

青藏高原典型高寒退化湿地与草甸土壤有机碳现状研究

唐仕芳¹, 苟小林¹, 补春兰¹, 杨廷勇², 李森¹, 罗海霞¹, 涂卫国¹, 罗雪梅^{1*}

(1. 四川省自然资源科学研究院, 四川成都 610015; 2. 甘孜藏族自治州草原工作站, 四川康定 262000)

摘要 青藏高原湿地巨大的土壤碳库对区域碳安全具有重要意义, 但不同气候区退化的典型高寒湿地土壤有机碳损失现状研究相对缺乏。研究选择青藏高原不同气候区的典型高寒湿地和草甸, 分析退化后 0~10 cm 土壤层和>10~20 cm 土壤层有机碳损失现状, 探讨土壤碳库恢复潜力与对策。研究结果表明: 半湿润区的长沙贡玛区域至半干旱区的青海湖流域表层土壤(0~20 cm)有机碳含量随着降水量与海拔降低而减小($P<0.05$), 长沙贡玛湿地至青海湖湿地土壤层(0~10 cm)有机碳含量分别由 372.07 g/kg 降低至 64.41 g/kg, 差异显著($P<0.05$); 严重的退化导致半湿润区和半干旱区湿地与草甸土壤有机碳大量损失, 长沙贡玛区域和若尔盖区域的退化湿地和草甸表层土壤(0~20 cm)有机碳损失率约 90%, 而青海湖流域的退化湿地和草甸表层土壤(0~20 cm)有机碳损失率超过 50%。尽管高寒湿地和草甸进行生态恢复以重新构建土壤碳库的潜力较大, 但现有研究并不能完全满足高寒湿地和草甸生态恢复的需求, 未来建议从材料、生物等因子综合构建恢复措施, 并且加强生态系统恢复与生态系统服务间的平衡关系研究。

关键词 青藏高原; 湿地; 草甸; 退化; 土壤有机碳; 恢复潜力; 气候区

中图分类号 X 176

文献标识码 A

文章编号 0517-6611(2025)03-0070-07

doi: 10.3969/j.issn.0517-6611.2025.03.014

开放科学(资源服务)标识码(OSID):



Research of Soil Organic Carbon State in Typical Alpine-Cold Degraded Wetland and Meadow of the Qinghai-Tibetan Plateau
TANG Shi-fang, GOU Xiao-lin, BU Chun-lan et al (Sichuan Province Natural Resources Science Academy, Chengdu, Sichuan 610015)

Abstract The Qinghai-Tibet Plateau's vast soil carbon pool of wetlands has great function for holding regional carbon balance and security. However, research on soil organic carbon loss in degraded alpine wetlands across different climate zones is limited. This study investigates the current status of soil organic carbon loss in the 0-10 cm and 10-20 cm soil layers of degraded wetlands and meadows in different climate regions of the Qinghai-Tibet Plateau. Additionally, it explores potential restoration strategies for the soil carbon pool. The results show that: the soil organic carbon content of surface layer (0-20 cm) decreased significantly with declining precipitation and elevation from the sub-humid Changshagongma area to the semi-arid Qinghai Lake Basin ($P<0.05$). Specifically, wetland soil organic carbon content in the 0-10 cm layer decreased significantly from 372.07 to 64.41 g/kg ($P<0.05$). Extreme degradation has resulted in significant loss of organic carbon, with surface soil (0-20 cm) loss rate of about 90% in the Changshagongma and the Ruorgai areas and over 50% in the Qinghai Lake Basin. Despite the great potential for ecosystem restoration to rebuild the soil carbon pool in alpine-cold wetlands and meadows, current research is insufficient to meet restoration demands. Further restoration efforts should incorporate comprehensive measures involving materials and biological factors, while paying more attentions on the balance between ecosystem restoration and ecosystem service functions.

Key words Qinghai-Tibet Plateau; Wetland; Meadow; Degradation; Soil organic carbon; Recover potential; Climate areas

湿地作为全球重要的生态系统之一, 占全球陆地面积 6%, 却存储了全球陆地生态系统碳存储总量的 12%~24%。湿地碳储量变化对全球碳平衡与气候变化具有重要影响^[1-2]。然而在全球气候变化、人类干扰活动、地质灾害等因素影响下, 全球湿地都面临着退化的威胁^[3-4], 特别是湿地面积减少, 大量土地干涸, 进一步导致土壤中存储的有机碳大量释放, 一方面碳的释放导致土壤性质转变, 土壤功能丧失^[5-6], 另一方面大量碳释放能够反馈全球气候变化, 导致更多极端气候事件的发生^[7]。湿地恢复是有效保护土壤碳库的潜在措施^[8], 因此急需开展湿地生态保护和湿地土壤碳库恢复的相关研究。

中国是全球湿地类型分布较多的国家之一, 湿地面积达 2.34×10⁶ km²^[9], 其中青藏高原分布的高寒湿地占全国湿地面积的 30%~40%^[10], 土壤碳储量巨大。但是, 青藏高原作为气候敏感区域, 受到全球气候变化等因素影响, 高寒湿地退化趋势明显, 土壤碳大量释放。现阶段针对高寒湿地的研

究主要集中在高寒湿地退化现状^[11-12], 高寒湿地土壤碳库释放过程等方面^[13-15], 缺乏不同海拔和降水条件下高寒典型湿地及其关联的草甸退化后土壤碳库损失现状研究。因此, 笔者基于前期研究, 分析青藏高原半湿润和半干旱不同气候区典型湿地和草甸退化后表层土壤碳库损失率, 从生态恢复角度探讨土壤碳库恢复潜力, 针对现阶段生态恢复研究提出相关建议, 为高寒湿地生态恢复与土壤碳库保护提供基础。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况 根据地域分布, 选取黄河上游的长沙贡玛湿地(CSGM)和若尔盖湿地(REGA), 以及青海湖流域(QHHA)作为典型湿地和草甸分布区域。3个区域由长沙贡玛至青海湖流域海拔依次降低, 降水量由长沙贡玛与若尔盖的半湿润地区到青海湖流域的半干旱区逐渐减少。这3个区域均属于青藏高原典型的寒冷湿地、草甸分布区。根据分布区域的海拔和降水条件差异, 各区域地理环境和地表植被情况不一, 长沙贡玛和若尔盖区域湿地主要以藁草属(*Carex*)和嵩草属(*Kobresia*)植物为主, 而青海湖流域湿地主要以禾本科(Poaceae)植物为主, 所有选择草甸区域主要以禾本科植物为主(表1)。

1.2 样地设置与样品采集 在2015年5月、2017年5月和2023年5月分别对青海湖流域、若尔盖地区、长沙贡玛地区

基金项目 四川省科技计划重点研发项目(2022YFN0064); 四川省自然资源科学研究院基本科研业务费项目(2023JDKY0001)。

作者简介 唐仕芳(1999—), 女, 四川绵阳人, 研究实习员, 从事生态系统修复、生物多样性保护研究。*通信作者, 副研究员, 从事生态系统修复、生物多样性保护研究。

收稿日期 2024-09-11

表 1 各研究区域地理与环境特征
Table 1 Location and environment properties of study areas

区域 Study area	类型 Type	地理位置 Location	海拔 Altitude /m	年降水量 Annual precipitation /mm	年均温 Mean annual temperature/℃	特征 Property
长沙贡玛 CSGM	湿地	97. 89~98. 43°E,33. 08~33. 68°N	4 295	643. 8~757. 1	0. 30~0. 70	黄河上游重要湿地,典型植物有藁草属、嵩草属、禾本科等
	草甸	97. 50~98. 21°E,33. 08~33. 41°N	4 300			黄河上游流域重要草甸,典型植物有禾本科、委陵菜属、蓼属等
若尔盖 REGA	湿地	102. 34~102. 81°E,33. 80~33. 40°N	3 500	648. 5~860. 8	1. 05~2. 90	黄河上游重要湿地,典型植物有嵩草属、藁草属、委陵菜属、蓼属等
	草甸	102. 55~102. 71°E,33. 14~33. 25°N	3 500			黄河上游重要草甸,典型植物有禾本科、火绒草属、蒲公英属、风毛菊属等
青海湖 QHHA	湿地	100. 43~100. 72°E,37. 04~37. 20°N	3 208	341. 1~479. 8	-2. 40~1. 40	青海湖流域重要湿地,典型植物有禾本科、委陵菜属、蓼属等
	草甸	100. 85~101. 00°E,36. 57~36. 93°N	3 344			青海湖流域重要草甸,典型植物有禾本科、点地梅属、黄芪属等

退化湿地和草甸进行调查和样品采集分析工作。基于退化湿地和退化草地分类标准,分别选取未退化湿地和极度退化湿地(未退化湿地长年积水深度不超过 20 cm),未退化草甸和重度退化草甸区域进行研究。在选择区域内,根据实地分布情况,划分 3 块 100 m×100 m 的试验样地,每块试验样地相距超过 50 m,在每块试验样地中,沿对角线均匀划分 5 个 1 m×1 m 的小样方,去除土壤表面沉积物与其他杂物,在小样方中心利用内径为 7 cm 的土钻采集 0~10 cm 和>10~20 cm 的土壤层,将 5 个小样方采集的土壤分层混合为 1 个重复,装入无菌自封袋中,3 个样地 3 个重复。将采集的样品低温下带回实验室,进行土壤基础性质和有机碳分析。

1.3 室内分析 将采集的土壤样品进行破碎(湿地土壤水分含量过高时在低温下风干表面水分至可破碎状态),过 1 mm 筛,去除植物根系和杂物,将过筛的土壤样品分为 2 份,1 份自然状态下风干后用于基础性质、有机碳、溶解性有机碳测定,1 份新鲜土壤样品用于微生物生物量碳测定。

采用 pH 计测定土壤 pH(浸提液的土与水质量体积比为 1:2.5);土壤有机碳利用浓硫酸与重铬酸钾加热法进行测定;溶解性有机碳利用纯水浸提过滤,定容后利用浓硫酸与重铬酸钾加热法进行测定;微生物生物量碳氯仿熏蒸后,土

壤有机碳含量差值法进行测定;土壤全氮利用半微量凯氏定氮法进行测定,土壤全磷利用钼锑抗比色法进行测定^[16]。

1.4 数据处理 所有数据均采用均值±标准差(ME±SD)进行表述。土壤有机碳(有机碳、溶解性有机碳、微生物生物量碳)损失率为退化土壤对比未退化土壤有机碳(有机碳、溶解性有机碳、微生物生物量碳)减少的百分比。利用单因素方差分析(one-way ANOVA)对比未退化湿地和草甸与极度退化湿地和重度退化草甸土壤理化性质间的差异,利用单因素方差分析不同土层、退化后土壤有机碳、溶解性有机碳、微生物生物量碳含量之间的差异,利用单因素方差分析退化后不同区域间土壤有机碳、溶解性有机碳、微生物生物量碳的损失率差异,利用最小显著差异法(LSD)方法确定显著水平,显著水平 α=0.05,所有数据均采用 IBM SPSS Statistics 26.0 进行分析,采用 Origin 2022 作图。

2 结果与分析

2.1 土壤理化性质 对典型湿地和草甸土壤基础性质进行分析,在黄河上游的长沙贡玛、若尔盖以及青海湖流域,极度退化湿地和重度退化草甸的土壤 pH 升高,土壤全氮显著降低,土壤全磷明显降低(表 2)。

表 2 不同区域湿地和草甸土壤化学性质
Table 2 Soil chemical properties of different study areas

区域 Study area	类型 Type	pH		全氮 Total nitrogen/(g/kg)		全磷 Total phosphorus/(mg/kg)	
		未退化 Undegradation	退化 Degradation	未退化 Undegradation	退化 Degradation	未退化 Undegradation	退化 Degradation
长沙贡玛 CSGM	湿地	5. 24±0. 87 b	6. 29±1. 05 a	7. 35±1. 82 a	2. 64±0. 97 b	518. 39±184. 62 a	452. 97±192. 71 b
	草甸	6. 18±0. 55 b	7. 03±1. 14 a	7. 55±1. 16 a	1. 72±0. 92 b	740. 18±138. 55 a	684. 61±288. 27 a
若尔盖 REGA	湿地	5. 83±0. 90 b	6. 86±1. 29 a	7. 38±0. 57 a	2. 24±0. 46 b	384. 33±72. 59 a	102. 73±34. 51 b
	草甸	6. 37±0. 81 b	7. 21±1. 11 a	5. 99±1. 18 a	1. 92±0. 80 b	308. 92±64. 57 a	82. 11±35. 85 b
青海湖 QHHA	湿地	7. 83±0. 52 b	8. 59±0. 97 a	3. 51±0. 84 a	0. 92±0. 37 b	109. 25±24. 61 a	37. 99±10. 82 b
	草甸	7. 63±1. 28 a	8. 33±1. 69 a	2. 16±0. 68 a	0. 72±0. 11 b	78. 94±23. 61 a	26. 55±13. 87 b

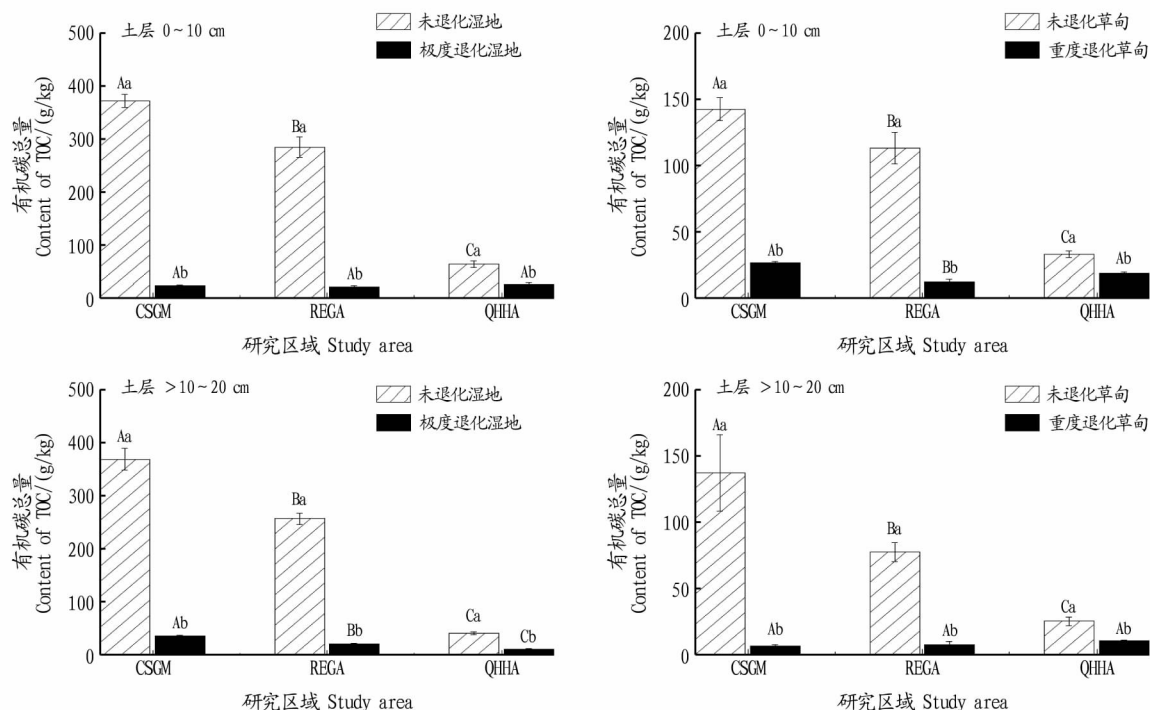
注:不同小写字母表示同类型下未退化与退化土壤性质差异显著(P<0.05);退化表示极度退化湿地和重度退化草甸。
Note:Different lowercase letters indicate significant differences in the properties of undegraded and degraded soils of the same type(P<0.05). Degraded denotes extremely degraded wetlands and severely degraded meadows.

2.2 土壤有机碳现状 由图 1 可知,高寒湿地和高寒草甸表层土壤(0~20 cm)中有机碳含量从长沙贡玛至青海湖流

域依次降低,且湿地和草甸退化导致土壤有机碳显著减少(P<0.05)。长沙贡玛至青海湖流域未退化湿地表层土壤

(0~10 cm)有机碳含量分别由 372.07 降低至 64.41 g/kg, 差异显著 ($P<0.05$); 长沙贡玛至青海湖流域未退化草甸表层土壤(0~10 cm)有机碳含量由 142.56 降低至 33.00 g/kg, 差异显著 ($P<0.05$); 极度退化的高寒湿地和草甸有机碳损失较大, 长沙贡玛、若尔盖、青海湖流域极度退化湿地土壤(0~

10 cm)有机碳含量分别为 23.31、20.40、25.14 g/kg, 与未退化湿地土壤有机碳含量差异显著 ($P<0.05$); 长沙贡玛至青海湖流域重度退化草甸土壤(0~10 cm)有机碳含量分别为 26.83、12.33、18.87 g/kg, 与未退化草甸土壤有机碳含量差异显著 ($P<0.05$)。



注:不同大写字母表示同类型在同一层土壤不同区域间有机碳含量差异显著 ($P<0.05$), 不同小写字母表示同类型在同一层土壤退化和未退化的有机碳含量差异显著 ($P<0.05$)。

Note: Different uppercase letters indicate significant differences in organic carbon content between different regions of the same type and the same soil layer ($P<0.05$), and different lowercase letters indicate significant differences in the organic carbon content between undegraded and degraded soils of the same type and the same layer of soil ($P<0.05$).

图1 不同研究区域土壤有机碳含量

Fig.1 Soil organic carbon contents of different study areas

由图2可知,与土壤有机碳含量相似,高寒湿地和高寒草甸表层土壤(0~20 cm)中有溶解性有机碳含量从长沙贡玛至青海湖流域依次降低,且湿地和草甸退化导致土壤溶解性有机碳显著减少 ($P<0.05$)。长沙贡玛至青海湖流域未退化湿地表层土壤(0~10 cm)溶解性有机碳含量由 1527.98 降低至 238.88 mg/kg, 差异显著 ($P<0.05$); 长沙贡玛至青海湖流域未退化草甸表层土壤(0~10 cm)溶解性有机碳含量由 355.32 降低至 217.22 mg/kg, 差异显著 ($P<0.05$); 极度退化湿地和重度退化草甸溶解性有机碳损失较大, 长沙贡玛、若尔盖、青海湖流域极度退化湿地土壤(0~10 cm)溶解性有机碳含量分别为 75.41、187.81、128.07 mg/kg, 与未退化湿地土壤溶解性有机碳含量差异显著 ($P<0.05$); 长沙贡玛、若尔盖、青海湖流域重度退化草甸土壤(0~10 cm)溶解性有机碳含量分别为 109.08、85.40、170.00 mg/kg, 与未退化草甸土壤溶解性有机碳含量差异显著 ($P<0.05$)。

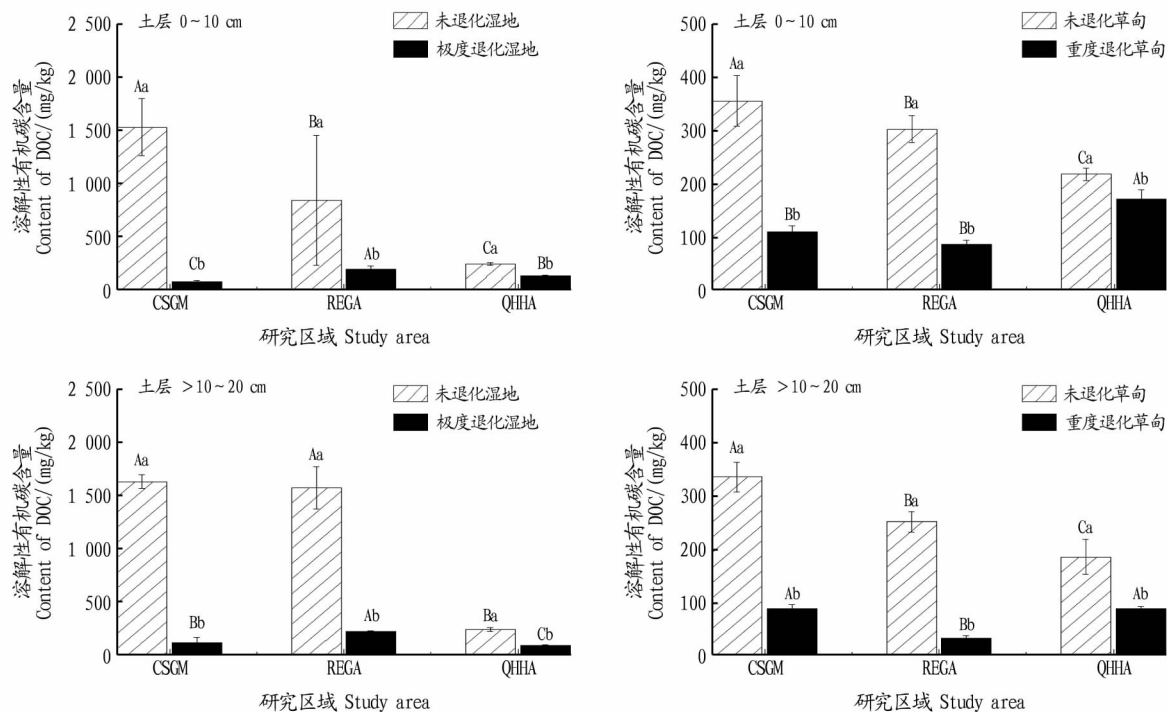
由图3可知,与土壤有机碳含量相似,高寒湿地和高寒草甸表层土壤(0~20 cm)中微生物生物量碳含量从长沙贡玛至青海湖流域依次降低,且湿地和草甸退化导致土壤微生

物生物量碳显著减少 ($P<0.05$)。长沙贡玛至青海湖流域未退化湿地表层土壤(0~10 cm)微生物生物量碳含量由 2395.37 降低至 362.74 mg/kg, 差异显著 ($P<0.05$); 长沙贡玛至青海湖流域未退化草甸表层土壤(0~10 cm)微生物生物量碳含量由 664.94 降低至 306.89 mg/kg, 差异显著 ($P<0.05$); 极度退化湿地和重度退化草甸微生物生物量碳损失较大, 长沙贡玛、若尔盖、青海湖流域极度退化湿地土壤(0~10 cm)微生物生物量碳含量分别为 268.45、235.43、151.07 mg/kg, 与未退化湿地土壤微生物生物量碳含量差异显著 ($P<0.05$); 长沙贡玛、若尔盖、青海湖流域重度退化草甸土壤(0~10 cm)微生物生物量碳含量分别为 201.80、218.64、180.86 mg/kg, 与未退化草甸土壤微生物生物量碳差异显著 ($P<0.05$)。

2.3 土壤有机碳损失率 由图4可知,长沙贡玛和若尔盖区域湿地与草甸退化后表层土壤(0~20 cm)损失了大量的有机碳,且显著高于青海湖流域损失率 ($P<0.05$)。长沙贡玛和若尔盖地区极度退化湿地相较于未退化湿地,土壤(0~20 cm)有机碳损失率高达 90%,而青海湖流域极度退化湿地土壤碳损失率约 65%,显著低于长沙贡玛和若尔盖地区 ($P<$

0.05);长沙贡玛和若尔盖地区极度退化湿地土壤溶解性有机碳和微生物生物量碳损失率也显著高于青海湖流域($P < 0.05$)。长沙贡玛和若尔盖地区重度退化草甸相较于未退化草甸,土壤(0~20 cm)有机碳损失率接近 90%,而青海湖流

域重度退化草甸土壤碳损失率约 50%,显著低于长沙贡玛和若尔盖地区($P < 0.05$)。长沙贡玛和若尔盖地区重度退化草甸土壤溶解性有机碳和微生物生物量碳损失率也显著高于青海湖流域($P < 0.05$)。



注:不同大写字母表示同类型在同一层土壤不同区域间溶解性有机碳含量差异显著($P < 0.05$),不同小写字母表示同类型在同一层土壤未退化和退化的溶解性有机碳含量差异显著($P < 0.05$)。

Note: Different uppercase letters indicate significant differences in dissolved organic carbon content between different regions of the same type and the same soil layer ($P < 0.05$), and different lowercase letters indicate significant differences in undegraded and degraded dissolved organic carbon content of the same type and the same soil layer ($P < 0.05$).

图 2 不同研究区域土壤溶解性有机碳含量

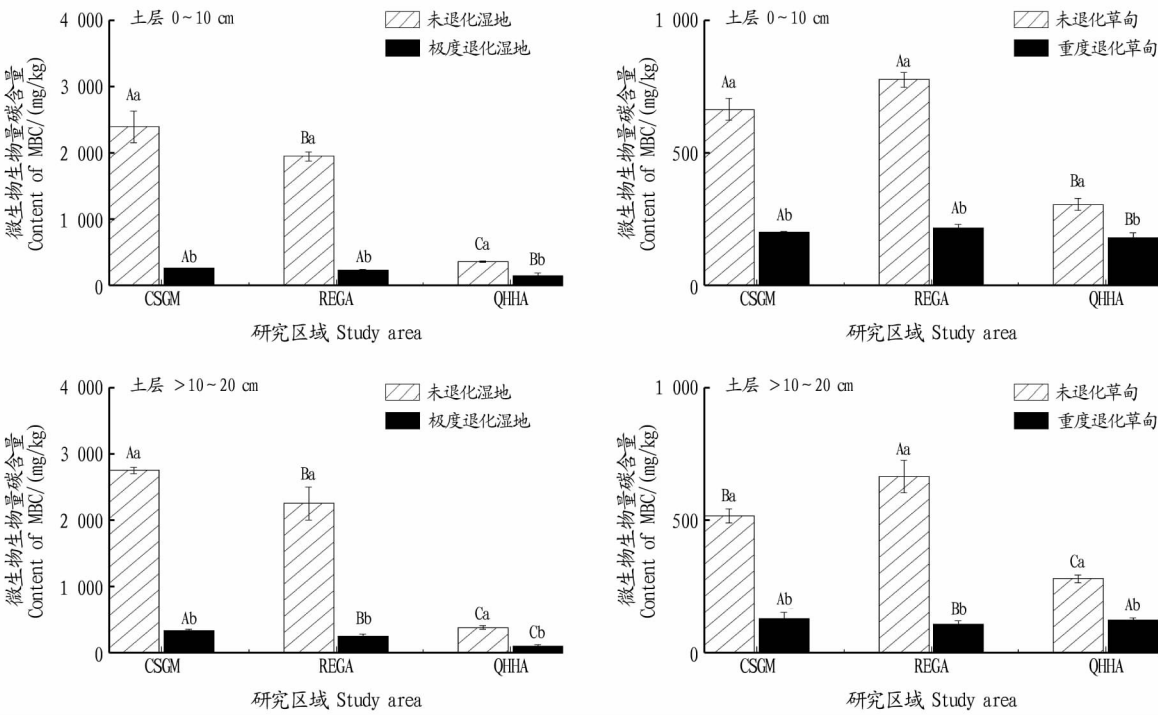
Fig. 2 Soil dissolved organic carbon contents of different study areas

3 讨论

3.1 退化与土壤有机碳损失 该研究中,不同海拔和不同降水条件下的高寒湿地与高寒草甸土壤有机碳含量丰富,特别是降水条件较好的长沙贡玛和若尔盖地区,土壤有机碳含量相对较高,对区域土壤碳库保持具有非常重要的意义。但该区域极度退化的高寒湿地和重度退化的高寒草甸土壤有机碳大量损失,急需开展相关研究明确动态变化与退化成因,并推进土壤碳库生态保护与恢复研究。当前,已有研究明确了高寒湿地、草甸的退化呈破碎斑块化景观分布,湿地面积缩减趋势明显^[17-18];并且有研究观点认为高寒湿地退化与气候变化关系密切^[19],这一观点在 40 年的卫星数据分析中得到佐证,随着高寒湿地气温升高,湿地退化程度呈现明显加剧状态^[20];此外,高寒湿地退化受到气候和人为综合作用因素的影响,如黄河首曲玛曲高寒湿地退化主要因素是蒸发量和降水量,其次是人口数量和大牲畜数量等人类活动影响^[21-22];长江和黄河源区高寒湿地退化主要受到气温升高影响,载畜量的变化是影响湿地变化最重要的人为因素^[23]。与该研究密切相关的若尔盖地区,湿地退化受到自然因素和

人为因素综合干扰,特别是气候变暖、人为开沟排水和增加放牧强度影响程度较高^[24-25]。从现有的研究来看,自然条件变化和人为干扰是影响高寒湿地退化的主要作用因素,且综合因素大于单一因素的影响。

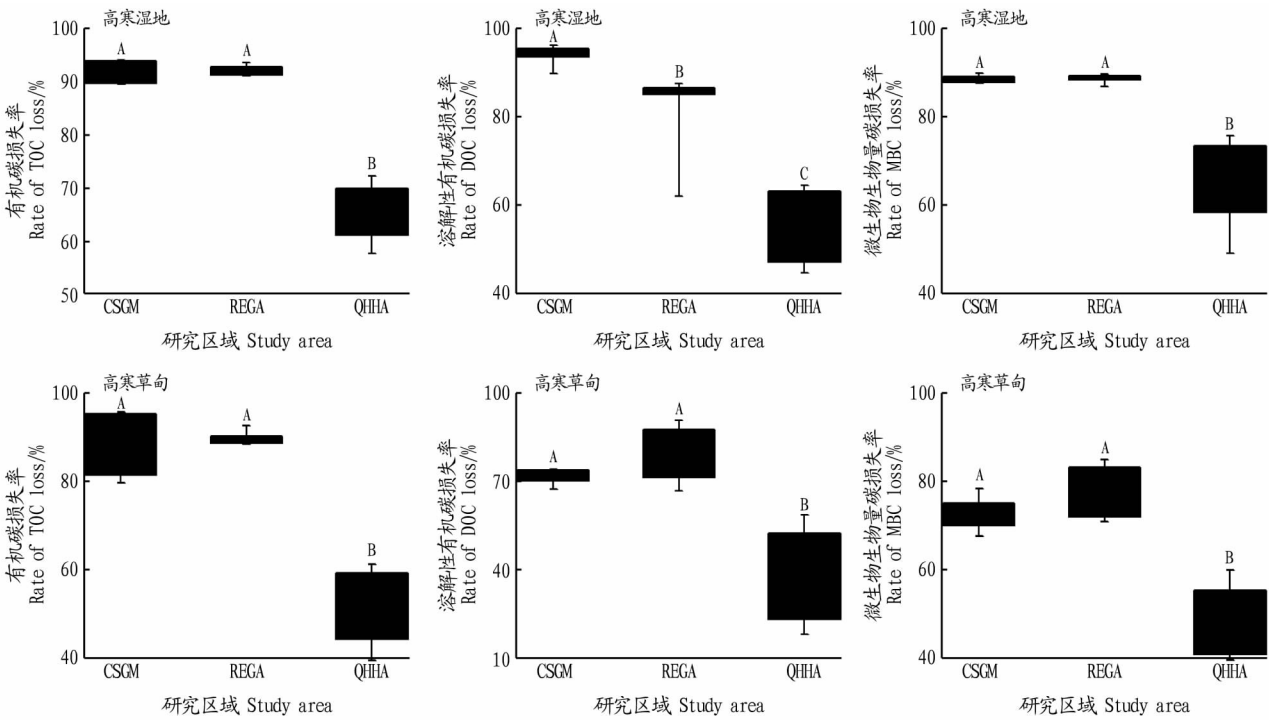
高寒湿地和草甸退化导致土壤中大量有机碳释放,引起土壤碳库损失。该研究中降水条件较好的长沙贡玛和若尔盖地区,土壤有机碳损失总量大、损失率高,青海湖流域土壤有机碳损失率相对较低,可能与区域降水量密切相关^[13]。部分研究观点认为,湿地退化后受土壤水分格局影响,土壤碳库减少了温室气体甲烷的排放量^[26],也有部分研究揭示了湿地退化初期促进了土壤有机碳积累,但是严重退化后期将引起土壤有机碳大量损失^[27]。从土壤有机碳总量角度来看,大量研究结果表明,良好的降水条件能够有效促进区域植物和微生物的生长发育过程,进一步促进生物碳转化过程并存储在土壤中,并且有机碳的存储量远远高于降水量较低条件区域(图 1);但是经历退化过程后,大量的有机碳从土壤中释放出来,形成较高的土壤有机碳损失率,土壤碳库质量下降严重^[13]。



注:不同大写字母表示同类型在同一层土壤不同区域间微生物生物量碳含量差异显著($P < 0.05$),不同小写字母表示同类型在同一层土壤未退化和退化的微生物生物量碳含量差异显著($P < 0.05$)。

Note: Different uppercase letters indicate significant differences in microbial biomass carbon content between different regions of the same type and the same soil layer ($P < 0.05$), and different lowercase letters indicate significant differences in undegraded and degraded microbial biomass carbon content of the same type and the same soil layer ($P < 0.05$).

图3 不同研究区域土壤微生物生物量碳含量
Fig. 3 Soil microbial biomass carbon contents of different study areas



注:不同大写字母表示同类型土地在不同区域间土壤碳的损失率差异显著($P < 0.05$)。

Note: Different capital letters indicate significant differences in soil carbon loss rates among different regions of the same land type ($P < 0.05$).

图4 不同区域土壤有机碳损失率
Fig. 4 Rates of soil organic carbon losses in different study areas

3.2 生态恢复与土壤有机碳积累 该研究中降水相对充沛的长沙贡玛与若尔盖地区退化后土壤有机碳库的损失率约 90%,而降水较低的青海湖流域也超过了 50%,进行生态修复对土壤有机碳库恢复具有非常大的潜力。已有研究明确指出,青藏高原退化湿地和草甸需要进行生态恢复,尤其是严重退化的湿地,需要短期补肥和长期补种进行生态恢复,才能有效促进生态恢复过程,保护土壤碳库^[28];但也有研究认为,湿地退化引起了土壤碳的大量释放过程,退化的湿地很难进行有效恢复,加强现有湿地的有效保护反而才是高寒湿地生态保护的要点^[27]。在生态恢复的相关研究中,退化后的湿地进行植被恢复过程会促进土壤有机碳的积累^[29],且恢复过程和效果与植被组成的类型密切相关^[30];部分研究从湿地横向演替角度解释了随着水位加深过程土壤碳库增加^[31],有部分研究认为恢复过程中人工添加养分对土壤碳库的恢复不具有长期持续的正向作用^[32];也有研究认为,高寒湿地土壤碳受到水位影响调控土壤铁元素介导的苯酚反应过程,这一过程与现存的“酶锁理论”相反,未来进行高寒湿地恢复与碳库重建需要更加注重水位恢复与铁介导过程^[33]。

针对高寒湿地和草甸退化后进行恢复的研究表明,不同恢复措施对恢复成效和土壤碳库作用不一。在高寒地区长达 10 年的植被恢复过程研究认为,植被恢复促进了植物生物量和凋落物的增加,但是土壤碳恢复效果不明显,且凋落物增加对植物吸收二氧化碳还产生了负面效应^[34],这与退化高寒草地进行生态恢复能够有效增加土壤有机碳含量,但是不同的植被会影响温室气体排放格局^[35]的结论相似;也有研究发现,在滇西高原湿地进行生态恢复,对促进土壤有机质库有较大的提升^[36],并且在滇西北高原湿地进行恢复后发现,恢复水深是促进湿地植被和土壤碳汇功能重建的关键要素^[37];而在藏北地区的湿地恢复研究认为,土壤氮含量会限制近自然恢复的成效,需要考虑生态系统养分平衡^[38]。

3.3 生态恢复措施建议 从生态恢复与生态功能长效持续的角度出发,高寒退化湿地和草甸的生态恢复与土壤碳库重建,在修复手段与功能持续之间的平衡需要更多的研究。虽然综合性的恢复研究相对完善,如 5 年的持续补水恢复措施,促使艾比湖湿地恢复到未退化的状态,补充水文能够促进湿地恢复^[39],并且部分研究认为湿地修复需要去除内源和外源污染物,同时进行生物修复,加强水质恢复与生物固碳关联研究^[40]。但在高寒地区,退化湿地现有生态恢复技术无法满足生态恢复需求,需进行诊断修复可行性,在材料、水文、生物层面综合提出修复措施,并对修复结果进行综合评判^[41]。目前的研究中有探索了自然灾害后高寒湿地生态修复措施,并提出需要考虑重建水文条件^[42];有对黑河源国家湿地公园生态恢复进行评估,确定了该区域需发挥高寒湿地生态功能,兼顾畜牧业生产^[43-44];有利用禁牧方式对高寒草甸和湿地进行恢复,发现恢复 10 年后产草质量下降,建议 10 年后恢复放牧提升生态系统服务功能^[45];也有研究分析了 30 年的高寒生态恢复系统并认为生态修复项目不一定完

全适宜生态系统高质量发展,建议在恢复基础上,考虑生态系统的环境适应性管理,提升生态系统的应用能力^[46]。

高寒湿地和草甸退化导致土壤有机碳损失率高,对土壤碳库的保存不利,未来的生态保护工作中,可以进一步考虑退化湿地和草甸的生态恢复过程,促进土壤碳库恢复。在恢复过程中,需要更加深入考虑针对高寒湿地和草甸的实际情况,排除污染风险,从水文、材料、植物、微生物等角度来构建合适的恢复措施,加强湿地和草甸有效恢复,促进土壤碳库汇增;同时需要深入考虑恢复后生态系统功能持续发挥,以生态系统服务为基础,保障生态安全恢复同时提升服务能力。

4 结论

青藏高原半湿润和半干旱区典型湿地和草甸土壤有机碳库存储量巨大,土壤碳含量随降水量的减少而降低。高寒湿地和草甸严重退化后,长沙贡玛和若尔盖降水条件较好的地区土壤有机碳损失率约 90%,而降水条件较差的青海湖流域土壤有机碳损失率超过 50%。高寒湿地和草甸进行生态恢复以重新构建土壤碳库的潜力较大,但是现有的研究并不能完全满足高寒湿地和草甸生态恢复的需求,未来要加强从材料、生物等因子综合构建恢复措施的探索,同时加强生态系统恢复与生态系统服务功能间的平衡关系研究。

参考文献

- [1] XU X B, CHEN M K, YANG G S, et al. Wetland ecosystem services research: A critical review[J]. *Global ecology and conservation*, 2020, 22: 1-10.
- [2] BALLUT-DAJUD G A, SANDOVAL HERAZO L C, FERNANDEZ-LAMBERT G, et al. Factors affecting wetland loss: A review[J]. *Land*, 2022, 11 (3): 1-43.
- [3] FLUET-CHOUINARD E, STOCKER B D, ZHANG Z, et al. Extensive global wetland loss over the past three centuries[J]. *Nature*, 2023, 614: 281-286.
- [4] 罗庆,何清,吴慧秋,等. 辽河口湿地土壤有机碳组分特征及其影响因素[J]. *生态环境学报*, 2024, 33(3): 333-340.
- [5] SENER D F, SAAVEDRA HORTUA D A, ENGEL S, et al. Impacts of wetland dieback on carbon dynamics: A comparison between intact and degraded mangroves[J]. *Science of the total environment*, 2021, 753: 1-13.
- [6] ZHENG Y C, CAO T, ZHANG Y D, et al. Characterization of dissolved organic matter and carbon release from wetland plants for enhanced nitrogen removal in constructed wetlands for low C-N wastewater treatment[J]. *Chemosphere*, 2021, 273: 1-9.
- [7] TAN L S, GE Z M, ZHOU X H, et al. Conversion of coastal wetlands, riparian wetlands, and peatlands increases greenhouse gas emissions: A global meta-analysis[J]. *Global change biology*, 2020, 26(3): 1638-1653.
- [8] ZOU J Y, ZIEGLER A D, CHEN D L, et al. Rewetting global wetlands effectively reduces major greenhouse gas emissions[J]. *Nature geoscience*, 2022, 15(8): 627-632.
- [9] 国务院第三次全国国土调查领导小组办公室, 自然资源部, 国家统计局. 第三次全国国土调查主要数据公报[EB/OL]. (2021-08-26) [2023-11-25]. https://www.mnr.gov.cn/dt/ywbb/202108/t20210826_2678340.html.
- [10] WEI D, ZHAO H, HUANG L, et al. Feedbacks of alpine wetlands on the Tibetan Plateau to the atmosphere[J]. *Wetlands*, 2020, 40(4): 787-797.
- [11] YUAN X, CHEN Y, QIN W K, et al. Plant and microbial regulations of soil carbon dynamics under warming in two alpine swamp meadow ecosystems on the Tibetan Plateau[J]. *Science of the total environment*, 2021, 790: 148072.
- [12] LIN C Y, LI X L, ZHANG J, et al. Effects of degradation succession of alpine wetland on soil organic carbon and total nitrogen in the Yellow River source zone, west China[J]. *Journal of mountain science*, 2021, 18(3): 694-705.

- [13] LUAN J W, CUI L J, XIANG C H, et al. Soil carbon stocks and quality across intact and degraded alpine wetlands in Zoige, east Qinghai-Tibet Plateau[J]. Wetlands ecology and management, 2014, 22(4): 427-438.
- [14] WANG X J, ZHANG Z C, YU Z Q, et al. Composition and diversity of soil microbial communities in the alpine wetland and alpine forest ecosystems on the Tibetan Plateau[J]. Science of the total environment, 2020, 747: 1-14.
- [15] 陈懂懂, 霍莉莉, 赵亮, 等. 青海高寒草地水热因子对土壤微生物生物量碳、氮空间变异的贡献: 基于增强回归树模型[J]. 生态环境学报, 2023, 32(7): 1207-1217.
- [16] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 1999: 106-109, 225-238.
- [17] 潘竟虎, 王建, 王建华. 长江、黄河源区高寒湿地动态变化研究[J]. 湿地科学, 2007, 5(4): 298-304.
- [18] 白军红, 欧阳华, 崔保山, 等. 近 40 年来若尔盖高原高寒湿地景观格局变化[J]. 生态学报, 2008, 28(5): 2245, 2252.
- [19] WANG R, HE M, NIU Z G. Responses of alpine wetlands to climate changes on the Qinghai-Tibetan Plateau based on remote sensing[J]. Chinese geographical science, 2020, 30(2): 189-201.
- [20] 王根绪, 李元寿, 王一博, 等. 近 40 年来青藏高原典型高寒湿地系统的动态变化[J]. 地理学报, 2007, 62(5): 481-491.
- [21] 薛鹏飞, 李文龙, 朱高峰, 等. 黄河首曲玛曲县高寒湿地景观格局演变[J]. 植物生态学报, 2021, 45(5): 467-475.
- [22] LIU Q G. Dynamic degradation of the alpine-cold wetland and analysis of driving forces in Maqu, China[J]. Nature environment and pollution technology, 2016, 15(2): 457.
- [23] 杜际增, 王根绪, 杨燕, 等. 长江黄河源区湿地分布的时空变化及成因[J]. 生态学报, 2015, 35(18): 6173-6182.
- [24] BAI J H, LU Q Q, WANG J J, et al. Landscape pattern evolution processes of alpine wetlands and their driving factors in the Zoige Plateau of China[J]. Journal of mountain science, 2013, 10(1): 54-67.
- [25] 游宇驰, 李志威, 黄草, 等. 1990—2016 年若尔盖高原荒漠化时空变化分析[J]. 生态环境学报, 2017, 26(10): 1671-1680.
- [26] ZHANG H, YAO Z S, MA L, et al. Annual methane emissions from degraded alpine wetlands in the eastern Tibetan Plateau[J]. Science of the total environment, 2019, 657: 1323-1333.
- [27] LI H L, LI T T, SUN W J, et al. Degradation of wetlands on the Qinghai-Tibetan Plateau causing a loss in soil organic carbon in 1966-2016[J]. Plant and soil, 2021, 467(1): 253-265.
- [28] LI W L, SHANG X J, YAN H P, et al. Impact of restoration measures on plant and soil characteristics in the degraded alpine grasslands of the Qinghai Tibetan Plateau: A meta-analysis[J]. Agriculture, ecosystems and environment, 2023, 347: 1-11.
- [29] AN Y, GAO Y, LIU X H, et al. Soil organic carbon and nitrogen variations with vegetation succession in passively restored freshwater wetlands[J]. Wetlands, 2021, 41(1): 1-10.
- [30] GRAF U H, BERGAMINI A, BEDOLLA A, et al. Regeneration potential of a degraded alpine mountain bog: Complex regeneration patterns after grazing cessation and partial rewetting[J]. Mires and peat, 2022, 28: 1-24.
- [31] WANG H, YU L F, CHEN L T, et al. Carbon fluxes and soil carbon dynamics along a gradient of biogeomorphic succession in alpine wetlands of Tibetan Plateau[J]. Fundamental research, 2023, 3(2): 151-159.
- [32] DUAN P, WEI R Y, WANG F P, et al. Persistence of fertilization effects on soil organic carbon in degraded alpine wetlands in the Yellow River source region[J]. Journal of mountain science, 2024, 21(4): 1358-1371.
- [33] WANG Y Y, WANG H, HE J S, et al. Iron-mediated soil carbon response to water-table decline in an alpine wetland[J]. Nature communications, 2017, 8(1): 1-9.
- [34] QI Y H, WEI D, WANG Z Z, et al. Optimizing restoration duration to maximize CO₂ uptake on the Tibetan Plateau[J]. Catena, 2024, 241: 1-11.
- [35] DENG B L, LI Z Z, ZHANG L, et al. Increases in soil CO₂ and N₂O emissions with warming depend on plant species in restored alpine meadows of Wugong Mountain, China[J]. Journal of soils and sediments, 2016, 16(3): 777-784.
- [36] LIU G D, TIAN K, SUN J F, et al. Evaluating the effects of wetland restoration at the watershed scale in northwest Yunnan Plateau, China[J]. Wetlands, 2016, 36(1): 169-183.
- [37] XIAO D R, ZHANG C, TIAN K, et al. Development of alpine wetland vegetation and its effect on carbon sequestration after dam construction: A case study of Lashihai in the northwestern Yunnan plateau in China[J]. Aquatic botany, 2015, 126: 16-24.
- [38] JI G X, HU G Z, GAO Q Z, et al. N limitation may inhibit the effectiveness of close-to-nature restoration measures for degraded alpine meadows on the northern Qinghai Tibet-Plateau[J]. Basic and applied ecology, 2024, 77: 35-44.
- [39] 毋兆鹏, 金海龙, 王范霞. 艾比湖退化湿地的生态恢复[J]. 水土保持学报, 2012, 26(3): 211-215, 221.
- [40] 李威, 李吉平, 张银龙, 等. 双碳目标背景下湖泊湿地的生态修复技术[J]. 南京林业大学学报(自然科学版), 2022, 46(6): 157-166.
- [41] 朱耀军, 马牧源, 赵娜娜. 若尔盖高寒泥炭地修复技术进展与展望[J]. 生态学杂志, 2020, 39(12): 4185-4192.
- [42] QIU D D, ZHU Y P, ZHANG H, et al. Strong earthquake results in regional die-off and degradation of alpine wetlands in the Qinghai-Tibet Plateau: Implications for management and restoration[J]. Ecological indicators, 2022, 144: 109503.
- [43] 孙玮婕, 乔斌, 于红妍, 等. 基于活力-组织力-恢复力的黑河源区高寒湿地景观生态健康评估[J]. 干旱区研究, 2024, 41(2): 301-313.
- [44] ZHANG X X, HU Y Z, ZHAO L H, et al. Dynamic monitoring and restorability evaluation of alpine wetland in the eastern edge of Qinghai-Tibet Plateau[J]. Global ecology and conservation, 2024, 51: e02948.
- [45] ZHANG Z C, LIU Y, SUN J, et al. Suitable duration of grazing exclusion for restoration of a degraded alpine meadow on the eastern Qinghai-Tibetan Plateau[J]. Catena, 2021, 207: 1-11.
- [46] ZHAO H, WEI D, WANG X D, et al. Three decadal large-scale ecological restoration projects across the Tibetan Plateau[J]. Land degradation and development, 2024, 35(1): 22-32.

(上接第 52 页)

- [14] 李升发, 李秀彬. 耕地撂荒研究进展与展望[J]. 地理学报, 2016, 71(3): 370-389.
- [15] 史铁丑, 徐晓红. 重庆市典型县撂荒地斑斑的提取与验证[J]. 农业工程学报, 2016, 32(24): 261-267.
- [16] 冯茂秋, 潘洪义, 朱芳, 等. 不同撂荒地类型空间格局及影响因素研究: 以德阳市中江县为例[J]. 西南农业学报, 2018, 31(6): 1260-1266.

(上接第 63 页)

- [24] 石晓晓, 郑国砥, 高定, 等. 中国畜禽粪便养分资源总量及替代化肥潜力[J]. 资源科学, 2021, 43(2): 403-411.
- [25] 刘晓东, 李书田. 中国畜禽粪尿养分资源及其还田的时空分布特征[J]. 农业工程学报, 2018, 34(4): 1-14, 316.
- [26] 李书田, 金继运. 中国不同区域农田养分输入、输出与平衡[J]. 中国农业科学, 2011, 44(20): 4207-4229.
- [27] 吕宁, 张颖, 黄燕, 等. 新疆地区畜禽粪污环境效应及能源化利用价值估算[J]. 黑龙江畜牧兽医, 2021(20): 17-23, 152.
- [28] ZAREEI S. Evaluation of biogas potential from livestock manures and rural wastes using GIS in Iran[J]. Renewable energy, 2018, 118: 351-356.

- [17] 王珂, 孙景妍, 张杰琳, 等. 基于 GEE 的陕西关中西部耕地季节性撂荒时空变化特征[J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版), 2022, 50(10): 106-115.
- [18] 吴峰, 李沛鸿, 熊凡, 等. 基于遥感的南方丘陵山区耕地撂荒研究[J]. 北京测绘, 2022, 36(11): 1519-1523.
- [19] 韦中晖, 靳海亮, 顾晓鹤, 等. 基于多时相协同变化检测的耕地撂荒遥感监测[J]. 遥感技术与应用, 2022, 37(3): 539-549.

- [29] 田宜水. 中国规模化养殖场畜禽粪便资源沼气生产潜力评价[J]. 农业工程学报, 2012, 28(8): 230-234.
- [30] 李文欢, 王桂霞. 社会规范对农民环境治理行为的影响研究: 以畜禽粪污资源化利用为例[J]. 干旱区资源与环境, 2019, 33(7): 10-15.
- [31] 耿维, 袁慢慢, 郭刚, 等. 安徽省作物养分供需分析及化肥减施潜力研究[J]. 中国生态农业学报, 2020, 28(2): 221-235.
- [32] 杜艳玲, 周怀平, 程曼, 等. 山西省种养废弃物构成及资源化利用潜力研究[J]. 农业资源与环境学报, 2019, 36(3): 329-336.
- [33] 王闻, 陈小燕, 朱顺妮, 等. 广东省生物质能资源潜力评估及分布特点[J]. 可再生能源, 2023, 41(2): 152-159.