

Problem Chosen
B

2023
MCM/ICM
Summary Sheet

Team Control Number
2300136

从偷猎者到自然保护者：马赛马拉的社区野生动物保护

马赛马拉是肯尼亚王冠上的一颗绿宝石，是野生动物的天堂。我们制定了以社区为基础的野生动物保护方法，以更好地保护自然，实现可持续发展。通过考虑人类利益以及保护目标，我们确定了马拉每种土地类型的最佳政策及其相应的长期结果。

我们构建了一个基于网络的评估模型来描述马赛马拉保护区的状况。该模型由四个部分组成，包括野生动物保护、自然资源保护、当地经济利益和动物旅游互动。这些部分相互依存，并通过各种变量相互联系。我们使用标准化后从零到一的分数来衡量每个部分的福祉，

分数越高，表现越好。为了确定不同土地类型中四个部分的权重，我们采用层次分析法 (AHP) 来计算每个部分的具体参数。将加权分数相加以得出最终分数作为我们的目标。这个最终分数考虑到了所有部分的确定权重，以衡量马赛马拉保护区的福祉。

我们将马赛马拉保护区划分为三种不同的土地类型：核心野生动物保护区、人类居住区和牲畜放牧区。根据每种土地类型的主要功能，我们为其提出了三种政策。为了分析不同政策之间的反作用，我们将给定土地类型的三种政策结合起来，得出了 24 种政策方案。最终得分最高的方案将被选为我们的最佳政策。

根据先前的数据和研究，我们使用线性和指数回归分析来确定输入变量的未来趋势。这些趋势可能会对我们的长期结果产生影响。政策的未来结果是在二十年的时间范围内预测的。为了最大限度地减少错误参数造成的误差，我们在模型中应用随机残差来捕捉未观察到的异质性。遵循正态分布的随机元素是随机生成的，这提高了我们对未来预测的准确性和真实性。

我们的结果表明，野生动物保护区的最佳政策是执行狩猎配额、增加放牧罚款和限制旅游业相结合。专注于人类居住区，大多数年份的最佳政策是提供保护就业机会并建立桥梁组织。在牲畜放牧区，得分最高的方案是三项政策的组合或限制牲畜放牧和控制入侵物种的组合。这些政策可以大大提高保护区的福利，为野生动物和人类带来长期利益。

敏感性分析结果表明模型稳定稳健。我们设置不同的参数来改变输入变量的值，并评估这些变化对最终得分的影响。我们还提出了一种调整参数以适应替代保护区的方法，以测试模型的通用性。结果，我们验证了模型与现实的一致性，确定它可以有多种用途。

通过将已知的野生动物保护数值纳入基于网络的模型，我们揭示了影响野生动物保护的关键因素，并提出了平衡人类和野生动物利益的最佳政策，实现可持续发展。

关键词：野生动物保护；社区管理；基于网络的建模。

向肯尼亚旅游和野生动物委员会提交的报告

尊敬的委员会代表们，

我们，MCM 团队#2300136，受命帮助肯尼亚旅游和野生动物委员会 (KTWC) 制定马赛马拉保护区更好的野生动物保护政策。我们通过考虑当地居民的利益以及野生动物保护，建立了一个评估模型，为保护区的管理政策提供建议，并提出可持续发展的最佳策略。

我们考虑了野生动物保护、自然资源保护、当地经济利益以及野生动物与游客之间的负面互动。前两个目标是为了保护草原生态系统，后两个目标则是为了考虑人类的利益。我们根据马拉的土地使用类型仔细平衡这些目标，我们将马拉划分为核心野生动物保护区、人类居住区和牲畜放牧区。我们为每种土地类型提出了三种不同的政策，并将它们组合成八种情景来测试政策之间的相互作用。总共提出了九项政策，包括狩猎配额、放牧罚款、采用桥接组织和入侵物种控制等不同观点。我们收集了肯尼亚野生动物管理局、肯尼亚国家统计局、肯尼亚野生动物保护区、马赛马拉国家公园官方网站以及对该地区进行的各种研究的数据。利用过去的的数据，我们模拟了 2002 年至 2041 年不同政策情景的影响，并对 2022-2041 年二十年政策的长期结果进行了预测。

根据我们的研究结果，在核心野生动物保护区，最佳政策是同时实施狩猎配额、增加居民放牧罚款和限制旅游业。如果预算有限，三项政策无法同时实施，我们建议将实施狩猎配额和限制旅游业的政策结合起来，以获得短期利益；实施狩猎配额和增加放牧罚款的政策，以获得长期利益。如果只能选择一项政策，我们建议增加放牧罚款，因为这在 2041 年会产生最佳效果。我们预计，实施狩猎配额可以将偷猎和其他形式的非法动物产品交易减少 50%，从而使野生动物数量每年增加 2%。放牧罚款是防止当地居民在野生动物保护区放牧的一种手段，可使野生动物的草地资源增加 5%。通过限制马拉的游客数量，游客数量减少 30% 可使野生动物数量每年增加 0.5%，水资源量盈余 5%。由于野生动物的福祉高于一切，因此强烈建议制定有利于野生动物繁荣的政策。

对于人类居住区，大多数年份的最佳政策是提供保护就业机会。然而，提供保护就业机会与建立桥梁组织相结合的结果，以及仅仅建立桥梁组织而不实施任何政策的结果，都与我们所建议的最佳政策的结果相差甚远。这表明，未来应探索更多可能的政策，以产生更加独特的结果。然而，在人类居住区修建野生动物走廊的计划将适得其反，降低区域福利。这是一个非常值得注意的结果，因为它排除了看似可能的政策的可能性。我们认为，虽然修建野生动物走廊每年可以增加0.5%的野生动物数量，但由于对草地的竞争，它将减少牲畜数量。此外，这种机会的丧失将导致当地人更频繁地违反监管规则，以争取经济补偿。可以预期，负面结果

禁猎区内偷猎、放牧等互动行为将显著增加，因此我们得出结论，在人类居住区内设立野生动物走廊的政策从各方面考虑实际上会威胁到野生动物的发展。

在放牧区，最优政策是同时补偿牲畜损失、限制牲畜放牧和控制入侵物种。限制牲畜放牧和入侵物种控制相结合的情景紧随三者组合之后。所有政策和政策组合都比没有政策的基线情景产生更好的结果。这证明了我们政策选择的有效性。在讨论的三种政策中，限制牲畜放牧是最有利的，因为它可以长期分别保护草原牧场和水资源 10% 和 8%。入侵物种控制具有类似但更温和的应用，因为它每年使草原牧场资源和水资源增加 0.5%。此外，我们还预计生物多样性将增加 0.7%，因为土著物种可以获得更多的资源。我们讨论的第三项政策是补偿牲畜损失。当地人报告说，由于牲畜被捕食者杀死，他们平均损失 310 美元。牲畜掠食事件增多会加剧居民与保护区之间以及人与野生动物之间的冲突。然而，我们的模型确定补偿对保护区福利的影响微乎其微，因为损失金额在区域层面上相对较小。尽管存在这些结果，但我们认为补偿牲畜损失的好处超出了可衡量的数字，并且对于建立当地人与保护区之间的信任至关重要。总之，我们建议实施这三项政策，以确保该地区的可持续发展。

我们的模式建立在野生动物保护应包括人与自然的和谐平衡这一主要基础之上。我们采取的大多数措施都考虑到了当地人和游客的利益以及以社区为基础的自然保护。增加放牧罚款、建立桥梁组织和补偿牲畜损失等政策凸显了将当地人纳入野生动物保护的复杂性。我们认为，野生动物保护需要政府当局和当地人民的共同努力。为了实现这一目标，保护区应该给予当地人经济和社会激励，使他们成为保护主义者而不是偷猎者。然而，目前，体制缺陷限制了保护区向当地各阶层提供令人满意的服務的能力。因此，至关重要的是要考虑我们提出的政策，因为它们旨在缩小共同管理保护方面的差距。

我们真诚希望我们的政策建议能够有助于制定一个完整有效的政策体系，造福马赛马拉并实现可持续的未来。

内容

I. 介绍	5	1.1 背景	5
.....		1.2 文献综述	5
.....		1.3 问题重述	5
.....		II. 模型基础	5
.....		2.1 假设和依据	6
.....		2.2 术语	6
.....		III. IV. 模型设计	7
.....		3.1 基于网络的模型	8
.....		3.1.1 <i>Wildlife protection section</i>	8
.....		3.1.2 <i>Natural resources conservation section</i>	8
.....		3.1.3 <i>Local financial interest section</i>	10
.....		3.1.4 <i>Animal tourism interactions section</i>	12
.....		3.1.5 <i>Constructing the final objective</i>	14
.....		3.2 政策情景	15
.....		IV. 结果与讨论	16
.....		4.1. 4.2 人类居住区	18
.....		4.3 牲畜放牧区	19
.....		V. 敏感性分析	20
.....		VI. 模型测试	21
.....		VII. 优缺点	22
.....		7.1 优点	23
... 23		7.2 缺点	23
VIII. 结论	24	IX.	24
参考文献	25		

一、引言

1.1 背景

肯尼亚的马赛马拉国家保护区拥有连绵起伏的丘陵和广阔的大草原，是野生动物的天堂。马赛马拉是 95 种哺乳动物、爬行动物和两栖动物以及 400 多种鸟类的家园 [1]。历史上，肯尼亚在野生动物保护和其他资源的养护方面付出了巨大努力。然而，自 1970 年代以来，人们发现建立孤立的保护区岛屿不足以维持空间异质的生物多样性。因此，将当地社区的参与共同管理纳入自然资源的保护中 [2]。2013 年，肯尼亚议会制定了《野生动物保护和管理法案》，强调需要更公平地分享资源和以社区为基础的管理工作 [3]。

自该法案通过以来，为更好地保护野生动物，人们做出了许多努力，包括政策修订和利益相关者法规。然而，社区保护的概念才刚刚建立并投入使用，具体政策对公园内外野生动物保护的影响仍未得到充分讨论。因此，为了更有效地保护野生动物，我们应该考虑人与动物之间的相互作用以及某些政策的经济影响。

1.2 文献综述

先前的研究表明，当地居民的利益在野生动物保护中非常重要。肯尼亚、乌干达和尼泊尔进行的许多研究都估算了保护区附近当地居民的成本和收益[2,4,5]。这些研究侧重于当地利益，表明可以给予当地人参与野生动物保护的经济激励。从共同管理的角度看，Ward 等人[6]研究了在马达加斯加建立共同管理系统对生计的影响。Brehony 等人[7]确定了肯尼亚成功实施野生动物保护政策的七个障碍。政府机构和桥梁组织的效力也得到了详细讨论[8,9]。然而，上述研究都是以一种非常笼统的方法进行的，没有实施任何具体的政策。因此，他们的结果大多基于对当地居民的调查，而不是评估模型的结果。在这里，我们通过构建一个基于网络的评估模型来评估和比较不同管理策略的结果，为这个问题提供了一个解决方案。

1.3 问题重述

我们的任务是为野生动物保护区提供长期趋势的最佳政策和管理策略。我们的目标是平衡野生动物保护、自然资源的可持续发展、当地居民的利益以及动物与游客之间的负面互动。

关于“居住在该地区的人们的利益”至少有两种定义：（1）经济利益，即最大化家庭收入；或（2）社会利益，即关注社会公平、就业和教育[2]。在这里，我们只关注第一个概念，因为它很容易量化为数学模型。同样，“动物与被保护区吸引的人之间的负面互动”也有多重含义。我们将“被保护区吸引的人”定义为游客，因为旅游业占了马拉非本地人口的大部分。

因此，该问题可以分为六个部分来分析：

建立一个具有相关约束条件和变量的评估模型，以确定社区野生动物保护机制。设定四个目标。这些目标应该分别代表野生动物保护的倾向、自然资源保护、当地居民的经济收益以及动物与游客之间的负面互动。通过将上面列出的四个目标归一化并为每个目标分配权重来构建最终目标。保护区不同区域之间的权重应该不同，以表明土地利用的区别。通过最大化最终目标，为保护区的每个区域找到最佳政策或管理策略。通过评估四个目标的结果来预测给定建议的长期趋势。在其他野生动物管理区域测试该模型，以确保其普适性。

二、模型的基础

2.1 假设和依据

部门结构 马赛马拉经济的稳定与 在我们的研究期间。马拉经济

的两大支柱是旅游业和畜牧业，占居民家庭收入的 85% [10]。我们假设保护区的经济部门结构保持一致。预计马拉将持续吸引游客，而马拉内部和邻近地区拥有丰富的优质草原，非常适合养牛 [2]。由于这种一致性以及旅游业和畜牧业在当地利润中的主导地位，我们在考虑当地职业时在模型中专门考虑这两个因素。我们将马赛马拉保护区内的土地分为三种不同类型。据报道，保护区 25% 的土地属于马赛马拉国家保护区，其余 75% 的土地部分为私人所有，部分为公共土地，主要由马赛牧民所有 [11]。在为保护区的不同区域选择具体的政策和管理策略时，我们将保护区分为三种土地类型：1) 核心野生动物保护区，受到严格保护；2) 人类居住区，可供住房和住宿；3) 规定的牲畜放牧区 [12]。这些不同的土地类型预计会有不同的政策重点。在我们的研究期间，马赛马拉国家保护区和周边保护区的边界保持不变。我们假设保护区和其他保护区的面积保持不变。在以下章节中，我们将需要每种不同土地类型的面积来计算二十年时间跨度内的牲畜密度。

保护区内的人类和野生动物数量不会发生急剧变化。导致人类和野生动物数量急剧上升或下降的意外事件不在我们的模型中。这些事件包括但不限于可能爆发的战争和冲突、自然灾害、传染性流行病以及难民/移民的突然涌入。

在计算人类和野生动物数量时，我们预计这两个因素都会逐渐发生适度的变化。突发事件的结果是不可预测的，因此我们不会将其纳入我们的模型中。

政府机构和当地保护组织的资金足以支持任何提出的政策情景和/或情景组合。

我们假设保护利益相关者没有预算限制。所有可能的政策选择——甚至是一次性组合多个选项——都可以在不考虑资金的情况下实施。我们的任务是选择最佳政策和策略，而有些政策实际上可能会抵消其他策略的影响。为了充分理解这种政策组合之间的相互作用，有理由认为政府能够资助我们提出的政策。

保护政策能够在规定时间内全面实施。

不同的政策和管理策略在全面实施所需的时间上可能有所不同。例如，对牲畜损失提供补偿的政策可以快速实施；另一方面，执行狩猎配额的政策可能需要更长的周期。然而，我们假设这些政策将在给定的时间内有效实施。我们的模型不包括政策延迟和实施不充分的影响。

2.2 命名法

表 1. 主要符号

Notation	Description
k	The number of mammal species in the preserve
α_i	The percentage coefficient of species i in total populations
n_i	The population of species i
p_i	The fractional abundance of wildlife species i
N	Total number of wildlife populations
κ	The pasture herbage mass in kilograms dry matter per hectare
s	The stocking density in animal per hectare
M	Total number of livestock populations
A	Total area of the preserve
V_{supply}	Total amount of water supply
V_{demand}	Total amount of water demand
R_{lease}	Income from land lease
R_{job}	Income from conservancy job
$R_{tourism}$	Income from cultural services to tourists
$R_{livestock}$	Net income from raising and selling livestock
$T_{tourists}$	Total population of tourists
T_{locals}	Total population of local residents
$B_{livestock}$	Gross income from raising and selling livestock
$C_{livestock}$	Additional costs of raising livestock due to conservancy
C_{fines}	Grazing fines
$C_{conflict}$	Losses from wildlife predation
p	Probability of interspecies encounter
$\rho_{wildlife}$	Density of all wildlife
$\rho_{tourists}$	Density of tourists
λ	The impact factor of wildlife on tourists
σ	The impact factor of tourists on wildlife

三、模型设计

3.1 基于网络的评估模型

我们构建了一个基于网络的评估模型，该模型包含四个部分，包括野生动物保护、自然资源保护、当地经济利益和动物旅游互动。这些部分通过各种变量相互作用。每个部分产生从零到一的分数的来表示其表现。分数越高，各部分表现越可持续和健康。然后，我们将马赛马拉划分为三种不同的土地类型，并为每种土地类型的四个部分设置不同的权重。每种土地类型提出了三项政策，结合了二十四种可能的情景。我们使用分数作为指标，测试了每种情景在二十年时间跨度（2022-2041）内的有效性。图 1 使用流程图演示了我们的模型。

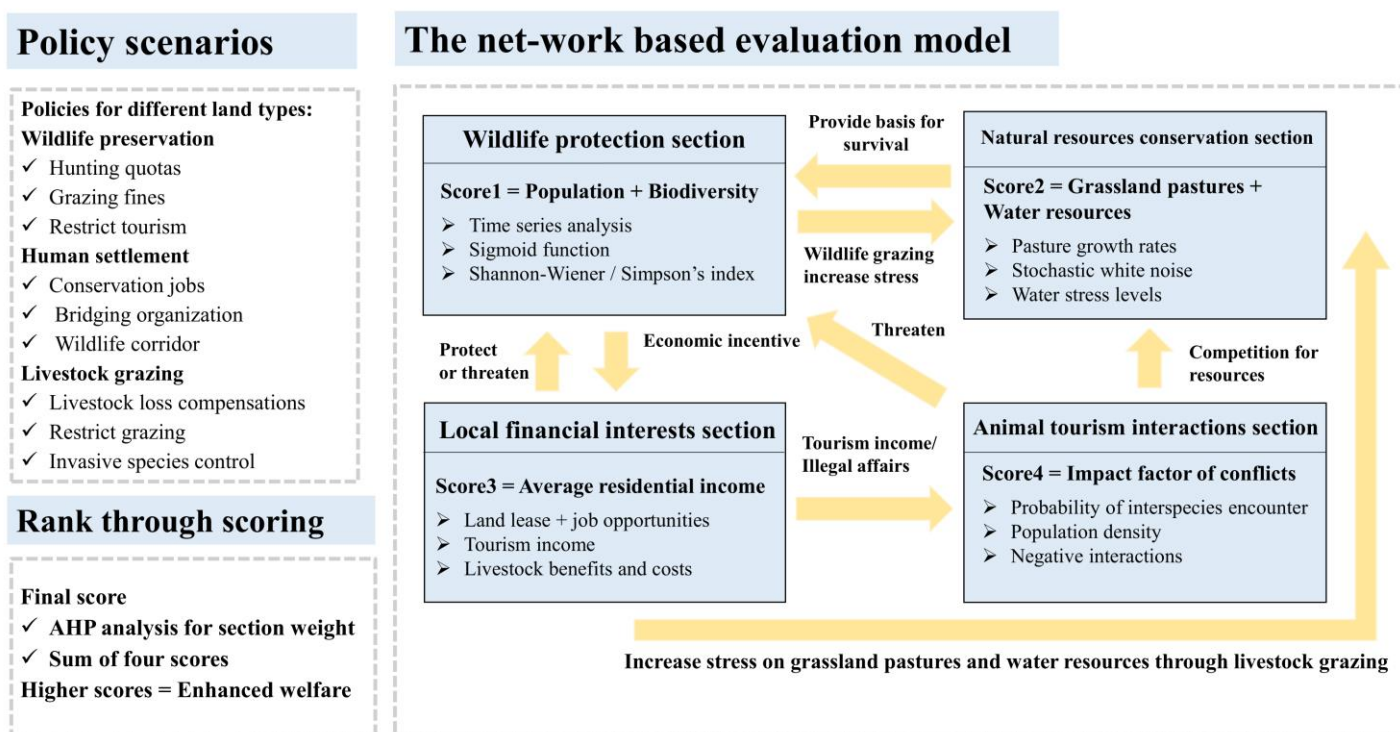


图 1. Flowchart of the net-work based evaluation model

3.1.1 Wildlife protection section

1) 建模思路

我们分别使用野生动物种群和区域生物多样性来衡量野生动物保护的有效性。这两个因素的结合使我们能够更全面地了解区域的生物状况。具体来说，我们可以避免模型确定野生动物数量丰富但物种较少的情况，或相反的情况。

2) 补充假设及论证

在考虑野生动物数量和生物多样性时，

我们使用哺乳动物的数量/多样性作为所有野生动物的指标。D

关于大型哺乳动物的数据更容易获得，因为它们列在基于航空的各种牧场报告中。爬行动物/两栖动物、鸟类和小型哺乳动物的确切数量和种类

很难获得。我们认为哺乳动物数量/物种的丰富程度可以表明生物生态系统的健康状况。

3) 计算

a) 野生动物种群

Ottichilo 等人 [13] 和 Lamprey 等人 [11] 分析了 1977 年至 2000 年期间野生动物和牲畜的数量趋势。我们将这一分析与肯尼亚野生动物管理局 [14] 发布的最新数据相结合，使用指数时间序列分析确定了野生动物种群的趋势，2002 年设为第 0 年，2041 年设为第 40 年。

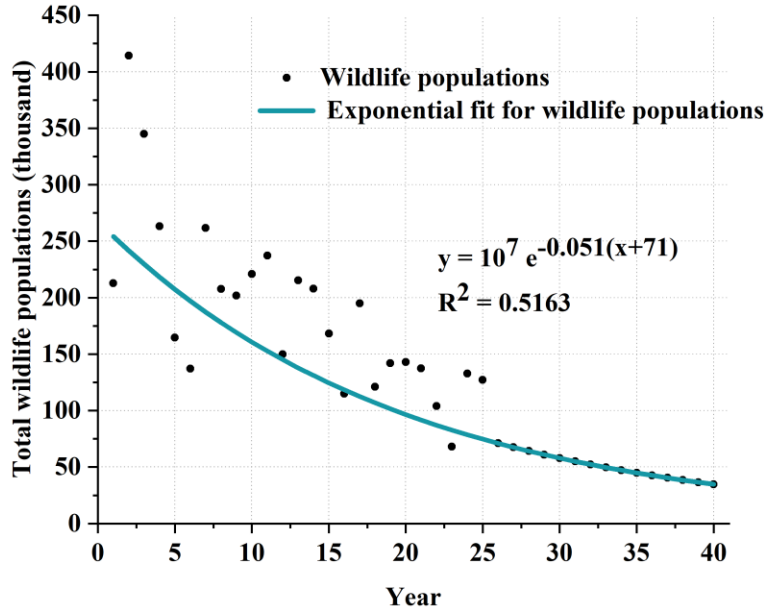


图 2. The exponential fitting curve of wildlife populations.

分析完野生动物种群趋势后，我们使用 S 型函数根据所有种群在野生动物总种群中所占的百分比对所有种群进行归一化：

$$P = \frac{1}{k} \sum_{i=1}^k \frac{1}{1 + e^{-\alpha_i n_i}}$$

其中， k 为哺乳动物种类数； α_i 为 i 物种占总种群的百分比系数
和 n_i 是物种 i 的种群数量 ($i=1,2,\dots,k$)，我们获得分数 P 来说明野生动物种群数量。

b) 生物多样性

我们采用香农-维纳指数 (H') 和辛普森指数 (D) 来计算生物多样性[15]：

$$H' = - \sum_{i=1}^k p_i \ln p_i$$

$$D = \frac{1}{\sum_{i=1}^k p_i^2}$$

其中 p_i 代表野生动物物种 i 相对于 $i=1,2,\dots,k$ 的丰度分数，可以使用以下公式计算：

$$p_i = \frac{n_i}{N}$$

其中 n_i 是物种 i 的数量， N 是 $i=1,2,\dots,k$ 中野生动物种群总数 $N = \sum_{i=1}^k n_i$ 。

我们对每个指标进行归一化处理，使其落在0到1的范围内。我们假设野生动物种群和生物多样性同等重要，因此两个因素的权重均为1/2（生物多样性指标香农-维纳指数和辛普森指数加起来为1/2）。野生动物保护部分的评分为：

$$\text{Score1} = \frac{1}{2}P + \frac{k}{4 \ln k} H' + \frac{1}{4} \frac{D}{k}$$

3.1.2 *Natural resources conservation section*

1) 建模思路

我们将自然资源保护纳入我们的模式，以确保马拉的可持续发展。野生动物和牲畜都依赖于草原生态系统的福祉。通过将自然资源保护作为目标，我们可以确保我们提出的政策不会以退化大草原和威胁长期发展为代价来产生短期利益。

2) 补充假设及论证

我们用水和草地牧场来表明对自然资源的保护。

虽然自然资源包括水、土壤、植被、太阳能和矿产等多种资产，但我们只考虑马拉地区的水和肥沃的土地资源，因为其他资源对野生动物保护的重要性较小。草原牧场是衡量肥沃土地资源的有效指标。在马拉，野生动物和牲畜争夺水和草原牧场，很容易导致水资源短缺和草原退化。因此，有必要将这些因素作为自然资源保护的指标。

野生食草动物每只的草摄入量平均是食草牲畜的两倍。

我们根据Stelfox等[16]提出的野生动物和牲畜的生物量数据来估算草的摄入量。在我们参考的研究中，相关野生动物和牲畜的生物量为：牛，180 kg；绵羊/山羊，23 kg；角马，123 kg；斑马，200 kg。我们可以根据不同物种的数量来计算野生动物和牲畜的平均草摄入量比例。

草地生长速度符合逻辑斯蒂增长曲线（Verhulst模型），放牧量与草的生长呈正相关。

由于旱季和放牧的存在，我们预计草场不会达到其饱和牧草质量。因此，我们假设牧草质量和放牧者的采食率之间存在线性关系[17]。

3) 计算

a). 草原牧场

我们计算草地的净牧草积累量来表示自然资源的丰富程度[17]。公式如下

$$\frac{d\kappa}{dt} = 4gb\kappa(1 - b\kappa) - sr\kappa$$

其中 κ 为牧场牧草质量，单位为每公顷干物质千克 (kgDM/ha)， g 为最大牧草生长率，单位为 kgDM/ha/day， $1/b$ 为最高牧草产量，单位为 kgDM/ha， s 为放养密度，单位为牲畜/公顷， r 为每只牲畜相对采食率，单位为公顷/牲畜/day。先前研究确定，对于普通牧场， $g = 41.9$ kgDM/ha/day， $b = 1/4000$ ha/kgDM， $r = 0.47$ ha/牲畜/day。

然后计算动物的放养密度 s 为

$$s = \frac{\eta N + M}{A}$$

其中， A 为马拉自然保护区的面积， N 为上述野生动物保护区内的野生动物总数量。 M 为牲畜总数。 η 为野生动物和牲畜的平均草食摄入量比，根据我们的假设，我们将其视为2。我们使用回归分析来确定20年内的 M 。为了提高模型的真实性和准确性，我们设置了一个随机元素，即随机残差，以将白噪声添加到我们的预测中。随机残差遵循正态分布生成。线性拟合如图3所示。

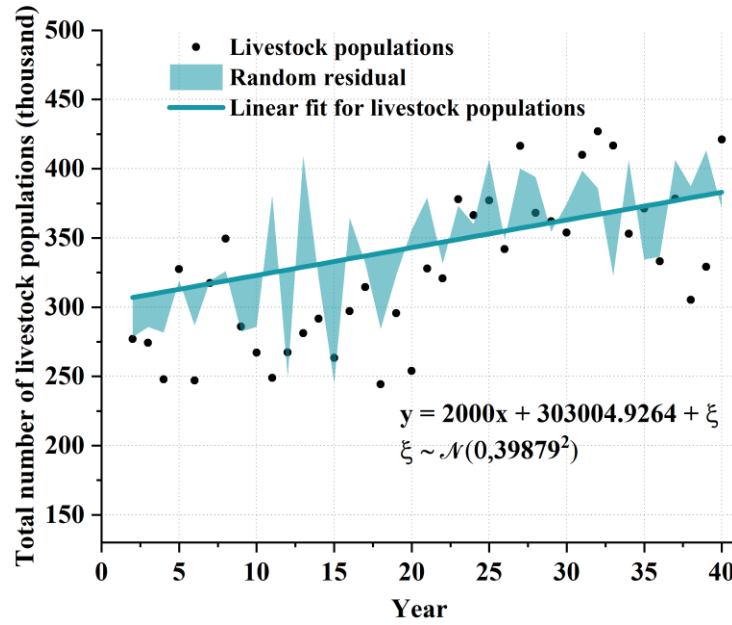


图 3. The linear fitting curve of livestock populations.

我们给出草地牧场的得分。对于每个给定的 M 和 N ，我们可以计算出相应的牲畜密度 s 。然后，我们在所有 κ 的条件下最大化 $\frac{d\kappa}{dt}$ ，这是以下等式的分子。在假设没有食草野生动物和食草动物的情况下，等式的分母在所有 κ 的条件下最大化 $\frac{d\kappa}{dt}$ ，即 $M=N=0$ 。我们假设当草没有被动物吃掉时，它会达到其生长饱和水平。因此，我们对草地资源的得分在0到1的范围内。

$$Score_{grass} = \frac{\max\left(\frac{d\kappa}{dt}\right)}{\max\left(\frac{d\kappa}{dt}\right)\bigg|_{M=N=0}}$$

b). 水资源

我们根据 Dessu 等人 [18] 之前的计算来确定水资源压力。水资源压力定义为水供应量 V_{supply} 与水需求量 V_{demand} 之间的差值。其完整定义可以写成

$$\begin{aligned} V_{shortage} &= V_{supply} - V_{demand} \\ &= V_{terrestrial} + V_{rainfall} - V_{basic} - V_{normal} - V_{flood} \end{aligned}$$

其中 $V_{terrestrial}$ 为地表水和地下水之和， $V_{rainfall}$ 为降水量， V_{basic} 包括人类基本需求和野生动物需求， V_{normal} 定义为家庭、牲畜和旅游业的用水需求， V_{flood} 为灌溉和工业部门的洪水量需求。所有列出的变量均以百万立方米为单位。

根据马拉河马赛马拉子流域的水资源数据，我们可以确定地区最终的水资源供应和需求。然后，我们根据 Vorosmart 提出的方法对水资源压力进行分类 是

等[19]根据需求在水资源总供应量中的百分比对水资源压力进行评估。为了量化水资源压力，我们给每种水资源压力状态赋予一个压力等级，如下所示。

低压力 <10%。压力水平=0。 中等压力 10%-20%。压力水平=1。 中高压 20%-40%。压力水平=2。

压力大>40%。压力等级=3。

根据马拉子流域的水资源状况，目前每月的水资源压力水平

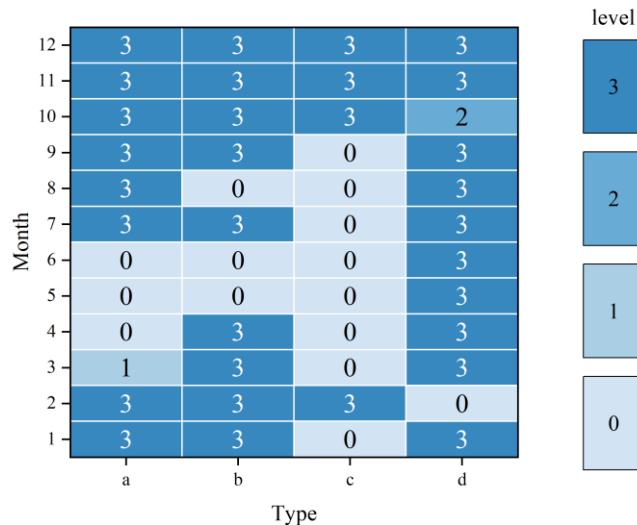


图 4. Water stress levels for each month under different standards. (a) Total available water vs. total demand (b) the reserve volume vs. basic demand, (c) the normal available volume vs. normal demand, and (d) the flood volume vs. the flood demand.

我们利用上图计算了各水分胁迫等级出现的频率，四个水分胁迫等级的出现频率分别为 s_{low}

、 $s_{moderate}$ 、 $s_{medium-high}$ 、 s_{high}

水资源部分的得分可以表示为

$$Score_{water} = 0.6 \times s_{low} + 0.3 \times s_{moderate} + 0.1 \times s_{medium-high} + 0 \times s_{high}$$

我们假设草原牧场和水资源在自然资源保护方面同样重要。我们这部分的最终得分是

$$Score2 = \frac{1}{2} Score_{grass} + \frac{1}{2} Score_{water}$$

3.1.3 Local financial interest section

1) 建模思路

我们以经济的衡量方式，兼顾原住民的利益。社区野生动物保护的基础，是给予当地居民参与保护的经济激励。设立保护区所失去的机会，至少应该得到补偿。通过共同管理，当地人可以远离偷猎等获利的非法行为，并从野生动物的可持续保护中获益。

2) 补充假设及论证

我们假设肯尼亚先令兑美元的汇率保持不变，为 1 美元=100 肯尼亚先令（2020 年数据）。

我们获得的数据包括肯尼亚先令和美元两种货币计量单位。我们将货币统一为美元。我们观察了 2012-2022 年两种货币单位之间的汇率，发现除了 2021-2022 年（由于 COVID-19 对旅游业的影响）外，汇率保持相对稳定，为 1 美元=100 肯尼亚先令。我们有充分的理由相信，由于旅游业正在从疫情中复苏，汇率将恢复到之前的水平。

我们选择了 2% 的社会折现率，以便在模型中考虑货币的时间价值。

货币时间价值的概念认为，由于可能存在风险和不确定性，货币的现值高于货币的未来价值。为了更准确地预测长期的财务结果，我们在模型中加入了社会折现率。2% 的选择是基于 200 名专家的调查共识 [20]。

3) 计算

我们考虑了构成当地财政收入的多个方面，并将普通居民的年度总收入 R_{total} 定义为

$$R_{total} = R_{lease} + \mu R_{job} + R_{tourism} + R_{livestock}$$

R_{lease} 是土地租赁收入。来自团体保护区的调查受访者指出，他们通过出租部分土地用于野生动物保护来赚取额外收入 [8]。 R_{job} 是在保护区/保留地工作的工资收入。保护区规则规定 75% 的员工必须来自当地社区 [2]。 μ 是在保护区工作的当地人所占百分比。 R

$R_{tourism}$ 是当地人通过向游客提供文化服务而获得的额外收入。例如，销售和手工艺品、表演传统舞蹈和担任导游。该收入可以使用以下方式计算：

$$R_{tourism} = \frac{T_{tourists} c_{tourism}}{T_{locals}}$$

其中 $T_{tourists}$ 是进入马赛马拉保护区的游客数量。 $c_{tourism}$ 是平均每个游客在保护区花费的金额， T_{locals} 是当地人的数量。我们使用马赛马拉旅游网站 [21] 的数据确定 $c_{tourism}$ 为 350 美元（3 天）。 $T_{tourists}$ 和 T_{locals} 可以使用回归分析获得。

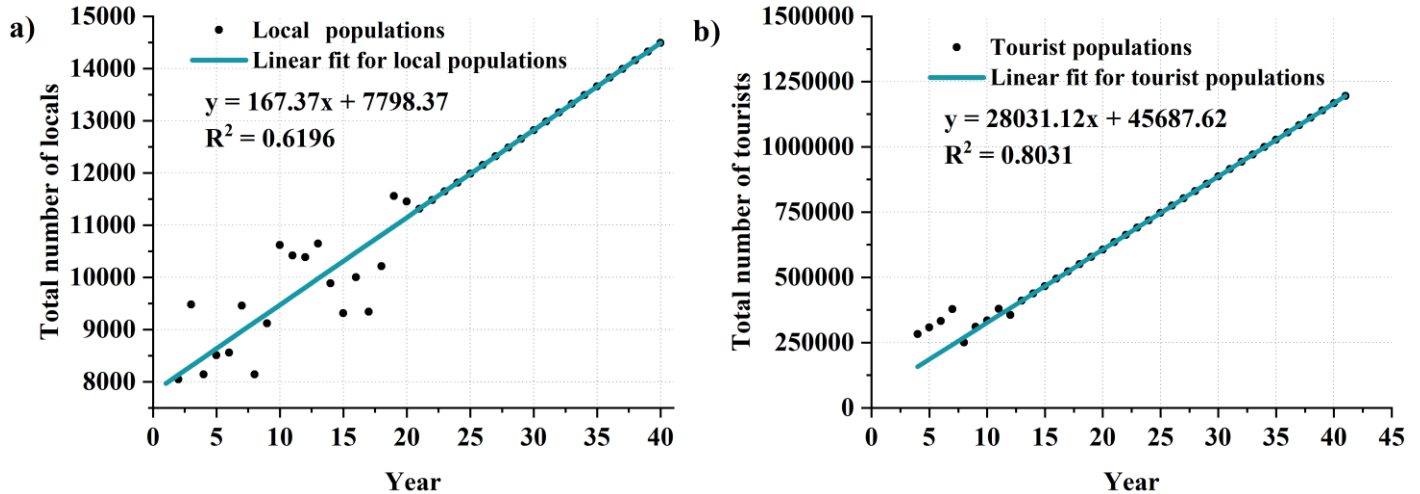


图 5. The linear fitting curves for local populations and tourist populations.

$R_{livestock}$ 是当地人通过出售牲畜和奶制品获得的平均净收入。

$$R_{livestock} = B_{livestock} - C_{livestock}$$

$$B_{livestock} = \frac{\gamma M}{T_{locals}}$$

$$C_{\text{livestock}} = C_{\text{fines}} + C_{\text{conflict}}$$

其中 $B_{\text{livestock}}$ 是出售牲畜获得的总收入。它由前面提到的牲畜数量 M 、每年出售牲畜的比例 γ 和当地人数量 T_{locals} 定义。 $C_{\text{livestock}}$ 是保护区内放牧的罚款成本 C_{fines} 和人与野生动物冲突造成的损失 C_{conflict} 。根据以往研究的调查，这些成本在家庭支出中占很大比例。每年的罚款为 100.53 美元/人，每年野生动物捕食造成的损失为 247.74 美元 [10]。我们假设每年有 10% 的牲畜被出售。

西随后构建一个 S 型函数来获得第三个分数。Q 是一个常数，等于 5000 美元，源于标准化。

1

$$\text{Score3} = \frac{1}{1 + e^{-\frac{R_{\text{total}}}{Q}}}$$

3.1.4 Animal tourism interactions section

1) 建模思路

我们希望尽量减少游客与野生动物互动的负面影响，减少人类对野生动物福利和自然行为的影响。另一方面，我们也希望保护游客免受可能的野生动物袭击和疾病传播。因此，我们计算了物种间相遇的概率 (PIE)，以减少这些负面互动。

2) 补充假设及论证

我们假设游客和动物之间的有害互动与游客/动物数量呈正相关。

我们假设，两种群体的数量增加会加剧现有的冲突。原因是，当人口密度增加时，不同物种相遇的可能性会更大。对现有土地和资源的冲突将增加互动。

3) 计算

我们根据 PIE 计算游客之间的负面互动。在这里，我们将游客视为第一个“物种”，将所有野生动物视为第二个“物种”。已知的跨物种相遇模型 [22] 给出

$$p = \rho_{\text{wildlife}} \times \frac{T_{\text{tourist}}}{N + T_{\text{tourist}} - 1} + \rho_{\text{tourists}} \times \frac{N}{N + T_{\text{tourist}} - 1} \approx \frac{2T_{\text{tourist}}N}{(T_{\text{tourist}} + N)^2}$$

其中， p 为 PIE， T_{tourist} 为上述当地经济利益部分的游客数量， N 为上述野生动物种群总数。野生动物密度 ρ_{wildlife} 和游客密度 ρ_{tourists} 可表示为

$$\rho_{\text{wildlife}} = \frac{N}{N + T_{\text{tourist}}}$$

$$\rho_{\text{tourists}} = \frac{T_{\text{tourist}}}{N + T_{\text{tourist}}}$$

我们引入影响因子的概念来评估游客与野生动物之间的负面互动。我们将影响因子定义为“某个物种在多大程度上受到跨物种接触的影响”。这似乎是一个非常抽象的概念。但它可以用方程清楚地表示，并在归一化后求解。这里，游客与野生动物互动对游客的影响因子为 λ ，对野生动物的影响因子为 σ 。这两个影响因子如下

$$\lambda = \lambda_{\text{attack}} + \lambda_{\text{disease}} + \lambda_{\text{prevent}} = \rho_{\text{wildlife}} p \times \vec{\beta} + c_{\text{prevent}}$$

$$\sigma = \sigma_{\text{product}} + \sigma_{\text{poaching}} + \sigma_{\text{invasive}} + \sigma_{\text{feeding}} = \rho_{\text{tourists}} p \times \vec{\gamma}$$

$$\vec{\beta} = (\beta_{\text{attack}}, \beta_{\text{disease}})$$

$$\vec{\gamma} = (\gamma_{\text{product}}, \gamma_{\text{poaching}}, \gamma_{\text{invasive}}, \gamma_{\text{feeding}})$$

其中 $\lambda_{conflict}$ 、 $\lambda_{disease}$ 和 $\lambda_{prevent}$ 分别为野生动物袭击、疾病传播和疾病预防成本对游客造成的影响因子。 $\sigma_{product}$ 、 $\sigma_{poaching}$ 、 $\sigma_{invasive}$ 和 $\sigma_{feeding}$ 分别为非法动物产品交易、偷猎、引入入侵物种和投喂动物对野生动物造成的影响因子。每个影响因子要么是常数（即不随野生动物种群和游客数量而变化），要么与 PIE p 和物种密度 $\rho_{wildlife}/\rho_{tourists}$ 相关。我们使用 λ 和 σ 来确定“一旦发生跨物种接触，影响有多严重”。

经过规范化后， λ 和 σ 变为常量参数。

我们对最后一部分的评分是根据影响因子来衡量的

$$\text{Score4} = \frac{(1 - \lambda) + (1 - \sigma)}{2}$$

3.1.5 Constructing the final objective

正如我们之前在假设中提到的，我们将马赛马拉保护区划分为三种土地利用类型：核心野生动物保护区、人类居住区和牲畜放牧区。野生动物保护区 (WPZ) 覆盖了马赛马拉国家保护区的大部分内部区域，而人类居住区 (HSZ) 和牲畜放牧区 (LGZ) 主要存在于保护区外的周边保护区。

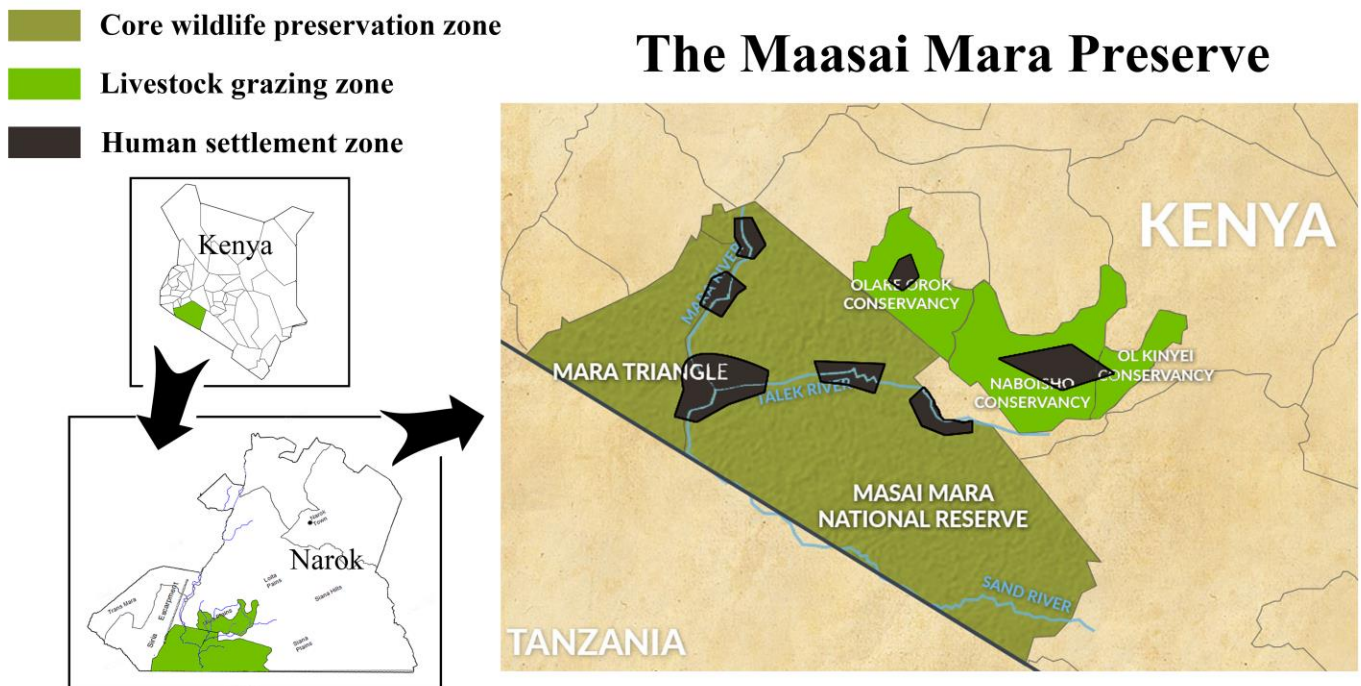


图 6. The three land types in the Maasai Mara Preserve

在确定四个部分的权重以构建最终目标时，我们考虑到了三种土地利用类型的差异。由于每个区域的功能不同，四个部分的权重也应该有所不同。因此，我们应用了层次分析法，以避免在权重选择上过于主观。

我们为三种不同的土地类型建立了三个矩阵，每个元素代表了因素 i 和 j 之间的偏好程度。我们使用 S1、S2、S3 和 S4 来表示这四个部分。

	S1	S2	S3	S4		S1	S2	S3	S4		S1	S2	S3	S4
S1	1	2	7	4	S1	1	1	1/2	1/3	S1	1	1/2	1	1/2
S2	1/2	1	3	2	S2	1	1	1/4	1/5	S2	2	1	3	1/2
S3	1/7	1/3	1	1/5	S3	2	4	1	1	S3	1	1/3	1	1/4
S4	1/4	1/2	5	1	S4	3	5	1	1	S4	2	2	4	1

(a) WPZ 比较矩阵 (b) HSZ 比较矩阵 (c) LGZ 比较矩阵

我们通过计算最大特征值并归一化其对应的特征向量来获得每个部分的权重。我们使用一致性比率 (CR) 测试每个矩阵的一致性, 给定 $CR = \frac{CI}{RI}$, 其中 $CI = \frac{\lambda_{max} - n}{n - 1}$ 和 $RI = 0.90$ ($n = 4$)。这三个矩阵的 CR 分别为 0.0612、0.0223 和 0.0301。因为它们都小于 0.1, 所以矩阵的一致性得到确认。因此, 我们模型中四个部分的权重如图 7 所示。

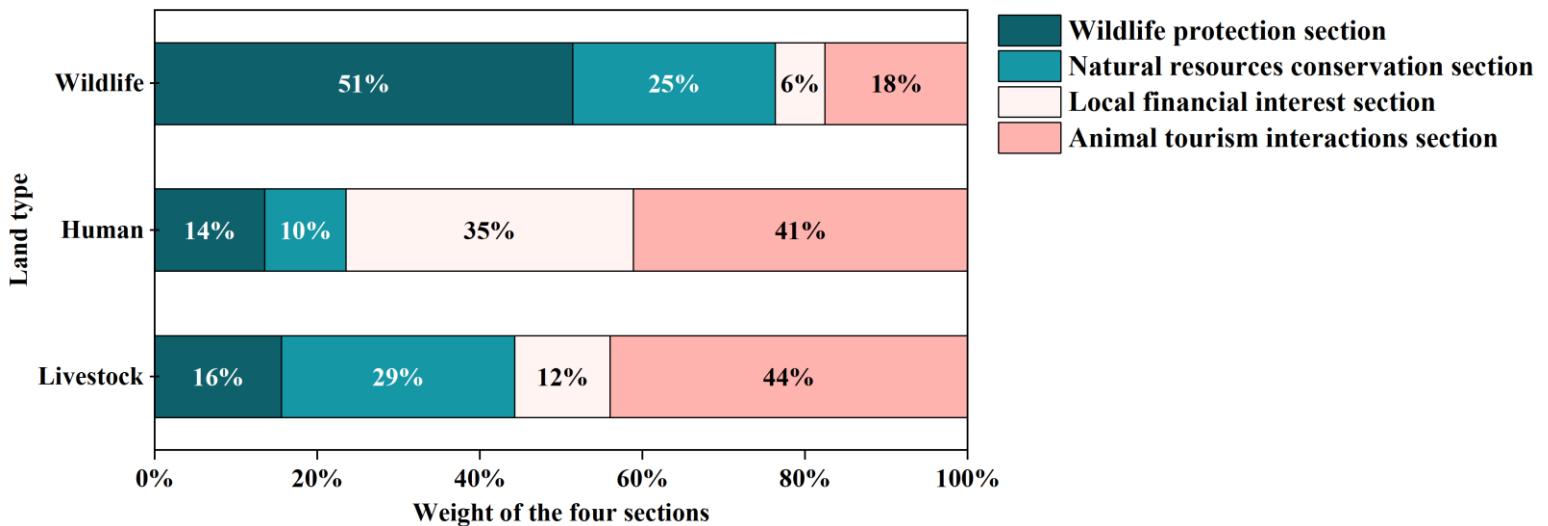


图 7. The weight of the four sections in different land types

我们的最终得分定义为

$$Final\ score = \omega_1 Score1 + \omega_2 Score2 + \omega_3 Score3 + \omega_4 Score4$$

其中 ω_1 , ω_2 , ω_3 和 ω_4 代表四个分数的权重, 可根据图 7 列出的不同土地类型得出。

3.2 政策情景

我们根据保护区内的不同土地类型制定了九项不同的政策。这些政策旨在平衡我们的四个目标, 同时考虑到给定土地类型的主要目的。每种土地类型中的三项政策可以组合成八种情景 (执行零项、一项、两项或三项政策), 以评估不同政策之间的相互作用。这为我们在同一时间段内应用多项政策时提供了更完整的方法。我们模拟了 2002 年至 2041 年的所有政策, 预测从 2022 年开始的二十年。

表 2 中有两项政策我们想给出补充解释, 因为它们可能看起来违反直觉和/或不相关。

建立桥梁组织。研究发现, 当地人普遍不信任保护区的管理团队, 因为信息没有公开传达, 他们在决策中没有足够的发言权。因此, 当地人经常采取违背保护区利益的行为 [2]。桥梁组织是一种经过充分研究的方法, 它提供了一个将人们聚集在一起的论坛, 从而促进合作

不同的参与者和网络[8]。我们希望这项政策能够帮助解决当地人和保护区之间的冲突。

控制入侵物种。入侵物种可能威胁草原的可持续发展。值得注意的是，一些入侵草类对牲畜和野生动物都有毒，使这两类动物都处于危险之中。我们证明入侵物种控制可以对生物多样性产生积极影响，并有助于草原生态系统更健康。

表 2. 政策情景

Land Type	Policy content	Descriptions
Core wildlife preservation zone	①Enforce hunting quotas	1. Reduce illegal trading of animal products and poaching by 50% 2. Increase wildlife populations by 2% annually
	②Increase grazing fines	1. Increase grazing fines by 50% 2. Increase grassland pasture resources by 5%
	③Restrict tourism	1. Decrease the number of tourists by 30% 2. Increase wildlife populations by 0.5% annually 3. Increase the amount of water resources by 5%
Human settlement zone	④Increase conservation job opportunities	1. The percentage of locals who have a job at the conservancy increases to 90% 2. Increase wildlife populations by 0.3% annually 3. Decrease livestock populations by 0.5% annually
	⑤Establish bridging organizations	1. Income from land leases increase by 20% 2. Grazing fines reduce by 30% 3. Increase wildlife populations by 0.1% annually
	⑥Construct a wildlife corridor	1. Increase wildlife populations by 0.5% annually 2. Decrease livestock populations by 20% 3. Increase grazing fines by 20% 4. Increase the probability of interspecies encounters by 40%
Livestock grazing zone	⑦Compensate livestock loss	Eliminate the costs of livestock loss for local residents
	⑧Restrict livestock grazing	1. Livestock populations decrease by 10% 2. Increase grassland pasture resources by 10% 3. Increase the amount of water resources by 8%
	⑨Control invasive species	1. Increase biodiversity by 0.7% annually 2. Increase grassland pasture resources by 0.5% annually 3. Increase the amount of water resources by 0.5% annually

IV. 结果与讨论

4.1 核心野生动物保护区

核心野生动物保护区的三项拟议政策是强制狩猎配额、增加放牧罚款和限制旅游业。我们的结果显示了 2002 年至 2041 年的模拟结果，并将加权部分的最终得分绘制在图 8 中。

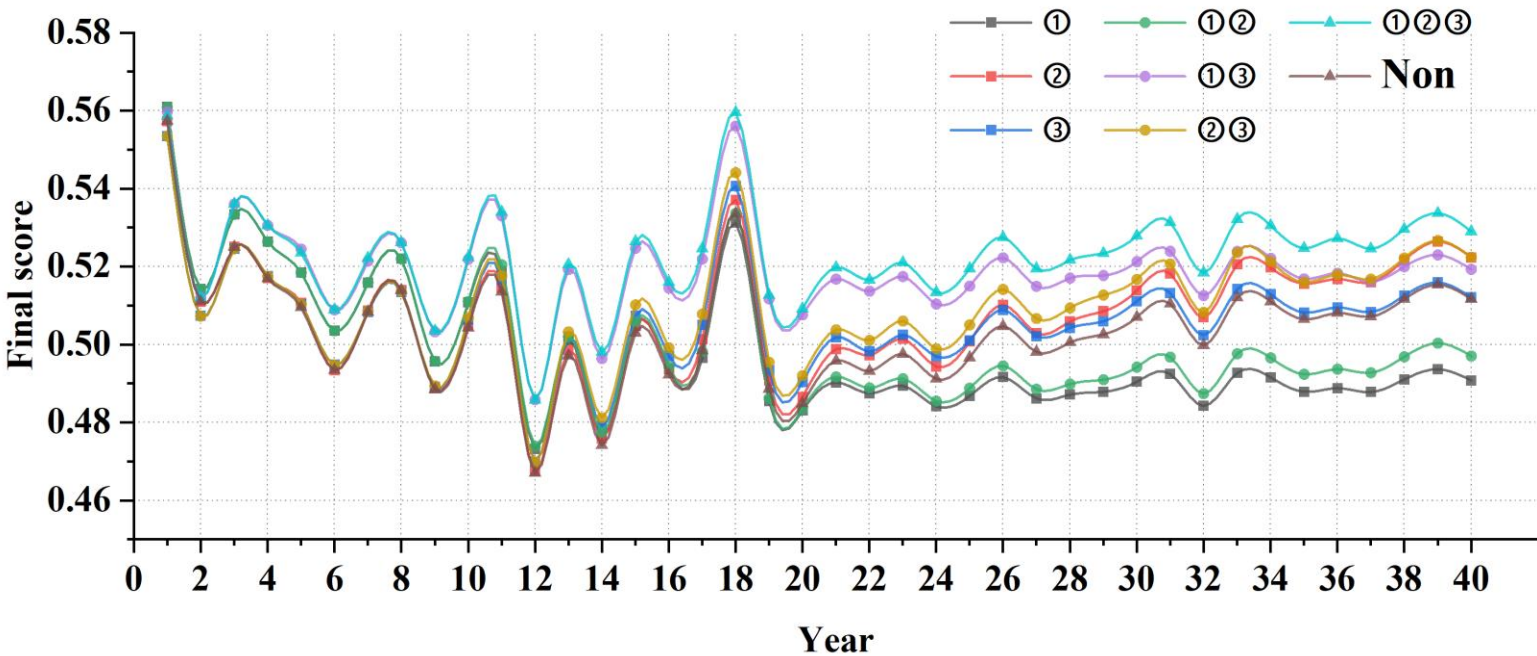


图 8. Final score of the eight scenarios in the core wildlife preservation zone.

可以推断，最优方案是三项政策的组合。当两项政策同时执行时，设立狩猎配额和增加放牧罚款会产生不良结果，而其他两项政策组合则具有显著的益处。逐一查看这些政策时，结果表明，单独执行狩猎配额实际上是一项负面政策。这是一个非常违反直觉的结果。我们认为原因是，我们在执行狩猎配额时设定的增加野生动物种群的参数将对草原生态系统造成严重压力，从长远来看会产生恶化的结果。然而，这个结果极其依赖于我们预先设定的参数，从而降低了这种可能结果的不确定性。比较放牧罚款和旅游限制时可以得出另一个有趣的结果。限制旅游业在 2030 年之前迅速产生了有益的结果，但在未来由于居民收入损失而缓慢下降。然而，放牧罚款很难产生令人满意的结果，但事实证明在很长一段时期内非常有利。这意味着不同的政策可能需要不同的时间长度才能产生最佳效果。

我们对2022年、2032年和2042年的八种情景进行了排名。

表3 野生动物保护区8种政策情景排序

	1	2	3	4	5	6	7	8
2022	①②③	①③	②③	③	②	Non	①②	①
2032	①②③	①③	②③	②	③	Non	①②	①
2042	①②③	②③	②	①③	③	Non	①②	①

4.2 人类聚居区

针对人类居住区提出的三项政策是增加保护就业机会、建立桥梁组织和建设野生动物走廊。我们运行该模型八次，并将 2002-2041 年的最终得分绘制在下图中。

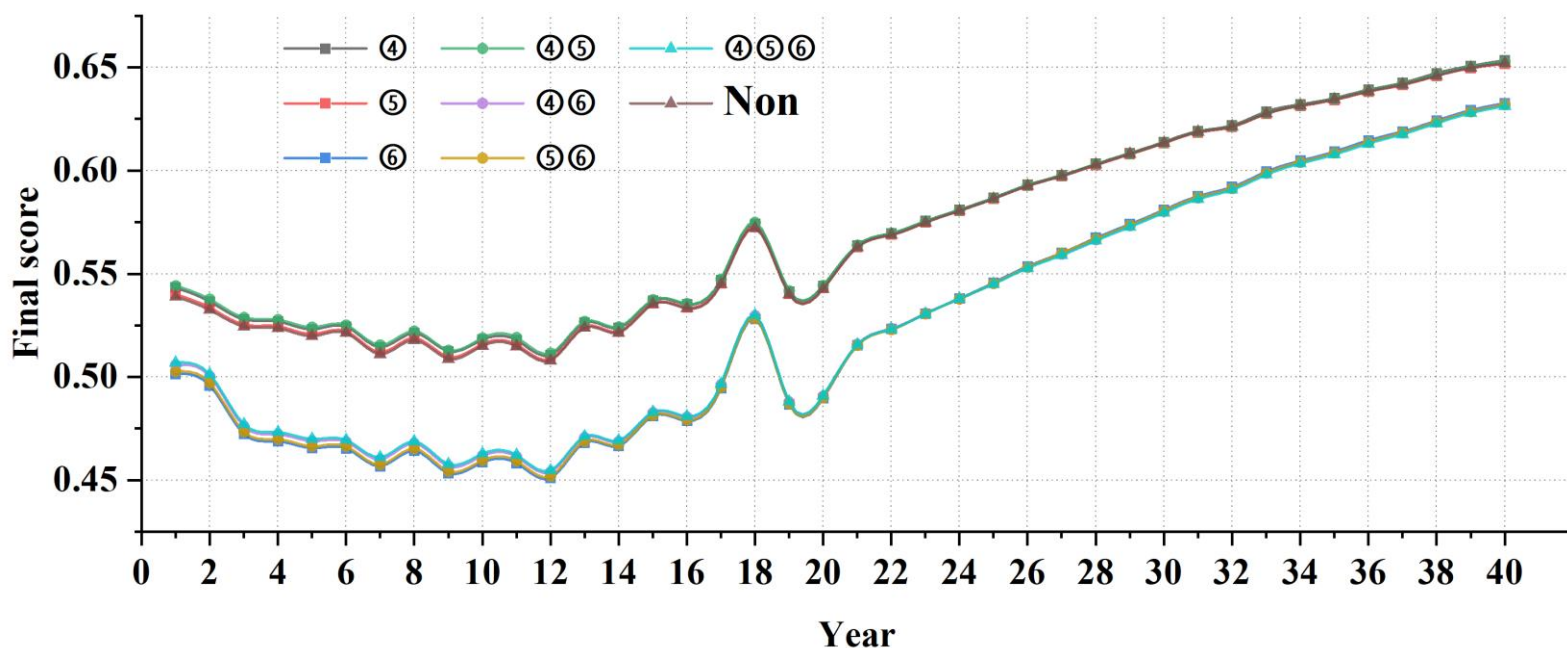


图 9. Final score of the eight scenarios in the human settlement zone.

结果表明，大多数年份的最佳政策是仅提供保护就业机会。

八种情景分为两组，每组四种情景。没有野生动物走廊的情景之间的区别几乎难以辨别。包括建造野生动物走廊的情景表现明显差于没有这项政策的情景。可以表明，尽管建造野生动物走廊乍一看似乎是一项有利的政策，但实际上这是一种有害的策略。原因是人类居住区野生动物走廊会增加野生动物和牲畜对自然资源的竞争。牲畜数量减少和收入机会丧失将导致走廊中偷猎和非法放牧等非法行为更加频繁。此外，人与动物接触的可能性将显著增加。这些不利影响抵消了增加野生动物种群的好处。总之，人类居住区的最佳做法是确保当地居民从保护资源中获得社会和经济利益，并承担起保护的管理责任，而不是建立会扰乱当地人生计的“禁区”。

我们对2022年、2032年和2042年的八种情景进行了排名。

表4 人居带8种政策情景排序

	1	2	3	4	5	6	7	8
2022	④⑤	④	⑤	Non	④⑤⑥	⑤⑥	④⑥	⑥
2032	④	④⑤	Non	⑤	⑥	⑤⑥	④⑥	④⑤⑥
2042	④	④⑤	Non	⑤	⑥	④⑥	⑤⑥	④⑤⑥

4.3 牲畜放牧区

放牧区三项政策包括补偿牲畜损失、限制牲畜 grazing and controlling invasive species. We map out the final score for the eight scenarios on Figure 10.

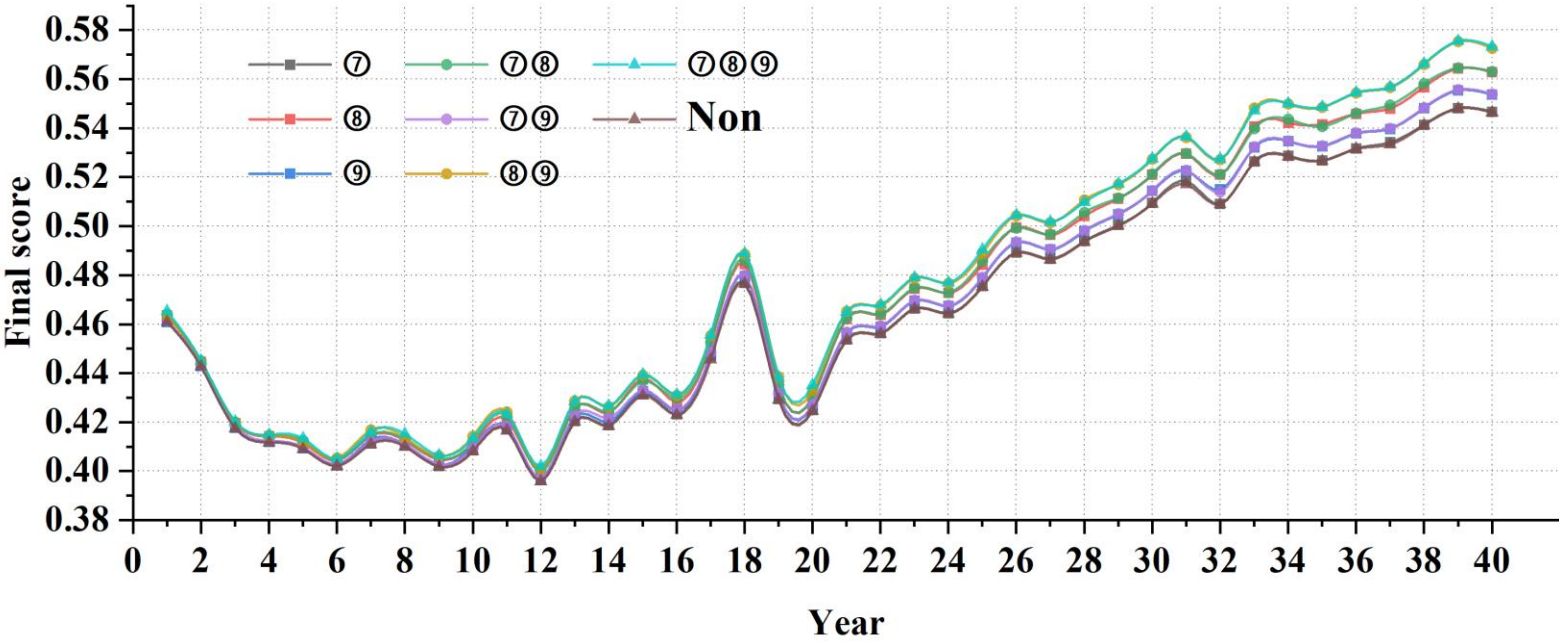


图 10. Final score of the eight scenarios in the livestock grazing zone.

得分最高的情景是三项政策的组合。结果表明，对牲畜损失的补偿对最终得分的影响微乎其微。然而，我们认为，尽管结果如此，对牲畜损失的补偿在另一个不可估量的方面也很重要。我们认为，尽管可衡量的经济利润很小，但这项政策对于建立政府与当地居民之间的信任至关重要，并对建立以社区为基础的共同管理产生潜在影响。此外，当单独应用每项政策时，限制牲畜放牧被证明是最有效的策略，因为它可以确保水和草地牧场资源的可持续发展。然而，这项政策的确定性取决于当地人对这些限制的反应。控制入侵物种具有类似的效果，但程度较不显著。由于所有采用政策的情景都优于我们没有实施政策的基线情景，我们可以推断政策的选择对该地区是有效的。

表5. 畜牧放牧带8种政策情景排序

	1	2	3	4	5	6	7	8
2022	⑦⑧⑨	⑧⑨	⑦⑧	⑧	⑦⑨	⑨	⑦	Non
2032	⑦⑧⑨	⑧⑨	⑦⑧	⑧	⑦⑨	⑨	⑦	Non
2042	⑦⑧⑨	⑧⑨	⑦⑧	⑧	⑦⑨	⑨	⑦	Non

五、敏感性分析

如第三部分所述，我们使用指数回归分析来确定野生动物种群和牲畜种群的未来趋势。这些估计在很大程度上取决于我们从拟合曲线中获得的系数。为了评估结果的不确定性，我们通过改变拟合曲线中的指数系数对区域野生动物种群和牲畜种群进行了敏感性分析。

我们有两个变量的拟合函数为

$$y = Ae^{-Bt}$$

其中 A 和 B 是拟合的常数值， t 是年数。

然后我们通过使用

$$y = Ae^{-Bt} \alpha^t = Ae^{(\ln \alpha - B)t}$$

现在，拟合曲线的“减少/增加率”为 $(\ln \alpha - B)$ ，而不是 B。

我们绘制了从 2002 年到 2041 年四十年时间范围内指数系数变化的影响，同时考虑了野生动物种群和牲畜种群的拟合曲线。

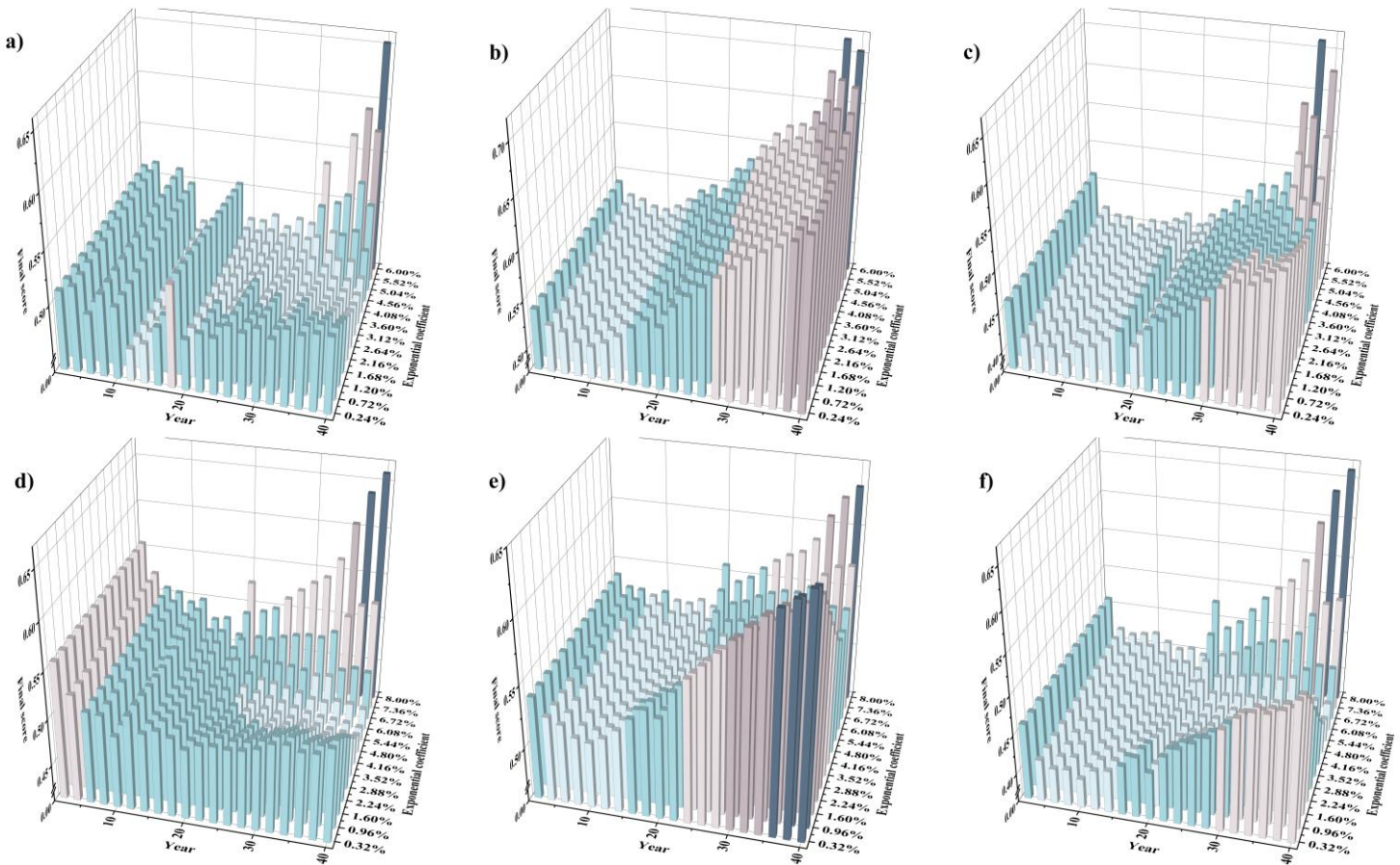


图 11. Sensitivity analysis for livestock and wildlife populations. Figure 11 a-c) represent the sensitivity of livestock populations in the wildlife preservation zone, the human settlement zone and the livestock grazing zone, respectively; Figure 11 d-f) show the sensitivity of wildlife populations in the wildlife preservation zone, the human settlement zone and the livestock grazing zone, respectively. The inward-axis shows the change in the exponential coefficient α . The vertical axis displays the final score under each year and exponential coefficient.

总体来看，可以判断模型对牲畜种群变化较为敏感。野生动物保护区对牲畜种群变化最不敏感，牲畜放牧区对野生动物种群变化最不敏感。人类居住区由于生物容量相对较低，对这两个因素最为敏感。

VI. 测试模型

我们测试了模型在其他野生动物管理区的应用，以确保其稳定性和确定性。如果模型稳定，我们就可以评估另一个地区的上述政策情景。为了做到这一点，我们假设替代保护区的所有数据都是充分和正确的。通过用另一个保护区的数据替换，我们需要调整建模参数以适应该地区。我们使用限制野生动物保护区旅游的政策来演示这一过程并展示我们参数的稳定性。

我们引入了校正系数来描述调整过程。校正系数乘以马赛马拉模型的原始参数。为了更好地说明这一点，在第 3.2 节中，我们预计限制旅游的政策将 1. 减少游客数量 30% 2. 每年增加野生动物数量 0.5% 3. 增加水资源量 5%。当应用校正系数 (CC) 时，我们预计政策的影响将转化为

每年减少 $(1 + CC) \times 30\%$ 名游客 每年增加
 $(1 + CC) \times 0.5\%$ 名野生动物数量 每年增加
 $(1 + CC) \times 5\%$ 名水资源量

当我们将模型应用到另一个野生动物管理保护区时，CC 的值会发生变化。这样，我们就可以调整参数，使它们描述另一个区域的条件。为了确保我们的模型在所有条件下都是稳定的，我们对校正系数 CC 进行了额外的敏感性分析。我们在 -3.6% 到 -90% 的范围内调整了 CC。下图显示了最终得分对四十年内 CC 变化的敏感性。

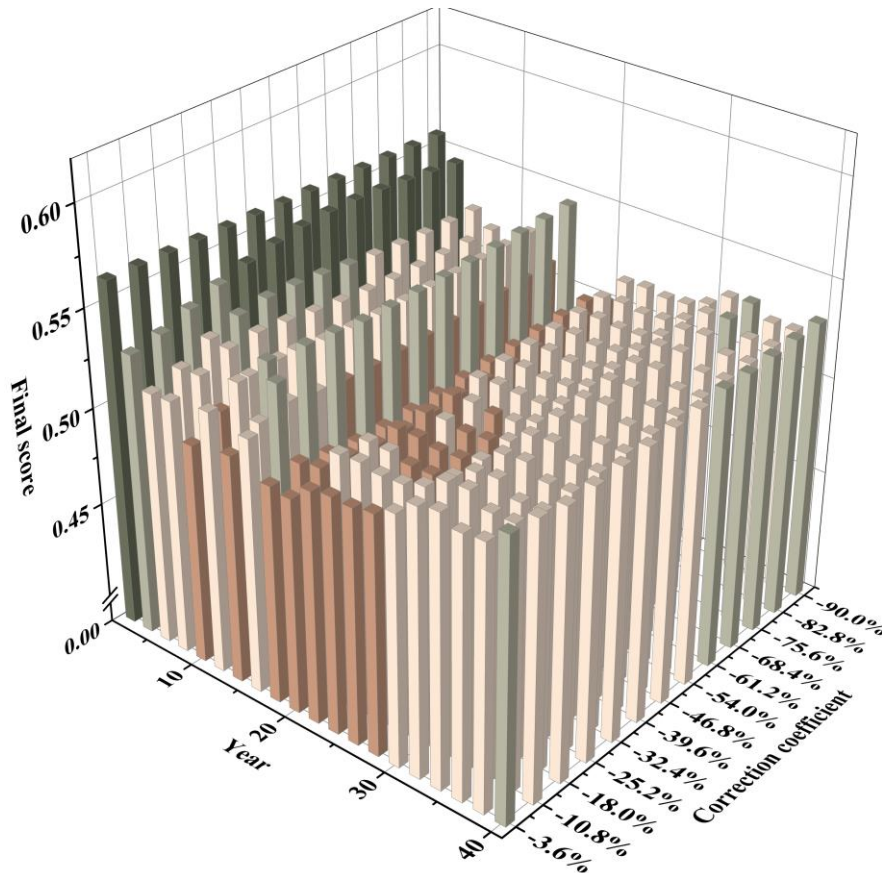


图 12. Sensitivity analysis of the correcting coefficient CC.

我们发现，尽管 CC 发生了如此巨大的变化，但最终得分在 0.5 到 0.575 的范围内相对稳定。这一结果表明，当参数调整时，我们的模型非常稳定。我们可以成功地将此模型应用于另一个野生动物保护区，并确定地评估我们提出的政策的排名和结果。

VII. 优势与劣势

7.1 优势

优点1：该模型考虑了野生动物保护的多个方面。

野生动物保护不仅限于为野生动物围起一个无人居住的避难所。我们考虑了人类与野生动物互动的多个方面，包括但不限于对牧草和水源的竞争、入侵物种的引入、疾病传播和创收机会。我们提供了一种建模方法，展示了以社区为基础的野生动物保护的复杂性。

优点2：三种不同土地类型的分类提供了更具体的方法。

我们的模型将马赛马拉保护区划分为核心野生动物保护区、人类居住区和牲畜放牧区。我们没有采取一般统一的方法，而是为每种土地类型设置了不同的客观权重并提出了不同的政策。这使我们能够更准确地确定每项政策的效果。

优点3：该模型是动态的且与时间相关。

我们根据过去的证据估计不同野生动物、牲畜、游客和当地居民的未来趋势，从而考虑与时间相关的因素。我们还利用社会折现率将货币的时间价值纳入考量，以考虑风险和不确定性。因此，该模型是动态的，可以模拟我们目标的未来变化。

优势4：我们使用分数来跟踪政策的效果。我们计算四个目标的分数来确定它们的状态。通过将四个分数相加，我们确定得分最高的政策方案是最优政策。这是一种非常有效且直接的分析政策效果的方法，结果很容易观察到。

街道 ngth 5：我们在模型中使用随机元素 埃尔。

为了在进行回归分析时更精确地模拟未来趋势，我们在模型中应用了随机残差来捕捉未观察到的异质性。我们设置了随机元素来随机生成服从正态分布的值，而不是冒着因常数不正确或忽略变量而导致错误的风险。

7.2 弱点

弱点1：我们的模型受到数据精度的限制。

野生动物的数据仅限于大型哺乳动物的统计报告，这些报告并非每年进行一次。我们假设所选哺乳动物的福利可以反映整个生态系统的福祉。此外，当地居民的数据主要通过之前研究人员进行的调查收集。结果可能会根据调查中选择的人群而产生偏差。

缺点2：该模型排除了突发外生事件的发生。

事实上，二十年的时间跨度内可能会发生许多意想不到的事件。例如，2020年新冠疫情导致旅游收入暴跌，干旱和现已根除的牛瘟等意想不到的瘟疫可能严重威胁野生动物种群。政策必须迅速适应不断变化的一系列事件，才能充分实现野生动物保护的目标。

弱点3：该模型假设政策可以在没有内生延迟或资金不足的情况下制定和实施。

现实中，一项政策的执行是一个漫长而曲折的过程。拖延、预算限制和政府废除都会导致一项政策的失败。我们假设资金充足，没有内生因素阻碍政策的全面实施。这样，我们只关注政策全面效果之间的比较，以发挥每项政策的优点。

八、结论

为了预测野生动物保护政策的未来趋势，我们构建了一个包含四个部分的网络评估模型。我们开发了一个评分系统来评估每个部分的福祉。数据是通过以前的研究和政府报告收集的。我们将保护区划分为三种不同的土地类型，并对每种土地类型应用三种政策。通过三种政策的组合得出了八种情景。我们在 MATLAB 上进行了 24 次试验，以模拟 2022-2041 年所有政策的表现。我们确定野生动物保护区的最佳政策是执行狩猎配额、增加放牧罚款和限制旅游业的组合。人类居住区的最佳政策是提供保护就业机会。至于牲畜放牧区，补偿牲畜损失、限制牲畜放牧、控制入侵物种的组合产生了最有利的结果。

未来的工作应侧重于放宽一些最严格的假设。例如，考虑除草地和水以外的其他自然资源，或考虑突发外源事件的影响。最后，分散野生动物保护可能面临各种挑战，包括制度障碍、整个规划过程中的利益冲突以及与集体决策或利益分配不均有关的公平问题。在未来，我们应该更加重视建立以社区为基础的管理结构。

IX. 参考文献

- [1]马赛马拉国家公园 2023 <https://www.masaimara.com/index.php>. [2]Oduor, A.M.O. 2020. 肯尼亚马赛马拉生态系统社区野生动物保护对生计的影响和治理过程. 环境管理杂志 260, 110133. [3] 韩国野生动物保护和管理法案, 肯尼亚公报增刊第 181 号 (法案第 47 号), 2013 年. [4]Mackenzie, C.A. 2012. 从保护区获得收益或损失: 位置很重要. 生态经济学 76, 119-129. [5]Spiteri, A. 和 Nepal, S.K. 2008. 评估尼泊尔安纳普尔纳保护区保护带来的当地效益. 环境管理 42(3), 391-401. [6]Ward, C., Stringer, L.C. 和 Holmes, G. 2018. 保护区共同管理和感知到的生计影响. 环境管理杂志 228, 1-12. [7]Brehony, P., Tyrrell, P., Kamanga, J., Waruingi, L. 和 Kaelo, D. 2020. 将社会生态复杂性纳入保护政策. 生物保护杂志 248, 108697. [8]Berkes, F. 2009. 共同管理的演变: 知识生成、桥梁组织和社会学习的作用. 环境管理杂志 90(5), 1692-1702. [9]Eklund, J. 和 Cabeza, M. 2017. 保护区的治理质量和有效性: 保护规划的关键概念. Ann N Y Acad Sci 1399(1), 27-41. [10]Bedelian, C. (2014) 保护、旅游和畜牧生计: 肯尼亚马赛马拉的野生动物保护区, 伦敦大学学院. [11]Lamprey, R.H. 和 Reid, R.S. 2004. 肯尼亚马赛马拉人类定居点的扩张: 畜牧业和野生动物的未来如何? 生物地理学杂志 31(6), 997-1032. [12]K WCA, 2016 年肯尼亚野生动物保护区状况. [13]Ottichilo, W.K., De Leeuw, J., Skidmore, A.K., Prins, H.H.T.和 Said, M.Y. 2000. 1977 年至 1997 年间肯尼亚马赛马拉生态系统中大型非迁徙野生食草动物和牲畜的种群趋势. 非洲生态学杂志 38(3), 202-216. [14]KWS 肯尼亚野生动物服务局 2021 年全国野生动物普查报告, <https://kws.go.ke/content/national-wildlife-census-2021-report>. [15]Oindo, B.O., Skidmore, A.K. 和 de Salvo, P. 2010. 绘制马赛马拉生态系统的栖息地和生物多样性地图. 国际遥感杂志 24(5), 1053-1069. [16]Stelfox, J.G., Peden, D.G., Mbugua, S.W., Amuyunzu, C.L. 和 Hudson, R.J. 1980. 马拉和洛伊塔平原野生动植物和牲畜的数量、放养率和分布: 1978 年 12 月 - 1979 年 11 月. 技术报告系列 19(KREMU), 内罗毕. [17]Woodward, S.J.R. 和 Wake, G.C. 1994. 使用离散时间模型对多围场系统进行最优放牧. 农业系统 48, 119-139. [18]Dessu, S.B., Melesse, A.M., Bhat, M.G. 和 McClain, M.E. 2014. 马拉河流域水资源可用性和需求评估. Catena 115, 104-114. [19]Vorosmarty, C.J., Green, P., Salisbury, J. 和 Lammers, R.B. 2000. 全球水资源: 气候变化和人口增长带来的脆弱性. 科学 289(5477), 284-288. [20]Drupp, M.A., Freeman, M.C., Groom, B. 和 Nesje, F. 2018. 折扣解开. 美国经济学杂志: 经济政策 10(4), 109-134. [21]Masai Mara Travels <https://www.masaimara.travel/calculate-masai-mara-safari-cost.php>. [22]Berger, J. 和 Cunningham, C. 1998. 管理保护区的行为生态学: 非洲象和犀牛种间优势的性别不对称. 动物保护 1(1), 33-38.
-