋落物输入新鲜碳源,可以减缓土壤微生物的碳限制^[27]。然而,在本研究中,闽江河口湿地的植被覆盖区域表现出比无植被覆盖区域更强的碳限制。尽管植物通过凋落物增加土壤中的碳输入,但其中易被吸收利用的活性碳组分含量可能较低^[14],未能为微生物群落提供充足的碳源,从而加剧碳限制。所有生境的酶活性矢量角度均 $<45^\circ$,说明研究区内所有生境可能处于微生物氮限制的状态(图4)。其中,退养还湿地面临的氮限制最为严重,而芦苇和红树林区域的氮限制相对较低。微生物群落驱动着红树林生态系统的氮循环过程,乡土红树林可以较好地适应氮限制的滨海湿地环境,具有较高的氮利用效率^[28]。因此,红树林植被的恢复可能较好地缓解土壤微生物的养分限制。退养还湿地则表现出研究区内最强的微生物氮限制,可能与养殖塘的退养导致土壤微生物群落的变化及与脱氮过程相关的微生物群落多样性、复杂度的增加有关^[29]。根据先前对闽江口对虾养殖塘的研究^[30],退养还湿地内的铵态氮浓度显著低于养殖塘沉积物,可能与退养还湿地内较为活跃的微生物氮循环功能有关,进一步加剧该区域的微生物氮限制。总体而言,闽江河口湿地受微生物氮限制,并且有植被覆盖区域的土壤氮限制低于无植被区域,对该区域的养分限制状况仍需进一步探讨。

4 结论

1)有植被覆盖的生境(如芦苇、短叶荳芰和红树林)整体上显示出更高的 β G、CBH和NAG活性,不同生境的土壤理化性质对土壤养分循环和酶活性具有重要影响。不同生境土壤酶活性受到深度的显著影响,在垂直方向上表现为随土层深度增加而活性降低,在50 cm以下趋于稳定,表明湿地表层土壤的酶活性相对较活跃,而底层则趋于稳定。

2)闽江河口湿地土壤微生物总体上可能受到碳和氮的共同限制,其中芦苇、短叶荳芰沼泽和红树林湿地相比光滩及退养还湿地表现出更强的碳限制。

3)在河口湿地不同土层深度,土壤酶活性和酶化学计量比受环境因子的影响程度存在明显差异。表层土壤(0~40 cm)主要受到有机质、温度、电导率

的综合调控,而底层土壤(40~100 cm)则主要受到体积质量和铵态氮含量的影响。

参考文献:

- [1] LIS Z, XIE T, BAI J H, et al. Degradation and ecological restoration of estuarine wetlands in China [J]. *Wetlands*, 2022, 42(7): e90.
- [2] YU J M, WANG X T, YANG S X, et al. Divergent response of blue carbon components to wetland types and hydrological effects in typical estuarine wetlands of Jiaozhou Bay, China [J]. *Journal of Environmental Management*, 2023, 347: e119233.
- [3] SOBUCKI L, RAMOS R F, MEIRELES L A, et al. Contribution of enzymes to soil quality and the evolution of research in Brazil [J]. *Revista Brasileira de Ciência Do Solo*, 2021, 45: e0210109.
- [4] SINSABAUGH R L, HILL B H, FOLLSTAD SHAH J J. Ecoenzymatic stoichiometry of microbial organic nutrient acquisition in soil and sediment [J]. *Nature*, 2009, 462(7274): 795-798.
- [5] ADETUNJI A T, LEWU F B, MULIDZI R, et al. The biological activities of β -glucosidase, phosphatase and urease as soil quality indicators: A review [J]. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 2017, 17(3): 794-807.
- [6] 吴建芳, 随梦飞, 刘恋, 等. 基于景观演变的滨海湿地生态健康评价与预测 [J]. *水电能源科学*, 2022, 40(2): 57-60, 26.
WU J F, SUI M F, LIU L, et al. Evaluation and risk assessment for coastal wetland ecosystem health based on landscape evolution [J]. *Water Resources and Power*, 2022, 40(2): 57-60, 26.
- [7] 赵明宇, 沈诗颖, 王小丫, 等. 向海湿地不同植被土壤碳代谢相关酶活性分布特征 [J]. *东北师大学报(自然科学版)*, 2023, 55(4): 119-126.
ZHAO M Y, SHEN S Y, WANG X Y, et al. Distribution characteristics of soil carbon metabolism related enzyme activities under different vegetation types in Xianghai Wetland [J]. *Journal of Northeast Normal University (Natural Science Edition)*, 2023, 55(4): 119-126.
- [8] 武鹏玲, 吴铭轩, 胡阳, 等. 南汇东滩湿地不同植被类型土壤酶时空分布特征 [J]. *上海海洋大学学报*, 2023, 32(4): 750-762.
WU P L, WU M X, HU Y, et al. Spatiotemporal patterns of soil enzymes in different vegetation types in the Dongtan wetland of Nanhui [J]. *Journal of Shanghai Ocean University*, 2023, 32(4): 750-762.
- [9] 胡芳, 曹琼, 黄佳芳, 等. 河口沼泽湿地转化为养虾塘对

- 土壤胞外酶活性及CO₂和CH₄产生潜力的影响[J].环境科学学报,2023,43(6):460-470.
- HU F, CAO Q, HUANG J F, et al. Effects of conversion of estuarine marshes to shrimp ponds on soil extracellular enzymes and CO₂ and CH₄ production potentials[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2023, 43(6):460-470.
- [10] 乐易迅,胡敏杰,赖兴凯,等.泉州湾河口湿地不同植被恢复下沉积物磷形态和酶活性特征[J].环境科学学报,2022,42(5):355-363.
- LE Y X, HU M J, LAI X K, et al. Changes of phosphorus speciation and enzyme activities in sediments of the Quanzhou Bay estuarine wetland under different vegetation restoration patterns [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2022, 42(5):355-363.
- [11] PENG X Q, WANG W. Stoichiometry of soil extracellular enzyme activity along a climatic transect in temperate grasslands of northern China [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2016, 98:74-84.
- [12] MOORHEAD D L, SINSABAUGH R L, HILL B H, et al. Vector analysis of ecoenzyme activities reveal constraints on coupled C, N and P dynamics [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2016, 93:1-7.
- [13] 袁佳宝,宋艳宇,刘桢迪,等.松嫩平原芦苇湿地土壤酶活性剖面分布特征及其微生物养分限制指示作用[J].生态环境学报,2023,32(12):2141-2153.
- YUAN J B, SONG Y Y, LIU Z D, et al. Profile distribution characteristics of soil enzyme activity and its indicative function of microbial nutrient restriction in reed wetlands of Songnen Plain [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2023, 32(12):2141-2153.
- [14] 刘璐.崇明东滩湿地沉积物中微生物资源限制状况及其影响因素[D].上海:华东师范大学,2023.
- LIU L. Microbial resource limitation status and its influencing factors in Chongming Dongtan Wetland sediment [D]. Shanghai: East China Normal University, 2023.
- [15] 刘娜.中国河口盐度梯度下芦苇湿地生态系统生态化学计量特征及微生物碳利用效率[D].福州:福建师范大学,2023.
- LIU N. Ecological stoichiometry and microbial carbon use efficiency of reed marsh ecosystem in salinity gradient of Chinese estuaries [D]. Fuzhou: Fujian Normal University, 2023.
- [16] SAIYA-CORK K R, SINSABAUGH R L, ZAK D R. The effects of long term nitrogen deposition on extracellular enzyme activity in an *Acer saccharum* forest soil [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2002, 34(9):1309-1315.
- [17] 傅庆洲,张文昌,梁栋,等.叶片凋落物不同分解方式对林地土壤纤维素酶活性的影响[J].河北林业科技,2018(3):9-14.
- FU Q Z, ZHANG W C, LIANG D, et al. Impacts of leaf litter decomposition patterns on the forest soil cellulose enzyme activity [J]. *Journal of Hebei Forestry Science and Technology*, 2018(3):9-14.
- [18] 覃蒙尔,李臻,窦莉,等.喀斯特地区植物根系分泌物酶活性对根际土酶活性和养分的影响[J].广西植物,2024,44(3):465-476.
- QIN M E, LI Z, DOU L, et al. Effects of plant root exudates enzyme activities on rhizosphere soil enzyme activities and nutrients in karst areas [J]. *Guihaia*, 2024, 44(3):465-476.
- [19] 曹琼.闽江河口沼泽湿地转化为养殖塘对碳储量、土壤有机碳组分及碳矿化速率的影响[D].福州:福建师范大学,2022.
- CAO Q. Effects of conversion of marshes into aquaculture ponds on storage, composition and mineralization rate of soil organic carbon in the Min River Estuary [D]. Fuzhou: Fujian Normal University, 2022.
- [20] 万冬梅,王云,杜旭龙,等.根系隔离对土壤酶活性及其温度敏感性的影响[J].森林与环境学报,2024,44(1):28-34.
- WAN D M, WANG Y, DU X L, et al. Effect of root isolation on soil enzyme activity and its temperature sensitivity [J]. *Journal of Forest and Environment*, 2024, 44(1):28-34.
- [21] 左倩倩,王邵军.生物与非生物因素对森林土壤氮矿化的调控机制[J].浙江农林大学学报,2021,38(3):613-623.
- ZUO Q Q, WANG S J. Regulation mechanism of biotic and abiotic factors on the nitrogen mineralization of forest soil [J]. *Journal of Zhejiang A&F University*, 2021, 38(3):613-623.
- [22] 邵学新.潮湿湿地植物对磷素迁移转化及截留的影响机制研究[D].杭州:浙江大学,2014.
- SHAO X X. Effect of Macrophytes On Phosphorus Transfer and Speciation in Intertidal Marsh [D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2014.
- [23] ZHAO H X, ZHANG S B, YANG W, et al. Coupling and decoupling of soil carbon and nutrients cycles at different salinity levels in a mangrove wetland: Insights from CUE and enzymatic stoichiometry [J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 922:e171039.
- [24] LOEPPMANN S, BLAGODATSKAYA E, PAUSCH J, et al. Substrate quality affects kinetics and catalytic efficiency of exo-enzymes in rhizosphere and detritusphere [J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2016, 92:111-118.