引用格式:李振男,潘影,武俊喜,等. 西藏生态移民安置村人类活动强度变化[J]. 资源科学, 2021, 43(11): 2356-2368. [Li Z N, Pan Y, Wu J X, et al. Change of human activity intensity in ecological resettlement villages of Tibet[J]. Resources Science, 2021, 43(11): 2356-2368.] DOI: 10.18402/resci.2021.11.17

西藏生态移民安置村人类活动强度变化

李振男^{1,2}, 潘影¹, 武俊喜¹, 张燕杰³, 赵忠旭^{1,2}, 余成群¹

(1. 中国科学院地理科学与资源研究所, 北京 100101; 2. 中国科学院大学, 北京 100049;

3. 大理大学农学与生物科学学院, 大理 671003)

摘要:针对生态移民如何影响安置地人类活动强度和生态承载能力的问题,结合生态足迹和人类占用的净初级生产力(Human Appropriation of Net Primary Production, *HANPP*)两种方法,分析生态移民安置对西藏拉萨河流域典型半农半牧村—白朗村人类活动强度变化的影响,为西藏生态移民搬迁和安置地的可持续发展提供科学依据。结果表明:①2010—2019年,白朗村人均生态足迹由2.79 hm²降至1.80 hm²,人均生态承载力由4.44 hm²降至2.47 hm²,生态足迹指数从移民迁入前的51.72%降为27.25%,白朗村生态系统由强可持续变为弱可持续;*HANPP*绝对量由20.17 g C/m²增长为34.01 g C/m²,*HANPP*占潜在净初级生产力的比率在10.09%至12.0%之间,土地利用变化导致的*HANPP_{loc}*不断上升并超过人类活动收获导致的*HANPP_{harv}*,半农半牧型产业偏向农业方向发展。②占村域面积11.46%的洪积平原地区,承担着2019年移民安置后72.96%的*HANPP*,新开垦耕地和人工草地减轻了山体草地放牧压力,使得村域人类活动强度更加集中,利于实现生态系统供给服务与调节服务的协同提升。③两种方法结果均表明移民安置明显增强了白朗村人类活动强度,其中生态足迹方法在可持续发展能力评价方面更直观,而人类占用的净初级生产力方法在人类活动强度的空间分析方面更具优势,二种方法具有互补性。后续移民安置区应根据当地生态承载力分配移民安置数量,并通过不同地形及植被类型之间供给服务和调节服务的合理分配,实现生态系统服务功能的协同提升。

关键词:生态足迹;生态移民安置;人类占用的净初级生产力;人类活动强度;可持续发展;西藏

DOI: 10.18402/resci.2021.11.17

1 引言

定量人类活动强度是分析人类活动对区域生态环境和可持续发展影响的基础^[1],对合理控制人类活动、科学制定政策和维护区域可持续发展具有重要的指导意义^[2,3]。生态足迹和人类占用的净初级生产力是两种广泛使用的评价方法。生态足迹是指一定区域所需消费的所有资源和吸纳该地区所有产生的废弃物而需要的生物生产性土地面积(涵盖陆地和水域)的总和^[4]。当生态足迹指数大于零时,表示有一定富余的生态承载力,区域处于可持续发展状态,且生态足迹指数数越大,区域可持

续发展能力越强。人类占用的净初级生产力是指潜在净初级生产力(*NPP*)与生态系统中的剩余*NPP*之差,包括人类活动收获的*NPP*和土地利用引起的*NPP*变化量。*HANPP*的大小可以反映人类活动对生态系统的占用程度^[5]。*HANPP*越高,则其他生物可以利用的*NPP*越少,越不利于生态系统的可持续发展^[6]; Zhang^[7]等提出与防风固沙服务有关的*HANPP*第一阈值是27%左右,开启了与生态系统可持续相关的*HANPP*阈值研究。

生态足迹方法自产生以来,就引起了生态学、经济学等众多领域的广泛关注,并且随着人们对可

收稿日期:2020-09-14 修订日期:2021-03-01

基金项目:国家重点研发计划项目(2016YFC0502004);国家自然科学基金项目(31971560)。

作者简介:李振男,男,山东济南人,硕士生,研究方向为可持续生态学。E-mail: lizn.19s@igsrr.ac.cn

通讯作者:武俊喜,男,内蒙古包头人,副研究员,研究方向为可持续生态学。E-mail: wujx@igsrr.ac.cn

2021年11月

持续发展的日益关切以及对生态足迹研究的不断深入,生态足迹的研究尺度遍及全球^[8,9]、国家^[10-13]、区域^[14,15]、乡镇^[16]乃至某行业^[17],计算方法也从开始的综合法^[18],发展出能值理论法^[19]、投入产出法^[20]等。目前国内外生态足迹的主要研究方法为综合法^[21,22]和能值理论法^[23,24],其中综合法考虑投入产出等物质流转情况,更适合村域等小尺度的计算。刘某承^[25,26]根据净初级生产力改进的中国各省份不同土地类型的均衡因子和产量因子,也使综合法在中国的应用更加精确。不同于生态足迹,*HANPP*主要集中在全球^[5,27]、国家^[28]和区域^[29]等大尺度计算,空间分析优势明显,在乡镇、学校等小尺度范围鲜有研究。*HANPP*计算过程中,各组分的不同算法,累加为*HANPP*的最终结果,使得不同研究的结果准确性可能存在较大的差异。目前*HANPP*研究多采用Haberl^[5,30]提出的分组分计算方法,方法差别缩小至潜在净初级生产力(NPP_{pot})部分模型的选用,运用比较多的有Maimi模型^[31]、CASA模型^[32,33]和TEM模型^[34]等。生态足迹和*HANPP*都将土地利用与经济社会发展联系起来,前者侧重于人类活动对生物生产性土地面积的需求压力分析,可以明确指出区域生态系统是否可持续^[11,35];后者侧重于人类活动对特定区域生态系统的初级生产力占用程度,能够与景观生态学相结合,更好地进行空间分析^[32,34]和生态系统服务的影响分析^[7]。随着人类活动强度的不断增长,区域可持续发展研究需要更多的内部结构分析来指导人类活动调整,*HANPP*恰好弥补了生态足迹对可持续性的评估与生态系统结构、功能和服务之间联系薄弱的不足^[36],两种方法具有互补性。

易地搬迁是西藏脱贫攻坚的有效措施之一,是帮助生态脆弱区贫困农牧户改善生活环境和生产条件、缓解生态系统服务供给与需求空间不匹配的重要方式^[37-39]。另一方面,西藏地区海拔较高,其寒旱等恶劣的自然条件使得生态系统极为脆弱,对人类活动响应敏感^[7]。因此,西藏地区的易地搬迁从人口、土地利用等多方面增加了安置村的人类活动强度和对原有生态系统的占用,对可持续发展产生快速且强烈的影响^[40]。此外,国内外学者对于易地

搬迁的研究多关注于迁出区资源环境的恢复、移民搬迁后心理变化及后续发展问题研究^[41,42],对于迁入区生态环境的可持续问题关注较少。因此,全面分析移民安置村人类活动强度的时空变化,是安置地土地管理优化、生态系统保护和可持续发展评价的科学基础之一。本文以位于西藏拉萨河流域典型半农半牧村——白朗村为例,结合生态足迹和*HANPP*两种方法,研究移民安置前后村域人类活动强度及可持续性的变化,以期为西藏生态移民搬迁、安置地生态系统可持续发展和乡村振兴政策制定提供科学依据。

2 研究区域与研究阶段划分

白朗村位于西藏自治区拉萨市林周县卡孜乡(图1),是拉萨河流域典型的半农半牧村,主要由南部山地与北部山前洪积扇组成,总面积123 km²,其中天然草地面积约占总面积93%;村域海拔3800~5500 m,属于高原温带季风半干旱气候区,年平均气温7.5℃,年均降水量440 mm,降水集中在6—9月。

2010年白朗村有村民138户,909人。2016年和2019年分批迁入易地搬迁户,新建房屋并开垦天然草地,2019年底人口达到1800余人。2016年迁入100户易地搬迁户,均来自卡孜乡其他村庄,仅在该村居住生活,仍然在原村庄进行农牧业生产活动;2019年迁入85户易地搬迁户,28户来自本县其他乡镇,57户来自昌都市三岩片区。为解决第二批

图1 白朗村区位及地形

Figure 1 Location (a) and topography (b) of Bailang Village in Tibet
注:基于自然资源部标准地图服务网站藏S(2020)002号标准地图制作,底图边界无修改。

安置户生计问题,该村将 200 hm²山麓洪积扇的天然草地开垦为耕地。

结合白朗村土地利用类型变动及移民迁入情况,本文选定 2010、2015、2017 和 2019 年共 4 个年份对该村人类活动强度进行计算。2010—2014 年间,白朗村土地利用类型及人口变动较小,同时因 2013 年存在数据缺失情况,故选取 2010 年作为研究基期。2015 年,白朗村开垦了 20 hm²人工草地(图 2),是该村人工种草的开端;此时该村人口依然处于自然增长状态,人口变动较小。2016 年末,该村迁入 100 户本乡偏远村庄村民,人口增长 445 人,这些村民依然保留其原村耕地,白朗村内仅有 13.5 hm²新增建设用地,没有开垦和分配新的耕地,因此本次移民安置未造成大规模的土地利用类型变动。2019 年白朗村安置 85 户移民,由于本次移民与原住址距离较远,白朗村新开垦了 200 hm²耕地分配给移民,人口与土地利用类型均产生了较大变动。

3 研究方法与数据来源

3.1 生态足迹评价人类活动强度方法

3.1.1 生态足迹方法

生态足迹的计算方法中,综合法可以反映物质投入产出的流转情况^[21,22],更适合村域等小尺度的生态足迹研究,因此本文中生态足迹的计算方法选用综合法。该方法将生物生产性土地分为 6 类:耕地、草地、建设用地、林地、水域和化石燃料用地,一定区域内全部生态服务与消费产品均由这 6 种土地类型的生物生产提供^[43]。由于这 6 种土地的生物生产力存在差异,所以不能直接相加,而需要根据土地类型乘以均衡因子,转化为统一的生物生产性土地面积,再进行计算。本文研究区藏族村民依然保持不吃水产品的风俗习惯,故本文中生态足迹的计算仅考虑除水域外其他 5 种土地类型。生态足迹计算公式如下:

$$EF = N \times ef = N \times \sum(aa_i) = N \times r_i \times \sum(c_i/p_i) \quad (1)$$

图 2 2010—2019 年白朗村土地利用类型变化

Figure 2 Land use change in Bailang Village, 2010-2019

2021年11月

式中: EF 为地区总的生态足迹(hm^2); N 为总人口数; ef 为人均生态足迹(hm^2); aa_i 为人均 i 种消费项目折算的生物生产面积(hm^2); r_i 为 i 种消费项目对应土地类型的均衡因子; c_i 为 i 种消费项目的人均生产量(kg); p_i 为 i 种消费项目的年平均生产能力(kg)。为了减小计算误差,本文中均衡因子采用刘某承等^[31]在2009年计算的中国生态足迹平均均衡因子(表1)。

3.1.2 生态承载力计算

生态承载力又称生态容量,是指在不损害当地生态环境的情况下,一定区域内所能承载人口的最大负荷量^[44]。由于土地资源具有较大的地域差异,所以不同国家或地区同类型生物生产性土地的面积不可以直接加减或比较,需要运用产量因子进行校正。产量因子是指某个国家或地区的某一类型土地的生产力与该类型土地的世界平均生产力的比率^[43]。生态承载力(EC)计算公式如下:

$$EC = N \times ec = N \times \sum a_j \times r_j \times y_j \quad (2)$$

式中: EC 为总生态承载力(hm^2); ec 为人均生态承载力(hm^2); a_j 为人均实际占有的 j 类生物生产性土地面积(hm^2); r_j 为均衡因子; y_j 为产量因子。

3.1.3 生态足迹指数计算

生态足迹指数是指一定区域内的生态承载力与生态足迹的差额占生态承载力的百分比,可视为区域为今后保留的可持续发展能力的百分比。生态足迹指数(EFI)可以比较直接、客观地说明人与自然在供给与需求方面的发展状况,其计算公式如下:

$$EFI = \frac{EC - EF}{EC} \times 100\% \quad (3)$$

表1 不同土地类型的均衡因子和产量因子

Table 1 Equilibrium and yield factors of different land use types

土地类型	生态足迹均衡因子	生态承载力产量因子
耕地	1.71	0.51
草地	0.44	0.73
林地	1.41	0.64
建设用地	1.47	1.74
化石燃料用地	1.49	0

注:生态足迹均衡因子来源于文献[25],生态承载力产量因子来源于文献[26]。

为了研究方便,根据 EFI 将区域可持续发展程度分为4个等级^[41],详细划分见表2。

表2 可持续发展程度划分

Table 2 Classification of sustainable development degree

EFI	可持续性
$EFI \leq -100\%$	严重不可持续
$-100\% < EFI < 0$	不可持续
$0 < EFI \leq 50\%$	弱可持续
$50\% < EFI \leq 100\%$	强可持续

注:数据来源于文献[41]。

3.2 HANPP评价人类活动强度方法

3.2.1 HANPP方法

$HANPP$ 计算参考Haberl等^[5,30,36]的定义和计算方法,将 $HANPP$ 分为人类活动收获的 NPP 和土地利用变化引起的 NPP 变化之和; $HANPP$ 计算中所涉及的组成部分如图3所示。

$$NPP_{\text{pot}} = NPP_{\text{eco}} + HANPP \quad (4)$$

$$HANPP = HANPP_{\text{harv}} + HANPP_{\text{luc}} \quad (5)$$

$$HANPP_{\text{luc}} = NPP_{\text{pot}} - NPP_{\text{act}} \quad (6)$$

式中: NPP_{pot} 假设无人人类活动情况下生态系统的潜在 NPP ; NPP_{eco} 为人类占用后生态系统中剩余的 NPP ; $HANPP_{\text{harv}}$ 为人类活动收获的 NPP ; $HANPP_{\text{luc}}$ 为土地利用引起的 NPP 变化; NPP_{act} 为实际分布植被的 NPP 。

3.2.2 NPP_{pot} 的计算

本课题组自2013年在白朗村河谷区3900 m至山顶5100 m建立山地垂直调查样带^[45],海拔每隔100 m设立400 m^2 的正方形围栏(图1)。每年8月中旬,在围栏内随机选取9个样点,使用刈割法收获

图3 人类占用的净初级生产力($HANPP$)各组成部分

Figure 3 Components of human appropriation of net primary production ($HANPP$)

地上生物量,在烘箱内 65 ℃ 烘干 48 h 称重,获得地上生物量。本文使用 2017 年垂直样带 13 个围栏内实测地上生物量数据与该围栏 2017 年年均气温和年降水量构建对数模型^[46,47] ($R^2=0.64, p<0.001$) 如下:

$$AGB = 0.095 \times \exp(0.15 \times T) \times P \quad (7)$$

式中: AGB 是地上生物量 (g DM/m^2); T 是年平均气温 ($^{\circ}\text{C}$); P 是年降水量 (mm)。

$$NPP_{\text{pot}} = AGB \div R \times 0.45 \quad (8)$$

式中: R 是地上 NPP 占总 NPP 的比例, 为 22.4%^[48]; 0.45 为干物质转换为碳的系数^[44]。

3.2.3 $HANPP_{\text{harv}}$ 的计算

本文中 $HANPP_{\text{harv}}$ 主要考虑耕地、天然草地和人工草地的 $HANPP_{\text{harv}}$, 其中耕地 $HANPP_{\text{harv}}$ 基于粮食产量计算, 人工草地 $HANPP_{\text{harv}}$ 基于饲草干物质产量计算, 天然草地 $HANPP_{\text{harv}}$ 基于该村牲畜总数、天然草地放牧压力、牲畜采食量、秸秆和人工牧草补饲量等数据估算。计算方法如下:

$$HANPP_{\text{harv}} = H_p + H_{\text{ag}} + H_{\text{ng}} = [P_p \times (1 - W_s) \div I_h \times S_p + P_{\text{ag}} \times S_{\text{ag}} + (TF - Str - For)] \times 0.45 \quad (9)$$

式中: H_p 为耕地 $HANPP_{\text{harv}}$ (t C); H_{ag} 为人工草地 $HANPP_{\text{harv}}$ (t C); H_{ng} 为天然草地 $HANPP_{\text{harv}}$ (t C); P_p 为实测耕地各类粮食单产 (g/m^2); W_s 为收获的粮食籽粒含水量; I_h 为对应农作物收获指数; S_p 为对应农作物播种面积 (m^2); P_{ag} 为实测一年生人工饲草干物质单产 (g/m^2); S_{ag} 为人工草地面积 (m^2); TF 为村落所有牲畜进食干草料需求 (g); Str 为耕地产出的秸秆饲料总量 (g); For 为一年生人工草地饲草产量 (g)。

3.2.4 $HANPP_{\text{luc}}$ 的计算

本文中 $HANPP_{\text{luc}}$ 主要考虑耕地、人工草地和居住用地土地利用类型导致的 NPP 变化。其中耕地、人工草地的 $HANPP_{\text{luc}}$ 利用两种土地类型 NPP 与 NPP_{pot} 的差值计算; 居住用地 $HANPP_{\text{luc}}$ 参考全球尺度估算方法, 为 NPP_{pot} 的 $2/3$ ^[27]; 天然草地 $HANPP_{\text{luc}}$ 利用天然未退化草地与退化草地 NPP 差值计算, 计算公式为:

$$HANPP_{\text{luc}} = L_p + L_{\text{ag}} + L_d + L_{\text{ng}} = (NPP_{\text{pot}} - NPP_p) \times S_p + (NPP_{\text{pot}} - NPP_{\text{ag}}) \times S_{\text{ag}} + NPP_{\text{pot}} \times \frac{2}{3} \times S_d + (NPP_{\text{pot}} - NPP_{\text{dg}}) \times S_{\text{dg}} \quad (10)$$

$$NPP_p = P_p \times (1 - W_s) \div I_h \times 0.45 \quad (11)$$

$$NPP_{\text{ag}} = P_{\text{ag}} \div I_g \times 0.45 \quad (12)$$

式中: L_p 为耕地 $HANPP_{\text{luc}}$ (t C); L_{ag} 为人工草地 $HANPP_{\text{luc}}$ (t C); L_d 为居住用地 $HANPP_{\text{luc}}$ (t C); L_{ng} 为天然草地 $HANPP_{\text{luc}}$ (ton C); NPP_p 为耕地 NPP (g C/m^2); NPP_{ag} 为人工草地 NPP (g C/m^2); $2/3$ 为全球尺度居住区估算参数^[25]; S_d 为居住区面积 (m^2); NPP_{dg} 为退化草地 NPP (g C/m^2), 为实测值; S_{dg} 为退化草地面积 (m^2); P_p 为实测耕地单产 (g/m^2); W_s 为收获的粮食籽粒含水量; I_h 为对应农作物收获指数; I_g 为对应草品种地上干物质质量与总干物质质量比值。

3.3 数据来源

本文研究所需数据主要包括用于生态足迹计算的村域内生产生活经济数据、构建 NPP_{pot} 模型所需的气象与地上生物量数据、计算 $HANPP$ 的不同植被及牲畜相关数据。2018—2019 年, 在白朗村采取随机抽样法进行了 30 户的问卷调查, 调查内容包括该村 6 个小组及农牧户人口、作物、人工饲草种类及产量、牲畜品种及数量、生产生活成本等信息; 开展了村干部访谈, 调查了该村整体农牧业数据。生态足迹与 $HANPP$ 计算所用总人口数、牲畜数量、各项产品生产量及生产能力等数据来自村干部访谈, 人均消耗的各项产品数量、人均废弃物产生的数量来自问卷调查, 牲畜采食量来自白朗村放牧实验; 均衡因子、产量因子和 $HANPP$ 各部分计算中的换算系数来自文献。 $HANPP$ 计算中所用气象数据来自中国气象数据网 (<http://data.cma.cn/>) 及中国科学院资源环境科学数据中心 (<http://www.resdc.cn/>) 的中国年平均气温、年降水量空间插值数据集; NPP_{pot} 计算模型的构建基于白朗村垂直样带地上生物量采集数据和气象栅格数据。

4 结果与分析

4.1 人类活动强度随时间变化

随着移民逐步迁入, 白朗村人类活动产生了剧烈变动。从 EF 计算结果来看, 2010—2015 年人工

2021年11月

草地的开垦使单位面积牧草的生产能力有所提升, 畜牧 EF 由 2378.10 hm^2 降至 1806.15 hm^2 , 同时耕地 EF 保持稳定, EF 总量显著降低; 同期, 白朗村总 EF 从 2516.33 hm^2 下降到 1944.37 hm^2 , 下降幅度达 22.73% , 平均每年下降 114.39 hm^2 (4.55%) (图 4)。2016—2019 年 2 次移民安置增加了白朗村人类活动强度, EF 总量平均每年增长 264.07 hm^2 (13.58%)。2017—2019 年, EF 增长了 714.3 hm^2 , 其中畜牧 EF 增长占 88.79% (634.24 hm^2), 耕地 EF 增长占 11.21% (80.06 hm^2); 畜牧和耕地的规模与效率, 成为影响白朗村生态持续性的主要因素。2015 年之前, 人数增加缓慢, 且 2015 年人工草地的开垦使得总 EF 降低, EFI 由 37.68% 上升至 51.72% , 该村由弱可持续变为强可持续发展状态; 2015 年之后, EF 总量迅速增加, EFI 持续降低, 2019 年降低至 27.25% , 由强可

持续转变为弱可持续。随着移民迁入, 该村生态系统可持续发展的能力减弱, 但仍处于生态盈余的状态。

在以往的研究中^[23,24], 较为稳定的经济社会环境均伴随着人均 EF 不断提高, 但本文中, 移民迁入导致村民数量增长迅速, 人均 EF 持续下降 (图 5a), 从 2.79 hm^2 降低至 1.80 hm^2 , 降幅为 35.48% ; 人均 EC 也持续降低, 从 4.44 hm^2 减少到 2.47 hm^2 。2019 年移民迁入伴随着 200 hm^2 耕地的开垦, 人均耕地面积变化相对较小, 而畜牧产品的人均生产面积显著降低, 导致畜牧产品的人均 EC 迅速减少, 这是人均 EC 持续降低的主要原因。

从 $HANPP$ 变动来看, 2010—2019 年, 白朗村 $HANPP$ 年均增长率为 1.69% , $HANPP$ 绝对量由 2481.33 t C 增长到 4185.20 t C 。2015 年之后, 随着

图 4 2010—2019 年白朗村人类活动强度 (EF 与 $HANPP$) 各年组分及总量变化

Figure 4 Changes of the components and total amount of human activity intensity (ecological footprint, EF and human appropriation of net primary production, $HANPP$) in Bailang Village, 2010-2019

图 5 2010—2019 年白朗村人均人类活动强度随时间变化

Figure 5 Change of per capita human activity intensity in Bailang Village, 2010-2019

土地利用类型的变动及人口的增长, $HANPP$ 年均增长率为 13.89%。地均 $HANPP$ 处于持续上升状态, 人均 $HANPP$ 先升后降(图 5); 2019 年迁入人数 465 人, 造成人均 $HANPP$ 下降 0.8 t C (24.17%)。

研究期间白朗村 $HANPP$ 率($HANPP$ 与 NPP_{pot} 的比率)保持在 10.09%~12.00% 之间, 其中 2015 年为 11.23%, 低于 2015 年西藏全区 $HANPP$ 率 (13.5%)^[34], 该村对生态系统的占用在西藏还处于中低水平; 按照 Zhang 等提出与防风固沙服务有关的 $HANPP$ 的第一阈值可能是 27%^[7] 的假设, 该村 $HANPP$ 率不足以引起防风固沙等生态系统服务功能大幅降低, 仍处于可持续发展状态。

4.2 人类活动强度结构与变化

移民安置引起的人类活动强度变化主要表现在耕地和人工草地的开垦与刈割、牲畜数量增加引起的放牧压力加大和土地类型变动及草地退化导致的 NPP 变动。2010—2019 年, $HANPP_{harv}$ 绝对量由 1292.20 t C (占 $HANPP$ 的 52.08%) 增长至 2006.71 t C (占 $HANPP$ 的 47.95%), 平均每年增加 79.30 t C (图 4)。2016 年移民安置前, $HANPP_{harv}$ 绝对量增长了 354.89 t C, 其中来自天然草地放牧采食和人工草地刈割分别为 79.36% 和 20.64%, 说明牲畜数量增加是白朗村移民迁入前人类活动强度增长的主要驱动力。2016 年的移民安置中, 因耕地没有变更, 所以移民前后耕地 $HANPP_{harv}$ 没有出现较大波动, $HANPP_{harv}$ 的增长依然主要来自牲畜数量的增加及放牧压力的增加; 2019 年的移民安置中, 白朗村将山麓洪积扇的草地开垦为耕地分配给移民, 使得耕地 $HANPP_{harv}$ 相比于开垦前增长了 62.75%; 同时, 耕地 $HANPP_{harv}$ 占总 $HANPP_{harv}$ 的比例从 2015 年 50.67% 增长到 2019 年 67.68%, 表明随着移民的迁入, 白朗村原有半农半牧型的产业结构不断偏向农业发展。

2010—2015 年, $HANPP_{luc}$ 绝对量总体呈增加趋势(图 4b), 2016 年移民迁入后 $HANPP_{luc}$ 年增长速度为 27.53%。此外, 灌溉和施肥提高了耕地和人工草地的 NPP , 使得耕地和人工草地 $HANPP_{luc}$ 的计算出现负值, 由于 $HANPP$ 为 $HANPP_{luc}$ 与 $HANPP_{harv}$ 之和, 所以负的 $HANPP_{luc}$ 导致了本文中研究区域与其他

地区相比具有更低的 $HANPP$ 。

4.3 人类活动强度空间特征与变化

随着移民的迁入, 白朗村的土地利用类型发生了剧烈的变化, 变化主要集中在北部山麓洪积扇区(图 2)。2010—2019 年, 有约 270 hm² 山麓天然草地开垦为建设用地、耕地和人工草地, 占本村面积的 2.20%, 同期牲畜数量增加了 54.25%, 人口数量翻倍, 而天然草地 $HANPP_{harv}$ 增长仅有 30.67%, 说明新开垦土地的承载力增强, 使得天然草地的利用强度变化小于人口和牲畜的数量增速。武俊喜等^[44] 研究发现, 开垦山麓区种草模式, 可以协同提升牲畜数量和生态系统调节服务水平, 对天然草地有一定的保护意义。与 2010 年相比, 2015 年白朗村牲畜量增长了 31.30%, 虽然新开垦了 20 hm² 人工草地, 天然草地的 $HANPP_{harv}$ 依然从 3.91 g C/m² 增长至 6.30 g C/m²; 人工草地 NPP 大于 NPP_{pot} , 导致 2015 年人工草地 $HANPP_{luc}$ 为负值, 其补饲作用使得天然草地的 $HANPP_{luc}$ 与 2010 年相比稍有降低。2015—2017 年该村土地利用类型变化不大, 移民的迁入使得人口与牲畜数量快速增加, 天然草地 $HANPP_{harv}$ 有所增长; 同时降水增加使得 NPP_{pot} 增长显著, 各土地类型 $HANPP_{luc}$ 均有所增长。2019 年, 新增耕地秸秆的补饲作用使天然草地单位面积 $HANPP_{harv}$ 由 2017 年的 7.45 g C/m² 下降至 4.99 g C/m², NPP_{pot} 的增加导致各土地类型 $HANPP_{luc}$ 进一步增长, NPP_{pot} 超过人工草地 NPP , 人工草地 $HANPP_{luc}$ 由负值变为正值。由于耕地 NPP 一直大于天然草地 NPP_{pot} , 所以耕地的 $HANPP_{luc}$ 一直是负数。从 $HANPP$ 来看, 耕地和人工草地的开垦, 使得该村在人口和牲畜数量均增长的状态下, 天然草地单位面积 $HANPP$ 增长得到减缓。

根据图 6 可知, 2010—2019 年白朗村人类活动主要集中在北部山麓洪积扇地区, 因此本文进一步将白朗村分为山前洪积平原和山体草地两部分, 分析人类活动强度变化特点。洪积平原地区面积约为 1410 hm², 占村域面积的 11.46%, 耕地、人工草地和绝大部分的建设用地均分布在该区。根据 $HANPP_{harv}$ 变动情况, 白朗村人类活动强度变化可大致分为两个阶段(图 7): 2010—2017 年, 随着人口、牲畜的增加和人工草地的开垦, 河谷平原与山体草

2021年11月

图6 2010—2019年白朗村 HANPP各组分空间格局

Figure 6 Spatial patterns of the human appropriation of net primary production (HANPP) components in Bailang Village, 2010-2019

图7 2010—2019年白朗村河谷平原与山体草地 $HANPP_{harv}$ 和 $HANPP_{luc}$ 总量变化

Figure 7 Changes of total amount of biomass harvest human appropriation of net primary production ($HANPP_{harv}$) and land-use induced human appropriation of net primary production ($HANPP_{luc}$) in valley plain and mountain grassland in Bailang Village, 2010-2019

地 $HANPP_{harv}$ 均缓慢上升,其中洪积平原 $HANPP_{harv}$ 平均增速 1.69%,山体草地 $HANPP_{harv}$ 平均增速 12.96%;该阶段牲畜数量增加是白朗村人类活动强度增长的主要动力,洪积平原与山体草地 $HANPP_{harv}$ 总量比值从 2.04 下降至 1.20,单位面积 $HANPP_{harv}$ 比值从 15.76 下降至 9.24。2019 年,耕地开垦使洪积平原地区 $HANPP_{harv}$ 迅速增加,比 2017 年增长了 50.98%;耕地秸秆的补饲使得山体草地的放牧压力减小, $HANPP_{harv}$ 下降了 33.07%,洪积平原与山体草地单位面积 $HANPP_{harv}$ 比值增长至 20.85。研究期间,山体草地土地利用类型没有变化,故山体草地 $HANPP_{luc}$ 为零。洪积平原与山体草地承载力存在巨大差异,研究人类活动强度在两者之间的分配,合理分配生态系统的供给与服务功能,对于移民安置和村域生态系统的可持续发展具有重要意义。

EF 和 $HANPP$ 是表征人类活动强度的两种方法,两者各有特点与优势。本文使用 EFI 指示白朗村人类活动强度的时间变动和可持续状况(图 8),发现在 2019 年第二批移民安置完毕后,白朗村可持续水平虽有降低,但依然存在 27.25% 左右的生态盈余,处于弱可持续发展状态。不同地区的 $HANPP$ 率水平差异较大,因此无法直接指示地区可持续发展水平,但可以估算地区资源利用程度,通过不同地区之间的对比反映地区经济发展水平。白朗村 $HANPP$ 率在研究期间变动较小,稍低于同时期西藏平均数值,说明白朗村资源利用程度处于自治区内

图8 2010—2019年白朗村可持续发展水平(EFI 和 $HANPP$ 率)变化

Figure 8 Changes in sustainable development level (ecological footprint index, EFI and human appropriation of net primary production, $HANPP$ rate) of Bailang Village, 2010-2019

中等水平。此外,本文运用 $HANPP$ 及其组分变动情况,着重分析移民安置对白朗村人类活动强度结构和空间方面的影响,发现耕地的开垦减轻了山体草地的放牧压力,将移民安置带来的人类活动压力集中在洪积平原地区,有利于村域生态系统供给功能与调节功能的协同提升^[44]。

5 结论

本文运用生态足迹和人类占用的净初级生产力两种方法,以西藏生态移民安置村——白朗村为例,探索了移民安置前后村域尺度人类活动强度变化,并对两种人类活动强度评价方法的特点进行了比较。主要得出以下结论:

(1) 2010—2019 年白朗村移民安置后,人均 EF 与人均 EC 均有明显下降, EFI 显示白朗村生态系统由强可持续变为弱可持续,移民前后畜牧的规模与效率是影响白朗村可持续性变动的主要因素。通过 $HANPP$ 率的比较发现,移民安置后白朗村开发强度与西藏自治区平均开发水平相近; $HANPP$ 不同组分的变动显示农业活动在研究区人类活动的比重不断增加。

(2) 2010—2019 年,白朗村移民安置引起的人类活动强度变化主要表现在北部山麓洪积扇地区耕地和人工草地的开垦与刈割、牲畜数量增加引起的放牧压力加大。占村域面积 11.46% 的洪积平原地区,通过开垦耕地和人工种草的方式,承担了 2019 年移民安置后 72.96% 的 $HANPP_{harv}$,使村域人类活动强度更加集中,有利于生态系统供给服务和

2021年11月

调节服务的协同提升。

(3)对比两种人类活动强度定量方法,生态足迹在衡量可持续发展能力方面更加明确和具体,人类占用的净初级生产力则在空间分析方面更具优势,便于研究人类活动强度变化对不同土地利用类型和产业结构的影响程度。移民安置后,村域内生态系统可持续性有所降低,人工草地与耕地的开垦使得人类活动强度增长向山前洪积扇地区集中,缓解了部分移民安置带来的山体草地放牧压力。后续移民安置区应根据当地生态承载力分配移民安置数量,并通过不同地形及植被类型之间供给服务和调节服务的合理分配,实现生态系统服务功能的协同提升。本文结合两种方法对移民安置村人类活动强度变化的研究,为评估西藏易地扶贫搬迁和极高海拔生态搬迁,实现安置地的可持续发展提供科学依据。

参考文献(References):

- [1] 刘世梁,刘芦萌,武雪,等.区域生态效应研究中人类活动强度量化评价[J].生态学报,2018,38(19):6797-809. [Liu S L, Liu L M, Wu X, et al. Quantitative evaluation of human activity intensity on the regional ecological impact studies[J]. Acta Ecologica Sinica, 2018, 38(19): 6797-6809.]
- [2] 刘采,张海燕,李迁.1980—2018年海南岛人类活动强度时空变化特征及其驱动机制[J].地理科学进展,2020,39(4):567-576. [Liu C, Zhang H Y, Li Q. Spatiotemporal characteristics of human activity intensity and its driving mechanism in Hainan Island from 1980 to 2018[J]. Progress in Geography, 2020, 39(4): 567-576.]
- [3] Zhao C S, Shao N F, Yang S T, et al. Quantitative assessment of the effects of human activities on phytoplankton communities in lakes and reservoirs[J]. Science of the Total Environment, 2019, 665: 213-225.
- [4] 王丽萍,夏文静.生态足迹的国内外研究进展[J].经济研究参考,2018,(1):56-68. [Wang L P, Xia W J. Research progress of ecological footprint at home and abroad[J]. Review of Economic Research, 2018, (1): 56-68.]
- [5] Haberl H, Erb K H, Krausmann F, et al. Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2007, 104(31): 12942-12947.
- [6] 彭建,王仰麟,吴健生.净初级生产力的人类占用:一种衡量区域可持续发展的新方法[J].自然资源学报,2007,(1):153-158. [Peng J, Wang Y L, Wu J S. Human appropriation of net primary production: An approach for ecological assessment of regional sustainable development[J]. Journal of Natural Resources, 2007, (1): 153-158.]
- [7] Zhang Y J, Pan Y, Li M, et al. Impacts of human appropriation of net primary production on ecosystem regulating services in Tibet [J]. Ecosystem Services, 2021, DOI: 10.1016/j.ecoser.2020.101231.
- [8] Solarin S A, Tiwari A K, Bello M. A multi-country convergence analysis of ecological footprint and its components[J]. Sustainable Cities and Society, 2019, DOI: 10.1016/j.scs.2019.101422.
- [9] Zambrano-Monserrate M A, Ruano M A, Ormeo-Candelario V, et al. Global ecological footprint and spatial dependence between countries[J]. Journal of Environmental Management, 2020, DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.111069.
- [10] Ahmed Z, Wang Z H, Mahmood F, et al. Does globalization increase the ecological footprint? Empirical evidence from Malaysia [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2019, 26(18): 18565-18582.
- [11] 洪顺发,郭青海,李达维.基于生态足迹理论的中国生态供需平衡时空动态[J].资源科学,2020,42(5):980-990. [Hong S F, Guo Q H, Li D W. Spatiotemporal dynamics of ecological supply and demand based on ecological footprint theory[J]. Resources Science, 2020, 42(5): 980-990.]
- [12] Ahmed Z, Wang Z H. Investigating the impact of human capital on the ecological footprint in India: An empirical analysis[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2019, 26(26): 26782-26796.
- [13] Salvo G, Simas M, Pacca S, et al. Estimating the human appropriation of land in Brazil by means of an Input-Output economic model and ecological footprint analysis[J]. Ecological Indicators, 2015, 53: 78-94.
- [14] 王涛,邵田田,李登辉,等.基于净初级生产力生态足迹的河南省生态安全诊断[J].遥感信息,2020,35(4):133-140. [Wang T, Shao T T, Li D H, et al. Ecological security diagnosis of Henan Province based on ecological footprint of net primary productivity [J]. Remote Sensing Information, 2020, 35(4): 133-140.]
- [15] 陈晓杰,王静,孔雪松,等.武汉城市圈生态足迹时空差异及其与经济发展的协同性[J].生态学报,2020,39(10):3452-3462. [Chen X J, Wang J, Kong X S, et al. Spatiotemporal differences of ecological footprints and synergistic relationship to economic development in Wuhan urban agglomeration[J]. Chinese Journal of Ecology, 2020, 39(10): 3452-3462.]
- [16] 王宏卫,安秀峰,塔西甫拉提·特依拜,等.基于乡镇尺度的克里

- 雅河绿洲生态承载力分析: 以于田县 13 个乡镇生态承载力为例[J]. 干旱区资源与环境, 2015, 29(10): 48–55. [Wang H W, An X F, Taxifulati T, et al. Analysis of ecological carrying capacity of Kriya River Oasis based on township scale: A case study of 13 townships in Yutian County[J]. Journal of Arid Land Resources and Environment, 2015, 29(10): 48–55.]
- [17] 张丹, 成升魁, 高利伟, 等. 城市餐饮业食物浪费的生态足迹: 以北京市为例[J]. 资源科学, 2016, 38(1): 10–18. [Zhang D, Cheng S K, Gao L W, et al. Ecological footprint of catering industry food waste in Beijing[J]. Resources Science, 2016, 38(1): 10–18.]
- [18] Wackernagel M, Onisto L, Bello P, et al. National natural capital accounting with the ecological footprint concept[J]. Ecological Economics, 1999, 29(3): 375–390.
- [19] Zhao S, Li Z Z, Li W L. A modified method of ecological footprint calculation and its application[J]. Ecological Modelling, 2005, 185(1): 65–75.
- [20] Gallia, Weinzettel J, Cranston G, et al. A footprint family extended MRIO model to support Europe's transition to a one planet economy[J]. Science of the Total Environment, 2013, 461: 813–818.
- [21] Amiri M J, Bouzari S, Karimi S. Assessment of metropolitan environment sustainability with use of ecological footprint index (Case study: Tehran Metropolis)[J]. Urban and Regional Planning, 2016, 1(1): 17–22.
- [22] Yang D Y, Li M G, Wang F, et al. Ecological Footprint Evaluation: An empirical study of the Bohai coast of the Jing-Jin-Ji region[J]. Journal of Coastal Research, 2020, 106: 407–413.
- [23] 李文龙, 魏巍, 宋瑜, 等. 基于能值生态足迹与灰色预测模型的西藏可持续性评价[J]. 草地学报, 2019, 27(3): 702–710. [Li W L, Wei W, Song Y, et al. Sustainable development of Tibet based on emergy ecological footprint model[J]. Acta Agrestia Sinica, 2019, 27(3): 702–710.]
- [24] 尚海龙, 潘玉君. 西藏牧区能值生态足迹测度与互动分析[J]. 科学技术与工程, 2019, 19(2): 51–58. [Shang H L, Pan Y J. Assessment of emergy footprint measurement and interactive analysis in pastoral area of Tibet[J]. Science Technology and Engineering, 2019, 19(2): 51–58.]
- [25] 刘某承, 李文华. 基于净初级生产力的中国各地生态足迹均衡因子测算[J]. 生态与农村环境学报, 2010, 26(5): 401–406. [Liu M C, Li W H. Calculation of equivalence factor used in ecological footprint for China and its provinces based on net primary production[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2010, 26(5): 401–406.]
- [26] 刘某承, 李文华, 谢高地. 基于净初级生产力的中国生态足迹产量因子测算[J]. 生态学杂志, 2010, 29(3): 592–597. [Liu M C, Li W H, Xie G D. Estimation of China ecological footprint production coefficient based on net primary productivity[J]. Chinese Journal of Ecology, 2010, 29(3): 592–597.]
- [27] Krausmann F, Erb K H, Gingrich S, et al. Global human appropriation of net primary production doubled in the 20th century[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2013, 110(25): 10324–10329.
- [28] Chen A F, Li R Y, Wang H L, et al. Quantitative assessment of human appropriation of aboveground net primary production in China[J]. Ecological Modelling, 2015, 312: 54–60.
- [29] Huang Q, Zhang F Y, Zhang Q, et al. Quantitative assessment of the impact of human activities on terrestrial net primary productivity in the Yangtze River Delta[J]. Sustainability, 2020, 12(4): 1697.
- [30] Haberl H. Human appropriation of net primary production as an environmental indicator: Implications for sustainable development [J]. Ambio, 1997, 26(3): 143–146.
- [31] 陈红宁. 基于人类占用的净初级生产力的土地集约利用研究: 以陕西省为例[D]. 西安: 西北大学, 2015. [Chen H N. The Study of Intensive Land Use Based on the Human Appropriation of Net Primary Production: A Case of Shanxi Province[D]. Xi'an: Northwest University, 2015.]
- [32] 杜波波, 阿拉腾图娅, 包刚, 等. 基于 CASA 模型模拟锡林郭勒草原净初级生产力[J]. 水土保持研究, 2021, 28(5): 293–300. [Du B B, Alatengtuya, Bao G, et al. Simulation of net primary productivity of Xilingol grassland based on CASA model[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2021, 28(5): 293–300.]
- [33] 李建国, 王欢, 王净, 等. 基于线性拟合的城市化过程对陆地生态系统生产能力的影响: 以江苏省为例[J]. 资源科学, 2018, 40(1): 32–43. [Li J G, Wang H, Wang J, et al. Impact of urbanization on terrestrial ecosystem production using Linear Modeling for Jiangsu[J]. Resources Science, 2018, 40(1): 32–43.]
- [34] Zhang Y J, Pan Y, Zhang X Z, et al. Patterns and dynamics of the human appropriation of net primary production and its components in Tibet[J]. Journal of Environmental Management, 2018, 210: 280–289.
- [35] Yang D Y, Li M G, Wang F, et al. Ecological footprint evaluation: An empirical study of the Bohai coast of the Jing-Jin-Ji region[J]. Journal of Coastal Research, 2020, 407–413.
- [36] Haberl H, Wackernagel M, Krausmann, et al. Ecological footprints and human appropriation of net primary production: A comparison [J]. Land Use Policy, 2004, 21(3): 279–288.
- [37] 李芳慧. 易地扶贫搬迁背景下的农牧民可持续发展研究: 以西藏为例[J]. 纳税, 2019, 13(10): 146–147. [Li H F. A study on the sustainable development of farmers and herdsmen in the context of poverty alleviation and relocation: Taking Tibet as an example [J]. Tax Paving, 2019, 13(10): 146–147.]
- [38] 钟水映, 冯英杰. 生态移民工程与生态系统可持续发展的系统

2021年11月

- 动力学研究:以三江源地区生态移民为例[J]. 中国人口·资源与环境, 2018, 28(11): 10–19. [Zhong S Y, Feng Y J. Research on the system dynamics of ecological migration engineering and ecosystem sustainable development: For example of three-river source region ecological migration[J]. China Population, Resources and Environment, 2018, 28(11): 10–19.]
- [39] 吕裔. 西部地区易地移民搬迁适应期生计能力提升研究[D]. 西安: 西北大学, 2020. [Lu Y. Study on the Improvement of Livelihood Ability in the Adaptation Period of Poverty Alleviation by Relocation in Western China[D]. Xian: Northwest University, 2020.]
- [40] 龙忠胜, 曹靖夫, 刘流. 嵌入视角下的生态移民可持续发展[J]. 水利科技与经济, 2020, 26(1): 59–64. [Long Z S, Cao J F, Liu L. Sustainable development of ecological migration from the perspective of embeddedness[J]. Water Conservancy Science and Technology and Economy, 2020, 26(1): 59–64.]
- [41] 黄海燕, 王永平. 城镇安置生态移民可持续发展能力评价研究: 基于贵州生态移民家庭的调研[J]. 农业现代化研究, 2018, 39(4): 643–653. [Huang H Y, Wang Y P. The assessment of the sustainable development ability of ecological immigrant resettlement: Based on a survey data of ecological immigrant households in Guizhou[J]. Research of Agricultural Modernization, 2018, 39(4): 643–653.]
- [42] 管睿, 余劲. 外部冲击、社会网络与移民搬迁农户的适应性[J]. 资源科学, 2020, 42(12): 2382–2392. [Guan R, Yu J. External shocks, social networks and adaptability of resettled farming households[J]. Resources Science, 2020, 42(12): 2382–2392.]
- [43] Wackernagel M, Rees W E. Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth[M]. Philadelphia: New Society Publishers, 1996.
- [44] 陈成忠, 林振山, 贾敦新. 基于生态足迹指数的全球生态可持续性时空分析[J]. 地理与地理信息科学, 2007, 23(6): 68–72. [Chen C Z, Lin Z S, Jia D X. Spatiotemporal analysis on sustainable ecosystem in world based on ecological footprint index[J]. Geography and Geo-Information Science, 2007, 23(6): 68–72.]
- [45] 罗黎鸣, 武建双, 余成群, 等. 拉萨河谷山地灌丛草地植物多样性监测方法的比较研究[J]. 草业学报, 2016, 25(3): 22–31. [Luo L M, Wu J S, Yu C Q, et al. A comparative study of methods for monitoring plant diversity in montane shrub grassland in the Lhasa River Basin[J]. Acta Prataculturae Sinica, 2016, 25(3): 22–31.]
- [46] Zheng K, Wei J Z, Pei J Y, et al. Impacts of climate change and human activities on grassland vegetation variation in the Chinese Loess Plateau[J]. Science of the Total Environment, 2019, 660: 236–244.
- [47] 武俊喜, 潘影, 李振男, 等. 基于NPP分配的生产和生态功能协同提升模式: 以西藏拉萨河谷半农半牧村为例[J]. 生态学报, 2021, 41(11): 4596–4605. [Wu J X, Pan Y, Li Z N, et al. An ecological restoration mode to synergized improve production and ecological capacity based on the NPP components analysis: A case study of the semi-agricultural and semi-pastoral village in the valley area or Tibet[J]. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(11): 4596–4605.]
- [48] 曾朝旭. 藏北高寒草地生物量分配及根系动态[D]. 北京: 中国科学院大学, 2017. [Zeng C X. Biomass Distribution and Root Dynamics of Alpine Grassland in Northern Tibet[D]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences, 2017.]

Change of human activity intensity in ecological resettlement villages of Tibet

LI Zhennan^{1,2}, PAN Ying¹, WU Junxi¹, ZHANG Yanjie³, ZHAO Zhongxu^{1,2}, YU Chengqun¹

(1. Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, CAS, Beijing 100101, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. College of Agronomy and Biological Sciences, Dali University, Dali 671003, China)

Abstract: In view of the significant changes of human activity intensity and ecological carrying capacity (*EC*) caused by ecological resettlement, this study analyzed the impact of ecological resettlement on human activity intensity of typical semi-agricultural and semi-pastoral villages in the Lhasa River Basin of Tibet by using the methods of ecological footprint (*EF*) and human appropriation of net primary production (*HANPP*). The results show that the per capita ecological footprint of Bailang Village the case study village decreased from 2.79 hm² to 1.80 hm², and the per capita ecological carrying capacity decreased from 4.44 hm² to 2.47 hm² from 2010 to 2019. The ecological footprint index (*EFI*) value decreased from 51.72% to 27.25%, implying that the sustainability of the village has been weakened. The *HANPP* increased from 20.17 g C/m² to 34.01 g C/m², that is, *HANPP* in percent of potential net primary production ranges from 10.09% to 12.0%. Land-use induced human appropriation of net primary production (*HANPP*_{luc}) raised and exceeded biomass harvest (*HANPP*_{harv}), and the semi-agricultural and semi-animal husbandry industries tend to develop in the direction of agricultural dominance. The valley plain area, which accounts for 11.46% of the village area, bears 72.96% of the *HANPP* after resettlement in 2019. The newly reclaimed cultivated land and artificial grassland reduce the grazing pressure of mountain grassland, make the intensity of human activities in the village more concentrated, and help to realize the coordinated improvement of ecosystem supply services and regulation services. The results of the two methods show that the resettlement has significantly enhanced the intensity of human activities in Bailang Village. Ecological footprint is more specific in the evaluation of sustainability while *HANPP* has more advantages in spatial analysis and ecosystem function analysis, and the two methods are complementary. In the subsequent resettlement program, the number of resettlement villages shall be determined according to the local ecological carrying capacity, and the coordinated improvement of ecosystem service function shall be realized through the rational allocation of supply services and regulation services between different terrain and vegetation types. By comparing the characteristics of the two evaluation methods, this study provides a reference for the selection of human activity intensity evaluation indicators in other regions. It also provides a scientific basis for the relocation and sustainable development of ecological resettlement sites in Tibet.

Key words: ecological footprint; ecological resettlement; human appropriation of net primary production; human activity intensity; sustainable development; Tibet