

DOI: 10.5846/stxb201908301801

武俊喜, 潘影, 李振男, 张燕杰, 赵忠旭, 张宪洲, 余成群. 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. 生态学报, 2021, 41(11): 4596-4605.

Wu J X, Pan Y, Li Z N, Zhang Y J, Zhao Z X, Zhang X Z, Yu C Q. 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 of Tibet. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(11): 4596-4605.

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

武俊喜^{1,2}, 潘影^{1,*}, 李振男^{1,3}, 张燕杰⁴, 赵忠旭^{1,3}, 张宪洲^{1,2}, 余成群^{1,2}

1 中国科学院地理科学与资源研究所, 北京 100101

2 中国科学院地理科学与资源研究所生态系统网络观测与模拟重点实验室, 北京 100101

3 中国科学院大学, 北京 100049

4 大理大学农学与生物科学学院, 大理 671003

摘要:在人类占用净初级生产力(HANPP)等研究基础上,提出了净初级生产力(NPP)权衡假设,即生态系统供给、调节服务的权衡受到 HANPP 各组分分配比例的影响;基于 NPP 权衡假设构建了生产生态协同提升模式效果的分析框架。以西藏拉萨河流域白朗村为例,基于实地采样、监测数据,分析了生态修复前、协同提升及河谷种草模式下,白朗村的 HANPP 组分、空间格局,以及生产、生态功能(牲畜养殖数量、碳固定服务和空气净化服务)。结果表明:在实施生态修复前,白朗村共有牲畜 15990 羊单位, HANPP 为 35.0 g C/m², 占潜在 NPP 的 13.8%, 其中收获导致的 HANPP_{harv} 占 40.0%; 生态系统空气净化服务为 12.0 g SO₂m⁻²a⁻¹, 碳固定服务为 6245.4 g C m⁻² a⁻¹。协同提升后, HANPP 总量基本保持不变, 但结构发生了变化, 其中 HANPP_{harv} 提高了 4.2%, 土地利用导致的 HANPP_{inc} 降低了 1.8%。同时, 养殖牲畜数量增加 6.3%, 生态系统调节服务基本保持同一水平。在河谷种草模式下, HANPP 总量相比实施生态修复前降低了 67.0%, 结构变化更加剧烈。HANPP_{harv} 增加了 84.2%, 为 25.8 g C/m²; HANPP_{inc} 降低了 167.0%, 为 -14.2 g C/m²。牲畜数量大幅增加了 2.2 倍(35195.0 羊单位); 而空气净化服务也提高了 15.1% (13.8 g SO₂m⁻²a⁻¹), 碳固定服务提高了 5.0% (6560.1 g C m⁻² a⁻¹)。研究表明, NPP 权衡假设可以为定量分析区域尺度生态系统服务权衡提供一定的理论支持, 促进生产生态功能协同提升的生态修复模式优化。

关键词:生态系统服务权衡; HANPP; 高寒草地; 生态修复; 白朗村

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 of Tibet

WU Junxi^{1,2}, PAN Ying^{1,*}, LI Zhennan^{1,3}, ZHANG Yanjie⁴, ZHAO Zhongxu^{1,3}, ZHANG Xianzhou^{1,2}, YU Chengqun^{1,2}

1 Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China

2 Key Laboratory of Ecosystem Network Observation and Modeling, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China

3 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

4 College of Agronomy and Biological sciences, Dali University, Dali 671003, China

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

收稿日期:2019-08-30; **网络出版日期:**2021-04-06

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: panying@igsrr.ac.cn

Abstract: Based on the frameworks of human appropriation of net primary productivity (HANPP), a hypothesis of ‘NPP tradeoff’ was proposed in this paper. This hypothesis assumed the tradeoffs among ecosystem provisioning and regulating services were influenced by the distribution ratios of the HANPP components. A methodology of measuring the effects of ecological restoration aiming at promoting the provisioning and regulating services simultaneously was established based on the ‘NPP tradeoff’ hypothesis. In this paper, three ecological restoration scenarios were set up in Bailang village, Lhasa river regions, Tibet. These scenarios were ‘before restoration’, ‘synergized promotion’, and ‘forage planting at the plain’. The HANPP components, spatial distribution, as well as the ecosystem services of livestock herding, ecosystem carbon stock, and air purifications were quantified based on the sampled data. The results showed that the livestock of 15990 sheep unit were herded in the village before the ecological restoration. The HANPP was 35.0 g C/m^2 , occupying 13.8% of the potential NPP, in which 40.0% were occupied by the $\text{HANPP}_{\text{harv}}$. The air purification service and the carbon stock service were $12.0 \text{ g SO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ and $6245.4 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, respectively. After the ecological restoration of ‘synergized promotion’, the total amount of HANPP kept constant, while the components proportions varied. In detailed, the $\text{HANPP}_{\text{harv}}$ increased by 4.2%, and $\text{HANPP}_{\text{luc}}$ decreased 1.8%. In correspondence, the herded livestock increased by 6.3% and ecosystem regulating services kept constant. In the scenario of ‘forage planting at the plain’, the total amount of HANPP decreased by 67.0% comparing to the scenario of ‘before restoration’, and the components also varied. The $\text{HANPP}_{\text{harv}}$ was 2525.8 g C/m^2 and increased by 84.2%, while the $\text{HANPP}_{\text{luc}}$ decreased by 167.0% with -14.2 g C/m^2 . In this scenario, the number of herded livestock increased by 2.2 folds (35195.0 sheep unit). The air purification service increased by 15.1% ($13.8 \text{ g SO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$), carbon stock service increased by 5.0% ($6560.1 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$). This study implied that the hypothesis of ‘NPP tradeoff’ could support the measuring of regional ecosystem services tradeoffs and the optimization of ecological restoration modes to synergized improve the provisioning and regulating services.

Key Words: ecosystem services tradeoffs; HANPP; alpine grassland; ecological restoration; Bailang village

生态系统的退化降低了生态系统服务,引起了生态灾害,危害人民群众的生命财产安全和人类福祉。利用生态修复工程对退化生态系统进行修复,恢复与重建生态系统的过程和功能,提升各项生态系统服务,对促进生态文明和实现美丽中国具有重大意义。

退化生态系统恢复重建的技术和模式有许多^[1-3]。从干预和介入退化生态系统的程度,可分为低度、中度、高度介入的生态修复方式,低度方式依靠生态系统弹性自然恢复、中度方式对环境条件进行干预、高度方式是对生态系统进行重建^[4]。例如退化草地生态系统,围栏禁牧、施肥及人工播种是最常用恢复措施^[5]。

现阶段许多恢复生态学研究基于生态系统生态学的理论,利用样方实验、区域监测等方法,分析评估生态恢复技术和工程的效果,印证了三种程度的生态修复都能对生态系统的恢复起到一定作用^[3,6-8]。但针对不同程度的退化、不同的生态系统类型,不同修复方式的成本和效果差异较大^[4]。

如何根据退化区域的特点,尤其是居民生计仍依靠当地生态系统的欠发达生态退化区,促进其生态修复的双赢或生态、产业的耦合提升,仍是难点^[9-10]。这其中主要是因为现有的区域生态学、景观生态学等理论和假设在支持区域生态恢复技术组合以及恢复工程的空间配置,促进生产、生态功能的协同提升等方面,仍是不足。

能否同时提高生产和生态功能,从生态系统服务分类的角度看,即是生态系统供给服务与调节服务。草地生态系统净初级生产力(Net primary production, NPP)在人类社会系统和自然系统中的分配比例,与生态系统供给、调节服务的权衡有很大关系^[11]。这便为通过定量分析并优化 NPP 在不同系统中的分配,进行不同生态恢复技术的组合和空间配置提供了一条新的思路。

人类占用净初级生产力(Human appropriation of net primary production, HANPP)为国际上较为成熟的 NPP 的分配框架,其将生态系统潜在净初级生产力(Potential net primary production, NPP_{pot})分为人类占用(HANPP)和生态系统存留(Remaining net primary production in the ecosystem after human appropriation, NPP_{eco})两个部分,又将 HANPP 细分为土地利用变化导致(Land use induced human appropriation of net primary production, $\text{HANPP}_{\text{luc}}$)与收获导致(Harvest induced human appropriation of net primary production, $\text{HANPP}_{\text{harv}}$)

的 NPP 变化两个部分^[12-13]。

本文基于 HANPP 框架及前人在生态系统服务权衡方面的研究基础,尝试提出 NPP 权衡假设,用以定量分析不同生态修复情景下草地生态系统供给和调节服务的响应。为整村或区域生态恢复技术和工程的面积及空间配置优化提供一个新的思路。

1 材料与方法

1.1 NPP 权衡假设

本研究在前人研究基础上^[11],提出 NPP 权衡假设,即为:在一定气候条件下,潜在净初级生产力(NPP_{pot})的总量为限制因子, NPP_{pot} 中人类占用部分(HANPP)和留存在生态系统中的部分(NPP_{eco})的比例决定了生态系统供给服务和调节服务的比例;当 HANPP 与 NPP_{eco} 的比例发生变化时,生态系统供给与调节服务将发生权衡。

HANPP 主要分为两个部分,土地利用引起的 $HANPP_{luc}$ 与收获导致的 $HANPP_{harv}$,其中收获(牧草、农作物等)导致 $HANPP_{harv}$ 和供给服务关系(牧草供给、农产品供给等)紧密。基于 NPP 权衡假设,在 NPP_{pot} 总量不变时,生产活动的增强提高了 $HANPP_{harv}$,同时导致 NPP_{eco} 减少,引起供给服务增加的同时调节服务降低。而传统封育式生态修复,即是通过禁牧降低放牧产生的 $HANPP_{harv}$,通过牺牲供给服务而提高 NPP_{eco} 和调节服务(图 1)。

而若要促进生产生态的协同提升,基于 NPP 权衡假设,一种可行的方法便是提高 $HANPP_{harv}$ 的同时降低 $HANPP_{luc}$,甚至使 $HANPP_{luc}$ 扭转为负值,确保二者之和的 HANPP 有所降低,从而提高 NPP_{eco} (图 1)。

本研究基于 NPP 权衡假设,以西藏白朗村为研究案例,结合实地采样监测数据分析了生态修复前及协同提升两个阶段下(详见 1.5)的 HANPP 组分及生态系统调节服务响应。

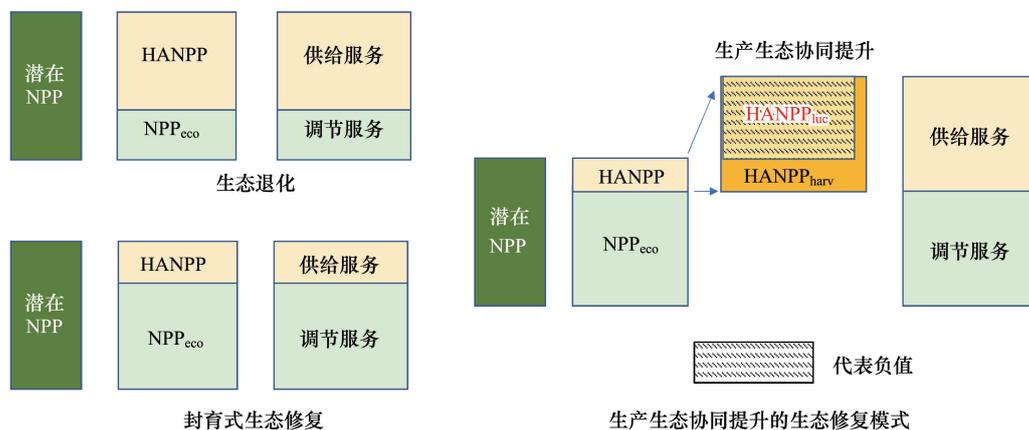


图 1 基于 NPP 权衡的生产生态协同提升模式概念框架

Fig.1 The conceptual framework of the synergized improving mode in both production and ecology aspects based on the tradeoffs among NPP

NPP: 净初级生产力; HANPP: 人类占用净初级生产力; NPP_{eco} : 生态系统留存净初级生产力; $HANPP_{luc}$: 土地利用导致净初级生产力变化; $HANPP_{harv}$: 收获的净初级生产力及收获行为导致的净初级生产力损失

1.2 HANPP 各组分核算方法及数据来源

本文中,NPP 各组分的核算主要基于实地采样数据和调研数据,核算参数主要来自于文献,详细如下。

$$NPP_{pot} = HANPP + NPP_{eco} = HANPP_{luc} + HANPP_{harv} + NPP_{eco} \quad (1)$$

式中, NPP_{pot} 为潜在 NPP, HANPP 为人类占用 NPP, NPP_{eco} 为生态系统留存 NPP,前者为后两者之和;其中 HANPP 又分为土地利用引起的 NPP 变化($HANPP_{luc}$)与人类活动收获的 NPP($HANPP_{harv}$)。

NPP_{pot} 利用不同海拔围栏内生长旺季地上生物量采样数据以及地上地下 NPP 量比例数据估算(表 1); 并基于 30m 分辨率的 Aster DEM 数据制图。本研究自 2013 年在白朗村 3900m 至 5100m 建立一条垂直样带, 样带自村落河谷区 3900m 海拔处开始至坡顶 5100m, 每隔 100m 设立一个围栏。2017 年 8 月中旬, 每个围栏中随机选取九个样点, 使用刈割法将所有地上生物量收获, 并放入 65℃ 的烘箱内烘干称重(表 2)。地上 NPP 占总比例数据则参考文献中高寒草原的数据, 为 22.4%, 干物质转换为碳的转换系数则为 0.45^[14]。

$HANPP_{luc}$ 为土地利用变化导致的 NPP 变化^[13]。主要考虑耕地、人工草地的土地利用类型变化导致的 NPP 变化, 以及天然草地退化导致的 NPP 变化。其中耕地、人工草地的 $HANPP_{luc}$ 利用两种土地利用 NPP 与天然草地 NPP_{pot} 的差值计算, 天然草地的 $HANPP_{luc}$ 利用退化草地和天然未退化草地的 NPP 差值计算, 详细计算公式与数据来源见表 1。

$HANPP_{harv}$ 为收获行为导致的 NPP 损失^[13]。同样考虑耕地、人工草地以及天然草地的 $HANPP_{harv}$, 其中耕地、人工草地的 $HANPP_{harv}$ 基于单产计算, 天然草地的 $HANPP_{harv}$ 基于村落总牲畜数量、单个羊单位的采食量、秸秆牧草补饲量等参数计算的单位面积天然草地牧压强度计算(表 1)。

NPP_{eco} 则根据 NPP_{pot} 与 $HANPP(HANPP_{harv} + HANPP_{luc})$ 的差值计算并制图。

表 1 HANPP 各组分算法与数据来源

Table 1 The calculation methods and data sources of the HANPP components

净初级生产力组分 The components of net primary production	计算公式 Calculation formula	主要参数来源和计算方法 Data sources and methods
潜在净初级生产力 NPP_{pot}	$\frac{ABG_f}{Ratio}$	AGB_f 为围栏内地上生物量; Ratio 为地上 NPP 占草地总 NPP 的比例, 为 22.4% ^[14]
收获导致的人类占用净初级生产力 $HANPP_{harv}$	耕地 $= P_b \times \frac{1 - 0.12}{C} \times 0.45$ $= \frac{FN - Str - For}{A_n} \times 0.45$ 其中: 天然草地 $FN = Sheep \times DT \times 365$ $Str = \frac{P_b}{1 - C} \times (1 - 0.12) \times 1.15 \times A_g$ $For = P_{sg} \times A_{sg}$	P_b 为实地测定的粮食(青稞)单产; 0.12 为青稞籽粒含水量 ^[13] ; C 为收获指数(青稞为 0.40) ^[13] ; 0.45 为干物质转换为碳的系数 FN 为村落所有牲畜进食草料需求; Str 为耕地产出秸秆饲料总量; For 为一年生人工草地产出饲草总量; A_n 为天然放牧草地总面积。 $Sheep$ 为村落所有牲畜换算的羊单位, 为调研数据; DT 为羊日食量, 为 431.7g DM/d, 利用模拟采食法测定 ^[15] 。 P_b 、 C 、0.12 参数同上, 1.15 为耕地总生物量占与地上部分的比 ^[13] ; A_g 为耕地总面积。 P_{sg} 为实地测定的一年生人工刈割草地干物质单产, A_{sg} 为人工草地面积
土地利用导致的人类占用净初级生产力 $HANPP_{luc}$	耕地 $= NPP_{pot} - (NPP_a + NPP_b)$ 天然草地 $= NPP_{pot} - NPP_{dg}$ 人工草地 $= NPP_{pot} - NPP_{sg}$	P_{sg} 为实地测定的一年生人工刈割草地干物质单产 NPP_a 为耕地地上 NPP, 计算方式同耕地的 $HANPP_{harv}$ NPP_b 为耕地地下 NPP, 利用耕地地上地下 NPP 比计算, 本文为 0.15 ^[13] NPP_{dg} 为退化草地 NPP, 利用轻度退化草地的地上地下生物量采样数据之和计算得到 NPP_{sg} 为人工草地 NPP, 利用人工草地的地上地下生物量采样数据之和计算得到。
生态系统留存净初级生产力 NPP_{eco}	$= NPP_{pot} - (HANPP_{harv} + HANPP_{luc})$	

NPP_{pot} : 潜在净初级生产力 Potential net primary production; $HANPP_{harv}$: 收获导致的人类占用净初级生产力 Harvest induced human appropriation of net primary production; $HANPP_{luc}$: 土地利用导致的人类占用净初级生产力 Land use induced human appropriation of net primary production; NPP_{eco} : 生态系统留存净初级生产力 Remaining net primary production in the ecosystem after human appropriation

1.3 基于 NPP_{eco} 的生态系统服务估算方法

本研究基于 NPP 权衡假设,参考现有的生态系统服务估算方法,构建了基于 NPP_{eco} 的生态系统服务定量方法(表 2)。

具体来说,现有定量方法中碳固定服务主要为地上、地下生物量中的碳含量以及土壤有机碳之和,本研究利用 NPP_{eco} 与土壤有机碳之和表征生态系统碳固定服务。空气净化服务主要利用单位面积生态系统吸收 SO_2 量表征,现有定量方法中利用累积地上生物量以及吸收 SO_2 系数计算,本研究利用 NPP_{eco} 和 $HANPP$ 替代累积地上生物量,计算空气净化服务。具体计算方法和数据来源见表 2。

表 2 基于 NPP_{eco} 与采样数据的生态系统服务计算方法

Table 2 The calculation methods of ecosystem services based on NPP_{eco} and other sampling data

生态系统服务 Ecosystem services	计算公式 Calculation formula	主要参数来源和计算方法 Data sources and methods
碳固定服务 Carbon stock service	$=NPP_{eco}+SoilC$	其中 NPP_{eco} 利用 NPP_{pot} 与 $HANPP$ 计算得到,耕地、人工草地、天然草地等土地利用的土壤有机碳含量(Soil C)为本研究实地采样测定得到。其中:人工草地土壤有机碳含量均值为 3967.1 g C/m^2 ,轻度退化天然草地为 6198.6 g C/m^2 ,青裸地为 4541.1 g C/m^2 ,未退化草地为 6706.9 g C/m^2
空气净化服务 Air purification service	$=AGB_{total} \times Ratio_a$ 其中: $AGB_{total} = \frac{\sum_0^{LOS} AGB}{1 + \exp(a - kt)}$	其中 AGB_{total} 为生长季累积地上生物量, $Ratio_a$ 为单位植被生物量吸收 SO_2 的系数,为 $1 \text{ g SO}_2/\text{kg DM}^{[16-17]}$; LOS 为植被生长季长度,天然草地按 180d 算,而人工草地和耕地(青裸)生长季按照 150d 算 ^[16] 。 AGB 分为两个部分,一个留存在地表的 AGB ,利用 NPP_{eco} 乘以地上 NPP 与总 NPP 比(22.4%),并换算成干物质得到 ^[14] ;另一部分是生长季末期被收获的 AGB ,利用 $HANPP_{harv}$ 算。 系数 $a = 2.195$,系数 $k = 0.0293^{[16,17]}$

1.4 研究区域及生态修复现状

本研究以西藏拉萨河谷半农半牧村——白朗村为例,探索基于 NPP 权衡假设的生态修复模式。白朗村位于西藏自治区拉萨市林周县卡孜乡,村落总面积 123 km^2 ,年均气温 7.5°C ,年均降雨量 440 mm 。整个村落主要由北部的山前洪积扇(河谷区)与南部两条山体组成,海拔从 3800 m 至 5500 m 左右。

2010 年白朗村有牧民 200 多户,牦牛 1584 头,黄牛 983 头,羊 4138 只,合计共 15990 羊单位。其中,由于长年过度放牧等因素,白朗村天然草地发生不同程度的退化。在 2013 年左右,白朗村开始尝试进行生产生态协同提升的生态修复模式,即开垦并种植一年生人工牧草地约 28.7 hm^2 (图 2),生产的牧草用以牛羊补饲,从而降低山坡天然草地的放牧压力。该模式不同于传统禁牧、减畜并给予受影响的牧户补贴的模式,旨在通过利用一部分土地增强牧草生产,其余土地减畜减压,实现退化草地自然恢复,最终达到整村生产生态协同提升的目的。

1.5 基于 NPP 权衡的生态修复模式情景设置

本研究基于 NPP 权衡假设,选取 2010 年生态修复前、2015 年生态修复后以及假设扩大现有人工牧草地面积三种情况设置生态修复三个情景,并分析了不同情景下白朗村的生产(牲畜养殖头数)和生态状况(生态系统服务)。3 种情景分别如下:

1、生态修复前。该情景数据来源于 2010 年实际采样调研数据,代表传统放牧下草地退化的状况。

2、协同提升后。该情景数据来源于 2015 年实际采样调研数据,代表实际生产生态协同修复下的状况,即开垦一部分村落中处于冲积扇河谷地区的退化草地,用以种植人工牧草(约 28.7 hm^2)。

3、河谷种草模式。该情景数据为规划目标设置,假设了生产生态协同提升中最大化生产的极端模式,即村落中整个洪积扇(约 828 hm^2)种植人工牧草,坡上进行禁牧。

在生态修复前和协同提升后这两个情景中,耕地、天然草地、人工草地面积确定,牲畜养殖头数根据实际

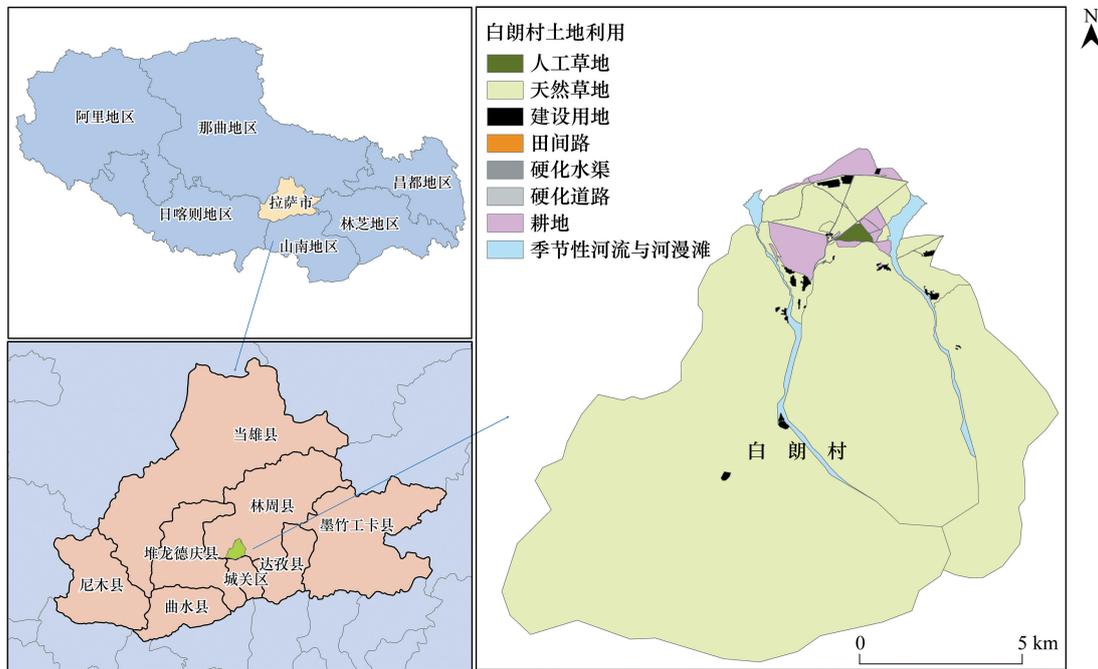


图 2 研究区域位置图

Fig.2 The location of study region-Bailang village

调研数据设置;在这两个情景中,主要通过 HANPP 组分算法计算 NPP_{eco} (表 1),并基于 NPP_{eco} 的方法计算生态系统服务(表 2)。在第三个情景河谷种草模式中,耕地、天然草地、人工草地面积同样确定,且天然草地完全禁牧;在此情况下,计算生态系统服务,并根据 $HANPP_{harv}$ 的计算反推可以养殖的牲畜数量。

2 结果与分析

2.1 不同情景下的 HANPP 组分分析

在实施生态修复前,白朗村 HANPP 为 35.0 g C/m^2 ,占 NPP_{pot} 的 13.8%,其中收获的 HANPP_{harv} 占 40.0% (14.0 g C/m^2),土地利用改变导致的 HANPP_{luc} 占 60.0% (21.0 g C/m^2) (表 3)。在实施协同提升的生态修复后,白朗村 HANPP 基本保持不变,为 35.3 g C/m^2 ,占 NPP_{pot} 的比例也仅提高了 0.1%;但 HANPP 的结构发生了变化,其中 HANPP_{harv} 提高了 4.2%,HANPP_{luc} 降低了 1.8%。而河谷种草模式下,HANPP 相比实施生态修复前降低了 67.0%,为 11.7 g C/m^2 。HANPP 的结构变化更加剧烈,HANPP_{harv} 增加了 84.2%,为 25.8 g C/m^2 ;HANPP_{luc} 降低了 167.0%,为 -14.2 g C/m^2 。

从空间格局上看,村落北部海拔在 3800—3900m 左右的洪积扇河谷区 NPP_{pot} 较高,海拔较高的山体部分 NPP_{pot} 普遍较低(图 3)。而实施生态修复之前,山体部分的 HANPP 皆在较高水平,占 NPP_{pot} 比例约在 13.8%—18.6%,高于村落平均水平(13.8%)(图 4)。实

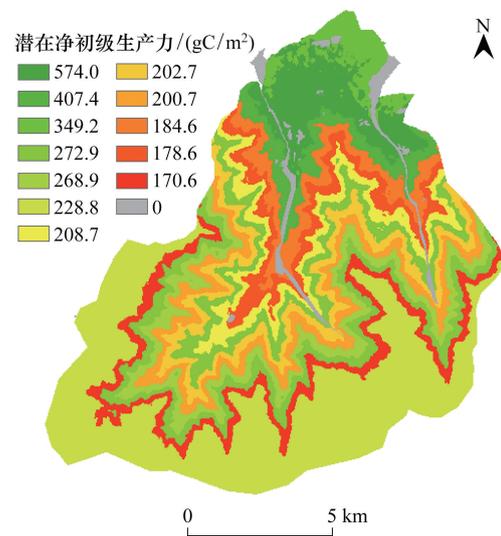


图 3 白朗村草地潜在净初级生产力

Fig.3 The map of potential NPP of grassland ecosystems of Bailang village

施协同提升的生态修复后,山体部分的 HANPP 无明显变化,但洪积扇河谷区的 HANPP 结构发生变化,即 HANPP_{luc}降低而 HANPP_{harv}升高,以支持养殖牲畜数量的增加(图 4)。而实施河谷种草模式后,山体部分 HANPP 降低为 0;除了耕地,洪积扇河谷区其他人工种草区域的 HANPP 也大幅降低,其中主要是 HANPP_{luc}大幅降低至负值,从而抵消了因牲畜养殖数量增加而增长的 HANPP_{harv}。

不同情景下的 NPP_{eco} 同样有较大差异,实施生态修复前和实施协同提升的生态修复后,NPP_{eco} 分别为 218.6 g C/m²与 218.4 g C/m²,而河谷种草模式下,NPP_{eco} 相比生态修复前提高了 10.7%,为 242.0 g C/m²。从空间格局上看,河谷种草模式下,NPP_{eco} 在山体部分以及洪积扇河谷区皆有提升。

表 3 三个生态修复情景下的土地利用、HANPP 与生态系统服务

Table 3 The land use areas, HANPP and ecosystem services under three ecological restoration scenarios

生态修复模式参数 The parameters of different types of ecological restorations	生态修复前 Before ecological restoration	协同提升后 Synergized promotion	河谷种草模式 Forage planting in valley
耕地面积 Area of arable land /hm ²	160.2	160.2	160.2
天然草地面积 Area of natural grassland /hm ²	11802.4	11773.9	10974.2
天然草地禁牧面积 Natural grassland area of grazing exclusion/hm ²	0	0	10974.2
人工牧草地面积 Area of sown grassland /hm ²	0	28.5	828.1
牲畜数量 Livestock amount /羊单位	15990.0	17000.0	35195.0
NPP _{pot} (g C /m ²)	253.7	253.7	253.7
HANPP _{harv} (g C /m ²)	14.0	14.6	25.8
HANPP _{luc} (g C /m ²)	21.0	20.7	-14.2
NPP _{eco} (g C /m ²)	218.64	218.41	242.0
空气净化服务 Air purification service(g SO ₂ m ⁻² a ⁻¹)	12.0	12.0	13.8
碳固定服务 Carbon stocks service (g C m ⁻² a ⁻¹)	6245.4	6240.0	6560.1

2.2 不同情景下的生产水平与生态系统服务

实施生态修复前,白朗村共有牲畜 15990 羊单位,生态系统空气净化服务为 12.0 g SO₂m⁻²a⁻¹,碳固定服务为 6245.4 g C m⁻² a⁻¹。实施协同提升的生态修复后,白朗村牲畜放牧与养殖数量增加了 6.3%,至 17000 羊单位;生态系统服务基本保持同一水平,其中空气净化服务为 12.0 g SO₂m⁻²a⁻¹,碳固定服务为 6240.0 g C m⁻² a⁻¹。在河谷种草模式情景下,可放牧和养殖的牲畜数量大幅增加了 2.2 倍(35195 羊单位);而空气净化服务也提高了 15.1%(13.8 g SO₂m⁻²a⁻¹),碳固定服务提高了 5.0%(6560.1 g C m⁻² a⁻¹)。

从空间格局上看,空气净化服务的空间格局变化不大,仅在河谷种草模式下,河谷区生态系统空气净化服务有所提升。而碳固定服务则变化较大,在实施生态修复前及实施协同提升的生态修复后,河谷区生态系统碳固定服务较高,而在河谷种草模式下,该区域碳固定服务大幅降低,而山体部分碳固定服务则有所提升。

3 讨论

3.1 生态修复中人工草地的优化配置

围栏封育、减畜、轮牧等是退化草地最常用的生态修复方式,其主要是降低人类利用强度,促进生态系统自身恢复^[4]。然而封育、减畜式生态修复对重度退化草地效果一般,且其牺牲草地的生产功能,需要政府进行补贴等以维持受影响的牧户生计^[4,16]。近些年,人工种植牧草等方式被用来治理中重度退化草地,在保证其高投入的前提下,人工草地可以提高生产功能,并促进退化草地植被覆盖度等的恢复^[18-19]。但由于其高投入,相比天然草地会降低土壤有机碳、全氮、全磷的特点^[16,20],人工牧草地不可能无限扩张。如何根据区域草地退化情况以及水土资源状况,设定人工草地面积比例,优化人工草地空间格局,仍是难点^[21]。

NPP 权衡假设便为定量分析人工草地位置和面积变化下,整个区域生产生态功能的响应提供了理论支

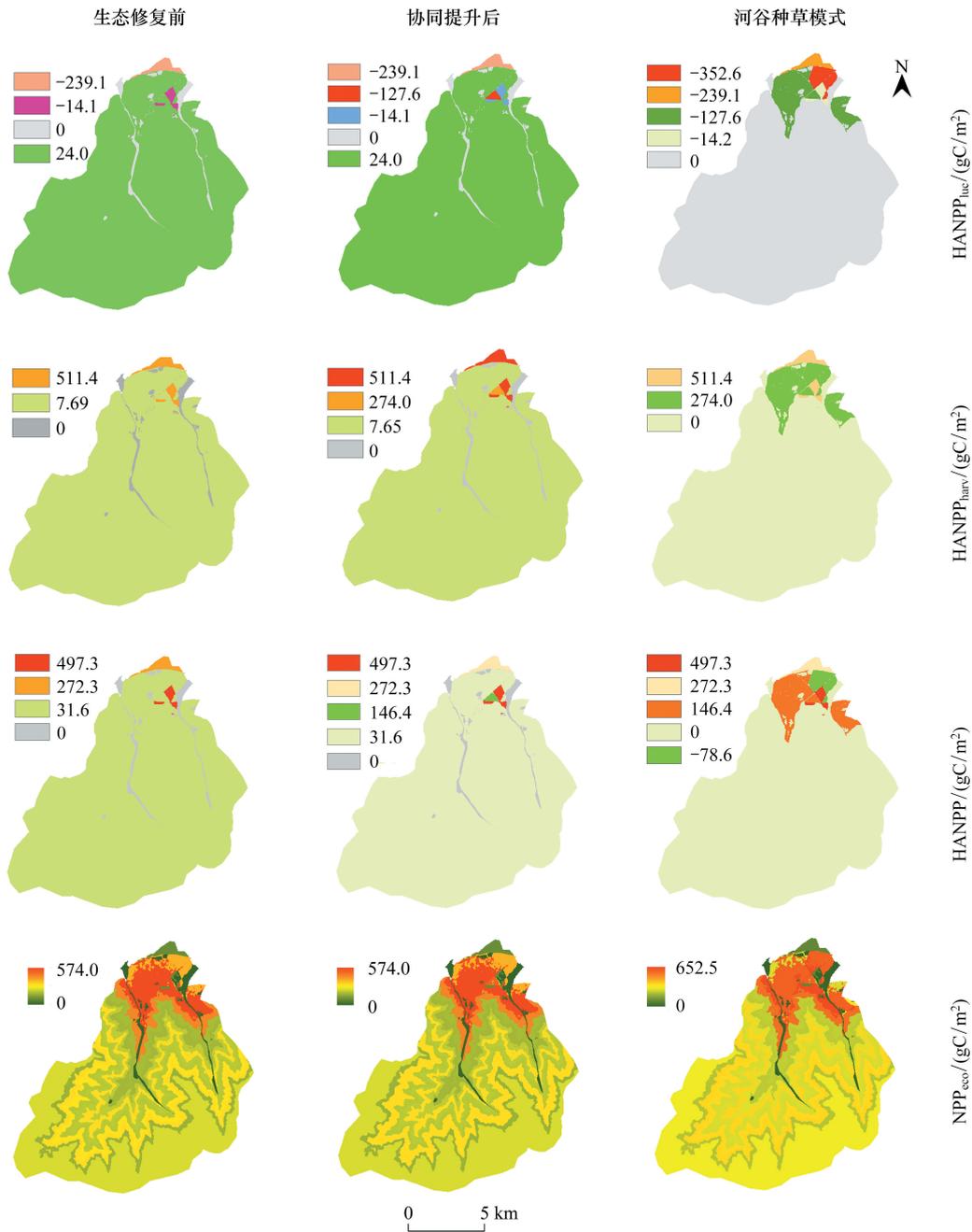


图 4 不同生态修复情景下 HANPP 各组分空间格局

Fig.4 The spatial patterns of the components of HANPP under different ecological restoration scenarios

持;其通过 NPP_{pot} 反映该区域的自然条件,并通过 HANPP 框架和基于 NPP_{eco} 的生态系统服务计算,将生产、生态功能与 NPP 的分配联系起来。本研究中,白朗村仅利用天然草地 7% 的面积种植人工牧草,便可以达到生产功能(牲畜养殖数量)提高 2.2 倍,并完全不需要利用山体天然草地,可促进其恢复,达到整个村落空气净化服务提高了 15.1%,碳固定服务提高了 5.0%。

3.2 NPP 权衡假设与 HANPP 框架

HANPP 方法框架已较为成熟,在利用 HANPP 框架分析生态系统服务方面也有一些案例,包括可以用来区分人类活动和气候变化对生态系统服务退化和恢复的影响^[22],或是评估土地利用退化对生态系统服务的

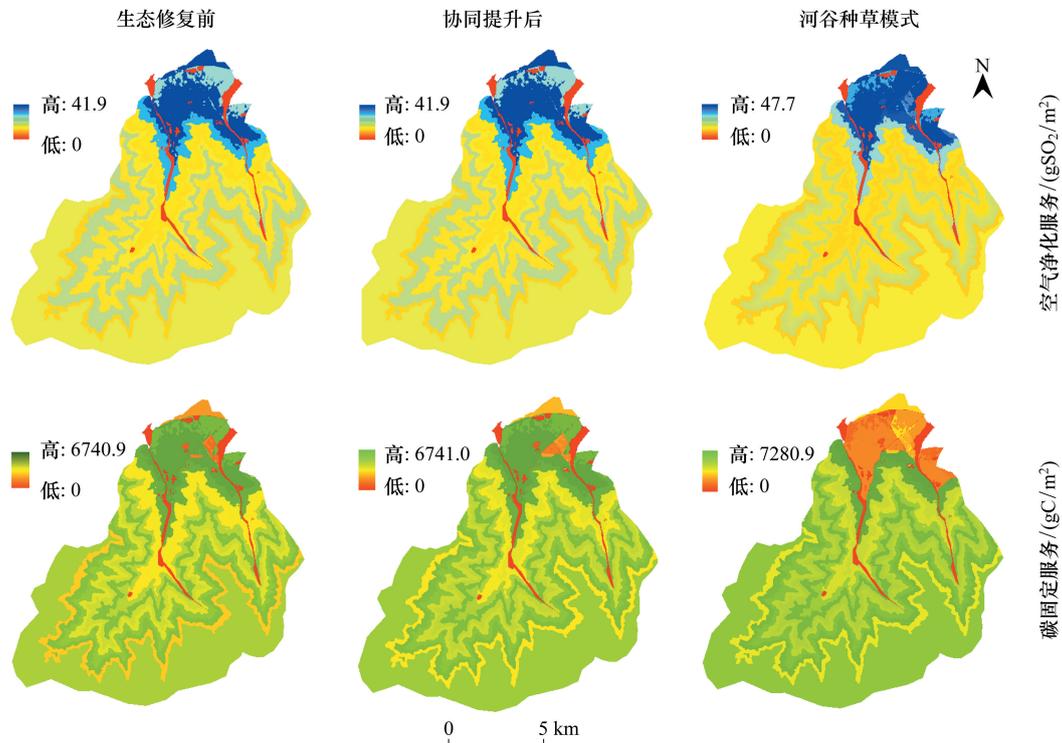


图5 不同生态修复情景下生态调节系统服务的空间格局

Fig.5 The spatial patterns of ecosystem regulating services under different ecological restoration scenarios

影响^[23]。但 HANPP 的框架主要是用 $g\ C/m^2$ 这一量纲来定量一定时空内人类活动的强度,并利用 $HANPP_{harv}$ 及 $HANPP_{luc}$ 等剖析人类活动的结构^[12];利用 HANPP 分析生态系统服务响应的研究中大多还是利用相关性分析、回归分析等统计方法。本研究是基于 NPP 权衡假设,利用 HANPP 框架构建了定量分析人类活动影响生态系统服务权衡的方法体系,是一种将方法学和生态系统服务权衡机理统一起来的尝试。

但本研究现阶段仅尝试针对空气净化和碳固定两种调节服务,其他调节服务的定量方法仍需探索。现在的水源涵养服务大多使用水量平衡法,由年降雨量减去实际蒸散量,其中实际蒸散量与地表植被覆盖和土地利用类型有很大关系^[24];而土壤保持服务的定量大多使用通用土壤流失方程计算,其中的植被覆盖因子和水土保持的措施因子也与地表植被覆盖和土地利用类型有很大关系^[25];防风固沙服务的定量大多使用修正土壤风蚀方程计算,其中的综合植被因子用以估算生长植被、枯立物等对土壤风蚀的影响^[26]。理论上这三种调节服务都可以利用统计学方法与 NPP_{eco} 建立联系,完善基于 NPP_{eco} 的调节服务定量方法体系,推动 NPP 权衡假设对区域生产生态协同提升的支持。

4 结论

NPP 权衡假设可以为定量分析区域尺度生态系统服务权衡提供一定的理论支持,从而促进区域生产生态协同提升的生态修复模式优化研究。白朗村在生态修复前后, HANPP 的总量和结构皆发生了较大变化,伴随着生态系统供给与调节服务的权衡。通过基于 NPP 权衡假设的定量分析框架得出,西藏拉萨河流域的半农半牧村可以通过河谷区种草,山体草地自然恢复模式,同时提高养殖牲畜数量和生态系统调节服务水平。本研究区域大约利用 7.0% 面积的天然草地种植人工牧草,便可以达到牲畜养殖数量提高 2.2 倍,空气净化服务与碳固定服务分别提高 15.1% 与 5.0%。

参考文献 (References):

- [1] Fynn R W S, Augustine D J, Peel M J S, De Garine-Wichatitsky M. Strategic management of livestock to improve biodiversity conservation in African savannahs: a conceptual basis for wildlife-livestock coexistence. *Journal of Applied Ecology*, 2016, 53(2): 388-397.
- [2] Keesstra S, Nunes J, Novara A, Finger D, Avelar D, Kalantari Z, Cerda A. The superior effect of nature based solutions in land management for enhancing ecosystem services. *Science of the Total Environment*, 2018, 610-611: 997-1009.
- [3] Bryan B A, Gao L, Ye Y Q, Sun X F, Connor J D, Crossman N D, Stafford-Smith M, Wu J G, He C Y, Yu D Y, Liu Z F, Li A, Huang Q X, Ren H, Deng X Z, Zheng H, Niu J M, Han G D, Hou X Y. China's response to a national land-system sustainability emergency. *Nature*, 2018, 559(7713): 193-204.
- [4] 吴舒尧, 黄姣, 李双成. 不同生态恢复方式下生态系统服务与生物多样性恢复效果的整合分析. *生态学报*, 2017, 37(20): 6986-6999.
- [5] 尚占环, 董世魁, 周华坤, 董全民, 龙瑞军. 退化草地生态恢复研究案例综合分析: 年限、效果和方法. *生态学报*, 2017, 37(24): 8148-8160.
- [6] Liu J G, Li S X, Ouyang Z Y, Tam C, Chen X D. Ecological and socioeconomic effects of China's policies for ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2008, 105(28): 9477-9482.
- [7] Ouyang Z Y, Zheng H, Xiao Y, Polasky S, Liu J G, Xu W H, Wang Q, Zhang L, Xiao Y, Rao E M, Jiang L, Lu F, Wang X K, Yang G B, Gong S H, Wu B F, Zeng Y, Yang W, Daily G C. Improvements in ecosystem services from investments in natural capital. *Science*, 2016, 352(6292): 1455-1459.
- [8] Lu F, Hu H F, Sun W J, Zhu J J, Liu G B, Zhou W M, Zhang Q F, Shi P L, Liu X P, Wu X, Zhang L, Wei X H, Dai L M, Zhang K R, Sun Y R, Xue S, Zhang W J, Xiong D P, Deng L, Liu B J, Zhou L, Zhang C, Zheng X, Cao J S, Huang Y, He N P, Zhou G Y, Bai Y F, Xie Z Q, Tang Z Y, Wu B F, Fang J Y, Liu G H, Yu G R. Effects of national ecological restoration projects on carbon sequestration in China from 2001 to 2010. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2018, 115(16): 4039-4044.
- [9] 陈玉碧, 黄锦楼, 徐华清, 赵波, 陈文虾, 程冠全, 马慧君. 内蒙古半干旱生态脆弱矿区生态修复耦合机理与产业模式. *生态学报*, 2014, 34(1): 149-153.
- [10] 曹世雄, 刘伟, 赵麦换, 冯飞. 延安市生态恢复双赢模式实证研究. *生态学报*, 2018, 38(22): 7879-7885.
- [11] Pan Y, Wu J X, Xu Z R. Analysis of the tradeoffs between provisioning and regulating services from the perspective of varied share of net primary production in an alpine grassland ecosystem. *Ecological Complexity*, 2014, 17: 79-86.
- [12] Haberl H, Erb K H, Krausmann F. Human appropriation of net primary production: patterns, trends, and planetary boundaries. *Annual Review of Environment and Resources*, 2014, 39: 363-391.
- [13] Zhang Y J, Pan Y, Zhang X Z, Wu J X, Yu C Q, Li M, Wu J H. Patterns and dynamics of the human appropriation of net primary production and its components in Tibet. *Journal of Environmental Management*, 2018, 210: 280-289.
- [14] 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.
- [15] 张晓庆, 侯向阳, 张英俊. 放牧家畜采食量和采食成分测定技术评述. *草业科学*, 2012, 29(02): 291-300.
- [16] 潘影, 武俊喜, 赵延, 张燕杰, 张晓庆, 张宪洲, 余成群. 西藏河谷地区人工种草的投入产出比较分析. *生态学报*, 2019, 39(12): 4488-4498.
- [17] 赵苗苗, 赵海凤, 李仁强, 张丽云, 赵峰侠, 刘丽香, 沈瑞昌, 徐明. 青海省 1998—2012 年草地生态系统服务功能价值评估. *自然资源学报*, 2017, 32(3): 418-433.
- [18] Shang Z H, Ma Y S, Long R J, Ding L M. Effect of fencing, artificial seeding and abandonment on vegetation composition and dynamics of 'black soil land' in the headwaters of the Yangtze and the Yellow Rivers of the Qinghai-Tibetan Plateau. *Land Degradation & Development*, 2008, 19(5): 554-563.
- [19] Ren Y J, Lü Y H, Fu B J. Quantifying the impacts of grassland restoration on biodiversity and ecosystem services in China: a meta-analysis. *Ecological Engineering*, 2016, 95: 542-550.
- [20] 欧延升, 汪霞, 李佳, 贾海霞, 赵云飞, 黄政, 洪苗苗. 不同恢复年限人工草地土壤碳氮磷含量及其生态化学计量特征. *应用与环境生物学报*, 2019, 25(1): 38-45.
- [21] 段呈, 石培礼, 张宪洲, 宗宁. 藏北高原牧区人工草地建设布局的适宜性分析. *生态学报*, 2019, 39(15): 5517-5526.
- [22] Yang H F, Yao L, Wang Y B, Li J L. Relative contribution of climate change and human activities to vegetation degradation and restoration in North Xinjiang, China. *The Rangeland Journal*, 2017, 39(3): 289-302.
- [23] Sutton P C, Anderson S J, Costanza R, Kubiszewski I. The ecological economics of land degradation: impacts on ecosystem service values. *Ecological Economics*, 2016, 129: 182-192.
- [24] Xu J, Xiao Y, Xie G D. Analysis on the Spatio-temporal patterns of water conservation services in Beijing. *Journal of Resources and Ecology*, 2019, 10(4): 362-372.
- [25] 许丁雪, 吴芳, 何立环, 刘海江, 江源. 土地利用变化对生态系统服务的影响——以张家口-承德地区为例. *生态学报*, 2019, 39(20): 7493-7501.
- [26] 王洋洋, 肖玉, 谢高地, 徐洁. 基于 RWEQ 的宁夏草地防风固沙服务评估. *资源科学*, 2019, 41(5): 980-991.