

从偷猎者到环保主义者:以社区为基础的马赛马拉野生动物保护

摘要: 作为肯尼亚皇冠上的祖母绿, 马赛马拉是野生动物的天堂。鉴于更好地保护自然和实现可持续发展的需要, 我们制定了以社区为基础的野生动物保护方法。通过考虑人类利益和保护目标, 我们确定了玛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条件。该模型由野生动物保护、自然资源保护、地方经济利益和动物旅游互动四个部分组成。各部分相互依存, 通过各种变量相互联系。我们使用归一化后从 0 到 1 的分数来衡量每个部分的健康状况, 分数越高表明表现越好。为了确定四个部分在不同土地类型中的权重, 我们采用层次分析法(AHP)来计算每个部分的具体参数。将加权得分相加, 得出最终得分作为我们的目标。这个最终分数考虑了所有部分的确定权重, 以衡量马赛马拉保护区的健康状况。

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, 我们提出了三项政策。为了分析不同政策之间的反作用, 我们将给定土地类型中的三种政策结合起来, 产生 24 种政策情景。选择最终得分最高的情景作为我们的最优政策。

基于之前的数据和研究, 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。这些趋势会对我们的长期结果产生影响。政策的未来结果是在 20 年的时间跨度内预测的。为了通过错误参数最小化误差, 我们在模型中应用随机残差来捕获未观察到的异质性。遵循正态分布的随机元素是随机生成的, 从而提高了我们未来预测的精度和真实性。

我们的研究表明, 野生动物保护区的最优政策是执行狩猎配额、增加放牧罚款和限制旅游的组合。以人类定居区为例, 大多数年份的最佳政策是提供保护工作机会与建立桥梁组织相结合。在畜牧放牧区, 产生最高分的情景是三种政策相结合或限制畜牧放牧区与控制入侵物种相结合。这些政策可以极大地提高保护区的福利, 为野生动物和人类都带来长期利益。

我们的敏感性分析结果表明, 该模型是稳定且稳健的。我们设置不同的参数来改变输入变量的值, 并评估这些变化对我们最终得分的影响。我们还通过提出一种调整参数以适应备选保存区域的方法来测试模型的通用性。因此, 我们验证了我们的模型与现实的一致性, 确定了它可以肯定地具有多用途。

通过将有关野生动物保护的已知数值纳入基于网络的建模, 我们揭示了影响野生动物保护的关键因素, 并提出了最佳政策, 以平衡人类和野生动物的利益, 实现可持续发展。

关键词:野生动物保护;以社区为基础的管理;基于网络的建模。

向肯尼亚旅游和野生动物委员会报告

尊敬的委员会代表:

我们 MCM 2300136 小组的任务是帮助肯尼亚旅游和野生动物委员会(KTWC)在马赛马拉保护区制定更好的野生动物保护政策。通过考虑当地居民的利益和野生动物保护,我们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战略。

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察人类的利益。我们根据玛拉的土地利用类型仔细平衡这些目标,我们将其划分为核心野生动物保护区,人类住区区和牲畜放牧区。我们针对每种土地类型提出了三种不同的政策,并通过将政策组合成八个场景来测试政策之间的相互作用。总共提出了 9 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视角。我们从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局、马赛马拉国家公园的官方网站以及对该地区的各种研究中收集数据。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,以 2022-2041 年为 20 年的基础,对政策的长期结果进行了预测。

根据我们的结果,在核心野生动物保护区,最好的政策是同时执行狩猎配额、增加对居民的放牧罚款和限制旅游。如果存在预算限制,且不能同时实施三种政策,我们建议在限制旅游短期利益的同时建立狩猎配额,在增加放牧罚款长期利益的同时执行狩猎配额的双管齐下。如果选择一项政策,我们建议增加放牧罚款,因为它在 2041 年产生最好的结果。我们预计,狩猎配额的建立可以将偷猎和其他形式的非法动物产品交易减少 50%,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,这可以使野生动物的草原牧场资源增加 5%。通过限制玛拉的游客数量,游客数量减少 30%可以导致野生动物数量每年增加 0.5%,水资源过剩 5%。因为野生动物的福利比其他任何考虑都重要,所以强烈建议制定有利于野生动物繁荣发展的政策。

至于人类定居区,大多数年来最好的政策是提供保护工作机会。然而,提供保护工作机会与建立过渡性组织相结合、单独建立过渡性组织而不实施任何政策的结果与我们建议的最佳政策结果相差甚远。可以看出,未来应该探索更多可能的政策,以产生更有特色的结果。然而,通过人类住区建设野生动物走廊的计划将适得其反,并降低区域福利。这是一个非常值得注意的结果,因为它排除了一个看似可能的政策的可能性。我们认为,虽然野生动物走廊的建设每年可以增加 0.5%的野生动物数量,但由于对草原的竞争,它会减少牲畜数量。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,以争取他们的经济补偿。这是可以预期的负面影响禁区内的偷猎和放牧等互动将显著增加。因此,我们得出结论,综合考虑各方面因素,在人类定居区内建立野生动物走廊的政策实际上会威胁到野生动物的发展。

在放牧区，最优对策是补偿牲畜损失、限制牲畜放牧和控制入侵物种。牲畜放牧限制与入侵物种控制相结合的情景，紧跟着“三位一体”。所有政策和政策组合比我们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。在讨论的三项政策中，限制牲畜放牧是最有利的，因为从长远来看，它可以分别保护 10% 和 8% 的草原牧场和水资源。入侵物种控制具有类似但更温和的应用，因为它每年增加 0.5% 的草原牧草资源和水资源。此外，我们还预计，由于土著物种可以获得更多的资源，生物多样性将增加 0.7%。我们讨论的第三个政策是对牲畜损失的补偿。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。牲畜捕食的增加会增加居民与保护机构之间的冲突，也会增加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很小，因为损失的数量在区域层面上相对微不足道。尽管有这些结果，但我们认为，补偿牲畜损失的好处超出了可测量的数字，它对于建立当地人和保护机构之间的信任至关重要。总而言之，我们推荐所有这三项政策来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该包括人与自然的和谐平衡这一主要基础之上。我们采取的大部分措施都考虑到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、建立过渡性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，保护机构应该给当地人一个经济和社会激励，让他们成为保护主义者，而不是偷猎者。然而，目前，制度上的缺陷限制了保护区向不同截面的当地人提供满意服务的能力。因此，考虑我们提出的政策是至关重要的，因为它们旨在减轻共同管理保护中的这种差距。

我们真诚地希望，我们的政策建议可以用于制定一个完整而有效的政策体系，使马赛马拉受益，实现可持续的未来。

目录

从偷猎者到环保主义者:以社区为基础的马赛马拉野生动物保护 1

1.介绍6

 1.1 背景 6

 1.2 文献综述 6

 1.3 问题重述 6

2. 模型的基础 7

 2.1 假设和论证7

 2.2 术语8

3.模型设计 8

 3.1 基于网络的评价模型8

 3.1.1 野生动物保护部分 9

 3.1.2 自然资源保护科 10

 3.1.3 地方财政利益部分 13

 3.1.4 动物旅游互动部分 14

 3.1.5 构建最终目标 15

 3.2 政策场景 17

4.结果与讨论 18

 4.1.核心野生动物保护区 18

 4.2 人居区 19

 4.3 牲畜放牧区20

5.敏感性分析 20

6.测试模型 21

7.优势和劣势 22

 7.1 优势 22

 7.2 缺点23

8.结论23

参考文献 24

1.介绍

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草原，是非洲野生动物的天堂。马赛马拉是 95 种哺乳动物、爬行动物和两栖动物的家园;以及 400 多种鸟类[1]。历史上，肯尼亚在野生动物保护和其他资源保护方面付出了巨大努力。然而，自 20 世纪 70 年代以来，人们发现建立孤立保护区的岛屿不足以维持空间异质性的生物多样性。因此，将当地社区参与共同管理纳入自然资源保护之中[2]。2013 年，肯尼亚议会制定了《野生动物保护和管理法》，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，政府做出了包括政策修订和利益相关方法在内的诸多努力。然而，以社区为基础的保护概念是最近才建立并投入使用的，具体政策对公园境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，我们应该考虑到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

以往的研究表明，当地居民的利益在野生动物保护中非常重要。在肯尼亚、乌干达和尼泊尔进行的一些研究已经估算了保护区附近当地居民的成本和收益[2,4,5]。这些研究关注的是当地的利润，表明可以给予当地人参与野生动物保护的经济激励。Ward 等人[6]从共同管理的角度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]确定了在肯尼亚成功实施野生动物保护政策的七个障碍。还详细讨论了政府机构和桥梁组织的效力[8,9]。然而，上述研究都是在非常一般的方法下进行的，没有实施任何具体的政策。因此，他们的研究结果大多是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，为这一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。

对于“该地区居民的利益”应该是什么，至少有两种定义:(1)金融利润，使家庭收入最大化;或者(2)社会利润，侧重于社会公平、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，“动物和被吸引到保护区的人之间的负面互动”也有多重含义。我们将“吸引到保护区的人”定义为游客，因为游客占了玛拉非本地人口的大部分。因此，这个问题可以分为六个部分来分析:

构建具有相关约束和变量的评价模型，确定社区野生动物保护机制。

建立四个目标。这些目标应分别代表野生动物保护、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方面的倾向。

通过对上面列出的四个标准化目标求和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是不同的，以表明土地利用的区别。

通过最大化其最终目标，为保护区内的每个区域找到最佳的政策或管理策略。

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领域测试该模型，以确保其普遍性。

2. 模型的基础

2.1 假设和论证

马赛马拉经济的部门结构在我们的研究期间是一致的。玛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]。我们假设保护区经济的部门结构保持一致。玛拉有望持续吸引游客，而玛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，在我们的模型中只考虑了这两个因素。

我们在马赛马拉保护区内划分了三种不同的土地类型。

据报道，该保护区 25%的土地属于马赛马拉国家保护区，而其余 75%的土地部分归私人所有，部分归公共所有，主要归马赛牧民所有[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，提供住房和住宿;3)和规定的牲畜放牧区[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围保护区的边界没有改变。

我们假设保护区和其他保护区的面积保持不变。在下面的章节中，我们将需要每种不同土地类型的面积来计算 20 年时间跨度内的牲畜密度。

保护区内的人类和野生动物的数量不会发生急剧的变化。导致人类和野生动物数量急剧上升或急剧下降的意外事件不包括在我们的模型中。这些事件包括但不限于可能爆发的战争

以及冲突、自然灾害、传染性流行病和难民/移民的突然涌入。在计算人类和野生动物的数量时，我们预计这两个因素都会发生逐渐和适度的变化。意外事件的结果是不可预测的;因此，我们没有将它们纳入我们的模型。

政府机构和地方保护团体的资金足以支持任何拟议的政策方案和/或方案组合。

我们假设对保护利益相关者没有预算限制。所有可能的政策选择——甚至是一次多种选择的组合——都可以在不考虑货币问题的情况下实施。我们的任务是选择最好的政策和策略，其中一些政策在现实中可能会抵消其他策略的效果。要充分了解这类政策之间的相互作用

综合起来，我们有理由认为政府有能力为我们提出的政策提供资金。保护政策能够在给定的时间内得到充分实施。

不同的政策和管理策略在需要全面实施的时间上可能会有所不同。例如，对牲畜损失提供补偿的政策可以迅速付诸行动;另一方面，执行狩猎配额可以有更长的周期。然而，我们假设这些政策将在给定的时间段内有效地执行。政策延迟和执行不力的影响不包括在我们的模型中。

2.2 术语

表 1 主要的符号

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

3.模型设计

3.1 基于网络的评价模型

我们构建了一个基于网络的评价模型，包括野生动物保护、自然资源保护、地方经济利益和动物旅游互动四个部分。各部分通过各种变量相互作用。每个部分产生一个 0 到 1 的分数来表示它的表现。分数越高，说明可持续发展和健康部门的表现越好。然后，我们将马赛马拉划分为三种不同的土地类型，并为每种土地类型中的四个部分设置了不同的权重集。在每种土地类型中提出了三种政策，并结合了 24 种可能的情景。我们在二十年(2022-2041)的时间跨度内测试了每种方案的有效性，使用分数作为指标。图 1 用流程图展示了我们的模型。

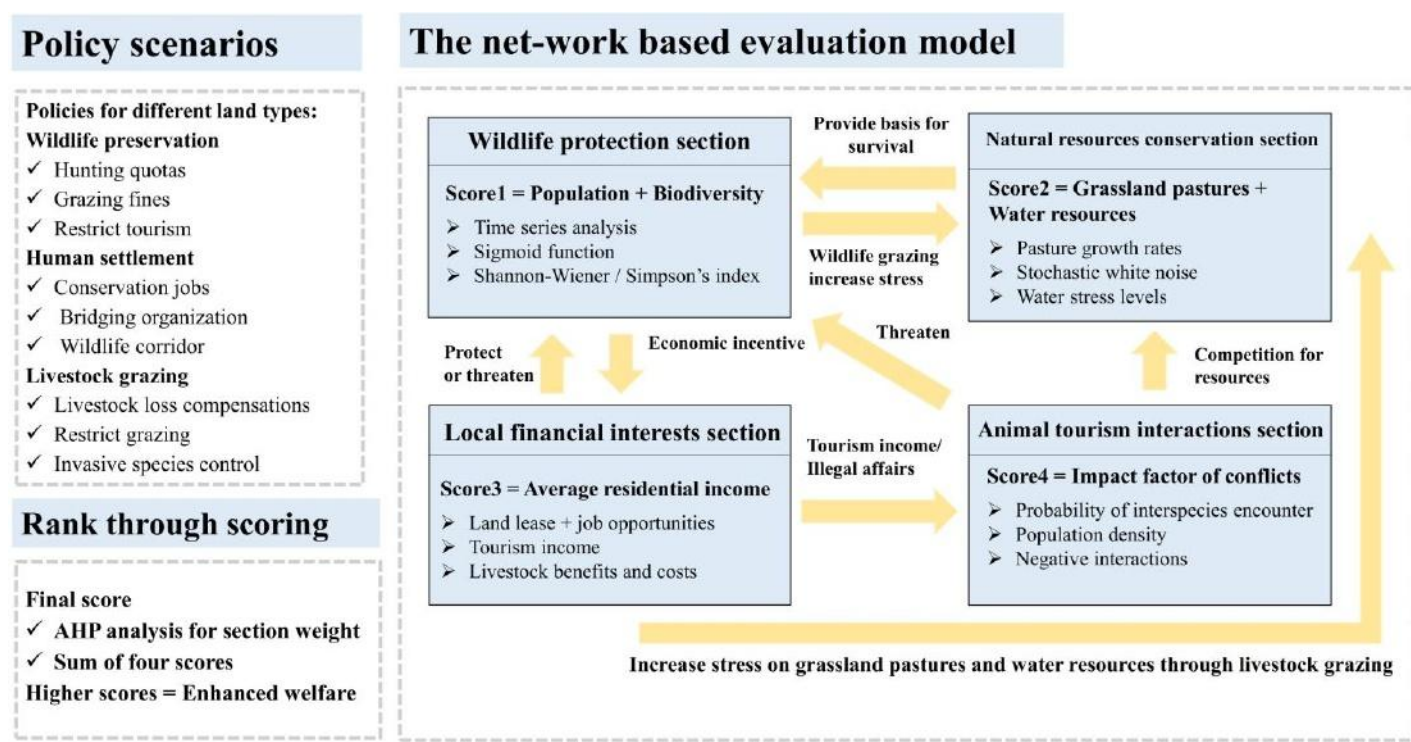


图 1 基于网络的评价模型流程图

3.1.1 野生动物保护部分

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只有少数物种的情况，反之亦然。

2)补充假设和论证

大型哺乳动物的数据更容易获得，因为它们被列在基于空中监视的各种牧场报告中。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是难以获得。我们认为，哺乳动物数量/物种的丰富度可以表明生物生态系统的健康程度。

3)计算

a)野生动物种群

Ottichilo 等人[13]和 Lamprey 等人[11]分析了 1977-2000 年野生动物和牲畜的种群趋势。我们将这一分析与肯尼亚野生动物管理局发布的最新数据[14]相结合，使用指数时间序列分析确定野生动物种群的趋势，将 2002 年设为第 0 年，将 2041 年设为第 40 年。

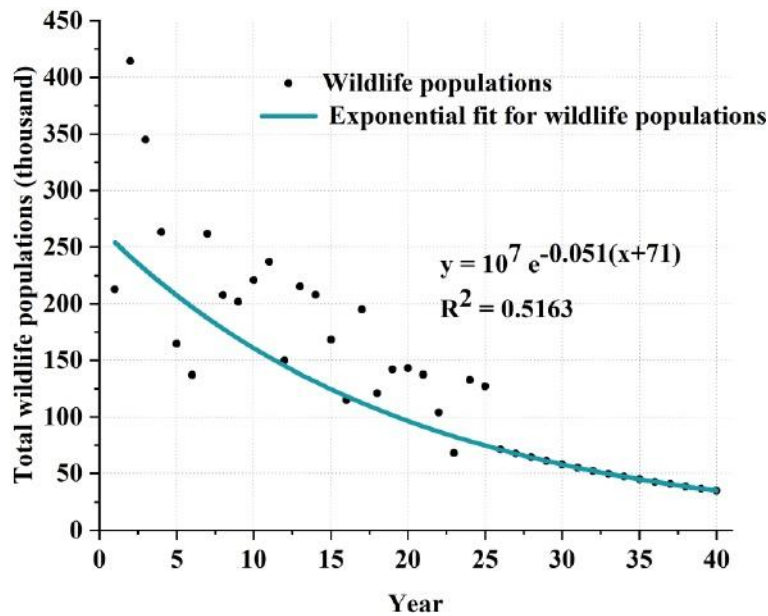


图 2 野生动物种群的指数拟合曲线。

在我们分析了野生动物种群的趋势之后。我们使用一个 s 型函数，根据所有种群在野生动物总种群中的百分比对它们进行归一化：

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

式中，k 为哺乳动物物种的数量； α_i 为物种 I 占总种群的百分比系数， n_i 为 $i=1,2,\dots,k$ 时物种 I 的种群。我们得到我们的分数 P 来说明野生动物种群。

b)生物多样性

我们采用 Shannon-Wiener 指数(H')和 Simpson 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 代表野生动物物种的分数丰度 i 为 $i=1,2,\dots,k$ 。可以使用

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

我们将每个指标归一化，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，所以这两个因素的权重都是 1/2(生物多样性指标 Shannon-Wiener 和 Simpson 指数加起来等于 1/2)。我们对野生动物保护部分的得分为:

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

3.1.2 自然资源保护科

1)建模思路

我们将自然资源保护纳入我们的模式，以确保玛拉的可持续发展。野生动物和牲畜都依赖于草原生态系统的福利。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获得短期利益。

2)补充假设和理由

虽然自然资源包括水、土壤、种植园、太阳能和矿产等多种资产，但我们只考虑玛拉的水和肥沃的土地资源，因为其他资源在野生动物保护中的重要性较小。草原牧场是衡量肥沃土地资源的有效措施。在玛拉，野生动物和牲畜争夺水和草地牧场，容易造成水资源短缺和草地退化。因此，有必要将这些因素作为自然资源保护的指标。

野生草食动物的平均每只采食量是食草牲畜的两倍。

我们根据 Stelfox 等人[16]提出的野生动物和牲畜的生物量数据估算采食量。在我们的参考研究中，相关野生动物和牲畜的生物量为:牛，180 kg;绵羊/山羊，23 公斤;角马，123 公斤;斑马，200 公斤。我们可以根据不同物种的数量，计算出野生动物和牲畜的平均采草比。

草牧场的生长速度遵循 logistic 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，我们预计草牧场不会达到其饱和草场质量。因此，我们假设牧草质量与放牧者的采食量之间存在线性关系[17]。

3)计算

a).草原牧场

我们通过计算草地牧场的净牧草积累来表示自然资源的丰富度[17]。方程给出为

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

式中 κ 为牧草质量，单位为公斤干物质/公顷(kgDM/ha)， g 为牧草最大生长率，单位为 kgDM/ha/day, $1/b$ 为牧草产量上限，单位为 kgDM/ha， s 为动物放养密度/ha， r 为动物相对采食量，单位为 ha/动物/day。前人的研究确定了一个普通牧场的 $g = 41.9$ kgDM/ha/day, $b = 1/4000$ ha/kgDM， $r = 0.47\%$ ha/animal/day。

然后，我们计算动物的放养密度 s

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

其中 A 为玛拉保护区面积， N 为前述野生动物总数归入野生动物保护科。 M 为牲畜总数。 η 为野生动物和牲畜的平均采草比，根据我们的假设，我们将其视为 2。我们使用回归分析以 20 年为基础确定 M 。为了提高我们的建模真实性和精度，我们设置了一个随机元素，即随机残差，以便在我们的预测中添加白噪声。随机残差按照正态分布生成。线性拟合如图 3 所示。

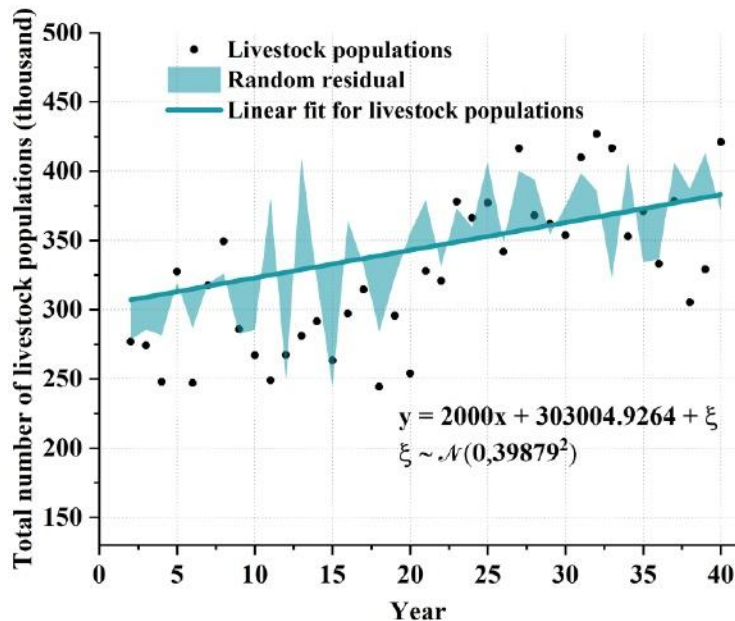


图 3 牲畜种群的线性拟合曲线。

我们给出了草地牧场的得分。对于每个给定的 M 和 N ，我们可以计算出相应的种群密度 s 。然后我们最大化 dk/dt 服从 κ ，在不存在食草动物和食草动物的假设下，即 $M=N=0$ 。我们假设当没有动物吃草时，草将达到其生长的饱和水平。因此，我们对草地资源的得分在 0 到 1 的范围内。

$$Score_{grass} = \frac{\max\left(\frac{dk}{dt}\right)}{\max\left(\frac{dk}{dt}\right)\Big|_{M=N=0}}$$

b).水资源

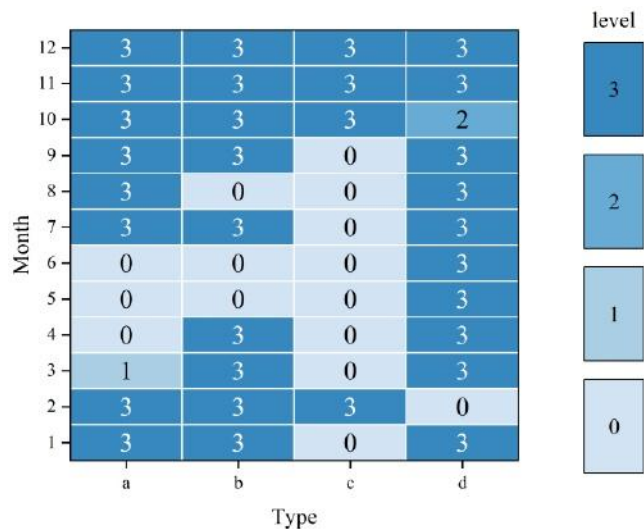
我们根据 Dessu 等人[18]先前的计算来确定水资源压力。水压力被定义为供水量与需水量之间的差值，即供水量与需水量之间的差值，即需水量与供水量之间的差值。它的完整定义可以写成

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

$V_{terrestrial}$ 是地表水和地下水的总和， $V_{rainfall}$ 是降水， V_{basic} 包括基本人类需求和野生动物需求，被定义为家庭的水需求， V_{normal} 牲畜和旅游和是洪水需求灌溉和工业部门。所有列出的变量都以百万立方米为单位。

基于玛拉河马赛马拉子流域的水资源数据，可以确定区域水资源的供给和需求。然后，我们根据 Vorosmarty 提出的方法对水资源压力进行分类等[19]根据需求占水资源总供给的百分比。为了量化水压力，我们给每个水压力状态一个压力水平，如下图所示。

- 低应力 < 10%。压力 = 0。
- 中等压力 10%-20%。压力 = 1。中高压 20%-40%。压力 = 2。高压 > 40%。压力 = 3。
- 根据玛拉子盆地的水资源状况。目前每个月的水资源压力水平为



在不同标准下的每个月的水压力水平。(a)总可用水量与总需求(b)储备水量与基本需求，(c)为正常可用水量与正常需求，(d)洪水水量与洪水需求。

我们使用上图计算每个水压力水平的频率。四种水胁迫水平的出现频率分别为 S_{low} 、 $S_{moderate}$ 、 $S_{medium-high}$ 和 S_{high} 。

我们在水资源部分的得分可以表示为

$$Score_{water}=0.6\times slow+0.3\times smoderate+0.1\times smedium-high+0\times shigh$$

我们假设在自然资源保护方面，草地牧场和水资源同等重要。我们对本节的最终得分为

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

3.1.3 地方财政利益部分

1)建模思路

我们通过财务衡量考虑到土著人民的利益。以社区为基础的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。因为建立保护区而失去的机会，至少应该得到补偿。通过共同管理的收益，当地人可以远离偷猎等产生利润的非法事务，并从对野生动物的可持续保护中受益。

2)补充假设和理由

我们假设肯尼亚先令与美元之间的货币汇率保持不变，1USD=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的货币计量。我们把货币统一为 USD。观察了 2012- 2022 年两种货币单位之间的货币汇率，我们发现，除了 2021-2022 年(由于 COVID-19 对旅游业的影响)，汇率保持相对稳定，为 1USD=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%的社会折现率来考虑我们模型中货币的时间价值。

货币时间价值的概念认为，由于可能存在的风险和不确定性，货币的现值大于货币的未来价值。为了更精确地预测长期范围内的财务结果，我们在模型中加入了社会贴现率。2%的选择是基于 200 位专家的调查共识[20]。

3)计算

我们考虑了构成当地财政收入的多个方面，并将平均居民 R_{total} 的 USD 年总收入定义为

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

R_{lease} 是土地租赁的收入。来自团体保护协会的调查受访者指出，他们通过出租部分土地用于野生动物保护而获得额外收入[8]。

R_{job} 在保护区/保留区工作的工作收入。保护区的规定规定 75%的员工必须来自当地社区[2]。 μ 代表在保护区有工作的当地人的百分比。

$R_{tourism}$ 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，出售手工艺品，表演传统舞蹈和充当导游。这种收入可以用

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

其中 $T_{tourists}$ 为进入马赛马拉保护区的游客人数。 $c_{tourism}$ 平均每位游客在保护区消费的金
额， T_{locals} 是当地人的人数。我们使用马赛马拉旅游网站[21]的数据确定 $c_{tourism}$ 为 350 美元，为期
3 天。 $T_{tourists}$ and T_{locals} 可以使用回归分析获得。

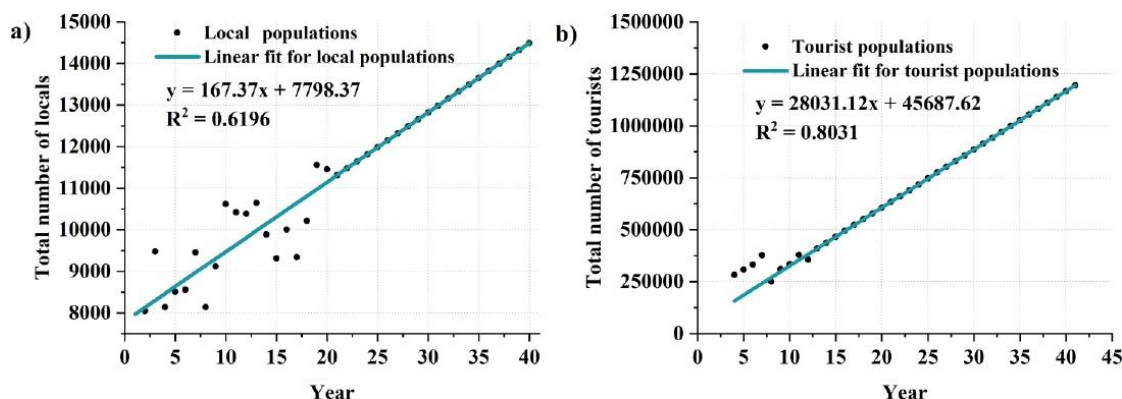


图 5 当地人口和旅游人口的线性拟合曲线。

$R_{livestock}$ 是当地人出售牲畜 和乳制品所得的平均净收入。

$$R_{livestock} = \frac{B_{livestock} - C_{livestock}}{T_{locals}}$$

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

其中 $B_{livestock}$ 为出售牲畜所得总收入。用前面提到的牲畜数量 M ，每年牲畜销售的百分比 γ 和当地人的数量 T_{locals} 来定义。 $C_{livestock}$ 是保留区内放牧的罚款成本 C_{fines} 和人类与野生动物冲突造成的损失 $C_{conflict}$ 。据过去的研究调查显示，这些费用在家庭支出中占很大比例。每年罚款为 100.53USD/人，每年因野生动物捕食造成的损失为 247.74USD[10]。我们假设每年有 10%的牲畜被出售。我们随后构造一个 s 型函数来获得第三个分数。Q 是一个常数，等于 15000USD，由归一化得到。

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

3.1.4 动物旅游互动部分

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，我们计算物种间相遇的概率(PIE)来减少这些负面的相互作用。

2)补充假设和论证

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。

我们假设两个群体数量的增加会加剧现有的冲突。究其原因，是因为当种群密度增加时，不同的物种更容易相遇。对现有土地和资源的冲突会增加相互作用。

3)计算

我们基于 PIE 计算游客之间的负面互动。在这里，我们将游客视为第一“物种”，将所有野生动物视为第二“物种”。已知的种间相遇模型[22]给了我们

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

其中 p 为 PIE， $T_{tourist}$ 为前文提及的当地经济利益部分的游客人数， N 为前文提及的野生动物种群总数。野生动物的密度 $\rho_{wildlife}$ and 游客密度 $\rho_{tourist}$ 可以表示成

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

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

我们引入了影响因子的概念来评估游客与野生动物之间的负相互作用。我们将影响因子定义为“某一物种受到物种间接触的影响程度”。这可能看起来是一个非常抽象的概念。但它可以用方程清晰地表示，并在归一化后求解。其中，游客-野生动物互动对游客的影响因子为 λ and，对野生动物的影响因子为 σ 。两个影响因子分别给出如下

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

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

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

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

其中， $\lambda_{conflict}$ 、 $\lambda_{disease}$ 、 $\lambda_{prevent}$ 对野生动物袭击、疾病传播和疾病预防成本对游客造成的影响因素， $\sigma_{product}$ 、 $\sigma_{poaching}$ 、 $\sigma_{invasive}$ and $\sigma_{feeding}$ 贸易造成的影响因素对野生动物非法动物产品、偷猎、外来物种的引入和饲养动物。每个影响因子要么是一个常数(意味着它不随野生动物种群和游客种群变化)，要么与 PIE 和物种密度 $\rho_{wildlife}/\rho_{tourists}$ 相关。我们使用 $\beta \rightarrow$ 和 $\gamma \rightarrow$ 来确定“一旦物种间相遇，影响有多严重”。归一化后， $\beta \rightarrow$ 和 $\gamma \rightarrow$ 变为常数参数。

我们对最后一个部分的分数是根据影响因素来衡量的

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

3.1.5 构建最终目标

正如我们之前提到的假设，我们将马赛马拉保护区划分为三种土地使用类型:核心野生动物保护区，人类定居区和牲畜放牧区。野生动物保护区(WPZ)扩展到马赛马拉国家保护区的大部分内部，而人类定居区(HSZ)和牲畜放牧区(LGZ)主要存在于保护区周围的保护区内。

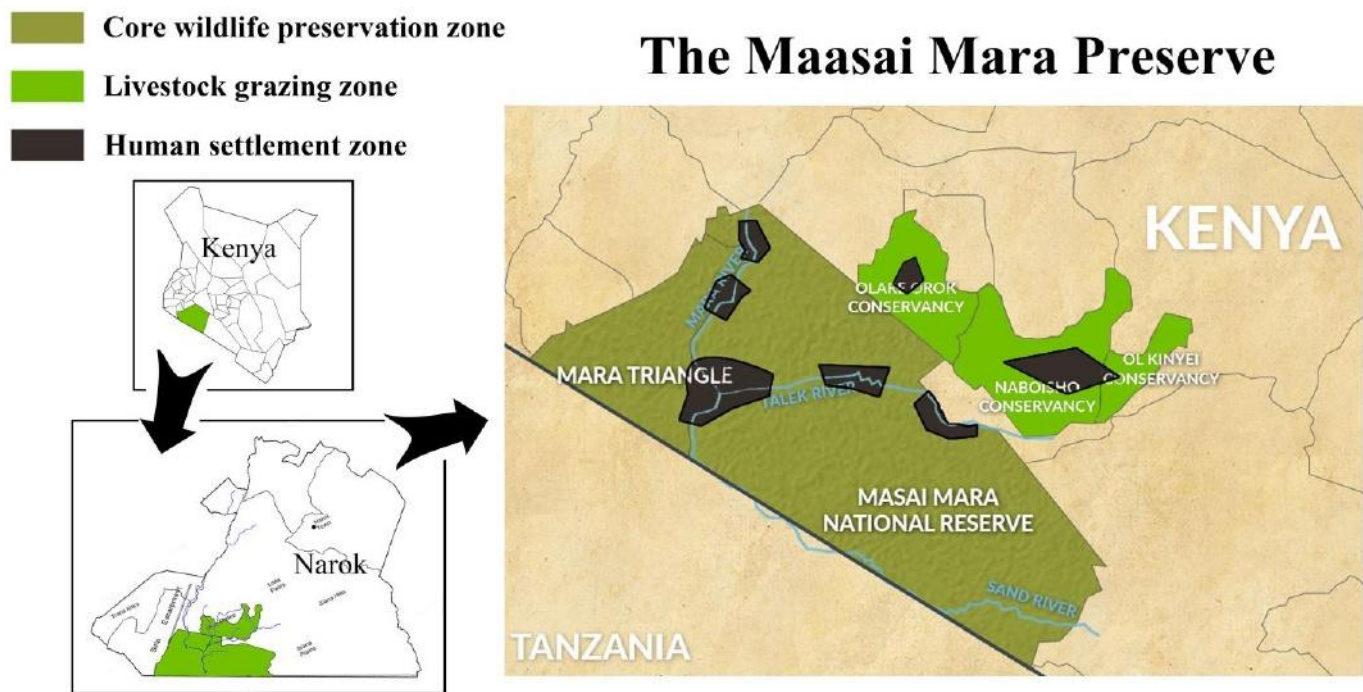


图 6 马赛马拉自然保护区的三种土地类型

当我们确定四个部分的权重以构建最终目标时，我们会考虑到三种土地利用类型之间的差异。由于其独特的功能，每个区域的四段权重应该有所不同。因此，我们应用层次分析法来避免在权重选择上过于主观。

我们为三种不同的土地类型构建了三个矩阵;每个元素表示因子 i 和因子 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	1	2	7	4
S2	1/2	1	3	2
S3	1/7	1/3	1	1/5
S4	1/4	1/2	5	1

(a) WPZ 比较矩阵

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

(b) HSZ 比较矩阵

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

(c) LGZ 的比较矩阵

我们通过计算最大特征值并对其对应的特征向量进行归一化来获得每个部分的权重。我们使用组成比(composition Ratio, CR)来测试每个矩阵的一致性，给定的条件是:CR=CI/RI，CI= $\lambda_{\max}-n/n-1$ 和RI=0.90(n=4)，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，所以确认了矩阵的一致性。因此，我们的模型中四个部分的权重如图 7 所示。

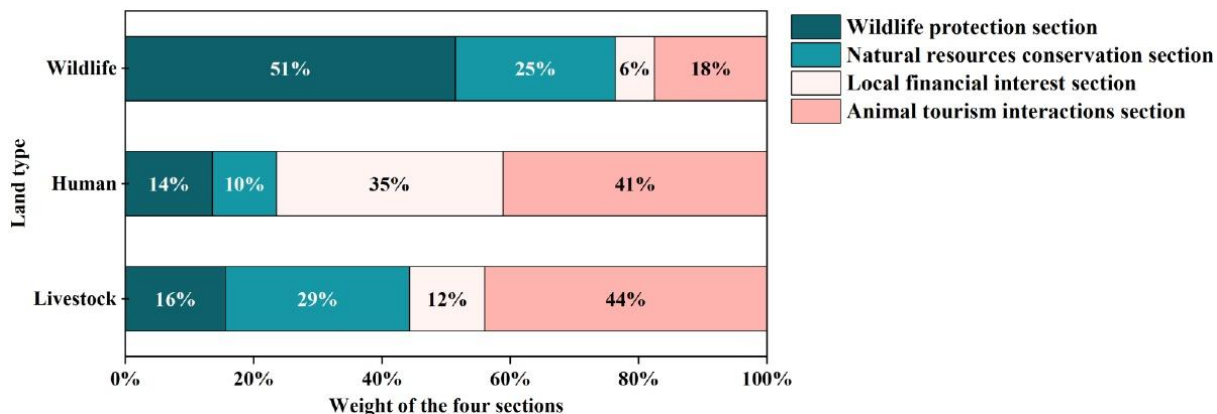


图 7 四段在不同土地类型中的权重

我们的最终得分定义为

$$Finalscore=1\omega Score1+2\omega Score2+3\omega Score3+4\omega Score4$$

其中 ω_1 、 ω_2 、 ω_3 、 ω_4 为四个分值的权重，可根据图 7 中列出的不同土地类型导出。

3.2 政策场景

我们根据保护区不同的土地类型设置了九种不同的政策。这些政策旨在平衡我们的四个目标，同时考虑到特定土地类型的主要目的。每种土地类型内的三项政策可以组合成八个场景(要么执行零、一、二或三项政策)，以评估不同政策之间的相互作用。这为我们在同一时期内应用多个政策提供了一个更完整的方法。我们模拟了从 2002 年到 2041 年的所有政策，预测了从 2022 年开始的 20 年。

表 2 中有两项政策，我们希望给予补充解释，因为它们可能看起来违反直觉和/或不相关。

建立桥接组织。调查发现，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，他们在决策中的发言权不足。因此，当地人的行为往往会违背保护区的利益[2]。桥接组织是一种经过充分研究的方法，通过提供一个论坛来聚集在一起，从而实现不同的演员和网络[8]。我们希望这一政策能够帮助解决当地人与保护区之间的矛盾。

控制入侵物种。入侵物种会威胁草原的可持续发展。值得注意的是，一些入侵的草对牲畜和野生动物都是有毒的，使这两类动物都处于危险之中。我们证明了入侵物种控制可以对生物多样性产生积极影响，并有助于建立更健康的草原生态系统。

表 2 政策的场景

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

4.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执行狩猎配额、增加放牧罚款和限制旅游。我们的结果显示了 2002-2041 年的模拟，绘制了图 8 中加权部分的最终分数。

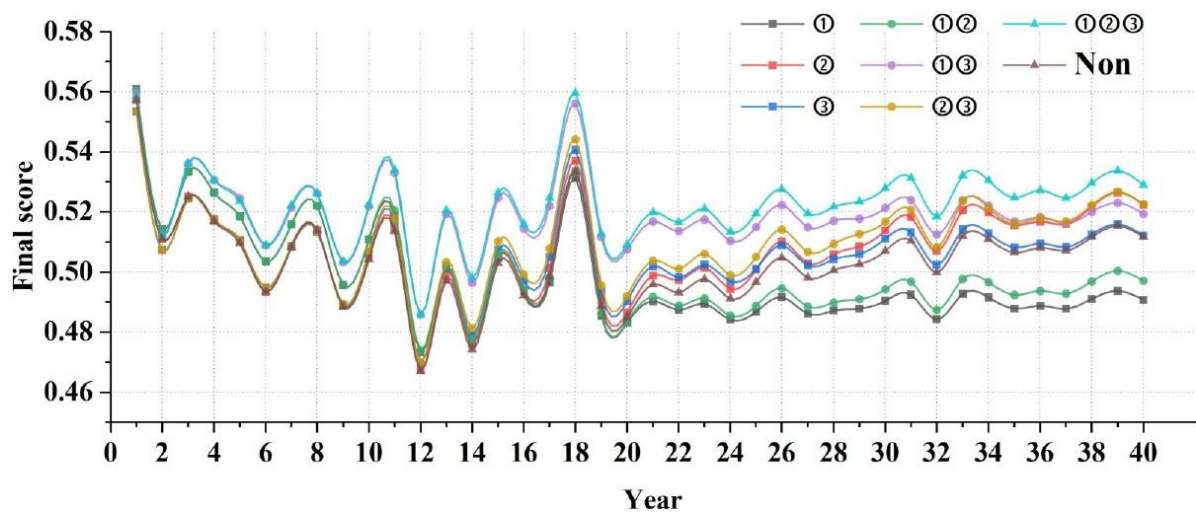


图 8 核心野生动物保护区八个场景的最终得分

可以推断，最优的场景是三项政策的组合。当两个策略为
在一个群体中执行时，建立狩猎配额和增加放牧罚款的效果很差，而其他两个组合则显著有益。当逐一考察这些政策时，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

反直觉的结果。我们认为原因在于，在执行狩猎配额时，我们为增加野生动物种群设定的参数将对草原生态系统造成严重压力，从长远来看会产生退化的结果。然而，这个结果极度依赖于我们预定的参数，降低了这种可能结果的确定性。在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 年之前会迅速产生有益的结果，但由于居民收入的损失，在进一步的未来会缓慢下降。然而，放牧罚款缓慢地产生令人满意的结果，但在很长一段时间内被证明是非常有利的。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结果。

我们对 2022 年、2032 年和 2042 年的八种情景进行了排名。

表 3 野生动物保护区八大政策场景排名

	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 人居区

人居带的三项建议政策是增加保护工作机会、建立过渡性组织和建设野生动物走廊。我们将该模型运行了 8 次，并将 2002-2041 年的最终得分绘制在下图上。

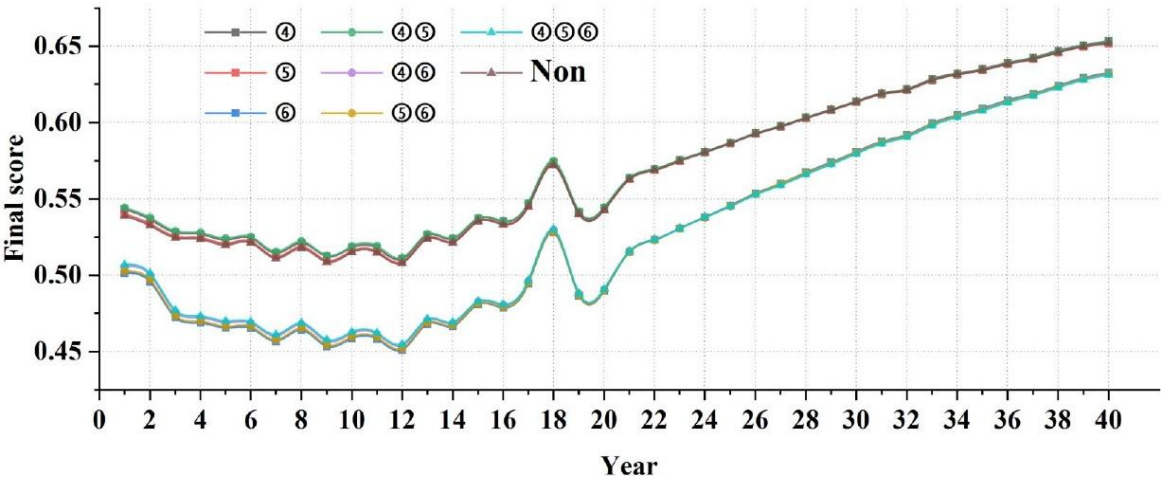


图 9 人类住区八个场景的最终得分。

结果表明，大多数年份的最佳政策是只提供保护工作机会。

这 8 种情景被分成两组，每组有 4 种情景。没有野生动物走廊的情景之间的区别几乎是看不出来的。包括建设野生动物走廊的方案比没有这一政策的方案的表现要差得多。可以表明，尽管野生动物走廊的建设乍一看似乎是一项有益的政策，但实际上是一项有害的策略。究其原因，是因为在人类居住区修建野生动物走廊，会加剧野生动物与牲畜对自然资源的竞争。牲畜数量的减少和收入机会的丧失，将导致走廊内偷猎、非法放牧等非法事务更加频繁。此外，人与动物接触的概率将显著增加。这些不利影响抵消了野生动物数量增加带来的好处。总之，与其建立会扰乱当地人生计的“禁入区”，在人类定居区最好的办法是确保当地居民

从节约资源中获得社会和经济上的收益，并且可以承担比保护更大的管理责任。

我们对 2022 年、2032 年和 2042 年的八种情景进行了排名。

表 4 人居带八大政策情景排名

	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

畜牧业放牧区的三项政策是补偿牲畜损失、限制牲畜放牧和控制入侵物种。我们在图 10 中绘制了这八种情景的最终得分。

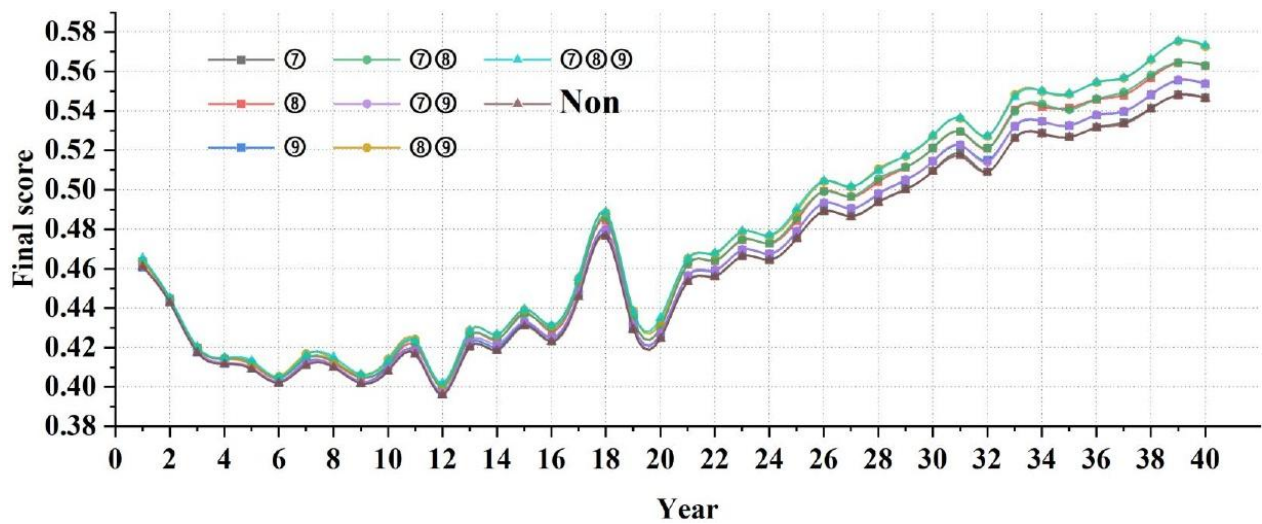


图 10 牲畜放牧区八个场景的最终得分。

产生最高分的情景是三种政策的组合。结果表明，牲畜损失补偿对最终得分的影响可以忽略不计。然而，我们认为，尽管有这些结果，牲畜损失补偿在另一个不可估量的方面是重要的。我们认为，尽管可衡量的经济利润很小，但这一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具有潜在影响。此外，当单独实施每项政策时，限制牲畜放牧被证明是最有效的策略，因为它确保了水和草地牧场资源的可持续发展。然而，这一政策的确定性取决于当地人对这些限制的反应。对入侵物种的控制也有类似的效果，但程度不那么显著。由于所有采取政策的情景都优于我们没有实施政策的基线情景，因此我们可以推断，政策的选择对该地区是有效的。

表 5 家畜放牧区 8 个政策场景排名

	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

5.敏感性分析

如第三节所述，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敏感性分析。

我们有两个变量的拟合函数

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

其中 A 和 B 为拟合的常数值，t 为年数。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”是 $(\ln \alpha - B)$ 而不是 B。

考虑到野生动物种群和牲畜种群的拟合曲线，我们绘制了 2002 - 2041 年 40 年时间跨度内指数系数变化的影响图。

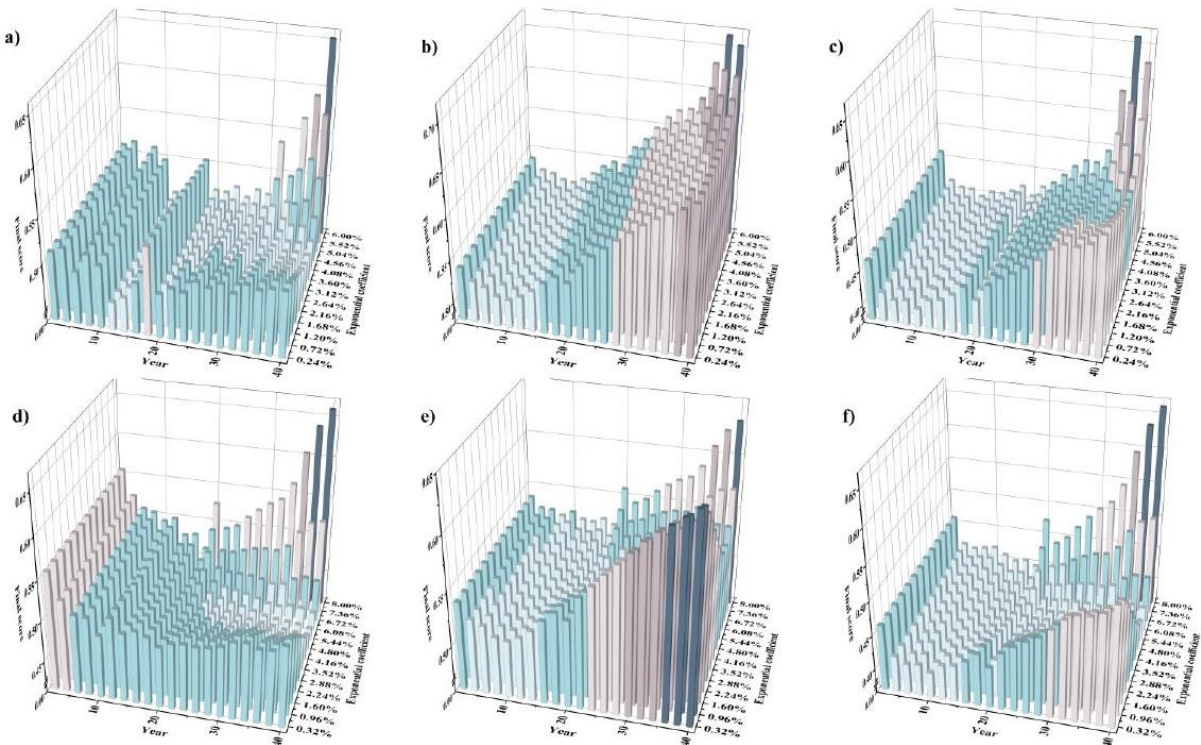


图 11 牲畜和野生动物种群的敏感性分析

总体而言，可以确定该模型对牲畜种群的变化更为敏感。

野生动物保护区对牲畜种群变化最不敏感，放牧区对野生动物种群变化最不敏感。人类住区由于生物容量相对较低，对这两种因素最敏感。

6.测试模型

我们在其他野生动物管理领域测试了我们的模型的应用，以确保其稳定性和确定性。如果模型是稳定的，那么我们就可以在另一个地区评估上述政策情景。为了做到这一点，我们假设可供选择的保护区的所有数据都是充分和正确的。通过将数据替换为另一个保存区，我们需要调整建模参数以适应该区域。我们使用野生动物保护区限制旅游的政策来演示这一过程，并显示我们的参数的稳定性。

我们引入修正系数来描述调整过程。将校正系数乘到我们的马赛马拉模型的原始参数上。为了更好地说明这一点，在 3.2 节中，我们期望将旅游限制为 1 的政策。2.减少 30%的游客数量;野生动物数量每年增加 0.5%;水资源量每年增加 5%。在应用修正系数(CC)时，我们期望将政策的影响转化为

游客数量减少 $(1 + <s:2>) \times 30\%$

野生动物种群每年增加 $(1 + <s:2>) \times 0.5\%$

增加水资源量 $(1 + <s:2>) \times 5\%$

当我们将我们的模型应用到另一个野生动物管理保护区时，CC 的值发生了变化。通过这种方式，我们可以调整我们的参数，使它们描述另一个地区的情况。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，我们将 CC 调整在-3.6%到-90%的巨大范围内。最终得分对 CC 在四十年内变化的敏感性如下图所示。

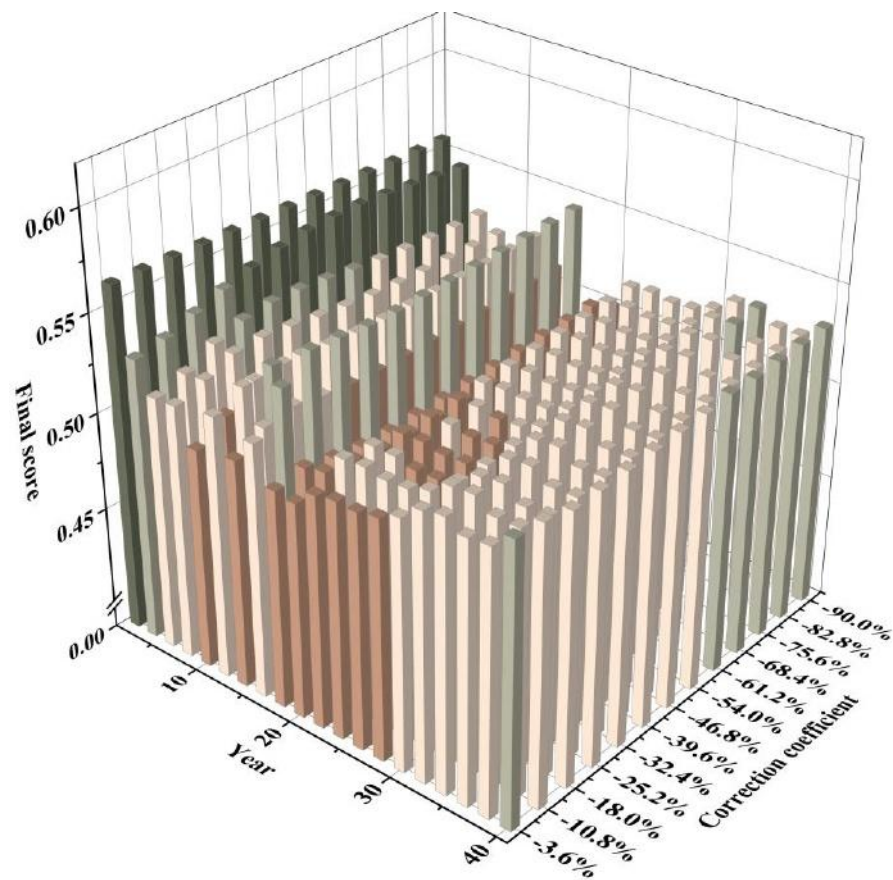


图 12 修正系数 CC 的敏感性分析

我们发现，尽管 CC 发生了如此剧烈的变化，但最终得分在 0.5 到 0.575 的范围内相对不变。这一结果表明，我们的模型在调整参数时非常稳定。我们可以成功地将该模型应用于另一个野生动物保护协会，并确定地评估我们提出的政策的排名和结果。

7.优势和劣势

7.1 优势

优势 1:该模型考虑了野生动物保护的多个方面。野生动物保护并不局限于为野生动物筑起一个没有人类的避风港。我们考虑了人类与野生动物相互作用的多个方面，包括但不限于对放牧和水资

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。

优势 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、人类定居区和牲畜放牧区。我们没有采用通用的统一方法，而是设置了不同的客观权重，并针对每种土地类型提出了不同的政策建议。这使我们能够更准确地确定每种政策的效果。

优势 3:模型是动态的，与时间相关的。

我们根据过去的证据，通过估计不同物种的野生动物、牲畜、游客和当地居民的未来趋势来考虑与时间相关的因素。我们还利用社会贴现率纳入货币的时间价值，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。

我们通过计算四个目标的得分来确定它们的状态。通过将四个得分相加，我们确定得分最高的策略场景就是最优策略。这是一种非常有效和直接的分析政策效果的方法，结果很容易观察到。

优势 5:我们在模型中使用了随机元素。

为了在进行回归分析时更精确地模拟未来趋势，我们在模型中应用随机残差来捕获未观察到的异质性。我们没有通过不正确的常数或被忽略的变量来冒错误的风险，而是设置随机元素来随机生成遵循正态分布的值。

7.2 缺点

弱点 1:我们的模型受到数据精度的限制。

关于野生动物的数据仅限于大型哺乳动物的统计报告，而不是每年进行一次。我们假设选定的哺乳动物的福利可以表明整个生态系统的福利。此外，关于当地居民的数据主要是通过以前的研究人员进行的调查收集的。根据调查中所选择的人群，结果可能会有偏差。弱点二:模型排除了突发性外生事件的发生。

在现实中，20 年的时间跨度内可能会发生很多突发事件。例如，2019 冠状病毒病(COVID- 19)大流行导致 2020 年旅游收入大幅下降，干旱和现已根除的牛瘟等意外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。

某项政策的执行在现实中是一个漫长而曲折的过程。延误、预算限制和政府的废除都会导致一项预期政策的消亡。我们假设资金充足，不存在阻碍政策全面实施的内生力量。这样，我们只关注政策的全面效果对比，把每一项政策的精华带出来。

8.结论

为了预测野生动物保护政策的未来趋势，我们构建了一个基于网络的评估模型，分为四个部分。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

将保护分为三种不同的土地类型，并针对每种土地类型应用三种政策。通过三种政策的组合，衍生出八个场景。我们在 MATLAB 上进行了 24 次试验，以模拟 2022-2041 年所有策略的性能。我们确定野生动物保护区的最优政策是执行狩猎配额、增加放牧罚款和限制旅游的组合。人类住区的最优政策是提供保护工作机会。对于牲畜放牧区，补偿牲畜损失、限制牲畜放牧、控制入侵物种相结合，产生最有利的效果。

未来的工作应该集中在放松一些我们最强烈的假设上。比如，考虑除草原牧场和水源以外的其他自然资源，或者考虑突发性外源性事件的影响。作为最后的结束语，下放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平等有关的公平问题。在我们迈向未来的过程中，应该更加强调以社区为基础的管理结构的建设。

参考文献

- [1]The Maasai Mara National Park 2023 <https://www.masaimara.com/index.php>.
- [2]Oduor, A.M.O. 2020. Livelihood impacts and governance processes of community-based wildlife conservation in Maasai Mara ecosystem, Kenya. *J Environ Manage* 260, 110133.
- [3]The Wildlife Conservation and Management Act, R.o.K., Kenya Gazette Supplement No. 181 (Acts No. 47), 2013.
- [4]Mackenzie, C.A. 2012. Accruing benefit or loss from a protected area: Location matters. *Ecological Economics* 76, 119-129.
- [5]Spiteri, A. and Nepal, S.K. 2008. Evaluating Local Benefits from Conservation in Nepal's Annapurna Conservation Area. *Environmental Management* 42(3), 391-401.
- [6]Ward, C., Stringer, L.C. and Holmes, G. 2018. Protected area co-management and perceived livelihood impacts. *J Environ Manage* 228, 1-12.
- [7]Brehony, P., Tyrrell, P., Kamanga, J., Waruingi, L. and Kaelo, D. 2020. Incorporating social-ecological complexities into conservation policy. *Biol Conserv* 248, 108697.
- [8]Berkes, F. 2009. Evolution of co-management: role of knowledge generation, bridging organizations and social learning. *J Environ Manage* 90(5), 1692-1702.
- [9]Eklund, J. and Cabeza, M. 2017. Quality of governance and effectiveness of protected areas: crucial concepts for conservation planning. *Ann N Y Acad Sci* 1399(1), 27-41.
- [10]Bedelian, C. (2014) Conservation, tourism and pastoral livelihoods: Wildlife conservancies in the Maasai Mara, Kenya, University College London.
- [11]Lamprey, R.H. and Reid, R.S. 2004. Expansion of human settlement in Kenya's Maasai Mara: what future for pastoralism and wildlife? *Journal of Biogeography* 31(6), 997-1032.
- [12]KWCA State of Wildlife Conservancies in Kenya 2016.
- [13]Ottichilo, W.K., De Leeuw, J., Skidmore, A.K., Prins, H.H.T. and Said, M.Y. 2000. Population trends of large non-migratory wild herbivores and livestock in the Masai Mara ecosystem, Kenya, between 1977 and 1997. *African Journal of Ecology* 38(3), 202-216.

- [14]KWS Kenya Wildlife Service 2021 National Wildlife Census Report, <https://kws.go.ke/content/national-wildlife-census-2021-report>.
- [15]Oindo, B.O., Skidmore, A.K. and de Salvo, P. 2010. Mapping habitat and biological diversity in the Maasai Mara ecosystem. *International Journal of Remote Sensing* 24(5), 1053-1069.
- [16]Stelfox, J.G., Peden, D.G., Mbugua, S.W., Amuyunzu, C.L. and Hudson, R.J. 1980. Populations, stocking rates and distributions of wildlife and livestock on Mara and Loita Plains: December 1978–November 1979. . Technical Report Series 19(KREMU), NAIROBI.
- [17]Woodward, S.J.R. and Wake, G.C. 1994. Optimal Grazing of a Multi-paddock System Using a Discrete Time Model. *Agricultural Systems* 48, 119-139. [18]Dessu, S.B., Melesse, A.M., Bhat, M.G. and McClain, M.E. 2014. Assessment of water resources availability and demand in the Mara River Basin. *Catena* 115, 104-114.
- [19]Vorosmarty, C.J., Green, P., Salisbury, J. and Lammers, R.B. 2000. Global Water Resources: Vulnerability from Climate Change and Population Growth. *Science* 289(5477), 284-288.
- [20]Drupp, M.A., Freeman, M.C., Groom, B. and Nesje, F. 2018. Discounting Disentangled. *American Economic Journal: Economic Policy* 10(4), 109-134.
- [21]Masai Mara Travels <https://www.masaimara.travel/calculate-masai-mara-safari-cost.php>.
- [22]Berger, J. and Cunningham, C. 1998. Behavioural ecology in managed reserves: gender-based asymmetries in interspecific dominance in African elephants and rhinos. *Animal Conservation* 1(1), 33-38.