

于钊,李奇铮,王培源,等.退化和恢复过程驱动的荒漠草地生态系统有机碳密度变化[J].中国沙漠,2022,42(2):215-222.

# 退化和恢复过程驱动的荒漠草地生态系统 有机碳密度变化

于钊<sup>1</sup>,李奇铮<sup>2a</sup>,王培源<sup>2b</sup>,蒋齐<sup>3</sup>

(1.宁夏回族自治区林业和草原局 宁夏林业项目管理中心,宁夏 银川 750001; 2.宁夏大学 a.农学院, b.生态环境学院,宁夏 银川 750021; 3.宁夏农林科学院 荒漠化治理研究所,宁夏 银川 750002)

**摘要:**荒漠草地是陆地生态系统的重要组成部分,研究退化和恢复荒漠草地生态系统碳密度的变化特征,是精确评估荒漠草地在全球气候变化中作用的关键,也能为中国碳达峰和碳中和提供数据支撑和理论依据。通过野外调查取样和室内分析,研究了腾格里沙漠南缘天然荒漠草地、重度退化荒漠草地和通过植被建设恢复良好的人工-天然荒漠草地的生态系统碳密度,主要包括植被生物量碳和土壤有机碳。结果表明:天然荒漠草地灌木生物量碳密度(叶、新生枝、老龄枝、枯枝和根系)为 $213.234\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ ( $17.688, 8.035, 59.163, 21.732\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ 和 $106.617\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ ),草本(地上部和根系)生物量碳密度为 $84.269\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ ( $12.192\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ 和 $72.077\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ ),0—100 cm土壤剖面土壤有机碳密度为 $2.517\text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$ 。退化荒漠草地碳损失较为严重,其灌木、草本生物量碳和土壤有机碳密度仅为天然荒漠生态系统的14.901%、45.549%和26.852%。但是,退化荒漠草地具有较强的固碳潜力,在进行人工植被建设后,恢复荒漠草地灌木、草本生物量碳和0—100 cm土壤有机碳密度显著增加,分别为退化荒漠草地的2.463、5.305倍和2.392倍,总有机碳密度增加了 $1.152\text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$ 。恢复草地0—20 cm土层土壤有机碳密度和草本生物量碳密度已经达到天然荒漠草地水平,但生态系统总体上还具有较大的固碳潜力( $0.916\text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$ )。中国荒漠和沙漠化地区具有巨大的固碳潜力,进行合理的人工植被恢复措施是增加荒漠生态系统碳储量、减缓大气中 $\text{CO}_2$ 浓度上升、实现中国碳达峰和碳中和以及应对全球气候变化的重要策略。

**关键词:**荒漠草地;生态恢复;生物量碳;土壤有机碳;固碳潜力;碳中和

**文章编号:** 1000-694X(2022)02-215-08

**DOI:** 10.7522/j.issn.1000-694X.2022.00015

**中图分类号:** X142

**文献标志码:** A

## 0 引言

荒漠是陆地生态系统的重要组成部分,面积约占世界陆地面积的1/3<sup>[1-3]</sup>。在气候变化和人类活动加剧的背景下,荒漠草地很容易退化或沙漠化<sup>[4-5]</sup>,因此荒漠草地在全球碳循环中可能起着更加重要的作用。近年来,沙漠化程度不断加剧,导致荒漠草地生态系统不断退化,如植被、土壤结构的退化致使区域生态系统固碳能力下降,同时向大气中释放了大量的碳<sup>[6]</sup>。全球沙漠化导致荒漠生态系统的碳损失为19—29 Pg,但这一数据还存在很大的不确定性<sup>[7]</sup>。为了减缓沙漠化,促进生态系统稳定性,在荒漠地区进行植被建设已成为一种重要的管理措

施。在荒漠化严重的地区进行合理的人工植被建设是提高土地生产力和生物多样性、增加荒漠生态系统碳储量和减缓全球气候变化的有效方式<sup>[8-11]</sup>。但是典型荒漠草地在退化过程中究竟损失了多少碳,以及退化严重的荒漠草地的固碳潜力究竟有多大,目前还缺少强有力的证据。在区域尺度上针对这一问题开展研究是减少荒漠生态系统碳储量和固碳潜力估算的不确定性以及应对全球气候变化的关键。

早在20世纪50年代,在腾格里沙漠东南缘就进行了以旱生灌木为优势种的人工植被建设,有效阻止了沙漠化的进一步扩张,目前已经演替恢复为稳定的人工-自然生态系统<sup>[12]</sup>。腾格里沙漠东南缘

收稿日期:2021-11-29; 改回日期:2022-02-16

资助项目:宁夏回族自治区农业科技自主创新资金项目(NGSB-2021-14-04);国家自然科学基金项目(41501110)

作者简介:于钊(1971—),男,宁夏中卫人,研究员,主要从事林业草原生态建设工作。E-mail: nxyuzhao@yeah.net

植被为典型的荒漠草原类型,是草原化荒漠与荒漠化草原的过渡带,目前分布有典型的荒漠草地生态系统、严重沙漠化的生态系统以及恢复良好的荒漠草地生态系统,是研究荒漠草地退化和重建过程中生态系统碳密度变化以及固碳潜力的理想区域。本研究选择腾格里沙漠东南缘典型的未退化的荒漠草地、退化严重的荒漠草地以及恢复良好的人工固沙植被为研究序列,研究荒漠草地退化和恢复过程中生态系统碳密度的变化特征及其固碳潜力。旨在区域尺度上准确评价荒漠草地在陆地生态系统碳循环中的作用及对人为干扰的响应,这也是未来土地利用和管理决策的重要基础。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

研究区位于腾格里沙漠东南缘,属典型的温带大陆性干旱气候和季风气候<sup>[12]</sup>。这一区域的年降雨量为180 mm左右,降雨量年际变率大,80.0%发生于6—9月,年均气温9.6℃,平均气温1月为-6.9℃,7月为24.3℃,≥10℃年有效积温大于3 000℃,年蒸发量约3 200 mm,年均风速4.2 m·s<sup>-1</sup>,年大风扬沙日数80—90 d,年沙暴日数16—25 d,多发生于4—6月,风向以西北风为主。土壤基质主要为疏松、贫瘠的流动风沙土。

### 1.2 研究方法

我们于生长季在腾格里沙漠东南缘荒漠草地选取并调查了天然未退化的荒漠草地、退化严重的荒漠草地以及恢复良好的荒漠草地。每种类型植被选择3个重复样地,在每个样地内,依据典型性原则,选择能够代表整个样地的植被、地形及土壤等特征的地段,按一定方向设置300 m样线,每隔20 m布设一个10 m×10 m的灌木样方用于灌木群落的调查和取样。在每个灌木样方内设置一个1 m×1 m的草本样方用于草本群落的调查和取样。

灌木样方面积为10 m×10 m,调查样方内所有灌木的总盖度,分物种调查所有灌木的株高及冠幅。根据调查结果,每个样地每个物种按形态选取3株具有代表性的个体,利用树剪对地上部分生物量进行取样,采用全挖开获得灌木根系生物量,并带回实验室。每一株均分解为叶片、新生枝、老龄枝、枯枝和根系,称量鲜重后置于65℃烘箱烘至恒

重,最后获得干重。样地灌木各组分生物量估算参考Yang等<sup>[13]</sup>的方法。

调查样方内所有草本植物的总盖度、群落高度,并分物种调查高度、株(丛)数量。使用剪刀获得样方内所有草本地上部分活体生物量、凋落物生物量和半分解层生物量。除去粘附的土壤砾石等杂质后,称量记录鲜重,带回实验室后置于65℃烘箱烘至恒重,最后获得干重。

在5个取过地上草本生物量的样方内将土壤表层的残留物和杂质清理干净,在样方四角及中心部位设置5个取样点(5个重复),利用内径为5 cm的土钻分0—5、5—10、10—20、20—30、30—50、50—70、70—100 cm共7层获取土壤样品。获得的样品按层分装在内封袋中,带回室内置于牛皮纸上晾干后过2 mm土壤筛并剔除植物残体。

在5个取过地上生物量的样方内,将土壤表面的残留物和杂质清理干净,用内径为8 cm根钻在土壤取样点旁边取5钻,5钻合并,分0—5、5—10、10—20、20—30、30—50、50—70、70—100 cm共7层获取草本根系,并按层分装在尼龙袋纱袋中,带回室内漂洗装进信封,放进65℃烘箱烘至恒重,最后获得干重。

每个样地在灌木样方5中设置一个容重坑,挖出一个长宽高为1.5 m×1 m×1 m(长×宽×深)的取样坑。将样方土壤表面的植物残留物和杂质清理干净,用环刀按照0—5—10—20—30—50—70—100 cm的深度从上至下取样,每层取5个重复。环刀的高度为5 cm,体积为100 cm<sup>3</sup>。分层次取好后,并做好标记带回室内,在105℃条件下烘干至恒重,称重。土壤容重( $\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ )= $W/V$ ,其中 $W$ =烘干土壤质量(g), $V$ =环刀容积(cm<sup>3</sup>)。使用容重测定后的土壤样品进行土壤砾石含量(土石比)的测定。

生物量碳和土壤有机碳(SOC)均采用重铬酸钾氧化-外加热法测定<sup>[14]</sup>。

### 1.3 数据分析

土壤有机碳密度(Soil Organic Carbon Density, SOCD,  $\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$ )是指单位面积内一定深度土层中的土壤有机碳储量。土壤有机碳密度不仅是估算和评价土壤有机碳储量的重要指标,本身也是反映土壤特性的重要指标。它由土壤有机碳含量、砾石含量及容重共同确定。本文采用Batjes<sup>[15]</sup>的计算方式

获得土壤有机碳密度。

首先计算某一土层 $i$ 的有机碳密度:

$$SOC_i = C_i \times T_i \times \rho_i \times (1 - \tau_i) / 10 \quad (1)$$

式中: $SOC_i$ 是 $i$ 层的土壤有机碳密度; $C_i$ 为土层 $i$ 的有机碳含量(%); $T_i$ 是土层 $i$ 的厚度(cm); $\rho_i$ 是土壤容重( $\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}$ ); $\tau_i$ 是直径 $>2 \text{ mm}$ 的砾石含量百分比。

如果土体剖面由 $n$ 层组成,那么该剖面的有机碳密度 $SOCD$ 为:

$$SOCD = \sum SOC_i = \sum_{i=1}^n C_i \times T_i \times \rho_i \times (1 - \tau_i) / 10 \quad (2)$$

式中: $n$ 代表土壤层数。

$$\text{草地上生物量碳密度: } GAOCD = C \times M \quad (3)$$

式中: $GAOCD$ 代表草地上生物量碳密度; $C$ 代表草本样品的有机碳含量(%); $M$ 表示单位面积内地地上部分草本生物量( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ )

$$\text{草本根系生物量碳密度 } GROCD = \sum_{i=1}^n C_i M_i \quad (4)$$

$M_i$ 是 $i$ 层土壤中草本根系的生物量( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ )。

计算灌木地上部分生物量碳密度,首先计算每个样方中每个灌木种的地上部分生物量碳密度( $SAOCD_n$ ):

$$SAOCD_n = \sum_{i=1}^k C_i M_i \quad (5)$$

式中: $n$ 表示样方中灌木类型; $k$ 表示某一灌木物种地上部分的不同器官组分(包括叶片、新生枝、老龄枝); $C_i$ 是组分 $i$ 的有机碳含量(%),是组分 $i$ 的生物量( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ )。获得每个物种的地上部分生物量碳密度后,再利用下式获得每个样方的灌木地上部分生物量碳密度( $SAOCD$ )

$$SAOCD = \sum_{n=1}^m SAOCD_n \quad (6)$$

式中: $m$ 表示样方中物种的数量。

$$\text{灌木根系生物量碳} = \sum_{n=1}^m C_n M_n \quad (7)$$

式中: $m$ 代表样方中灌木物种数; $C_n$ 表示物种 $n$ 的根系生物量碳含量(%); $M_n$ 表示物种 $n$ 的根系生物量( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$ )。

总碳密度( $TOC$ )是样方中生物量碳和土壤有机碳的和。

## 2 结果与分析

### 2.1 不同类型荒漠草地生态系统灌木生物量碳密度变化特征

天然荒漠草地生态系统灌木叶片、新生枝、老

龄枝、枯枝、地上部、地下部和总生物量碳密度分别为 17.688、8.035、59.163、21.732、106.618、106.617、213.234  $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ (图1)。从典型的天然荒漠草地生态系统到退化严重的沙地生态系统再到恢复良好的生态系统的演变过程中,灌木叶片、新生枝、老龄枝、枯枝、地上部、地下部和总生物量碳密度均表现为先降低再升高的趋势,不同类型生态系统间灌木叶片和新生枝碳密度差异不显著( $P>0.05$ ),老龄枝、枯枝、地上部、地下部和总生物量碳密度差异显著( $P<0.05$ ,图1)。具体表现为,退化过程中灌木生物量碳急剧减少,灌木地上部、地下部和灌木总生物量碳仅为天然荒漠生态系统的 17.103%、12.700% 和 14.901%。在合理的人工管理措施下,如在退化严重的草地上实施机械固沙和人工植被建设固沙措施后,经过 50 余年的演变,退化草地逐渐演变为人工-天然荒漠生态系统,本研究显示恢复后的生态系统与退化严重的生态系统相比,灌木地上部、地下部和总生物量碳密度分别增加了 168.692%、116.140% 和 146.298%。但灌木地上部、地下部和总生物量碳密度仅达到天然荒漠生态系统的 45.953%、27.449% 和 36.701%。

### 2.2 不同类型荒漠草地生态系统草本生物量碳密度变化特征

天然、退化和恢复荒漠草地生态系统的草地上生物量碳密度分别为 12.192、10.104、50.389  $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ ,各植被类型间差异不显著( $P>0.05$ );根系生物量碳密度为 72.077、28.279、153.236  $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ (图2),各植被类型间差异显著( $P<0.05$ )。从天然到退化再到恢复生态系统表现为先降低再增加的特点,恢复生态系统的草地上和地下生物量碳密度是退化生态系统的 4.133 倍和 2.126 倍,是天然荒漠草地生态系统的 4.987 倍和 5.419 倍。这说明退化生态系统在恢复过程中具有较高的草本生物量碳潜力。

### 2.3 不同类型荒漠草地生态系统土壤有机碳密度变化特征

与灌木和草本生物量碳密度相似,天然、退化和恢复荒漠草地生态系统 0—20 cm 和 0—100 cm 土壤剖面土壤有机碳密度表现为先降低后增加的特征,不同类型荒漠草地间差异显著( $P<0.05$ )。天然荒漠生态系统 0—100 cm 土壤剖面土壤有机碳密度



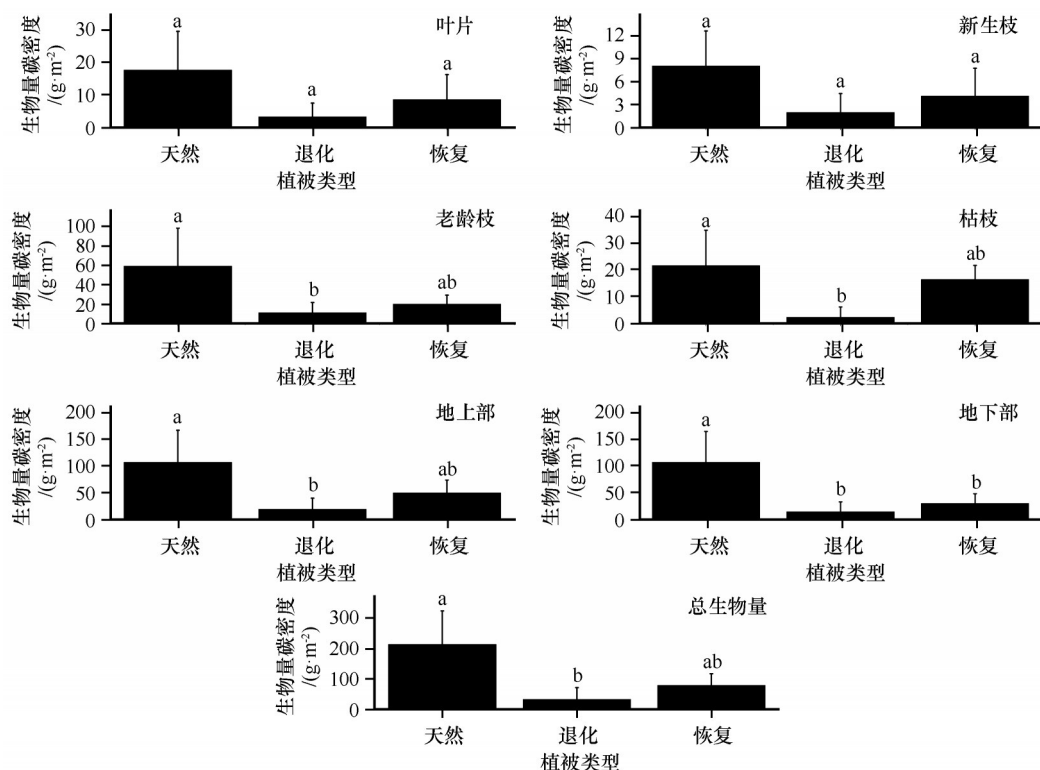


图1 灌木生物量碳密度特征

Fig.1 Biomass carbon density of shrub

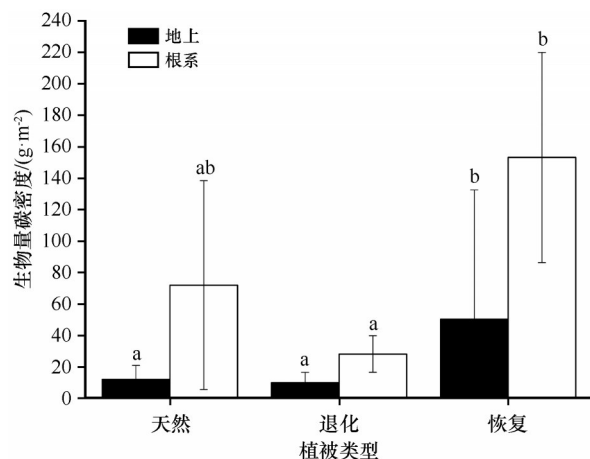


图2 草本生物量碳密度特征

Fig.2 Biomass carbon density of herbage

为  $2.517 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ ; 严重退化后生态系统的土壤有机碳损失较大, 仅为天然荒漠生态系统的 26.852%; 退化生态系统恢复后其土壤有机碳增加较多, 土壤有机碳密度 ( $1.616 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ ) 为退化生态系统的 2.392 倍, 但是还远远低于天然荒漠生态系统, 仅为 64.223% (图 3)。这说明退化荒漠生态系统在实施合理的恢复措施后, 土壤有机碳储量显著增加, 但与天然荒漠生态系统相比, 还具有很大的固碳潜力。天然荒漠生态系统 0—20 cm 剖面土壤有机碳密

度为  $0.673 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ , 退化后仅为  $0.166 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ , 而恢复生态系统 0—20 cm 土壤有机碳密度恢复良好, 达到了天然植被的水平, 为  $0.694 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ 。0—20 cm 剖面土壤有机碳密度占 0—100 cm 土壤剖面土壤有机碳密度的比率分别为 26.749% (天然)、24.507% (退化) 和 42.919% (恢复), 天然和退化生态系统的比率相似, 都远远低于恢复植被, 说明恢复生态系统表层土壤恢复良好。

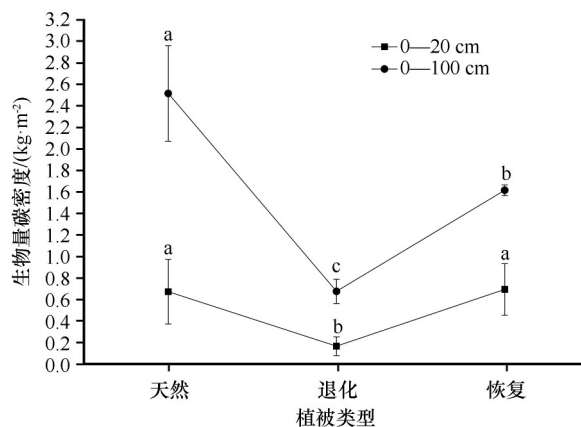


图3 不同植被类型 0—20 cm 和 0—100 cm 土壤有机碳密度变化特征

Fig.3 Soil organic carbon density of 0—20 cm and 0—100 cm soil profile for different vegetation type

## 2.4 不同类型荒漠草地生态系统有机碳密度分配特征

天然、退化和恢复荒漠草地生态系统的总有机碳密度分别为 $2.814$ 、 $0.746$ 、 $1.898 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ ,其中土壤有机碳密度的占比最大,分别为 $89.428\%$ 、 $90.594\%$ 和 $85.151\%$ 。草本生物量碳在天然和退化荒漠生态系统中占比最小,仅为 $2.995\%$ 和 $5.146\%$ ,而在恢复生态系统中达到了 $10.727\%$ 。灌木生物量碳在退化和恢复生态系统中占较小,分别为 $4.260\%$ 和 $4.123\%$ ,在天然生态系统中为 $7.577\%$ (图4)。

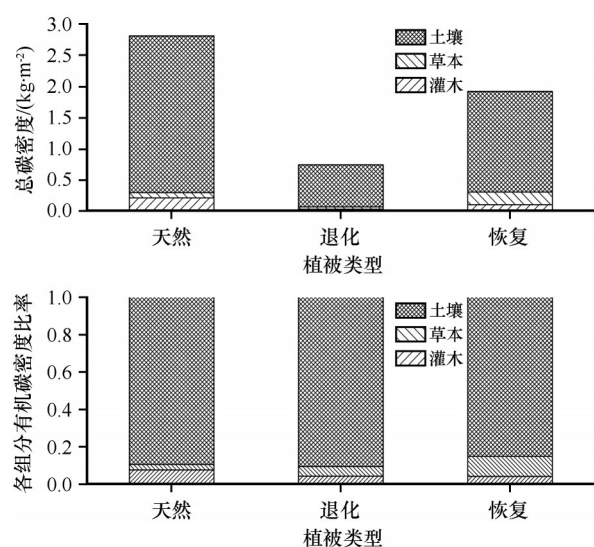


图4 荒漠草地生态系统总有机碳密度及分配特征

Fig.4 Total organic carbon density and distribution in different desert grassland ecosystems

## 3 讨论

土壤有机碳的维护和管理对生产力、土壤、水和能源安全至关重要,气候变化和土地利用变化正在对土壤产生巨大影响<sup>[16]</sup>。气候变化等全球性问题需要在全球和生物圈尺度上考虑有机碳储量的变化,但人类活动的作用多发生在景观尺度上,对不同尺度有机碳的精确量化有助于制定更好的政策来保护和提高现有的有机碳,确保土壤的可持续利用<sup>[17]</sup>。同时也是减缓全球气候变化,实现碳达峰和碳中和的关键。土地利用变化是全球碳循环的重要驱动力<sup>[18]</sup>,多数研究表明,不合理的土地利用和生态系统退化是影响陆地生态系统土壤碳库的主要因素之一<sup>[19]</sup>,如土地荒漠化直接导致封存的土壤碳释放,增高了大气中 $\text{CO}_2$ 的浓度,导致全球变暖<sup>[20-22]</sup>。本研究显示腾格里沙漠南缘荒漠草地严重

退化后生态系统有机碳密度,包括土壤有机碳密度、灌木各组分(叶片、新生枝、老龄枝、枯枝、根系)生物量碳以及草本(地上及根系)生物量碳密度均急剧降低,共减少 $2.068 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$ ,占未退化荒漠草地的 $73.494\%$ ,其中以土壤有机碳为主,这与科尔沁沙地沙漠化的部分研究结果相似<sup>[23]</sup>。腾格里沙漠南缘荒漠草地生态系统退化从输入和输出两个方面影响生态系统碳储量,生态系统有机碳储量及其动态主要取决于有机质输入与输出之间的平衡,而在生态系统退化过程中,这一平衡遭到破坏,输入减少而输出增加。输入方面,随着生态系统的退化,灌木、草本以及地表也遭到破坏导致生产力逐渐降低,从大气中固定 $\text{CO}_2$ 的能力大大降低,生态系统有机碳输入的累积量减少,最终导致生态系统碳储量降低;输出方面,荒漠草地退化不仅从植物残体直接释放碳,而且导致土壤没有植被保护,在风蚀等作用下土壤结构遭到破坏,黏粉粒大量损失,一方面直接减少土壤有机碳的含量,另一方面又加速土壤有机碳的分解。总的来讲,荒漠草地的退化不仅直接影响植被生物量碳和土壤有机碳的空间分布和 $\text{CO}_2$ 释放,而且通过影响植被的结构和功能及土壤有机碳的形成、迁移、扩散及分解矿化等的影响因子(土壤母质和黏粒含量、土壤有机碳含量、土层深度、土壤含水量、温度)而间接影响植被生物量碳和土壤有机碳的含量和分布,最终通过改变土壤有机质的分解速率来影响有机碳密度。

有关植被恢复对生态系统碳储量影响的研究多集中在土壤有机碳方面,多数研究表明,在退化土地上进行植被恢复重建能够有效地促进土壤发育、改善土壤特性、增强土壤微生物活性、提高土壤肥力,显著增加了生态系统的固碳潜力,同时还能够有效控制土壤侵蚀减少土壤碳损失,是增加土壤碳汇的重要手段<sup>[24-26]</sup>。一方面,植被恢复增加了地表覆盖,可以有效减少土壤侵蚀和养分的流失,另一方面,植被恢复增加了土壤有机碳的输入,如植物残体、根系以及根系分泌物等<sup>[27-29]</sup>。此外,土壤有机碳的变化及其稳定性取决于各粒径组分<sup>[30]</sup>,植被恢复显著增加了土壤黏粉粒含量,提升了土壤吸收和存储有机碳的能力,是驱动土壤碳固存和土壤恢复的关键因素<sup>[31-32]</sup>。

植被恢复还会影响土壤有机碳的分布和组成,土壤有机碳具有较强的表聚效应,本研究也证实了这一点,表层土壤(0—20 cm)理化性质受植被恢复

的影响最大。主要原因为,在腾格里沙漠南缘沙漠化严重的地区进行固沙植被建设可以稳定土壤表面、增加土壤表面的粗糙度,进而增加地表对大气降尘的捕获并创造了一个稳定的物理环境<sup>[33]</sup>;之后,大量的生物土壤结皮开始拓殖,草本也开始入侵,生物土壤结皮可以进行固碳和固氮活动,为表土层输入大量的有机碳<sup>[34]</sup>,同时草本根系也主要分布在土壤表层,其根系周转也为表土层增加了大量的有机碳,此外灌木及草本的枯枝落叶也首先进入土壤表层。本研究显示,与退化生态系统相比,恢复生态系统各组分有机碳,包括土壤有机碳、灌木和草本生物量碳均大量增加,总有机碳密度增加了 $1.161\text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$ ,但是与天然荒漠草地相比还有较大的固碳潜力( $0.916\text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$ )。由于0—20 cm土层土壤有机碳密度和草本生物量碳密度已经达到或超过天然荒漠草地,而植被地上部分容易被收获利用,吸存的碳很快又被释放出来,因此生物量碳存储的时间相对较短,尤其是草本和灌木叶片生物量碳。而土壤有机碳库和土壤养分可能会在很长时间内持续增加,即使植被的生物量已达到最大值后<sup>[11,35]</sup>。考虑到旱生灌木的生物量分配特征(根冠比)<sup>[36]</sup>,本研究认为,下层土壤(20—100 cm)是未来增加碳储量的主要土壤层。鉴于中国北方沙漠化土地面积巨大,干旱沙漠、半干旱沙漠以及沙漠化土地的面积分别为58.1万、10.3万 $\text{km}^2$ 和38.57万 $\text{km}^2$ ,且沙漠地区流动沙丘和半固定沙丘占比较大<sup>[37]</sup>,因此中国荒漠和沙漠化地区具有巨大的固碳潜力,在未来应对全球气候变化中可能会起到更加重要的作用。我们认为在沙漠或沙漠化地区进行合理的人工植被恢复措施是增加荒漠生态系统碳储量、减缓大气中 $\text{CO}_2$ 浓度上升、实现中国碳达峰和碳中和以及应对全球气候变化的重要策略。

## 4 结论

荒漠草地沙化过程改变了生态系统碳储量和组成,向大气中排放了大量的碳。与典型荒漠草地相比,严重沙化土地的灌木、草本生物量碳和土壤有机碳密度损失达85.099%、54.549%和73.148%。鉴于荒漠草地面积巨大,生态系统脆弱易沙化,因此科学利用和保护荒漠草地是减少碳排放的重要举措。而合理的生态恢复措施能显著提升沙化土地的固碳能力,本研究中恢复生态系统的灌木、草本生物量碳和土壤有机碳密度显著增加,分别为退

化荒漠草地的2.463、5.305倍和2.392倍,总有机碳密度增加了 $1.152\text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$ 。尤其是表层土壤(0—20 cm)有机碳密度和草本生物量碳密度已经达到天然荒漠草地水平,但80—100 cm土壤层还具有较大的固碳潜力( $0.916\text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$ )。因此,进行合理的生态恢复措施是增加沙化土地碳储量、减缓大气中 $\text{CO}_2$ 浓度上升、实现中国碳达峰和碳中和以及应对全球气候变化的重要策略。

## 参考文献:

- [1] Reynolds J F. Desertification [M]//Church M, Böttjer, Daniela. Encyclopedia of Biodiversity. YorkNew, USA: Academic Press, 2001: 2, 61–78.
- [2] Scurlock J M, Johnson K, Olson R J. Estimating net primary productivity from grassland biomass dynamics measurements [J]. Global Change Biology, 2002, 8: 736–753.
- [3] Reynolds J F, Smith D M S, Lambin E F, et al. Global desertification: building a science for dryland development [J]. Science, 2007, 316: 847–851.
- [4] Schlesinger W H, Reynolds J F, Cunningham G L, et al. Biological feedbacks in global desertification [J]. Science, 1990, 247: 1043–1048.
- [5] Puigdefàbregas J, Mendizabal T. Perspectives on desertification: western Mediterranean [J]. Journal of Arid Environments, 1998, 39: 209–224.
- [6] Helldén U, Tottrup C. Regional desertification: a global synthesis [J]. Global and Planetary Change, 2008, 64: 169–176.
- [7] Lal R. Potential of desertification control to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect [J]. Climatic Change, 2001, 51: 35–72.
- [8] Li X R, Xiao H L, Zhang J G, et al. Long-term ecosystem effects of sand-binding vegetation in the Tengger Desert, northern China [J]. Restoration Ecology, 2004, 12(3): 376–390.
- [9] Li X R, He M Z, Duan Z H, et al. Recovery of topsoil physicochemical properties in revegetated sites in the sand-burial ecosystems of the Tengger Desert, northern China [J]. Geomorphology, 2007, 88(3/4): 254–265.
- [10] Li X R, Kong D S, Tan H J, et al. Changes in soil and vegetation following stabilisation of dunes in the southeastern fringe of the Tengger Desert, China [J]. Plant and Soil, 2007, 300 (1): 221–231.
- [11] Yang H T, Li X R, Wang Z R, et al. Carbon sequestration capacity of shifting sand dune after establishing new vegetation in the Tengger Desert, northern China [J]. Science of the Total Environment, 2014, 478: 1–11.
- [12] 李新荣, 张志山, 刘玉冰, 等. 中国沙区生态重建与恢复的生态水文学基础 [M]. 北京: 科学出版社, 2016: 460–473.
- [13] Yang H T, Wang Z R, Tan H J, et al. Allometric models for estimating shrub biomass in desert grassland in northern China [J].



- Arid Land Research and Management, 2017, 31: 1–18.
- [14] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [15] Batjes N H. Total carbon and nitrogen in the soils of the world [J]. European Journal of Soil Science, 1996, 47: 151–163.
- [16] Uta Stockmann, José Padarian, Alex McBratney, et al. Global soil organic carbon assessment[J]. Global Food Security, 2015, 6: 9–16.
- [17] O'Rourke S M, Angers D A, Holden N M, et al. Soil organic carbon across scales [J]. Global Change Biology, 2015, 21 (10): 3561–3574.
- [18] Zhang L H, Xie Z K, Zhao R F, et al. The impact of land use change on soil organic carbon and labile organic carbon stocks in the Longzhong region of Loess Plateau [J]. Journal of Arid Land, 2012, 4(3): 241–250.
- [19] Wu H, Guo Z, Peng C. Land use induced changes of organic carbon storage in soils of China [J]. Global Change Biology, 2010, 9(3): 305–315.
- [20] Lal R, Kimble J, Follett R F. Pedospheric processes and the carbon cycle [M]//Lal R, Kimble J M, Follett R F, et al. Soil Processes and the Carbon Cycle. Boca Raton, USA: CRC Press, 1998: 1–8.
- [21] Feng Q, Cheng G, Kunihiro E. Carbon storage in desertified lands: a case study from North China [J]. Geo Journal, 2000, 51 (3): 181–189.
- [22] Duan Z, Xiao H, Dong Z, et al. Estimate of total CO<sub>2</sub> output from desertified sandy land in China [J]. Atmospheric Environment, 2001, 35(34): 5915–5921.
- [23] 李玉强, 赵哈林, 移小勇, 等. 沙漠化过程中科尔沁沙地植物–土壤系统碳氮储量动态[J]. 环境科学, 2006, 27(4): 635–640.
- [24] Lal R. Soil management and restoration for C sequestration to mitigate the accelerated greenhouse effect [J]. Progress in Environmental Science, 1999, 1: 307–326.
- [25] 钟芳, 柴晓虹, 王国基, 等. 植被恢复方式对黄土丘陵区土壤理化性质及微生物特性的影响[J]. 中国沙漠, 2014, 34(4): 1064–1072.
- [26] 马晓俊, 李云飞. 腾格里沙漠东南缘植被恢复过程中土壤微生物量及酶活性[J]. 中国沙漠, 2019, 39(6): 159–166.
- [27] Post W M, Kwon K C. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential [J]. Global Change Biology, 2000, 6: 317–327.
- [28] Garcia C, Hemanderz T, Roldan A, et al. Effect of plant cover decline on chemical and microbiological parameters under Mediterranean climate [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2002, 34: 635–642.
- [29] Gilsotres F, Trasarcepeda C, Leiros M C, et al. Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties [J]. Soil Biology and Biochemistry, 2005, 37: 877–887.
- [30] Xu Z, Li Z, Liu H, et al. Soil organic carbon in particle-size fractions under three grassland types in Inner Mongolia, China [J]. Journal of Soils & Sediments, 2018, 18(5): 1–10.
- [31] Chen Xiaohong, Duan Zhenghu, Tan Mingliang. Restoration affect soil organic carbon and nutrients in different particle-size fractions [J]. Land Degradation & Development, 2016, 27(3): 561–572.
- [32] 安芳娇, 苏永中, 牛子儒, 等. 干旱区流动沙地建植梭梭(*Haloxylon ammodendron*)林后细粒物质输入对土壤碳氮积累的影响[J]. 中国沙漠, 2021, 41(5): 1–10.
- [33] Li X R, Ma F Y, Xiao H L, et al. Long-term effects of revegetation on soil water content of sand dunes in arid region of Northern China [J]. Journal of Arid Environments, 2004, 57: 1–16.
- [34] 李新荣. 荒漠生物土壤结皮生态与水文学研究[M]. 北京: 高等教育出版社, 2012.
- [35] Yang H, Wang Z, Li X, et al. Vegetation restoration drives the dynamics and distribution of nitrogen and phosphorous pools in a temperate desert soil-plant system [J]. Journal of Environmental Management, 2019, 245: 200–209.
- [36] 杨昊天, 李新荣, 刘立超, 等. 荒漠草地4种灌木生物量分配特征[J]. 中国沙漠, 2013, 33(5): 1340–1348.
- [37] 杨昊天, 李新荣, 闫培洁, 等. 腾格里沙漠土壤类型空间分布特征[J]. 中国沙漠, 2020, 40(4): 154–162.

## Changes of organic carbon density in desert steppe ecosystem driven by degradation and restoration

Yu Zhao<sup>1</sup>, Li Qizheng<sup>2a</sup>, Wang Peiyuan<sup>2b</sup>, Jiang Qi<sup>3</sup>

(1. Ningxia Forestry Project Management Center, Forestry and Grassland Bureau of Ningxia Hui Autonomous Region, Yinchuan 750001, China; 2. a. School of Agriculture / b. School of Ecology and Environment, Ningxia University, Yinchuan 750021, China; 3. Research Institute of Desertification Control, Ningxia Academy of Agriculture and Forestry Science, Yinchuan 750002, China)

**Abstract:** Desert grassland is an important component of the terrestrial ecosystem, the study of carbon density in degraded and restored desert grassland ecosystem is important to evaluate the role of desert grassland in global climate change. It can also provide data support and theoretical basis for peaking carbon dioxide emissions by 2030 and carbon neutralization by 2060 of China. Field investigation, sampling and laboratory analysis were carried out for natural, heavily degraded and restored desert grassland in the southeastern fringe of the Tengger Desert, China. Differences of the total organic carbon density, soil organic carbon density (SOCD), shrubs biomass carbon density (BCD), and herb BCD among three ecosystems were examined. The results showed that shrub (leaves, new branches, aging branches, standing-dead and roots) BCD, herbage (shoot and root) BCD and SOCD of 0–100 cm soil profile of typical desert grassland were  $213.234 \text{ g m}^{-2}$  ( $17.688 \text{ g m}^{-2}$ ,  $8.035 \text{ g m}^{-2}$ ,  $59.163 \text{ g m}^{-2}$ ,  $21.732 \text{ g m}^{-2}$  and  $106.617 \text{ g m}^{-2}$ ),  $84.269 \text{ g m}^{-2}$  ( $12.192 \text{ g m}^{-2}$  and  $72.077 \text{ g m}^{-2}$ ) and  $2.517 \text{ kg m}^{-2}$ , respectively. The carbon loss of degraded desert grassland was serious, shrub BCD, herbage BCD and SOCD only accounted for 14.901%, 45.549% and 26.852% of natural desert grassland. Degraded desert grassland had strong carbon sequestration potential, shrub BCD, herbage BCD and SOCD of 0–100 cm soil profile of restored desert grassland increased significantly, they were 2.463 times, 5.305 times, and 2.392 times as much as that of degraded desert grassland, respectively. The total organic carbon density increased by  $1.152 \text{ kg m}^{-2}$ . SOCD of 0–20 cm soil profile and herbage BCD have reached the level of typical desert grassland, however, there was a large carbon sequestration potential ( $0.916 \text{ kg m}^{-2}$ ). Our study suggests that the desert and desertification area in China has great carbon sequestration potential, reasonable restoration measures is important strategy to increase carbon storage of desert grassland, alleviate the increase of  $\text{CO}_2$  concentration and mitigate global climate change.

**Key words:** desert grassland; ecology restoration; biomass carbon; soil organic carbon; carbon sequestration potential; carbon neutralization