

DOI: 10.11766/trxb202410280412

CSTR: 32215.14.trxb202410280412

吕浩楠, 杨闻天, 周晓嘉, 卢方珂, 吴清云, 张良金, 单夫业, 董勤德, 杨越超, 申天琳. 褐藻类物质对土壤碳组分、酶活性和温室气体排放的影响[J]. 土壤学报, 2025, 62 (5): 1548–1559.

LÜ Haonan, YANG Wentian, ZHOU Xiaojia, LU Fangke, WU Qingyun, ZHANG Liangjin, SHAN Fuye, DONG Qinde, YANG Yuechao, SHEN Tianlin. The Impact of Brown Algae Substances on Soil Carbon Components, Enzyme Activity and Greenhouse Gases Emissions[J]. Acta Pedologica Sinica, 2025, 62 (5): 1548–1559.

褐藻类物质对土壤碳组分、酶活性和温室气体排放的影响^{*}

吕浩楠¹, 杨闻天¹, 周晓嘉², 卢方珂¹, 吴清云¹, 张良金³, 单夫业⁴,
董勤德⁴, 杨越超¹, 申天琳^{1†}

(1. 山东农业大学资源与环境学院土肥高效利用国家工程研究中心, 山东泰安 271018; 2. 农业农村部环境保护科研监测所, 农业农村部产地环境污染防治重点实验室, 天津市农业环境与农产品安全重点实验室, 天津 300191; 3. 山东结晶集团股份有限公司, 山东日照 276826;
4. 山东植知源生物科技有限公司, 山东临沂 276300)

摘要: 探究了褐藻肥中的主要功能成分——褐藻类物质对土壤性质、碳组分、酶活性和温室气体排放的潜在影响。采用土壤室内培养的方法, 设置空白对照 (CK)、褐藻原粉处理 (Sea)、黏度为 66 MPa·s 的海藻酸钠处理 (Alg66)、黏度为 360 MPa·s 的海藻酸钠处理 (Alg360) 和岩藻多糖处理 (Fuc), 共 5 个处理, 在 25 ℃下培养 112 d, 定期取样测定土壤理化性质、土壤碳组分、土壤酶活性和温室气体。结果发现, 与 CK 相比, 添加褐藻类物质均能提高土壤有机碳含量和全氮含量, Sea 处理土壤有效磷和速效钾含量分别提高了 19.83% 和 260.23%; 褐藻提取多糖处理 (Alg66、Alg360、Fuc) 土壤有效磷含量分别降低了 17.67%、2.74% 和 20.15%, 土壤速效钾含量分别降低了 11.41%、3.85% 和 6.36%。Fuc 处理能显著提高活性碳组分含量, 尤其是溶解性有机碳, 在培养期结束时较其他处理差异显著, 含量为 CK 的 6.34 倍。Fuc 处理提高了土壤 β -葡萄糖苷酶 (BG)、纤维二糖水解酶 (CBH)、 β -木糖苷酶 (BX)、 β -N-乙酰氨基葡萄糖苷酶 (NAG) 的活性。与 CK 相比, 添加褐藻类物质均提高了 CO_2 排放量, Alg66、Alg360 能够减少 N_2O 排放, 各处理对 CH_4 排放的影响无明显差异。上述结果表明, 褐藻类物质能够提高土壤碳氮养分。岩藻多糖显著提高土壤酶活性和活性碳组分含量, 海藻酸钠能够降低 N_2O 排放。由此可见, 褐藻类物质具有一定的绿色增效潜力, 其不同成分对土壤的作用效果各异, 在新型肥料的生产与应用领域存在发展空间。

关键词: 褐藻类物质; 海藻酸钠; 岩藻多糖; 土壤酶活性; 土壤碳组分; 温室气体

中图分类号: S158.5 **文献标志码:** A

The Impact of Brown Algae Substances on Soil Carbon Components, Enzyme Activity, and Greenhouse Gases Emissions

* 山东省科技型中小企业创新能力提升工程项目 (2023TSGC0365)、山东省农业创新团队岗位专家项目 (SDAIT-2021-04) 和国家自然科学基金项目 (41703080) 资助 Supported by the Technological Innovation Capacity Enhancement Project for Small and Medium-sized Enterprises of Shandong Province, China (No. 2023TSGC0365), the Agricultural Innovation Team Position Expert of Shandong Province, China (No. SDAIT-2021-04), and the National Natural Science Foundation of China (No. 41703080)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: tl_shen@163.com

作者简介: 吕浩楠 (2000—), 女, 山东潍坊人, 硕士研究生, 主要从事土壤碳循环和资源利用方面的研究。E-mail: lvhaonan111@163.com

收稿日期: 2024-10-28; 收到修改稿日期: 2025-03-10; 网络首发日期 (www.cnki.net): 2025-04-21

LÜ Haonan¹, YANG Wentian¹, ZHOU Xiaojia², LU Fangke¹, WU Qingyun¹, ZHANG Liangjin³, SHAN Fuye⁴, DONG Qinde⁴, YANG Yuechao¹, SHEN Tianlin^{1†}

(1. National Engineering Research Center for Efficient Utilization of Soil and Fertilizer Resources; College of Resources and Environment/Shandong Agricultural University, Tai'an, Shandong 271018, China; 2. Key Laboratory of Original Agro-Environmental Pollution Prevention and Control, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Tianjin Key Laboratory of AgroEnvironment and Agro-Product Safety, Agro-Environmental Protection Institute, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Tianjin 300191, China; 3. Shandong Jiejing Group Limited Liability Company, Rizhao, Shandong 276826, China; 4. Shandong Zhizhiyuan Biotechnology Co., Ltd., Linyi, Shandong 276300, China)

Abstract: 【Objective】 Continuous advancements have been achieved in optimizing the formulation, application strategies, and overall applicability of seaweed-derived fertilizers. However, a mechanistic understanding of how their key functional components modulate soil processes remains incomplete. This study investigated the impact of brown algae substances, central functional constituents of seaweed fertilizers, on soil properties, carbon fractions, carbon turnover-related enzymes, and associated greenhouse gas emissions. 【Method】 In this study, a soil incubation experiment was conducted with five treatments: control (CK), brown seaweed powder treatment(Sea), sodium alginate treatment with a viscosity of 66 MPa·s (Alg66), sodium alginate treatment with a viscosity of 360 MPa·s(Alg360), and fucoidan treatment (Fuc). The soil was incubated at 25 °C for 112 days and sampled periodically to determine the soil properties, carbon composition, enzyme activity, and greenhouse gas emissions. On the 56th and 112th day of incubation, the effects of adding different brown algae substances on soil β -glucosidase (BG), cellobiohydrolase (CBH), β -xylosidase (BX), and N-acetyl- β -glucosaminidase (NAG) and particulate organic carbon (POC), mineral-associated organic carbon (MOC), dissolved organic carbon (DOC), and easily oxidizable organic carbon (EOC) were determined. Nitrous oxide (N_2O), carbon dioxide (CO_2), and methane (CH_4) emissions were monitored during the first 50 days of incubation. 【Result】 The results showed that the addition of different brown algae substances had varying effects on the soil properties. Compared to CK, the addition of brown seaweed substances significantly increased soil organic carbon and total nitrogen content. The most significant effects on organic carbon and total nitrogen were Fuc treatment and Sea treatment, respectively. The Sea treatment enhanced soil available phosphorus and potassium content by 19.83% and 260.23%, respectively. Conversely, the brown algae polysaccharide treatments (Alg66, Alg360, Fuc) decreased soil available phosphorus by 17.67%, 2.74%, and 20.15% and soil available potassium by 11.41%, 3.85%, and 6.36%, respectively. Also, the Fuc treatment significantly improved the activated carbon component content, particularly the dissolved organic carbon, which was significantly different from other treatments at the end of the incubation period, and 6.34 times that of CK. The Fuc treatment also increased the enzyme activities of soil BG, CBH, BX, and NAG. Compared to the CK, the addition of brown algal substances increased CO_2 emissions, while the addition of Alg66 and Alg360 reduced N_2O emissions. There was no significant difference in the effect of all treatments on CH_4 emission. Therefore, new fertilizers that combine soil improvement and greenhouse gas reduction functions can be developed by optimizing the component ratios of brown algae substances. 【Conclusion】 Brown algae substances can enhance soil carbon and nitrogen nutrients, whereas fucoidan can significantly enhance soil enzyme activity and active carbon components and sodium alginate can reduce N_2O emissions. These results show that brown algae substances have a certain potential for green enhancement, with different components exerting varying effects on soil properties, thus, showing potential for the development of brown algae substances for the production of new fertilizers.

Key words: Brown algae substances; Sodium alginate; Fucoidan; Soil enzyme activity; Soil carbon components; Greenhouse gases

随着农药、肥料产业的发展,越来越多的化肥投入农业生产中,传统肥料养分利用率低,施肥过量导致的土壤退化已被列为世界性问题。联合国粮农组织(FAO)表示,全球已有33%土地退化,这对农产品品质甚至人类健康造成威胁,且农业环境

污染问题日益突出。随着市场对更环保、高效肥料需求的增长,新型肥料应运而生,其具有环保、高效、多功能的特点,能够改善土壤健康,提升作物产量和品质。在传统肥料的局限下,推动新型肥料产业的发展对于实现绿色农业可持续性至关重要^[1]。

海藻肥作为新型肥料的代表之一,因其原料分布广泛且富含可再生资源的优势受到市场的欢迎。我国海藻肥主要来源是海藻中的海带,属于褐藻门的一种,是一类生活在海洋中的多细胞藻类,以其丰富的褐藻酸盐成分而闻名。海藻作为一种营养成分丰富的海洋生物可再生资源,其成本低廉,资源化利用潜力巨大。最初,海藻在土壤上主要作为调节剂使用,近年来,藻类产量已达到3 780万t(2022年数据),传统的亚洲生产国对海藻作为肥料的应用表现出越来越多的关注^[2]。人们逐渐重视海藻在肥料产业的开发和利用,其发展前景广阔。在土壤结构方面,海藻肥能够起到改善土壤团粒结构,增强土壤保水性,提高养分含量以及影响土壤重金属形态和刺激微生物活动等作用^[3-4]。研究表明,利用有机海藻改良剂调控土壤中过量的H⁺,能够减轻水稻田中的酸胁迫带来的危害^[5]。在植物生长发育方面,海藻肥对粮食作物和经济作物幼苗期养分吸收和转运、成熟期农艺性状以及果实产量品质均带来了益处^[6-8]。

海藻肥中的主要功能物质包括海藻多糖、微量元素、氨基酸以及生物活性物质等^[9],海藻多糖在土壤结构的改良、土壤肥力的提升上表现出积极的农业效益。相关研究指出,海藻多糖中的海藻酸钠和岩藻多糖作为海藻中的重要组成成分^[10-11],在海藻肥中扮演着至关重要的角色。海藻酸钠是从褐藻类海带中提取的一种线性天然生物多糖,主要由β-D-甘露糖醛酸和α-L-古洛糖醛酸连接而成,它是海藻细胞壁的主要组成成分,广泛存在于各种海藻中,在食品工业领域应用较为成熟,近年来作为土壤改良剂和植物生长调节剂在农业领域的应用逐渐得到认可^[12]。褐藻类物质能够提高土壤团聚体稳定性和保水能力^[13],提高土壤酶活性从而加速养分利用,对植物抗逆^[14]、种子萌发和幼苗生长也存在一定的积极作用。现阶段研究表明,海藻酸钠可通过改变土壤的微观结构增强其强度和水稳定性,是一种环保的可替代传统土壤稳定添加剂的物质^[15-16]。岩藻多糖也被称为褐藻糖胶、岩藻聚糖硫酸酯或褐藻多糖硫酸酯,是从褐藻(如海带、裙带菜等)表面黏液中提取的一种含有岩藻糖和硫酸基团的水溶性多糖。它主要存在于褐藻的细胞间组织中,目前对岩藻多糖的研究主要集中在生物医学领域,相关研究表明,岩藻多糖能够改变土壤中的微生物群落以

及微量元素的有效形态^[17]。综上,利用褐藻类物质改善土壤质量是一种可行的方法。现阶段,褐藻类物质的提取和生产成本仍相对较高,实现减量增效是关键问题之一。且褐藻类物质对土壤和作物的影响较为复杂,作用机制和长期效应研究不足,褐藻类物质肥料化应用的标准规范程度尚需更多研究以进行评估^[9]。

尽管研究者们在海藻肥的适用性以及配方和施用方法上的研究不断进步并取得一定进展,但对海藻肥中起作用的主要物质添加至土壤中的影响机制仍需进一步研究。本文选取了褐藻原粉以及褐藻提取多糖(海藻酸钠和岩藻多糖),探究其添加至土壤中对土壤理化性质、土壤碳组分、土壤周转酶活性以及温室气体排放的影响,分析其内在联系,以期为褐藻类物质在土壤碳组分方面的影响研究及绿色新型肥料的研发应用提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

本研究土壤采自山东农业大学汶阳田现代农业产业园基地(35°55'N—35°58'N, 116°46'E—116°57'E)。该地区属于温带大陆性半湿润季风气候,年均气温12.8℃,年均降水量680 mm左右。采样时间为2023年4月,土壤类型为褐土(普通简育干润淋溶土)。土样经风干后,除去土壤中的杂物和残留根系,研磨过2 mm筛,备用。供试土壤基本情况:pH为7.22,有机质含量12.58 g·kg⁻¹,全氮1.87 g·kg⁻¹,有效磷28.23 mg·kg⁻¹,速效钾180.91 mg·kg⁻¹。

供试氮肥为普通尿素(N46%),褐藻原粉为天然海带烘干后研磨过0.25 mm筛,原料由山东结晶集团股份有限公司提供。黏度66 MPa·s海藻酸钠、黏度360 MPa·s海藻酸钠、岩藻多糖为同批次海带提取物,由山东结晶集团股份有限公司提供。使用元素分析仪(Vario UNICUBE, 德国元素, 黑森, 德国)测定供试材料的总碳(C)、氢(H)、氮(N)含量(表1)。

1.2 试验设计

试验设置空白对照(CK)、褐藻原粉处理(Sea)、66 MPa·s的海藻酸钠处理(Alg66)、360 MPa·s的海藻酸钠处理(Alg360)和岩藻多糖处理(Fuc),共

表 1 供试材料基本性质

Table 1 Basic properties of tested materials

供试材料 Test materials	处理代号 Treatment code	C/ (g·kg ⁻¹)	H/ (g·kg ⁻¹)	N/ (g·kg ⁻¹)
褐藻原粉 Brown seaweed powder	Sea	300.47±0.10	19.83±0.04	19.69±0.10
66 MPa·s 海藻酸钠 66 MPa·s sodium alginate	Alg66	334.62±0.14	40.57±0.07	1.34±0.02
360 MPa·s 海藻酸钠 360 MPa·s sodium alginate	Alg360	316.00±0.09	40.77±0.06	3.08±0.02
岩藻多糖 Fucoidan	Fuc	247.74±0.16	34.21±0.10	4.92±0.03

注: Sea: 褐藻原粉处理; Alg66: 黏度为 66 MPa·s 的海藻酸钠处理; Alg360: 黏度为 360 MPa·s 的海藻酸钠处理; Fuc: 岩藻多糖处理。C: 碳含量; H: 氢含量; N: 氮含量。下同。Note: Sea: brown seaweed powder treatment; Alg66: sodium alginate treatment with a viscosity of 66 MPa·s; Alg360: sodium alginate treatment with a viscosity of 360 MPa·s; Fuc: fucoidan treatment. C: Carbon content; H: Hydrogen content; N: Nitrogen content. The same below.

5 个处理。供试土壤水分含量调节至田间持水量的 60%, 置于 25 ℃恒温培养箱内预培养 7 d, 以激活微生物和消除干湿效应。取相当于 1 000 g 的风干土, 按碳含量 5 g·kg⁻¹添加物质设置处理, 用尿素补齐 25:1 的碳氮质量比。在上述掺混土壤中取 50 g 土样置于丝口瓶中, 每处理重复 9 次, 用于土壤指标的测定。其中 3 个重复在第 0、1、3、5、7、10、14、21、28 天取样, 测定土壤硝态氮和铵态氮含量。另 6 个重复分别在第 56 天和 112 天将瓶中所有土壤破坏性取样(约 50 g), 部分鲜样保存于-20 ℃冰箱中, 用于溶解性有机碳和土壤酶活性的测定(约 25 g), 剩余土壤风干后过筛用于土壤基本理化性质和土壤碳组分测定。在上述掺混土壤中取 200 g 土样置于顶空瓶中, 重复 3 次, 用于温室气体培养试验, 在第 1、3、5、7、10、15、20、30、40、50 天进行气体取样。取样时, 用带有三通阀的注射器插入顶空瓶后抽吸 3~5 次, 使瓶中气体均匀, 后抽取顶空瓶中气体 100 mL, 注入气袋中, 进行土壤温室气体 CH₄、N₂O、CO₂的排放监测。上述土壤培养条件均为 25 ℃培养 112 d, 定期补水, 控制水分为田间持水量的 60%。

1.3 测定指标及方法

土壤理化指标测定方法: 土壤 pH 采用电位法测定(水土质量比为 2.5:1); 土壤有机碳(SOC)含量采用高温重铬酸钾氧化—容量法测定; 土壤全氮(TN)含量采用凯氏定氮法测定; 土壤有效磷(AP)含量采用钼锑抗比色法测定; 土壤速效钾(AK)含量采用乙酸铵浸提—火焰光度法测定; 铵态氮含量采用靛酚蓝比色法测定, 波长 625 nm; 硝态氮含量采用直接比色法测定, 波长 220 nm、275 nm。以上

指标根据《土壤农化分析》^[18]相关方法测定。土壤碳组分指标测定方法: 易氧化有机碳(ROC)含量采用高锰酸钾氧化法测定^[19]; 溶解性有机碳(DOC)含量采用水浸提法, 水土质量比 1:5 提取后, 提取液用总有机碳(TOC)分析仪(Multi N/C 3000, 耶拿分析, 图林根, 德国)测定^[20]; 土壤颗粒态有机碳(POC)和矿物结合态有机碳(MOC)采用筛分—重铬酸钾氧化—容量法测定^[21]。土壤酶活性指标测定方法: 采用微孔板荧光标记法对新鲜土壤样品的 β -葡糖苷酶(BG)、 β -木糖苷酶(BX)、纤维二糖水解酶(CBH)、 β -N-乙酰氨基葡萄糖苷酶(NAG), 共计 4 种土壤酶活性进行测定, 所有孔位在酶标仪(SynagyHTX, 伯腾, 加利福尼亚, 美国)中以 360 nm 下激发、460 nm 下发射进行测定^[22]。土壤温室气体测定方法: 将采集后的气体用注射器转移至岛津气相色谱仪(GC-2010Plus, 岛津, 江苏苏州)测定。

1.4 数据处理与分析

土壤酶活性计算方法:

$$A_b = F_y V / (e V_1 t m) \quad (1)$$

$$F_y = (f - f_b) / q - f_s \quad (2)$$

$$e = f_r / (C_s V_2) \quad (3)$$

$$q = (f_q - f_b) / f_r \quad (4)$$

式中, A_b 为土样的酶活性, nmol·g⁻¹·h⁻¹; V 为土壤样品悬浊液总体积, 100 mL; F_y 为校正之后样品的荧光值; V_1 为微孔板的每个孔中加入的土样悬浊液体积, 0.2 mL; m 为干土质量(1 kg 鲜土换算成的

干土质量); t 为培养时间, h; V_2 为标准参考物体积, 0.05 mL; e 为荧光释放系数; q 为淬火系数; C_s 为参考标准孔浓度 ($10 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$); f 为微孔中样品的荧光值; f_s 为阴性对照孔荧光值; f_b 为空白荧光值; f_q 为淬火标准孔荧光值; f_r 为参考标准孔荧光值。

温室气体排放通量计算方法:

$$F_p = \rho \times \frac{V_3}{m_s} \times \frac{dc}{dt} \times \frac{T_0}{T} \quad (5)$$

式中, F_p 为单位质量土壤的气体排放通量, $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$; ρ 为标准状态下 CO_2 的气体密度, $1.97 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$; V_3 为顶空瓶的有效容积, L; m_s 为锥形瓶中的土壤质量, kg; dc/dt 为顶空瓶内的气体浓度变化率, $\text{cm}^3\cdot\text{m}^{-3}$; dt 为两次采样的时间间隔, h; T 培养箱内空气的热力学温度, K; T_0 为标准状态下的热力学温度, 273.15 K 。

温室气体累计排放量计算方法:

$$Q = \sum_{i=1}^n F_i \times 24 \quad (6)$$

式中, Q 为单位质量土壤的气体累计排放量,

$\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$; n 为培养时间期内第 n 天, F_i 为第 i 天的气体排放通量, $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ 。

试验使用 Excel 2019 对数据进行处理, 使用软件 SPSS 26 进行单因素方差分析 (ANOVA), 差异显著水平通过最小显著差异法 (LSD) 进行检验 ($P < 0.05$)。使用 Origin 2024 软件进行图表绘制。

2 结 果

2.1 褐藻类物质对土壤基本理化性质的影响

与 CK 相比, Sea 处理土壤 pH 降低, 而 Alg66、Alg360 和 Fuc 处理土壤 pH 升高 (表 2)。添加褐藻类物质的所有处理均能提高 SOC 和 TN 含量, Fuc 处理提高 SOC 效果最显著, 含量达 $14.64 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 与 CK 相比提高了 29.10%。Sea 处理提高土壤 TN 效果最显著, 含量为 $1.73 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 与 CK 相比提高了 33.08%。与 CK 相比, Sea 处理能够提高土壤 AP 和 AK 含量, 含量分别为 $41.51 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $514.95 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 提高了 19.83%、260.23%; 而 Alg66、Alg360 和 Fuc 处理会降低土壤 AP 和 AK 含量, 其中, Fuc 处理降低 AP 含量最显著, 含量为 $27.66 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, Alg66 处理降低 AK 含量效果最显著, 含量为 $126.64 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

表 2 培养结束期褐藻类物质添加后土壤理化性质

Table 2 Physical and chemical properties of soil after adding brown algae substances at the end of culture

处理 Treatment	pH	有机碳 SOC/ (g·kg ⁻¹)	全氮 TN/ (g·kg ⁻¹)	有效磷 AP/ (mg·kg ⁻¹)	速效钾 AK/ (mg·kg ⁻¹)
CK	$7.05 \pm 0.02\text{d}$	$11.34 \pm 0.46\text{c}$	$1.30 \pm 0.01\text{c}$	$34.64 \pm 0.59\text{b}$	$142.95 \pm 2.24\text{b}$
Sea	$6.70 \pm 0.01\text{e}$	$14.41 \pm 0.21\text{ab}$	$1.73 \pm 0.02\text{a}$	$41.51 \pm 2.64\text{a}$	$514.95 \pm 5.00\text{a}$
Alg66	$8.41 \pm 0.03\text{b}$	$13.70 \pm 0.23\text{b}$	$1.58 \pm 0.02\text{b}$	$28.52 \pm 1.12\text{c}$	$126.64 \pm 4.07\text{d}$
Alg360	$8.58 \pm 0.02\text{a}$	$14.63 \pm 0.71\text{a}$	$1.57 \pm 0.02\text{b}$	$33.69 \pm 2.55\text{b}$	$137.44 \pm 1.80\text{bc}$
Fuc	$7.38 \pm 0.01\text{c}$	$14.64 \pm 0.13\text{a}$	$1.59 \pm 0.02\text{b}$	$27.66 \pm 0.88\text{c}$	$133.86 \pm 3.65\text{bc}$

注: CK: 对照。同列不同小写字母表示同一培养时间 (112 d) 不同处理间差异显著 ($P < 0.05$)。下同。Note: CK: control. Different lowercase letters in the same column indicate significant differences in treatment intervals for the same cultivation time (112 d) ($P < 0.05$)。The same below.

Sea 处理土壤铵态氮含量变化趋势为先升高后降低, 其余处理土壤铵态氮含量变化趋势与 CK 相同, 为曲折下降 (图 1a)。其中 Alg360 处理土壤初始铵态氮含量最高, 为 $96.25 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 与 CK 相比提高了 1043%。Sea 处理土壤硝态氮含量降低 (图 1b)。

Sea 处理土壤硝态氮含量变化趋势为先降低后升高最后趋于平稳, 培养期结束时与 CK 相比降低了 36.75%。Alg66、Alg360 和 Fuc 处理土壤硝态氮含量变化趋势为曲折上升最后趋于平稳, 与 CK 变化趋势相似, Fuc 处理在培养第 7 天出现峰值 $50.74 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

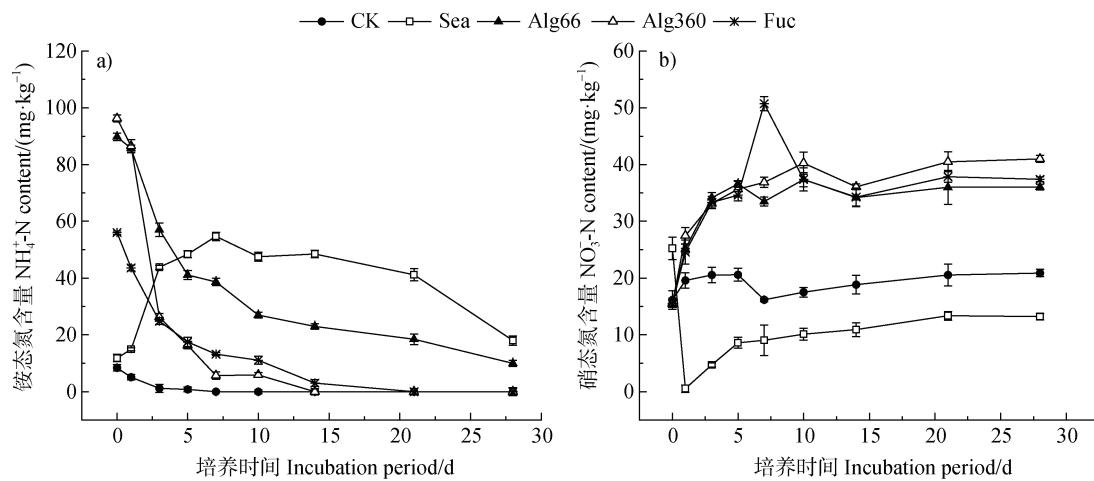


图 1 褐藻类物质添加后土壤铵态氮 (a)、硝态氮 (b) 含量

Fig. 1 Content of ammonium nitrogen (a) and nitrate nitrogen (b) in soil after adding brown algae substances

2.2 褐藻类物质对土壤碳组分的影响

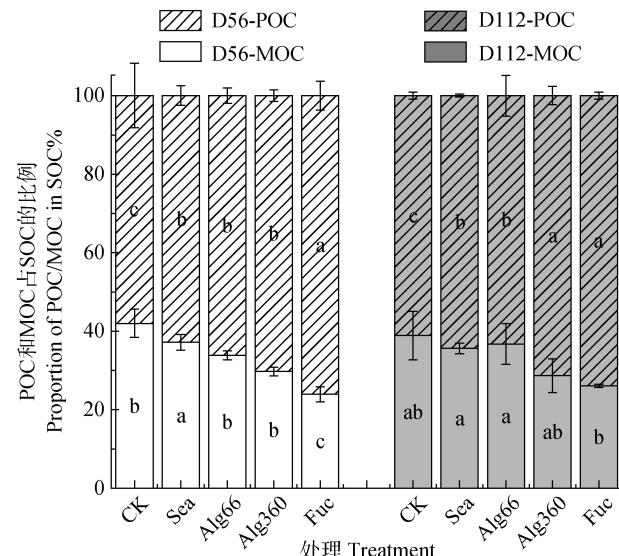
颗粒态有机碳 (POC) 和矿物结合态有机碳 (MOC) 是土壤中两大重要的有机碳组分, 它们在土壤肥力和碳循环中扮演着关键角色。POC 相对容易被微生物分解, 而 MOC 相对稳定。在所有处理中, CK 颗粒态有机碳占比最低, 即较活跃的有机碳含量低。与 CK 相比, 添加不同褐藻类物质均能提高 POC 在有机碳中的占比, 褐藻提取多糖 (Alg66、Alg360、Fuc) 较 Sea 处理对 POC 占比增加效果更好。Fuc 处理在培养 56 d 和 112 d 时 POC 占比最高, 分别为 76.00% 和 74.00% (图 2)。

溶解性有机碳 (DOC) 和易氧化有机碳 (ROC) 均为土壤中有机碳活性的关键指标。添加不同褐藻类物质在培养 56 d 和 112 d 时均提高了土壤 ROC 含量, 但与 CK 相比, 不同处理培养期结束时土壤 ROC 含量无显著差异 (图 3a)。在土壤 DOC 的影响方面, 不同褐藻类物质的添加在两时期均提高其含量, Sea 处理在培养 56 d 提高 ROC 含量效果显著, 较 CK 提高了 68.64%。Fuc 处理在培养两时期 DOC 与其他处理相比差异显著, 含量高达 1.569 g kg^{-1} 和 756.50 g kg^{-1} , 为 CK 的 33.25 倍和 6.34 倍 (图 3b)。

2.3 褐藻类物质对土壤酶活性的影响

土壤酶活性作为土壤生态系统功能的重要指标, 对维持土壤生物地球化学循环和土壤肥力起着至关重要的作用。与 CK 相比, Sea、Alg66 和 Alg360 处理对 4 种土壤酶活性的影响并不显著, 而 Fuc 处理在 56 和 112 d 均显著提高了土壤酶活性 (图 4)。

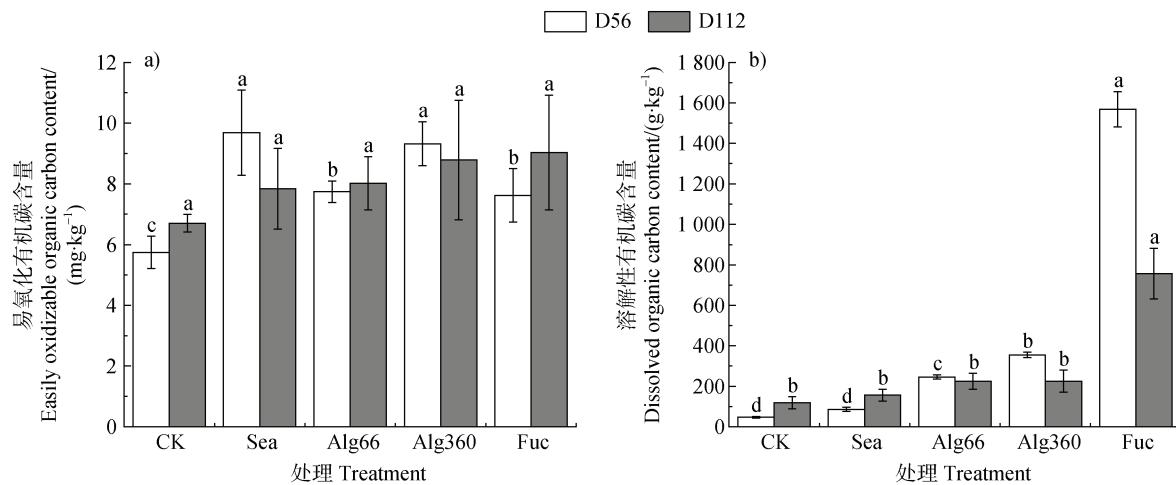
培养期结束时 Fuc 处理 BG、CBH、BX 和 NAG 活性较 CK 分别提高了 44.81%、80.67%、181% 和



注: SOC: 土壤有机碳。D56: 培养时间第 56 天; D112: 培养时间第 112 天, 下同。不同小写字母表示同一培养时间不同处理间 POC 或 MOC 占比差异显著 ($P < 0.05$)。Note: SOC: soil organic carbon. D56: 56th day of incubation time; D112: 112th day of incubation time, The same below. Different lowercase letters indicated that the proportion of POC or MOC was significantly different between different treatments at the same incubation time ($P < 0.05$)。

图 2 褐藻类物质添加后土壤颗粒态有机碳 (POC) 和矿物结合态有机碳 (MOC) 占比

Fig. 2 The proportion of soil particulate organic carbon (POC) and mineral-bound organic carbon (MOC) in the soil after the addition of brown algae substances



注: 不同小写字母表示同一培养时间不同处理间差异显著 ($P<0.05$)。下同。Note: Different lowercase letters indicate significant differences between treatments at the same incubation time ($P<0.05$) . The same below.

图 3 褐藻类物质添加后土壤易氧化有机碳 (a)、溶解性有机碳 (b) 含量

Fig. 3 Content of easily oxidizable organic carbon (a) and dissolved organic carbon (b) in the soil after the addition of brown algae substances

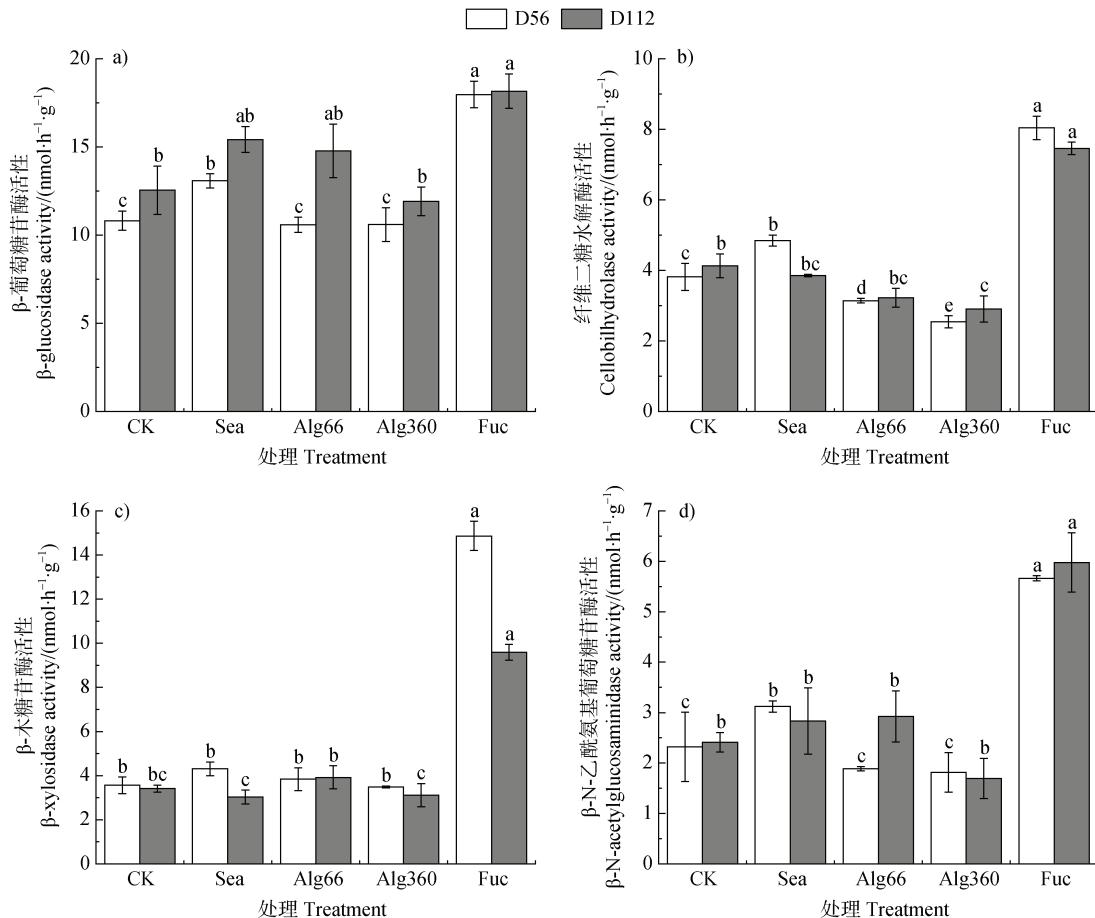


图 4 褐藻类物质添加后土壤 β -葡萄糖苷酶 (a)、纤维二糖水解酶 (b)、 β -木糖苷酶 (c)、 β -N-乙酰氨基葡萄糖苷酶 (d) 活性

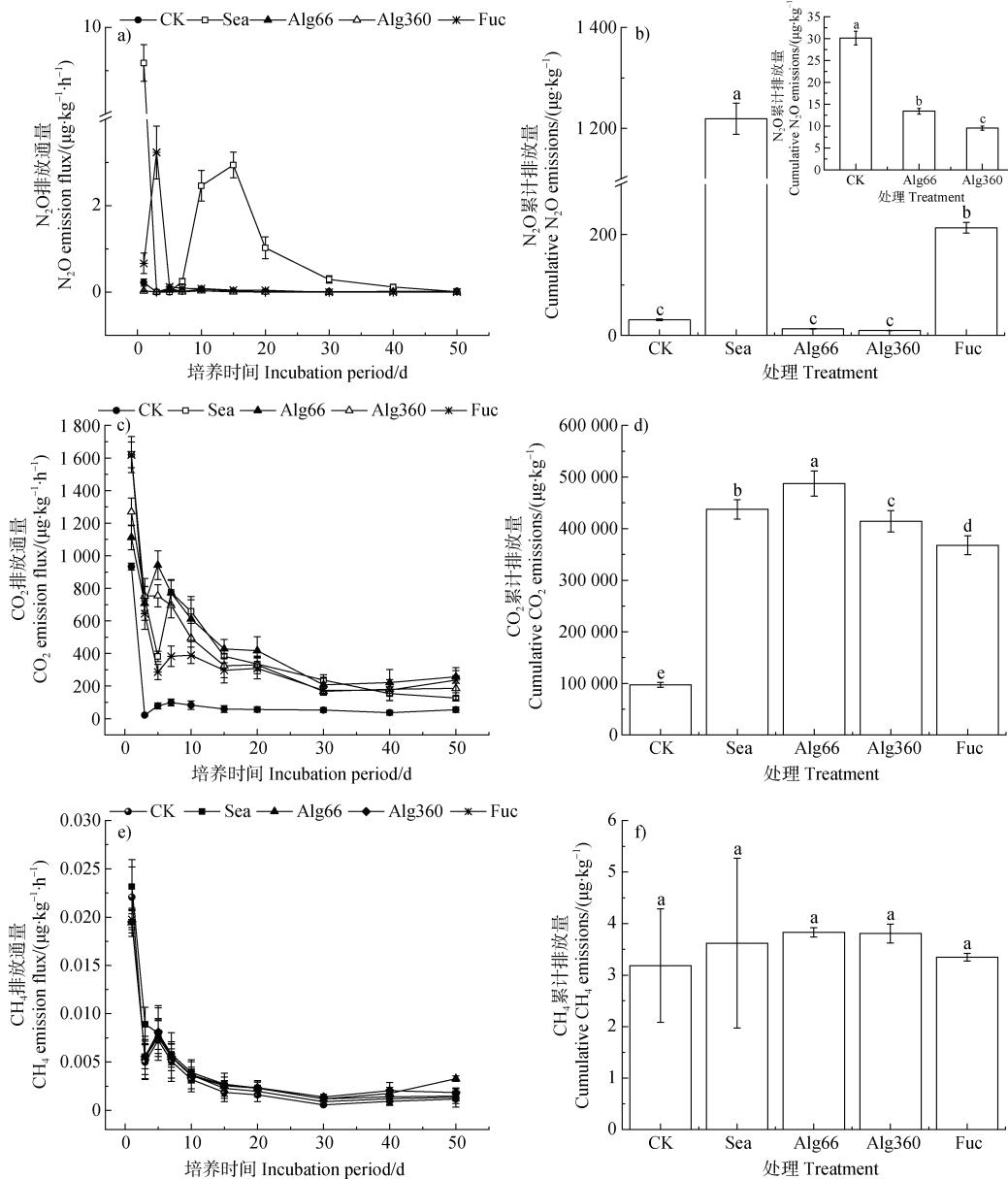
Fig. 4 Activities of β -glucosidase (a), cellobiohydrolase (b), β -xylosidase (c) and β -N-acetylglucosaminidase (d) in the soil after the addition of brown algae substances

148%。与 CK 相比, Alg66 和 Alg360 处理在培养期 56 d 时土壤 CBH 酶活性呈现显著差异, 分别降低了 17.63% 和 33.30%。

2.4 褐藻类物质对土壤温室气体排放的影响

在培养期内, CK 处理氧化亚氮排放通量变化较

为平缓, 范围在 $0.002\sim0.022\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$, Alg66 和 Alg360 处理变化趋势与 CK 相同 (图 5a)。Sea 处理排放通量整体趋势为先下降后上升最后下降并趋于 0, 在第 1 天达峰值 $9.18\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ 。Fuc 处理排放通量整体趋势为先上升后下降并趋于 0。培养



注: 图 5b 中, 因 Sea 处理和 Fuc 处理的数据范围显著高于其他处理, 为聚焦于中等效应区间的差异, 在子图中统计分析仅针对处理 CK、Alg66、Alg360 进行。Note: In Figure 5b, because the data range of Sea treatment and Fuc treatment are significantly higher than those of other treatments, in order to focus on the difference in the medium effect interval, the statistical analysis in the subgraph is only for CK, Alg66 and Alg360.

图 5 褐藻类物质添加后土壤氧化亚氮排放通量 (a) 和累计排放量 (b), 土壤二氧化碳排放通量 (c) 和累计排放量 (d), 土壤甲烷排放通量 (e) 和累计排放量 (f)

Fig. 5 Soil nitrous oxide emission fluxes (a) and cumulative emissions (b), soil carbon dioxide emission fluxes (c) and cumulative emissions (d), and soil methane emission fluxes (e) and cumulative emissions (f) after the addition of brown algae substances

期结束时, CK 处理土壤氧化亚氮累计排放量为 $31.01 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, Alg66 和 Alg360 处理降低了土壤氧化亚氮的排放, 与 CK 相比分别降低了 57.58% 和 68.66% (图 5b)。Sea 和 Fuc 处理氧化亚氮累计排放量分别为 1219 、 $213.39 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 为 CK 的 39.31 倍和 6.88 倍。

CK 与添加褐藻类物质处理的土壤二氧化碳排放通量趋势一致, 均为曲折下降最后趋于平缓, 在培养第一天达到峰值, CK 峰值为 $934.21 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$, Sea、Alg66、Alg360、Fuc 峰值分别为 1622 、 1112 、 1269 、 $1620 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ (图 5c)。培养期结束时, 添加褐藻类物质处理土壤二氧化碳累计排放量均大于 CK, 不同处理间二氧化碳累计排放量差异显著 (图 5d)。Alg66 处理土壤二氧化碳累计排放量为 $487209 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 为 CK 的 5.02 倍, 作用效果最显著。

CK 与添加褐藻类物质处理土壤甲烷排放通量趋势一致, 为曲折下降最后趋于平缓, 在第一天达峰值 (图 5e)。CK 处理土壤甲烷排放通量峰值为 $0.021 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$, Sea、Alg66、Alg360、Fuc 峰值分别为 0.023 、 0.019 、 0.020 、 $0.020 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ 。添加褐藻类物质土壤甲烷累计排放量无显著差异, CK 处理土壤甲烷累计排放量为 $3.03 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ (图 5f), Sea 处理土壤甲烷累计排放量最高, 为 $3.97 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 为 CK 的 1.31 倍。

3 讨 论

3.1 褐藻类物质添加对土壤碳组分和酶活性的影响

外源有机物料的添加不仅能凭借其自身含有的有机碳提升土壤中的有机碳含量, 还能够促进原有有机碳的分解, 即外源有机碳的加入会短期内改变土壤中有机碳的分解速率 (激发效应) [23]。研究表明, 添加葡萄糖等简单碳化合物或有机肥、秸秆等复杂碳化合物均能提高土壤的呼吸速率, 从而影响土壤有机碳含量^[24]。本研究土壤培养结束时, 添加不同褐藻类物质土壤有机碳含量较 CK 均有不同程度的增加 (表 2), 也导致了温室气体排放的增加 (图 5), 说明褐藻类物质作为一种外源有机物料可为土壤提供可利用的碳, 但无法区分排放的温室气体是源自土壤内已有的有机碳分解, 还是来自添加的有机物料。在探讨有机碳组分对土壤碳循环的影响时, 通常认为土壤中较为活跃的碳组分, 如 POC、

ROC 和 DOC 的增加能够提高土壤的生物活性和碳库管理指数^[25], 改善土壤肥力; 而 MOC 的积累有助于土壤碳库的稳定, 对于长期土壤肥力和气候变化适应具有重要意义。Chen 等^[26]的研究指出, 有机物质的添加显著提高了土壤中的 DOC、POC、ROC 和微生物生物量碳 (MBC) 等有机碳组分的含量。本试验中褐藻类物质作为天然有机物在 ROC、DOC 和 POC 上得出了相同结论 (图 2, 图 3), 此外, 培养期结束时不同处理 ROC 含量较 CK 均有不同程度的增加, 其中 Fuc 处理与其他处理相比 ROC 含量变化并不显著, 而 POC 占比和 DOC 含量较 CK 分别提高了 21.31% 和 534.28%, 效果显著 (图 2, 图 3)。研究土壤碳组分对土壤有机碳的转移、分解和积累有着关键作用, 也为更好地响应碳库变化提供依据。与此同时, 多项研究表明土壤碳组分的变化与土壤酶活性存在一定的协同作用, 例如李慧敏等^[27]以潮土为研究对象时发现, DOC 和 POC 与转化酶活性有显著的正相关性。褐藻及其提取物作为有机物料, 其中的营养成分能充当土壤微生物的碳源, 为微生物活动提供能量和营养, 促进微生物的生长和繁殖, 从而提高土壤酶活性^[28]。与此同时, 有机物分解过程中微生物的代谢也会产生酶。通过改变土壤有机碳组成增强土壤稳定性, 可能为土壤微生物提供更有利的活动环境, 间接促进了土壤酶活性, 即本研究中 Fuc 处理碳相关周转酶 (BG、CBH、BX) 活性较其他处理显著增加 (图 4)。土壤中碳组分和结构的变化是一个复杂的生物化学过程, 涉及多种酶和微生物的相互作用, 因此尚需进一步研究其相关性是否在不同环境和条件下持续呈正相关。

3.2 褐藻类物质添加对温室气体排放的影响

有机物料添加至土壤中必然会经历有机物分解的过程, 但对温室气体排放的影响是复杂且多方面的。施用在旱地农田中的有机物料在土壤固碳和作物增产方面发挥了重要作用, 但大量有机碳源输入可能会刺激 CO_2 、 N_2O 和 CH_4 排放从而抵消其固碳效益^[29-30]。因此, 必须科学管理并合理地添加有机物料, 以明晰哪些种类的有机物质对温室气体排放的影响最小, 这有利于调节土壤碳库的动态平衡, 进而对农业生态系统的可持续性产生深远影响。研究^[31]表明, 不同有机物料 (秸秆、沼渣、菌渣、酒渣和猪粪) 还田增加了土壤温室气体排放, 其具有不同的碳氮比, 且农田土壤温室气体排放与水分、

温度、土壤类型及性质、微生物活动等均存在联系,目前在有机物料对土壤温室气体排放影响方面的研究结果并不一致。在本研究中,与 CK 相比,添加褐藻提取多糖中的海藻酸钠 (Alg66、Alg360) 降低了 N_2O 的排放 (图 5), 对氧化亚氮的排放起到抑制作用。这可能由于海藻酸钠的添加增加了土壤有机质含量, 提高了土壤的微生物活性, 促进了氮的同化, 从而减少 N_2O 的排放^[32]。在培养过程中, 不同处理的 N_2O 排放通量变化幅度较大 (图 5a), 可能是由于培养初期 Sea 处理硝态氮含量高 (图 1), 反硝化产生较多 N_2O , 随着氮的消耗, N_2O 排放量逐渐降低。在培养的第 10 天由于硝化作用和水分的影响 N_2O 排放又急剧上升^[33-34]。由此, 在后期田间实际应用的过程中, 对施肥量的调整和施用时间的把握均提供了指导意义: 褐藻原粉其自身氮含量过高 (表 1) 会造成土壤 N_2O 排放不稳定, 而利用海藻酸钠并通过进一步考量氮肥添加可调整土壤碳氮比, 避免微生物对氮的过度利用, 减少 N_2O 的排放; 避免在土壤湿度较高或降雨前施肥, 能够减少氮的流失和 N_2O 的排放。褐藻类物质添加短时间内均会提高土壤 CO_2 排放量 (图 5), 可能因为土壤中投入的有机碳是活跃、易转化的, 被矿化分解后以 CO_2 的形式散失^[35]。虽短期内海藻及其提取物会造成 CO_2 排放加剧, 但对其固碳减排效果需要更进一步的长期研究。农业活动中引入有机物料是影响土壤 CH_4 排放的最主要人为因素之一^[36]。研究表明, 有机物料对甲烷的影响与添加有机物的种类相关, 还原力强的纤维素和半纤维素更容易被微生物分解利用^[37], 因此能够产生更多的甲烷; 而像类脂和复杂多糖, 由于其分解利用难度较大, 产生的甲烷量相对较少。这也为褐藻提取多糖对甲烷排放影响不显著 (图 5) 提供了合理解释。

本研究仅针对褐藻原粉和褐藻提取多糖展开研究, 对于褐藻类物质和海藻肥具体成分对土壤影响的研究仍需长期探索。海藻肥中的主要作用成分因独特的生物活性和营养价值而备受关注, 但目前的研究范围相对有限, 未能全面覆盖海藻肥料中所包含的所有复杂成分。通过对海藻肥料成分及其在土壤中作用机制的深入研究, 可为农业生产提供更为科学和环保的肥料施用方案, 促进农业的可持续发展。

4 结 论

添加褐藻类物质均能提高土壤有机碳含量和全氮含量, 褐藻原粉处理 (Sea) 能够有效提高土壤有效磷和速效钾含量, 而褐藻提取多糖处理 (Alg66、Alg360、Fuc) 会降低这两种养分的含量。岩藻多糖处理 (Fuc) 对活性碳组分影响最显著, 特别是溶解性有机碳含量, 培养期第 56 天可高达 $1\,569\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 为 CK 的 33.25 倍, 且该处理提高 BG、CBH、BX 和 NAG 活性作用最显著, 较 CK 分别提高了 44.81%、80.67%、181% 和 148%。与 CK 相比, 添加褐藻类物质均提高了 CO_2 的排放, 但添加褐藻提取多糖中的海藻酸钠 (Alg66、Alg360) 对 N_2O 的排放起到抑制作用。各处理对 CH_4 排放的影响无明显差异。综上, 在探索农业可持续发展的道路上, 褐藻类物质的运用提供了新的视角: 添加褐藻类物质能够提高土壤有机碳和全氮含量, 褐藻多糖中的岩藻多糖在提高土壤活性碳组分和酶活性上展现出优势, 而海藻酸钠能够在等量碳添加的条件下抑制 N_2O 排放, 减少氮的流失, 这不仅体现了褐藻类物质的应用在绿色新型肥料中的实用价值, 更为农业环境的可持续发展提供了新的依据。

参考文献 (References)

- [1] Ding W C, He P, Zhou W. Development strategies of the new-type fertilizer industry in China[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizers, 2023, 29 (2): 201—219. [丁文成, 何萍, 周卫. 我国新型肥料产业发展战略研究[J]. 植物营养与肥料学报, 2023, 29 (2): 201—219.]
- [2] FAO. Fisheries and Aquaculture Department. The state of world fisheries and aquaculture 2024: blue transformation in action[M]. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2024.
- [3] Chen Y, Li J, Huang Z, et al. Impact of short-term application of seaweed fertilizer on bacterial diversity and community structure, soil nitrogen contents, and plant growth in maize rhizosphere soil[J]. Folia Microbiologica, 2020, 65 (3): 591—603.
- [4] Liu Q Q, Zhou H G, Sun M X, et al. Improvement of soil structure and bacterial composition by long-term application of seaweed fertilizer[J]. Journal of Soil Science and Plant Nutrition, 2023, 23: 5122—5132.
- [5] Chanthini K M, Pavithra G S, Murugan P, et al. Management of excessive soil H^+ ion induced toxicities by application of organic seaweed amendment enhances photosynthesis and resource use efficiencies in rice

(*Oryza sativa*) [J]. Environmental Research, 2024, 247: 118179.

[6] Li C, Dai Q Z, Zhang T L, et al. Effects of seaweed small molecule sugar fertilizer on the growth and development of strawberry [J]. Shanghai Agricultural Science and Technology, 2024 (3): 122—124. [李成, 戴勤珍, 张停林, 等. 海藻小分子糖肥料对草莓生长发育的影响[J]. 上海农业科技, 2024 (3): 122—124.]

[7] Vijayakumar S, Durgadevi S, Arulmozhi P, et al. Effect of seaweed liquid fertilizer on yield and quality of *Capsicum annum* L[J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39 (5): 406—410.

[8] Chen M M, Huang Y, Ma Q L, et al. Effects of seaweed fertilizer on nutrient uptake and transport in loquat seedlings[J]. Journal of Zhejiang Agricultural Sciences, 2024, 65 (3): 600—607. [陈铭敏, 黄泳, 马巧莉, 等. 海藻肥对枇杷幼苗养分吸收及转运的影响[J]. 浙江农业科学, 2024, 65 (3): 600—607.]

[9] Raghunandan B L, Vyas R V, Patel H K, et al. Perspectives of seaweed as organic fertilizer in agriculture[M]//Panpatte D, Jhala Y. Soil fertility management for sustainable development. Singapore: Springer, 2019: 267—289.

[10] Brovko O, Palamarchuk I, Gorshkova N, et al. Physicochemical properties and compatibility of sodium alginate and fucoidan solutions[J]. International Journal of Biological Macromolecules, 2023, 243: 125309.

[11] Abraham R E, Su P, Puri M, et al. Optimisation of biorefinery production of alginate, fucoidan and laminarin from brown seaweed *Durvillaea potatorum*[J]. Algal Research, 2019, 38: 101389.

[12] Guo X, Wang Y, Qin Y M, et al. Structures, properties and application of alginic acid: A review[J]. International Journal of Biological Macromolecules, 2020, 162: 618—628.

[13] Nanda S, Kumar G, Hussain S. Utilization of seaweed-based biostimulants in improving plant and soil health: Current updates and future prospective[J]. International Journal of Environmental Science and Technology, 2022, 19 (12): 12839—12852.

[14] Senousy H H, Hamoud Y A, Abu-Elsaoud A M, et al. Algal bio-stimulants enhance salt tolerance in common bean: Dissecting morphological, physiological, and genetic mechanisms for stress adaptation[J]. Plant, 2023, 12 (21): 3714.

[15] Zhao Y, Zhuang J, Wang Y, et al. Improvement of loess characteristics using sodium alginate[J]. Bulletin of Engineering Geology and the Environment, 2020, 79: 1879—1891.

[16] Bakhshizadeh A, Khayat N, Horpibulsuk S. Surface stabilization of clay using sodium alginate[J]. Case Studies in Construction Materials, 2022, 16: e01006.

[17] Yang S H, Seo J, Koo Y. Alginate and fucoidan changes the bacterial community in different directions and the alginate or fucoidan degrading bacteria isolated from paddy soil promotes the plant growth[J]. Archives of Microbiology, 2021, 203 (8): 5183—5192.

[18] Bao S D. Soil and agricultural chemistry analysis[M]. 3rd ed. Beijing: China Agriculture Press, 2000. [鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3 版. 北京: 中国农业出版社, 2000.]

[19] Blair G, Lefroy R, Lisle L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems[J]. Australian Journal of Agricultural Research, 1995, 46 (7): 1459—1466.

[20] Li T K, Guo Z L, Kou C L, et al. Effects of extraction conditions on the test results of soil dissolved organic carbon[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2017, 26 (11): 1878—1883. [李太魁, 郭战玲, 寇长林, 等. 提取方法对土壤可溶性有机碳测定结果的影响[J]. 生态环境学报, 2017, 26 (11): 1878—1883.]

[21] Cambardella C A, Elliott E T. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence[J]. Soil Science Society of America Journal, 1992, 56 (3): 777—783.

[22] 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.

[23] Chen L, Liu L, Qin S, et al. Regulation of priming effect by soil organic matter stability over a broad geographic scale[J]. Nature Communications, 2019, 10 (1): 5112.

[24] He Y L, Qi Y C, Peng Q, et al. Effects of external carbon on the key processes of carbon cycle in a terrestrial ecosystem and its microbial driving mechanism[J]. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37 (2): 358—366. [贺云龙, 齐玉春, 彭琴, 等. 外源碳输入对陆地生态系统碳循环关键过程的影响及其微生物学驱动机制[J]. 生态学报, 2017, 37 (2): 358—366.]

[25] Jiang R, Ning S Q, Sui Z M, et al. Effects of long-term rotation and fertilization treatments on organic carbon fractions and enzyme activities in tobacco-planting soil[J]. Soils, 2024, 56 (3): 510—516. [蒋如, 宁诗琪, 隋宗明, 等. 长期轮作施肥处理对植烟土壤有机碳组分和酶活性的影响[J]. 土壤, 2024, 56 (3): 510—516.]

[26] Chen L, Zhou S L, Zhang Q, et al. Effect of organic material addition on active soil organic carbon and microbial diversity: A meta-analysis[J]. Soil and Tillage Research, 2024, 241: 106128.

[27] Li H M, Tian S Y, Li D D, et al. Effect of application of organic materials on content of labile organic carbon and composition of microbial community in fluvio-aquatic soil[J]. Acta Pedologica Sinica, 2021, 58 (3): 777—787. [李慧敏, 田胜营, 李丹丹, 等. 有机物料施用对

潮土活性有机碳及微生物群落组成的影响[J]. 土壤学报, 2021, 58 (3): 777—787.]

[28] Błońska E, Lasota J, Gruba P. Enzymatic activity and stabilization of organic matter in soil with different detritus inputs[J]. Soil Science and Plant Nutrition, 2017, 63 (3): 242—247.

[29] Li C L, Wei Z J, Wang X M, et al. Biochar mitigates the stimulatory effects of straw incorporation on N_2O emission and $\text{N}_2\text{O}/(\text{N}_2\text{O} + \text{N}_2)$ ratio in upland soil[J]. Journal of Environmental Management, 2024, 369: 122318.

[30] Wei Z J, Well R, Ma X F, et al. Organic fertilizer amendment decreased $\text{N}_2\text{O}/(\text{N}_2\text{O} + \text{N}_2)$ ratio by enhancing the mutualism between bacterial and fungal denitrifiers in high nitrogen loading arable soils[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2024, 198: 109550.

[31] Li Z J, Sui P, Long P, et al. Effects of different organic wastes application on net greenhouse gas emission in farmland system[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2016, 32(z2): 111—117.[李柘锦, 隋鹏, 龙攀, 等. 不同有机物料还田对农田系统净温室气体排放的影响[J]. 农业工程学报, 2016, 32(z2): 111—117.]

[32] Feng X Y, Wan P, Li J, et al. Effects of straw returning combined with nitrogen fertilizer on paddy soil carbon sequestration and green-house-gas emission in Central South region of China[J]. Journal of Agricultural Resources and Environment, 2016, 33(6): 508—517.[冯晓赟, 万鹏, 李洁, 等. 稻秆还田与氮肥配施对中南地区稻田土壤固碳和温室气体排放的影响[J]. 农业资源与环境学报, 2016, 33(6): 508—517.]

[33] Han B, Yao Y, Liu B, et al. Relative importance between nitrification and denitrification to N_2O from a global perspective[J]. Global Change Biology, 2024, 30(1): e17082.

[34] Wang H, Yan Z, Ju X, et al. Quantifying nitrous oxide production rates from nitrification and denitrification under various moisture conditions in agricultural soils: Laboratory study and literature synthesis[J]. Frontiers in Microbiology, 2022, 13: 1110151.

[35] Zhang W L, Kolbe H, Zhang R L. Research progress of SOC functions and transformation mechanisms[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2020, 53(2): 317—331.[张维理, KOLBE H, 张认连. 土壤有机碳作用及转化机制研究进展[J]. 中国农业科学, 2020, 53(2): 317—331.]

[36] Xia L L, Ti C P, Zhu C W, et al. Mitigation strategies of greenhouse gas emissions from crop production in China and the pathways to agricultural carbon neutrality[J]. Acta Pedologica Sinica, 2023, 60(5): 1277—1288.[夏龙龙, 途超普, 朱春梧, 等. 中国粮食生产的温室气体减排策略以及碳中和实现路径[J]. 土壤学报, 2023, 60(5): 1277—1288.]

[37] Yang S, Liu Y B, Wang J, et al. Soil organic carbon accumulation in old riverway of Yellow River under different organic material inputs[J]. Soils, 2021, 53(2): 361—367.[杨苏, 刘耀斌, 王静, 等. 不同有机物料投入下黄河故道土壤有机碳积累特征的研究[J]. 土壤, 2021, 53(2): 361—367.]

(责任编辑: 陈荣府)