

传统放牧模式下青藏高原高寒牧区藏系绵羊温室气体排放研究

赵 亮¹, 陈懂懂¹, 徐世晓¹, 赵新全^{1,2}, 李 奇^{1*}

(1. 中国科学院西北高原生物研究所, 青海 西宁 810008; 2. 中国科学院成都生物研究所, 四川 成都 610041)

[摘 要] 通过 LCA 原理, 建立一个由 6 只公羊和 200 母羊建群的适度放牧天然牧场, 模拟一个世代周期(7 年), 估算传统放牧模式下青藏高原高寒牧区藏系绵羊温室气体碳密度, 不同排放源及种群组分的贡献率。藏系绵羊温室气体碳密度为 13.07 kg CO₂ eq (kg 活体重)⁻¹ 或 24.85 kg CO₂ eq (kg 胴体)⁻¹。肠道发酵排放的 CH₄ 占温室气体总排放量的比例为 79%, 次之为从土壤氮输入和粪便中排放的 N₂O(20%)。建群繁殖种群和生产羔羊所排放的温室气体占整个系统的 65%, 35% 由放牧期进行交易的羊产生。在整个系统构成成份中, 母羊贡献最大(45%), 生产期和交易期贡献率达 46%。因此, 在高寒牧区传统放牧模式下, 可通过优化放牧方式(例如: 提高母畜繁殖率减少母畜数量; 缩短出栏周期), 减少温室气体排放。

[关键词] 青藏高原; 生命周期原理; 藏系绵羊; 温室气体; 二氧化碳; 甲烷; 氧化亚氮

[中图分类号] S811.5

[文献标识码] A

[文章编号] 1005-5228(2016)08-0036-09

过去几十年, 全球变暖, 极端气候事件加剧, 海平面上升和冰川退缩影响着人类生活, 这些变化主要原因是温室气体的浓度增加而引起的。畜牧业对温室气体排放贡献主要包括畜禽饲养、粪便管理阶段和后续的加工、零售以及运输阶段直接或间接的 CO₂、CH₄ 和 N₂O 排放, 它已成为我国农业领域最大的 CH₄ 排放源^[1-3]。所以, 降低单位畜产品生产过程中所排放的温室气体当量(即单位畜产品 CO₂ 当量排放强度), 已经成为草地生态系统与气候变化的热点问题之一。

绵羊是全球农业经济的重要组成部分, 可以提供肉类、羊毛和奶等产品。青藏高原高寒草地生态系统是地球陆地生态系统的重要组成部分, 作为藏系绵羊主要活动场所, 是提供农牧民经济收入的主要来源地。全球反刍动物每年排放 CH₄ 约 8 000 × 10⁴ t, 占人为排放 CH₄ 总量的 28%。藏系绵羊是青藏高原主要反刍动物, 是高寒草地生态系统次级消费者的主体, 青藏高原现有约 3 474 万只藏系绵羊。青藏高原高寒牧区以传统的放牧方式为主, 但这种生产经营模式温室气体排放量是多少, 同时, 是否还具有较大的温室气体减排潜力不得而知。

LCA(Life cycle assessment) 评估技术提供了家畜温室气体排放量的估算方法。已有大量文献用 LCA 方法评估了全球一些重点区域内奶牛^[4-6]、肉牛^[7-10] 的温室气体排放和碳足迹。绵羊的研究主要集中在羔羊生产中, 如: 地中海周边^[11]、新西兰^[12]、英国^[7,13] 和澳大利亚^[8-9]。迄至对青藏高原高寒牧区在传统放牧条件下温室气体排放还未见报道。

本研究运用 LCA 评估技术, 模拟一个在传统放牧模式下牧场, 估算青藏高原高寒牧区藏系绵羊的温室气体排放和碳密度, 以期为评价和优化青藏高原传统放牧模式, 实现“低碳型草地畜牧业”生产模式提供基础数据和理论基础。

1 材料与方法

1.1 评估系统边界及功能单元

为了估算青藏高原传统放牧模式下的藏系绵羊生产排放温室气体量和碳密度, 估计三江源不同模式下草地生态畜牧业生产的温室气体排放量, 本研究模拟一个有代表性的传统放牧牧场。LCA 模型充分考虑了畜牧业生产系统中从出生到屠宰所有功能单元。在这个系统中, 本研究中温室气体排放清

* [收稿日期] 2016-01-25 修回日期: 2016-04-17

[基金项目] 中国科学院战略性科技先导专项(XDA05070200); 国家科技支撑项目(2012BAD13B01, 2014BAC05B04); 国家重点研发计划(2016YFC0501905); 青海省科技支撑计划(2014-NS-112, 2014-NS-118)

[作者简介] 赵 亮(1974-), 男, 青海西宁人, 副研究员, 学士, 主要从事草地生态学研究。E-mail: lzhaol@nwipb. cas. cn

* [通讯作者] 李 奇(1983-), 男, 甘肃兰州人, 助理研究员, 博士, 主要从事草地生态学研究。E-mail: liqi@nwipb. cas. cn

单主要包括:CH₄ 排放量,牛羊肠道和粪便排放 CH₄;N₂O 排放量,粪便和土壤直接排放的 N₂O,以及间接排放的 N₂O;CO₂ 排放量,以及除杂草等所排放的 CO₂。所有的温室气体排放量都以 CO₂ 当量来表示,根据 IPCC^[14] 的换算系数来进行计算,1 kg CH₄ = 34 kg CO₂,1 kg N₂O = 298 kg CO₂。

1.2 藏系绵羊世代周期描述

本研究模拟的牧场建群家畜包括 6 只种公羊和 200 只母羊,全年在天然未退化草地上放牧,放牧强

度为适度放牧(2.04 个羊单位/hm²^[15]),利用率 50%。一个世代周期为 7 年,充分考虑母羊、公羊的一个世代的温室气体排放,和后代的温室气体排放。通过测定整个周期排放量,分析估计整个系统的排放量。

依据藏系绵羊的繁殖周期和规律,一个生产周期中包括两个相互交错的子周期(图 1)。建群初期,所建群的种畜不会立即参与繁殖,需 2 年生长发育,以后 5 年每年繁殖羔羊一胎,羔羊存活率为

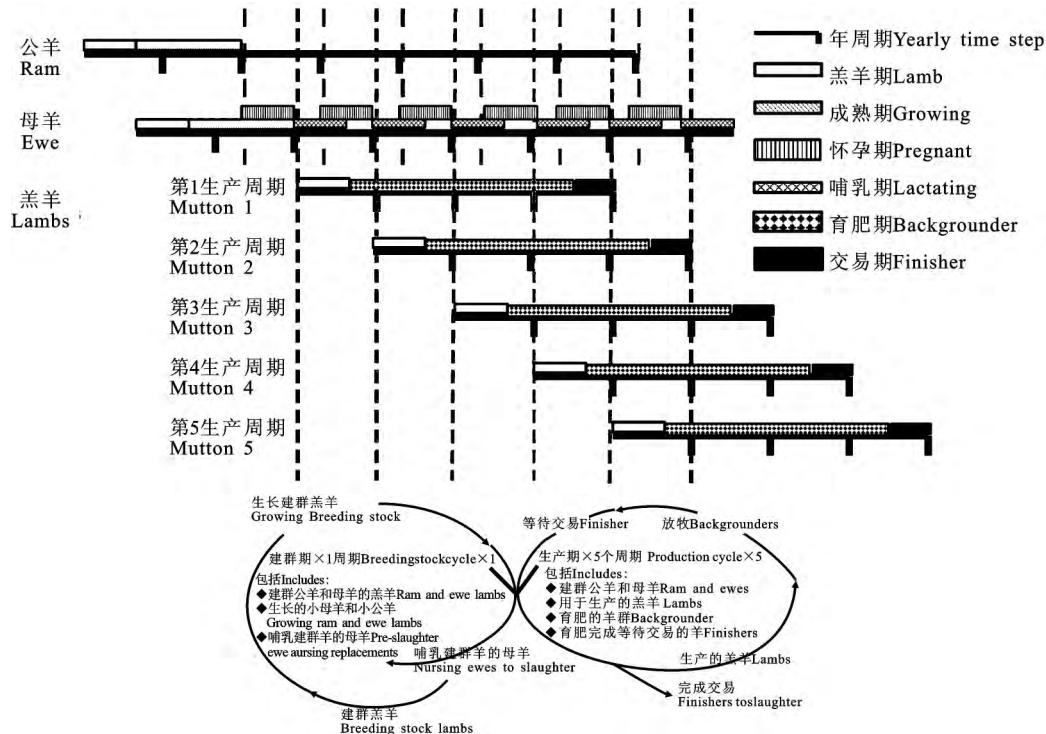


图 1 传统放牧模式下的高寒牧区藏系绵羊生命周期^[22]

Fig. 1 The 7-year mutton production cycle of Tibetan sheep on alpine grassland under traditional grazing management used in the baseline simulation

61%。对于供求市场,畜牧业生产周期包括公羊、母羊,以及在饲养的羊。依据传统出栏方式,每个生产周期为 4 年(图 1)。在计算一个生命周期温室气体排放时,考虑参与生产的公羊和母羊,开始时间应该从种畜出生时开始,然后通过一个生产周期,计算结束时间以替换种畜完成繁殖和储备的种畜屠宰结束(表 1)。假定相同年龄的公羊和母羊的排放和生产是一致的。建群初始,6 只幼龄种公羊和 200 只幼龄母羊的生长需要 206 只额外的哺乳期母羊。因此,在计算排放时,需要考虑 206 只额外的哺乳期母羊,时间 7 个月。

1.3 温室气体排放量计算

草地生态畜牧业直接的温室气体排放来源于畜禽饲养环节,主要包括家畜胃肠道发酵和粪便管理系统等 2 个环节。在计算过程各环节的排放系统见

表 2。

1.3.1 家畜胃肠道发酵产生的 CH₄ 排放 家畜胃肠道发酵产生的排放量与家畜的消化道类型、年龄和体重以及所采食饲料的质量和数量等因素有关。藏系绵羊的瘤胃是 CH₄ 的主要来源,其胃肠道发酵产生的 CH₄ 排放量由计算公式(1)得到。

$$E_{gt} = \sum APP_i \cdot ef_{i1} \quad (1)$$

式中: E_{gt} 为家畜胃肠道发酵产生 CH₄ 排放量; i 为藏系绵羊; APP_i 为藏系绵羊饲养量; ef_{i1} 为藏系绵羊家畜胃肠道发酵产生 CH₄ 排放系数。

CH₄ 排放系数(ef_{i1}),依据家畜的牧草总能量采食量得到,公式如下:

$$ef_{i1} = \left\{ \frac{GE \cdot \left(\frac{Y_m}{100} \right)}{55.65} \right\} \quad (2)$$

表 1 不同生产方式各种类群的数量,饲养时间及食谱

Table 1 Description of animal categories, duration over the 7-year simulation, and diet consumed

畜群类别 Animal category	开始和结束体重/kg Starting and end weight	数量 Number	时间长度/d Duration	食物 Diet
羔羊(♀, ≤3 月龄) Breeding ewe-lambs	3-10	200	90	母乳
羔羊(♀, >3 月龄) Ewe-lambs	10-20	200	122	母乳, 青草, 放牧
育成羊 Growing ewe-lambs(♀)	20-40	200	143	放牧
成年母羊 Ewes	40	200	365 × 6 cycles	放牧
哺乳母羊 Lactating ewe	40	200	212	放牧
羔羊(♂, ≤3 月龄) Breeding ram-lambs	3-10	6	90	母乳
羔羊(♂, >3 月龄) Ram-lambs	10-20	6	122	母乳, 青草, 放牧
育成羊 Growing ram-lambs(♂)	20-50	6	143	放牧
成年公羊 Rams	50	6	365 × 6 cycles	放牧
哺乳母羊 Lactating ewe	50	6	212	放牧
F ₁ 羔羊 Suckling lamb of F ₁	3-20	122	212 × 5 cycles	母乳放牧
生产羊 Backgrounders	20-50	122	1138 × 5 cycles	放牧

式中:GE 为总能量摄取, MJ 甲烷/头·日; Y_m 为甲烷转化因子, 饲料中总能转化为甲烷的百分比。根据中国农业大学发展的模型^[16], 甲烷能与消化能间的关系(甲烷能/DE(%) = 17.3437 - 0.1086 × (DE/GE, %)), DE% = 62^[17], 得到不同食谱的甲烷转化因子 Y_m = 6.58。根据 2006 IPCC 国家温室气体排放清单优良做法指南^[18]的有关模型和相关参数来估算生命周期中家畜的总能量采食量(GE):

$$GE = \frac{\frac{NE_m + NE_a + NE_l}{REM} + \frac{NE_g + NE_{\text{羊毛}}}{REG}}{\frac{DE\%}{100}} \quad (3)$$

式中:NE_m 为家畜维持需要的净能(MJ/日); NE_a 为家畜活动净能(MJ/日); NE_l 为泌乳净能(MJ/日); REM 为日粮中可供维持净能与消耗的可消化能的比例; NE_g 为生长所需净能(MJ/日); NE_{羊毛} 为产毛一年所需的净能(MJ/日); REG 为日粮中可供生长净能与消耗的可消化能的比例; DE% = 可消化能占总能的百分比。

$$ME_m = cf_i \times (LW)^{0.75} \quad (4)$$

式中:cf_i 为每种家畜的系数(i 为不同家畜, 牛为 0.37, 羔羊为 0.236, 大于 1 岁的绵羊为 0.217); LW 为活体重(kg)。

$$NE_g = [C_2 \times (4.1 + 0.0332LW - 0.000009LW^2)] \times \Delta LW / (1 - G_3 \times 0.1475\Delta LW) \quad (5)$$

式中:LW 为家畜平均活体体重; ΔLW 为平均日增重(表 3)。根据青藏高原高寒牧区实际情况, 取 C₂ = 1 和 C₃ = 1。

$$NE_l = \frac{(5 \cdot WG_{\text{羊羔增重}})}{365} \times 4.6 \quad (6)$$

式中:WG_{羊羔增重} 为羔羊从出生到断奶的增重。

$$NE_{\text{羊毛}} = \frac{EV_{\text{羊毛}} \cdot \text{产量}_{\text{羊毛}}}{365} \quad (7)$$

式中:EV_{羊毛} 为产 1 kg 毛需要的能量值(晾干后清洗前称量), MJ/kg。可用缺省值 24 MJ/kg (AFRC, 1993 年)对此进行估算; 产量_{羊毛} = 每只绵羊的年均产毛量, kg/年。

$$NE_a = C_a \times LW \quad (8)$$

式中:C_a 为与家畜饲养方式对应的系数。舍饲:C_a = 0.009, 放牧:C_a = 0.024。

$$REG = 1.164 - (5.16 \times 10^{-3} \cdot DE\%) + [1.308 \times 10^{-5} \cdot (DE\%)^2] - \frac{37.4}{DE\%} \quad (9)$$

$$REM = 1.123 - (4.092 \times 10^{-3} \cdot DE\%) + [1.126 \times 10^{-5} \cdot (DE\%)^2] - \frac{25.4}{DE\%} \quad (10)$$

1.3.2 粪便管理系统产生的 CH₄ 排放 粪便管理系统产生的 CH₄ 排放取决于粪便排放量和粪便厌氧降解的比例。在粪便的储存和管理过程中, 厌氧条件下粪便的降解会产生 CH₄。本区域的粪便以固体形式堆积或堆放处理时, 粪便趋于在更加耗氧的条件下进行降解, 产生的 CH₄ 较少。粪便管理系统产生的 CH₄ 排放量计算公式如下:

$$E_{mc} = \sum APP_i \cdot ef_{i2} \quad (11)$$

式中:E_{mc} 为家畜粪便管理系统产生 CH₄ 排放量; i 为牦牛或藏系绵羊; APP_i 为牦牛或藏系绵羊饲养量; ef_{i2} 为牦牛或藏系绵羊家畜粪便管理系统产生的 CH₄ 排放系数。

$$ef_{i2} = 365 \times VS_{(T)} \times B_{o(T)} \times 0.67 \times MCF \times MS \quad (12)$$

式中:VS_(T) 为牲畜类别 T 的日挥发固体排泄物, kg 干物质/家畜/日; B_{o(T)} 为牲畜类别 T 所产粪便的最大甲烷生产能力, m³ CH₄/kg VS 排泄物, 根据 IPCC^[18], 此值取 0.13; MCF 为气候区家畜粪便管理的甲烷转化因子, %, 根据 IPCC^[18], 此值取 1.0; MS 为使用气候区粪便管理管理牲畜粪便的比

表 2 GHG 排放所用的参数及相关排放系统

Table 2 Sources of GHG emissions, equation or emission factor used and reference source

气体/来源 Gas/source	排放系数 Equation/emission factor	来源 Reference
CH ₄ 排放 Methane sources	肠道发酵排放源	基于总能量采食量和消化能得到
	放牧地粪便排放源	0.01 kg CH ₄ (kg CH ₄) ⁻¹
N ₂ O 直接排放 Direct nitrous oxide sources	舍饲养殖粪便排放源	0.17 kg CH ₄ (kg CH ₄) ⁻¹
	放牧地粪便排放源	0.02 kg N ₂ O-N (kg N) ⁻¹
	舍饲养殖粪便排放源	0.01 kg N ₂ O-N (kg N) ⁻¹
	土壤管理氮输入产生的排放源	EF _{eco} = 0.022 P/PE - 0.0048
	放牧地粪便排放源	淋溶过程排放
		EF = 0.0075 kg N ₂ O-N (kg N) ⁻¹
		Frac _{leach} = 0.3247 P/PE - 0.0247
		挥发过程排放
		EF = 0.01 kg N ₂ O-N (kg N) ⁻¹
		Frac _{volatilization} = 0.20 kg N (kg N) ⁻¹
N ₂ O 间接排放 Indirect nitrous oxide sources	舍饲养殖粪便排放源	淋溶过程排放
		EF = 0.0075 kg N ₂ O-N (kg N) ⁻¹
		Frac _{leach} = 0 kg N (kg N) ⁻¹
		挥发过程排放
		EF = 0.01 kg N ₂ O-N (kg N) ⁻¹
		Frac _{volatilization} = 0.30 kg N (kg N) ⁻¹
	土壤管理氮输入产生的排放源	淋溶过程排放
		EF = 0.0075 kg N ₂ O-N (kg N) ⁻¹
		Frac _{leach} = 0.3247 P/PE - 0.0247
		挥发过程排放
	EF = 0.01 kg N ₂ O-N (kg N) ⁻¹	
	Frac _{volatilization} = 0.10 kg N (kg N) ⁻¹	
CO ₂ 排放 Carbon dioxide sources	直接生产用能排放源	175.96 kg CO ₂ hm ² ⁻¹
	氮肥生产排放源 *	139.4307 kg CO ₂ hm ² ⁻¹
	磷肥生产排放源 *	34.194 kg CO ₂ hm ² ⁻¹
	有机肥生产排放源 *	10.26348 kg CO ₂ hm ² ⁻¹
	精饲料加工	20.06 kg CO ₂ /t

注: * 表示每公顷施肥量(kg/ha) × 转换系数得到(氮: 3.39 kg CO₂/kg N; 磷: 0.5699 kg CO₂/kg P₂O₅; 有机肥: 0.186 kg CO₂/kg N)。

Notes: * Means estimated from fertilization rate × conversion coefficient (N: 3.39 kg CO₂/kg N; P: 0.5699 kg CO₂/kg P₂O₅; Organic fertilizer: 0.186 kg CO₂/kg N).

表 3 不同年龄的藏系绵羊牧草消耗量和活体重变化

Table 3 Grass consumption and body weight of Tibetan sheep with different ages

年龄 Age	1	2	3	4	5	6
牧草消耗 Grass consumption/kg	738	2700	4830	6060	7740	9420
活重 Living weight/kg	14.18	29.58	39.90	49.91	53.66	59.04
日增重 Daily gain/(g/d)	57.51	30.49	39.10	34.25	25.86	12.88
胴体重 Carcass weight/kg	7.66	15.41	21.33	27.15	29.16	30.74

例,无量纲,根据 IPCC^[18] 和本区域管理模式,此值取 1.0。

$$VS = \left[GE \cdot \left(1 - \frac{DE\%}{100} \right) + (UE \cdot GE) \right] \cdot \frac{1 - ASH}{18.45} \quad (13)$$

式中:(UE · GE)为表示为 GE 的尿中能量。一般认为多数反刍家畜排泄的尿中能量为 0.04 GE,本评估用此值;ASH 为粪便中的灰分含量,根据 IPCC^[18] 和本区域管理模式,此值取 0.8。

1.3.3 粪便管理系统产生的 N₂O 排放 粪便管理系统排放的 N₂O 的源于家畜粪便中氮素的硝化与反硝化作用。硝化作用是指畜禽粪便中的蛋白质水解产生氨基酸,再经微生物作用氨化分解产生氨气,氨气遇水产生 NH₄⁺,NH₄⁺ 通过一系列的中间反应形成 NO₃⁻,同时某些中间体自身化学分解产生 N₂O。而反硝化作用是指在通气不良的条件下,将 NO₃⁻ 作为电子受体进行呼吸代谢产生 N₂O。粪便管理系统产生的 N₂O 排放量计算公式如下:

$$E_{\text{md}} = \sum \text{APP}_i \cdot \text{ef}_{i3} \quad (14)$$

式中: E_{md} 为家畜粪便管理系统产生的 N_2O 排放量; i 为牦牛或藏系绵羊; APP_i 为牦牛或藏系绵羊饲养量; ef_{i3} 为牦牛或藏系绵羊家畜粪便管理系统产生的 N_2O 排放系数。

对粪便管理系统产生的 N_2O 排放,是由直接和间接两个途径产生,因此,粪便管理系统产生的 N_2O 排放系数 ef_{i3} :

$$\text{ef}_{i3} = \text{ef}_{i3(\text{D})} + \text{ef}_{i3(\text{G})} \quad (15)$$

式中: $\text{ef}_{i3(\text{D})}$ 为家畜粪便管理系统直接产生 N_2O 排放系数; $\text{ef}_{i3(\text{G})}$ 为家畜粪便管理系统间接产生 N_2O 排放系数。

$$\text{ef}_{i3(\text{D})} = N_{(\text{T})} \cdot N_{\text{ex}(\text{T})} \cdot \text{MS}_{(\text{T})} \cdot \text{EF}_{3(\text{S})} \cdot \frac{44}{28} \quad (16)$$

式中: $N_{(\text{T})}$ 为家畜类别 T 的头数; $N_{\text{ex}(\text{T})}$ 为家畜类别 T 每头每年平均排泄量, kg N / 头/年 ; $\text{MS}_{(\text{T})}$ 为家畜类别 T 总年氮排泄的比例,根据 IPCC^[18] 和本区域管理模式,此值取 1,无量纲; $\text{EF}_{3(\text{S})}$ = 源自国内家畜粪便管理系统的 N_2O 直接排放的排放因子,根据 IPCC^[18] 和本区域管理模式,此值取 0.01。

$$\text{ef}_{i3(\text{G})} = N_{\text{挥发-MMS}} \cdot \text{EF}_{4(\text{S})} \cdot \frac{44}{28} \quad (17)$$

$$N_{\text{挥发-MMS}} = N_{(\text{T})} \cdot N_{\text{es}(\text{T})} \cdot \text{MS}_{(\text{T})} \cdot \frac{\text{Prac}_{\text{GasMS}}}{100} \quad (18)$$

式中: $N_{\text{挥发-MMS}}$ 为 NH_3 和 NO_x 挥发引起的粪肥氮的损失量, kg N / 年 ; $\text{Prac}_{\text{GasMS}}$ 为粪便管理系统,牲畜类别 T 的管理粪肥氮通过 NH_3 和 NO_x 挥发的比例,%; $\text{EF}_{4(\text{S})}$ 为土壤和水面大气氮沉积中产生的 N_2O 排放的排放因子, $\text{kg N}_2\text{O-N / (kg NH}_3\text{-N} + \text{NO}_x\text{-N 挥发)}$; 缺省值为 $0.01 \text{ kg N}_2\text{O-N / (kg NH}_3\text{-N} + \text{NO}_x\text{-N 挥发)}$ 。

1.3.4 土壤氮输入产生的 N_2O 排放 土壤氮输入产生的 N_2O 排放量主要由于氮的输入引起的 N_2O 排放。通过硝化和反硝化过程,土壤中自然产生氧化亚氮。硝化是微生物在厌氧条件下将氨基氧化成硝酸盐,而反硝化是厌氧微生物将硝酸盐还原成氮气(N_2)。氧化亚氮系指,反硝化反应序列的气体中间产物,以及从微生物细胞泄入土壤并最终进入大气层的硝化副产物。这一反应中,土壤中无机氮的可供量是主要控制因素之一。排放源包括:化肥、有机氮添加、放牧过程中的尿液和粪便、作物/牧草残余物、土壤有机质中所含氮的矿化伴随土地利用或管理变化后土壤中的碳损失和有机土壤排放/管理。氮投入或氮矿化引起的 N_2O 排放,其发生通过一种

直接途径(即直接来自添加/释放氮的土壤)或以下两种间接途径:(1)管理土壤和化石燃料燃烧及生物量燃烧中产生的 NH_3 和 NO_x 挥发后,这些气体以及其产物 NH_4^+ 和 NO_3^- 随后再次沉降下来,进入土壤和水中;及(2)N 经溶淋和径流后,主要以 NO_3^- 的形式从管理土壤中释放。因此,土壤氮输入产生的 N_2O 排放分为直接排放和间接排放。

$$\text{N}_2\text{O}_{\text{直接-N}} = (\text{F}_{\text{SN}} + \text{F}_{\text{ON}}) \cdot \text{EF}_1 + (\text{F}_{\text{CR}} + \text{F}_{\text{SOM}}) \cdot \text{EF}_1 \quad (19)$$

式中: $\text{N}_2\text{O}_{\text{直接-N}}$ 为管理土壤中的碳投入引起的年度直接 $\text{N}_2\text{O-N}$ 排放, $\text{kg N}_2\text{O-N/年}$; F_{SN} 为土壤中人造氮肥的年施用量, kg N / 年 ; F_{ON} 为土壤中动物粪肥、堆肥、污水污泥和其它有机添加氮的年添加量, kg N / 年 ; F_{CR} 为作物残余物(地上部和地下部)中的年氮量,包括氮固定作物和从饲草/牧草更新返回土壤中的氮量, kg N/年 ; F_{SOM} : 矿质土壤中矿化的年氮量,与土地利用或管理变化引起的土壤有机质中土壤碳的损失相关联, kg N/年 。 EF_1 为氮投入引起的 N_2O 排放的排放因子, $\text{kg N}_2\text{O-N/kg N 投入}$,依据 Rochette 等^[19], $\text{EF}_1 = 0.022 \times (\text{P/PE}) - 0.0048$ (P 为生长季的降水量; PE 为生长季蒸散量)。

$$\text{N}_2\text{O}_{\text{ATD-N}} = [(\text{F}_{\text{SN}} \cdot \text{Frac}_{\text{GASF}}) + (\text{F}_{\text{ON}} \cdot \text{Frac}_{\text{GASM}})] \cdot \text{EF}_4 \quad (20)$$

式中: $\text{N}_2\text{O}_{\text{ATD-N}}$ 为每年管理土壤中挥发氮大气沉积产生的 $\text{N}_2\text{O-N}$ 的量, $\text{kg N}_2\text{O-N/年}$; $\text{Frac}_{\text{GASF}}$ 为以 NH_3 和 NO_x 形式挥发的化肥氮比例, kg 挥发 N/kg 施用氮 ; $\text{Frac}_{\text{GASM}}$ 为以 NH_3 和 NO_x 形式挥发的,施用的有机氮肥物质比例 (FON); EF_4 为土壤和水面氮大气沉积的 N_2O 排放的排放因子。

$$\text{N}_2\text{O}_{\text{L-N}} = (\text{F}_{\text{SN}} + \text{F}_{\text{ON}} + \text{F}_{\text{CR}}) \cdot \text{Frac}_{\text{LEACH-(H)}} \cdot \text{EF}_5 \quad (21)$$

式中: $\text{N}_2\text{O}_{\text{L-N}}$ 为溶淋/径流发生地区每年施加到管理土壤中氮溶淋和径流产生的 $\text{N}_2\text{O-N}$ 的量, $\text{kg N}_2\text{O-N / 年}$; $\text{Frac}_{\text{LEACH-(H)}}$ 为溶淋/径流发生地区,管理土壤中通过溶淋和径流损失的所有施加氮/矿化氮的比例, kg N/kg 施氮 , $\text{Frac}_{\text{LEACH-(H)}} = 0.3247 \times (\text{P/PE}) - 0.0247$ (P 为生长季的降水量; PE 为生长季蒸散量)^[19]; EF_5 为氮溶淋和径流引起的 N_2O 排放的排放因子, $\text{kg N}_2\text{O-N/kg 溶淋和径流氮}$,在此处,此值取 0.0075 ^[18]。

2 结果与分析

2.1 羔羊体重累积生长量随日龄变化规律

随着年龄的增加,青藏高原高寒牧区藏系绵羊

温室气体年排放量从 53.95 kg CO₂ eq/年增加到 143.07 kg CO₂ eq/年, 当年龄达到 4 岁时, 逐渐趋向稳定(图 2)。碳密度随着年龄增长呈现指数性增加, 范围从 7.04~21.09 kg CO₂ eq/kg(图 2)。通过 LAC 计算原理和方法, 得到了青藏高原高寒牧区藏系绵羊温室气体碳密度 13.07 kg CO₂ eq (kg 活体

重)⁻¹ 或 24.85 kg CO₂ eq (kg 胴体)⁻¹(表 4)。肠道发酵排放的 CH₄ 所占总温室气体排放量的比例最大, 为 79%(图 3a)。从土壤氮输入和粪便中排放的 N₂O 约占总排放量的 20% 左右(图 3a)。然而, 粪便排放的 CH₄ 只是微小的部分, 约 1%。在整个传统放牧系统中, 建群繁殖种群和生产羔羊所排放

表 4 温室气体排放强度

Table 4 Emission intensity of greenhouse gas

排放源 Item	排放量 Emissions
总排放量 Total emissions/kg CO ₂ eq	556806.31
肠道发酵 CH ₄ 排放量 Enteric CH ₄ /kg CO ₂ eq	468786.07
粪便发酵 CH ₄ 排放量 Manure CH ₄ /kg CO ₂ eq	6852.44
粪便发酵 N ₂ O 排放量 Manure N ₂ O/kg CO ₂ eq	43262.41
土壤氮输入 N ₂ O 排放量 Soil N ₂ O/kg CO ₂ eq	37905.40
羊肉生产量 Mutton produced/kg	
总活体重 Total live weight/kg	42607.34
总胴体重 Total carcass weight/kg	22409.84
温室气体排放密度 GHG intensity/kg CO ₂ eq (sheep, kg) ⁻¹	
基于活体重碳密度 Live weight basis/kg CO ₂ eq (sheep, kg) ⁻¹	13.07
基于胴体重碳密度 Carcass weight basis/kg CO ₂ eq (sheep, kg) ⁻¹	24.85
生产效率 Production efficiency/kg meat sheep day ⁻¹	
基于活体重生产效率 Live weight basis/kg CO ₂ eq (sheep, kg) ⁻¹	11.67
基于胴体重生产效率 Carcass weight basis/kg CO ₂ eq (sheep, kg) ⁻¹	6.14

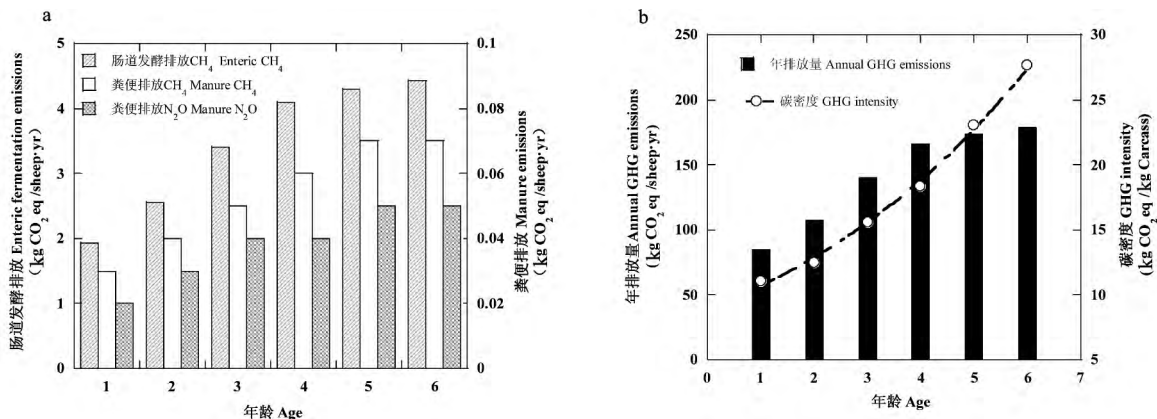


图 2 传统放牧模式下不同年龄藏系绵羊各碳源年排放量(a)和温室气体总排放量及碳密度(b)

Fig. 2 Enteric fermentation emission (a) and annually GHG emission and GHG intensity (b) of Tibetan sheep with different ages under traditional grazing management

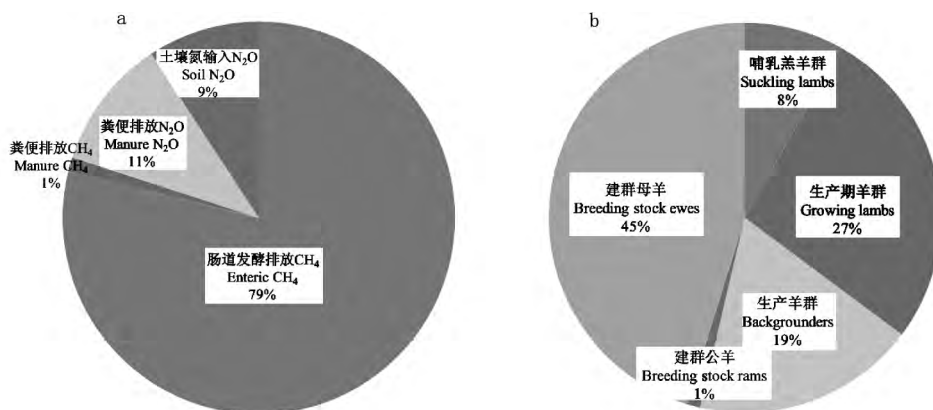


图 3 传统放牧模式下各个碳源(a)和各生产环节(b)的温室气体排放比例

Fig. 3 GHG emission ratio of emission sources (a) and production links (b)

的温室气体占整个系统的 65%，35% 是放牧期进行交易的羊产生的(图 3b)。在整个系统构成成份中，母羊的贡献最大 45%(图 3b)，生产期和交易期的贡献率达 46%。

3 讨 论

本文通过 LCA 原理，建立一个由 6 只公羊和 200 母羊建群一个天然放牧牧场，其放牧强度为适度放牧，为 2.09 个羊单位/hm²，模拟一个世代周期，估算了青藏高原高寒草地传统放牧模式下碳密度，不同排放源对温室气体排放的贡献率，以及种群组成成份对温室气体排放的贡献率。

3.1 一个世代周期的碳密度

青藏高原高寒草地传统放牧模式下生产 1 kg 胴体重羊肉排放 24.85 kg CO₂ eq (或 13.07 kg CO₂ eq (kg 活体重)⁻¹) (表 4)。青藏高原传统放牧模式下的碳密度高于 Biswas 等^[21]报道的澳大利亚绵羊在混合草地上饲养的温室假体排放量(5.08 kg CO₂ eq (kg 胴体)⁻¹)，也高于 Beauchemin 等^[22]加拿大肉牛生产的温室气体排放强度(21.7318 kg CO₂ eq (kg 胴体)⁻¹)。然而，高寒牧区藏系绵羊的温室气体碳密度介于 Edward-Jones 等^[13]报道的 8.1~143.5 kg CO₂ eq (kg 胴体)⁻¹。与欧美平均碳密度(13 kg CO₂ eq (kg 胴体)⁻¹)^[23]相比，本研究区域的碳密度较高。因此，虽然青藏高原高寒牧区绵羊温室气体碳密度介于已发表碳密度范围之内，但与欧美相比还是存在较大减排潜力。

3.2 不同排放源对温室气体排放的贡献

整个传统放牧生产系统不同排放源对温室气体排放的贡献中，肠道发酵排放的 CH₄ 是最主要的，占 79%，此贡献率的分布与已报道的北美和加拿大西部的绵羊^[24]和肉牛^[22,25]生产一致，只是肠道发酵排放的 CH₄ 所占总温室气体排放量的比例高于肉牛生产的 40%~70%，而低于绵羊生产的 83%~90%^[21]，接近于 Wiedemann 等^[24]的报道(72%~84%)。因此，降低整个生产系统的温室气体排放量，需要考虑肠道发酵排放量，通过调整日粮各成份的比例，筛选出甲烷排放低的饲料，减少温室气体排放，提高藏系绵羊生产效率。

3.3 种群组成成份对温室气体排放的贡献

在整个系统构成成份中，建群母羊的贡献最大，为 45%(图 3c)，低于 Beauchemin 等^[22]报道的母畜家畜的贡献率(84%)，而生产期和交易期的贡献率达 46%，明显高于 Beauchemin 等^[22]报道相同期的

贡献率(16%)。根据系统设计，整个系统的建群公母畜数量和养殖方式是无法调整和改变的，但有一个阶段是可以改变和调整的，就是生产期。青藏高原水热环境决定了高寒牧区草一畜的季节非平衡性，造成家畜“夏肥冬瘦”，冬季掉膘非常严重^[15]。大量研究表明，经过合理的补饲可以改变这一现状^[15]。因此，通过营养平衡理论，合理补饲提前出栏，缩短饲养天数，优化传统放牧模式，可以降低传统放牧模式下的温室气体排放。

3.4 减排建议

全球畜牧业温室气体排放占人类活动温室气体排放总量的 18%^[26]，我国畜牧业 1990~2011 年 22 年间反刍家畜的 CO₂ 当量排放量占 55.25%，西部地区畜牧业全生命周期 CO₂ 当量排放量所占比重最大且排放强度最高^[27]。在青藏高原高寒牧区的传统模式下羊肉生产的 LCA 模型研究表明，进一步降低肠道 CH₄ 排放和缩短生产期的策略最有可能降低传统模式下温室气体的排放量。例如，根据我们的每个饲养环节估计，生产小羊饲养期缩短一半，将会使整个牧场的温室气体排放降低 35%。依据高寒牧区特点，放牧+补饲可缩短饲养周期且维持生产效率。因此，可以通过研究饲料配方，在饲料中添加油籽^[28]和谷物^[29]，使用更多的谷物饲料^[30]和豆科牧草^[31]，以及使用含有单宁的豆类等^[32]，降低饲料日粮中的 CH₄ 转化率(Y_m)。此外，提高藏系绵羊的繁殖性能，减少羔羊的死亡损失，或提高饲料转化效率也值得探索。

然而，任何前瞻性实践的评价不应该只关注经肠道发酵排放 CH₄ 的量，而应该更加关注整个生产系统其它的排放源。传统放牧系统，它依赖于广泛的牧场，如果控制放牧强度，使草地健康可持续发展，同时建植多样性较高的饲草地作为补饲青饲料，在许多情况下，可以保持或增加土壤碳^[33-35]，从而减轻二氧化碳积聚在大气中。另外，由于传统放牧系统中的营养循环相对封闭，排泄的营养物质被直接返回到土地，降低了粪便的直接排放量。

4 结 论

利用 LCA，通过分析传统放牧系统的温室气体排放特征表明，整个高寒牧区放牧系统的大部分温室气体排放量来自母羊和生产羔羊群，尤其是生产羔羊。因此，在高寒牧区传统放牧模式下，可通过优化传统放牧方式(例如：提母畜繁殖率减少母畜数量)，指定合理的放牧利用强度，维持草地健康发展，

建植多样性较高的饲草地^[15],提供优质青饲料,优化传统畜牧业模式,增加出栏率,缩短饲养周期,减少温室气体排放。在今后的研究和评估中,应考虑生产模式中所有生态系统服务的价值(包括土壤碳固定,保护生物多样性,水质,野生动物栖息地和观赏价值),在广泛分析的基础上,发展生态系统服务价值模型,做出全面的评估。

参考文献:

- [1] 邹晓霞,李玉娥,高清竹,等. 中国农业领域温室气体主要减排措施研究分析[J]. 生态环境学报,2011,20(8-9):1 348-1 358.
- [2] Foster C, Green K, Bleda M, et al. Environmental impacts of food production and consumption: final report to the Department for Environment Food and Rural Affairs[R]. Defra, London; Manchester Business School, University of Manchester, 2006.
- [3] Berlin J. Environmental life cycle assessment (LCA) of Swedish semi-hard cheese[J]. International Dairy Journal,2002,12(11):939-953.
- [4] Van der Werf H M, Kanyarushoki C, Corson M S. An operational method for the evaluation of resource use and environmental impacts of dairy farms by life cycle assessment[J]. Journal of Environmental Management,2009,90(11):3 643-3 652.
- [5] Thomassen M A, Dolman M A, van Calster K J, et al. Relating life cycle assessment indicators to gross value added for Dutch dairy farms[J]. Ecological Economics,2009,68(8-9):2 278-2 284.
- [6] Flysjö A, Cederberg C, Henriksson M, et al. How does co-product handling affect the carbon footprint of milk? Case study of milk production in New Zealand and Sweden[J]. The International Journal of Life Cycle Assessment,2011,16(5):420-430.
- [7] Williams A G, Audsley E, Sandars D L. Determining the environmental burdens and resource use in the production of agricultural and horticultural commodities[R]. Defra Project Report IS0205, Bedford; Cranfield University and Defra,2006.
- [8] Wiedemann S G, Yan M J, Murphy C M. Resource use and environmental impacts from Australian export lamb production: a life cycle assessment[J]. Animal Production Science,2015,56(7):1 070-1 080.
- [9] Peters G M, Rowley H V, Wiedemann S, et al. Red meat production in Australia: Life cycle assessment and comparison with overseas studies[J]. Environmental Science & Technology,2010,44(4):1 327-1 332.
- [10] Nguyen T T H, Van der Werf H M G, Eugène M, et al. Effects of type of ration and allocation methods on the environmental impacts of beef-production systems[J]. Livestock Science,2012,145(1-3):239-251.
- [11] Ripoll-Bosch R, De Boer I J M, Bernués A, et al. Accounting for multi-functionality of sheep farming in the carbon footprint of lamb: A comparison of three contrasting Mediterranean systems[J]. Agricultural Systems,2013,116(3):60-68.
- [12] Ledgard S F, Lieffering M, Coup D, et al. Carbon footprinting of New Zealand lamb from the perspective of an exporting nation[J]. Animal Frontiers,2011,1(1):40-45.
- [13] Edwards-Jones G, Plassmann K, Harris I M. Carbon footprinting of lamb and beef production systems: insights from an empirical analysis of farms in Wales, UK[J]. The Journal of Agricultural Science,2009,147(6):707-719.
- [14] IPCC. Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In Climate Change 2013: The physical science basis Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change[R]. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press,2013.
- [15] 赵新全. 三江源区退化草地生态系统恢复与可持续管理[M]. 北京:科学出版社,2011.
- [16] 冯仰廉,李胜利,赵广永,等. 牛甲烷排放量的估测[J]. 动物营养学报,2012,24(1):1-7.
- [17] 赵新全,皮南林,冯金虎. 反刍动物能量代谢研究Ⅷ. 繁殖藏系母羊能量转化效率及能量需要测定[M]//刘季科. 高寒草甸生态系统. 北京:科学出版社,1991:26-31.
- [18] IPCC. Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories[R]. Kanagawa, Japan: Institute for Global Environmental Strategies, 2006.
- [19] Rochette P, Worth D E, Lemke R L, et al. Estimation of N₂O emissions from agricultural soils in Canada. I. Development of a country-specific methodology [J]. Canadian Journal of Soil Science, 2008, 88(5):641-654.
- [20] 赵亮,徐世晓,周华坤,等. 高寒草地管理手册[M]. 四川成都:四川科学技术出版社,2013.
- [21] Biswas W K, Graham J, Kelly K, et al. Global warming contributions from wheat, sheep meat and wool production in Victoria, Australia - a life cycle assessment[J]. Journal of Cleaner Production,2010,18(14):1 386-1 392.
- [22] Beauchemin K A, Henry J H, Little S M, et al. Life cycle assessment of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada: A case study[J]. Agricultural Systems,2010,103(6):371-379.
- [23] Gill M, Smith P, Wilkinson J M. Mitigating climate change: the role of domestic livestock [J]. Animal, 2010, 4(3):323-333.
- [24] Wiedemann S G, Ledgard S F, Henry B K, et al. Application of life cycle assessment to sheep production systems: investigating co-production of wool and meat using case studies from major global producers [J]. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2015, 20(4):463-476.
- [25] Vergé X P C, Dyer J A, Desjardins R L, et al. Greenhouse gas emissions from the Canadian beef industry [J]. Agricultural Systems, 2008, 98(2):126-134.
- [26] FAO. Livestock's long shadow: environmental issues and options[R]. Rome: Food and Agricultural Organization,2006.

- [27] 孟祥海,程国强,张俊飏,等. 中国畜牧业全生命周期温室气体排放时空特征分析[J]. 中国环境科学,2014,34(8):2 167-2 176.
- [28] Beauchemin K A, McGinn S M, Petit H V. Methane abatement strategies for cattle: Lipid supplementation of diets[J]. Canadian Journal of Animal Science,2007,87(3):431-440.
- [29] Beauchemin K A, McGinn S M. Methane emissions from feedlot cattle fed barley or corn diets[J]. Journal of Animal Science,2005,83(3):653-661.
- [30] OMara F P, Fitzgerald J J, Murphy J J, et al. The effect on milk production of replacing grass silage with maize silage in the diet of dairy cows[J]. Livestock Production Science, 1998,55(1):79-87.
- [31] McCaughey W P, Wittenberg K, Corrigan D. Impact of pasture type on methane production by lactating beef cows[J]. Canadian Journal of Animal Science,1999,79(2):221-226.
- [32] Tavendale M H, Meagher L P, Pacheco D, et al. Methane production from in vitro rumen incubations with *Lotus pedunculatus* and *Medicago sativa*, and effects of extractable condensed tannin fractions on methanogenesis[J]. Animal Feed Science and Technology,2005,123-124(Part 1):403-419.
- [33] 赵亮,李奇,陈懂懂,等. 三江源区高寒草地碳流失原因、增汇原理及管理实践[J]. 第四纪研究,2014,34(4):795-802.
- [34] Zou J, Zhao L, Xu S, et al. Field $^{13}\text{C}\text{O}_2$ pulse labeling reveals differential partitioning patterns of photoassimilated carbon in response to livestock enclosure in a *Kobresia* meadow[J]. Biogeosciences,2014,11(16):4 381-4 391.
- [35] Hafner S, Unteregelsbacher S, Seeber E, et al. Effect of grazing on carbon stocks and assimilate partitioning in a Tibetan montane pasture revealed by $^{13}\text{C}\text{O}_2$ pulse labeling[J]. Global Change Biology,2012,18(2):528-538.
- [36] Zhao L, Chen DD, Zhao N, et al. Responses of carbon transfer, partitioning, and residence time to land use in the plant-soil system of an alpine meadow on the Qinghai-Tibetan Plateau[J]. Biology and Fertility of Soils,2015,51(7):781-790.

Life Cycle Assessment of Greenhouse Gas Emission from Tibetan Sheep under Traditional Grazing Management on the Alpine Grassland of Qinghai-Tibetan Plateau

ZHAO Liang¹, CHEN Dong-dong¹, XU Shi-xiao¹, ZHAO Xin-quan^{1,2}, LI Qi^{1*}

(1. Northwest Plateau Institute of Biology, Chinese Academy of Sciences, Xining, Qinghai 810001, China;

2. Chengdu Institute of Biology, Chinese Academy of Sciences, Chengdu, Sichuan 610041, China)

Abstract: A life cycle assessment (LCA) was conducted to estimate whole-farm greenhouse gas (GHG) emissions from Tibetan sheep on the Qinghai-Tibetan Plateau. The aim was to determine the greenhouse gas carbon density of Tibetan sheep under traditional grazing management on the alpine grassland, the relative contributions of the emission sources and population composition. The simulated farm consisted of mutton production operation comprised of 6 stock rams and 200 stock ewes, and their progeny. The LCA was conducted over 7 years to fully account for the lifetime GHG emissions from the stock rams, ewes and progeny, as well as the mutton marketed from cull rams, cull ewes, and progeny raised for market. The emissions were estimated based on the Intergovernmental Panel on Climate Change methodology, modified for Chinese conditions and farm scale. The model considers all significant CH_4 , N_2O , and CO_2 emissions and removals on the farm, as well as emissions from manufacture of inputs (fertilizer) and off-farm emissions of N_2O derived from nitrogen applied on the farm. The LCA estimated the GHG intensity of mutton production in this system at 24.85 kg CO_2 equivalent (kg carcass)⁻¹. Enteric CH_4 was the largest contributing source of GHG accounting for 79% of total emissions. Nitrous oxide from soil and manure accounted for a further 20% of the total emissions, while CH_4 emissions from manure and CO_2 energy emissions were minor contributors. Within the mutton production cycle, the ewe-lamb system accounted for about 65% of total GHG emissions and the sheep for market for 35%. About 45% of GHG was from the constructive ewes, and 46% from the periods of production and trading. It follows that mitigation practices to reduce GHG emissions from mutton production should focus on promoting the grazing management (e. g. enhancing reproduction rate and reducing the population of ewes, shortening slaughtering period). However, mitigation approaches must also recognize that the ewe-lamb production system also has many ancillary environmental benefits, allowing use of grazing and forage lands that can preserve soil carbon reserves and provide other ecosystems services.

Key words: Qinghai-Tibetan Plateau; life cycle assessment; Tibetan sheep; greenhouse gas; CO_2 ; CH_4 ; N_2O