



Facultad de Veterinaria
Universidad Zaragoza



Trabajo Fin de Grado en Veterinaria

Análisis de Viabilidad de Población del Elefante de Borneo (*Elephas maximus borneensis*) en Malasia mediante el software "Vortex"

Population Viability Analysis of the Bornean Elephant (*Elephas maximus borneensis*) in Malaysia using "Vortex" software

Autor/es

Pilar Lorente Mozota

Director/es

Luis Vicente Monteagudo Ibáñez
María Teresa Tejedor Hernández

Facultad de Veterinaria

2025

Índice

Resumen	3
Abstract	3
1. Introducción	4
1.1. Hábitat, nutrición y dispersión	5
1.2. Etiología y reproducción	6
1.3. Distribución de la población	8
1.3.1. Sabah Central	9
1.3.2. Bajo Kinabatangan	10
1.3.3. Tabin	11
1.4. Amenazas	11
1.4.1. Plantaciones de palma aceitera	12
1.4.2. Infraestructuras humanas	12
1.4.3. Caza ilegal y otras causas de mortalidad	13
1.5. Situación actual de peligro de extinción	14
1.6. Estrategias de conservación	14
1.7. Programa Vortex	16
2. Justificación	16
3. Materiales y métodos	17
3.1. Parámetros constantes en las simulaciones	17
3.2. Parámetros modificados en las simulaciones	19
4. Resultados y discusión	20
4.1. Simulación 1	21
4.2. Simulación 2	22
4.3. Simulación 3	23
4.4. Simulación 4	24
4.5. Simulación 5	25
4.6. Simulación 6	27
4.7. Simulación 7	28
4.8. Simulación 8	28
4.9. Simulación 9	30
4.10. Simulación 10	30
4.11. Simulación 11	31

4.12. Comparación final	32
4.13. Comparativa de la realidad y la utopía.....	34
5. Conclusiones.....	35
Conclusions.....	36
6. Valoración personal.....	36
7. Bibliografía.....	37

Resumen

El elefante de Borneo es una subespecie de elefante asiático que habita exclusivamente en la isla de Borneo, en Malasia. Son paquidermos de gran tamaño, con un ciclo de vida extenso en el que se produce una migración y cuya reproducción se caracteriza por su gran inversión parental y la práctica ausencia de depredadores. Está “en peligro” de extinción con censos mínimos y entre los factores que contribuyen a su situación actual se encuentran la fragmentación y pérdida del hábitat, con la consecuente limitación alimentaria y los conflictos humanos. Supone por tanto un ejemplo de población insular completamente aislada que debe lidiar en su dinámica poblacional con el creciente aumento de las necesidades humanas.

Tras una revisión bibliográfica, se realizaron un total de once simulaciones de viabilidad de poblaciones mediante el software VORTEX, modificando diferentes parámetros biológicos y ecológicos para determinar sus posibles efectos en la supervivencia.

Tras el estudio de las simulaciones realizadas, los resultados más esperanzadores se obtienen con una mejora de la capacidad de carga del hábitat de los elefantes. De dichos resultados, se extrae que medidas que permitan la coexistencia de las infraestructuras humanas con los asentamientos animales, deberán ser priorizadas. En cuanto a la dispersión, una excesiva presión sobre poblaciones aisladas podría tener efectos negativos sobre ellas y la dispersión como única medida instaurada o mal gestionada podría ser perjudicial, aunque una baja dispersión puede ser beneficiosa. Por último, la caza no es muy relevante, pero la suplementación de animales es favorable en este escenario.

Abstract

The Bornean Elephant is a subspecies of Asian Elephant that only live on the Borneo island of Malaysia. This pachyderm of higher size, has a huge vital cycle in which we must highlight a migration, a reproduction characterized for the parental inversion and the absence of predators. It is in danger of extinction, with minimum census, and above all the factors that contribute to the actual context, it must be named the fragmentation and loss of their habitat and the consequent nutritional limitation, with the rise of human conflicts. All in all, it is an example of an insular population, completely isolated, that has to deal with their dynamic with the increasing growth of human necessities.

After the bibliographic revision, eleven simulations of viability were done with the software VORTEX, in which they were modified, different biological and ecological parameters to determine their effect on survival.

After the study of the simulations, the most encouraging results were obtained with an improvement of the carrying capacity of the habitat of elephants. Among the results of the simulations, it is concluded that measures that lead to the coexistence of human infrastructures with animal colonies, should be priorities. Regarding dispersion, an excessive pressure in isolated populations could have negative effects in them, and dispersion as the only measured installed or installed in a wrong way, could be harmful, however, a lower dispersion could be positive. Lastly, hunting is not quite relevant, but the supplementation of animals in this scenario, could be favorable.

1. Introducción

El elefante de Borneo (*Elephas maximus ssp. Borneensis*) es una subespecie de elefante asiático localizado geográficamente en la isla que le concede su nombre. En cuanto a su taxonomía, pertenece al Reino Animalia, Filo Chordata, Clase Mammalia, Orden Proboscidea y Familia Elephantidae (McLean et al., 2024).

Son paquidermos que poseen un cuerpo pequeño bastante distintivo, orejas grandes, colas largas y cuerpos rechonchos, pero diversos estudios recalcan que las diferencias respecto a otras subespecies no son significativas. Se concreta que esta posee una frente menos profunda, con una “superficialidad del cráneo dorsalmente” y una abertura nasal más estrecha, así como un tamaño generalmente más pequeño. Además, los machos miden de 1.57 m de alto a 3.64 m, con una media de 2.17 m, y las hembras miden una media de 1.96 m (Seratu Aatai, 2023; McLean et al., 2024).

Se han propuesto varias hipótesis en cuanto a su origen y algunas afirman que son nativos de Borneo. Sin embargo, otras creen que fueron introducidos, siendo la población actual descendiente de una manada domesticada proveniente de Java en el siglo I o III. A pesar de sus discrepancias, los supuestos coinciden en que la población actual descende de un número muy bajo de individuos. Sea por la existencia de un cuello de botella o por efecto de fundación, la subespecie tiene una baja variación genética, que causa una mayor susceptibilidad a eventos estocásticos, ya que sus amenazas actuales restringen el intercambio de individuos y de genes entre las fragmentadas subpoblaciones de elefantes, y esta reducción del flujo podrá provocar a su vez endogamia. En estudios más recientes se evidencia la falta de diversidad alélica del elefante asiático en Borneo en comparación con la diversidad en otras zonas de Asia, como podemos ver en la Figura 1 (Sharma et al., 2018; Budd et al., 2023).

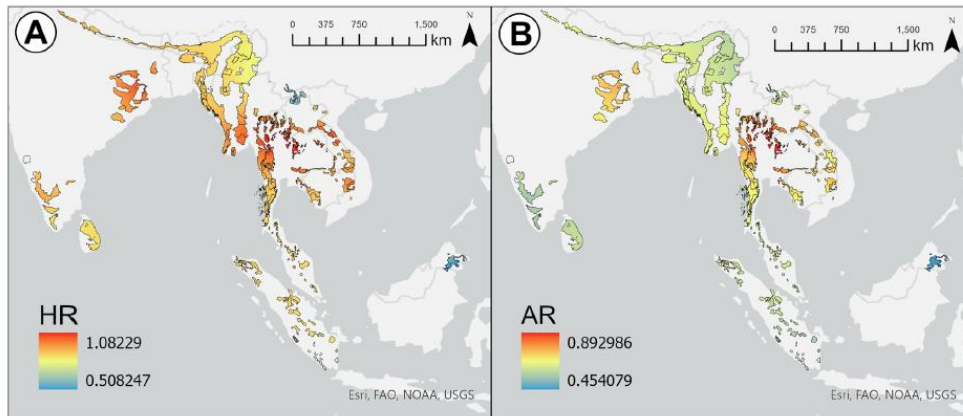


Figura 1. Distribución espacial de los valores de diversidad genética de elefantes asiáticos :(A) heterocigosidad por pares (HR) y (B) ratios de diversidad alélica (AR) (tomada de Budd et al., 2023).

1.1. Hábitat, nutrición y dispersión

Los principales factores que determinan la idoneidad del hábitat para los elefantes son la topografía, la vegetación, la presencia humana, la climatología y las características del suelo. Las tierras bajas, por debajo de los 500 m sobre el nivel del mar son el hábitat preferido de estos cuadrúpedos, mientras que el terreno empinado y lejos de los ríos no les es favorable. Así, prefieren habitar valles planos y con presencia de vegetación, como los bosques múltiples. Una alta densidad de población humana junto con sus infraestructuras dificulta su asentamiento, y factores climáticos como la lluvia o la temperatura también determinan su distribución. Por último, en ciertos estudios se ha observado que suelos ricos en sodio son propicios para la suplementación de su dieta (Cheah y Yoganand, 2022; Xu et al., 2024; McLean et al., 2024).

Son animales que tienen una esperanza de vida de 55 a 70 años y cuya ingesta de agua diaria varía de 75 a 125 litros, mientras que la alimentación sólida varía de 90 a 113 kilos por día. Su dieta se compone de plantas monocotiledóneas de las familias Poaceae, Arecaceae o Musaceae, pero también consumen cortezas, hojas y otras partes de árboles y trepadoras, siendo además capaces de seleccionar las partes más jóvenes y ricas en nutrientes. La presencia de monocotiledóneas es esencial para sustentarlos, ya que visitan regularmente la misma zona para alimentarse del nuevo crecimiento de dicho pasto, que crece más rápido que las plantas leñosas. Por último, existe una correlación entre el hábitat y la disponibilidad de caolín coloreado, esméctica y arcilla illita, que utilizan para neutralizar la vegetación leñosa tóxica en ausencia de abundantes plantas monocotiledóneas o como una posible suplementación mineral (Seratu Aatai, 2023; Borneo Wildlife Preservation, s.f.; McLean et al., 2024).

Al ser mamíferos de gran tamaño, requieren grandes superficies para satisfacer sus necesidades ecológicas y nutricionales. Aunque no realizan una migración propiamente dicha, se estima que el rango de distribución del elefante comprende de 250 a 400 km², aunque en territorios fragmentados la cifra aumenta a 600 km². Por tanto, caminan grandes distancias, deambulando por extensas áreas que vuelven a visitar en ciclos regulares debido a sus estrechos vínculos sociales. Además, son animales que intentan evitar el contacto con comunidades humanas, aunque pueden adentrarse, sobre todo los machos durante la noche, en campos de cultivo y en pueblos en busca de comida o agua (Sabah Wildlife Department, 2020; Seratu Aatai, 2023; San Diego Zoo Wildlife Alliance, 2024).

En cuanto a las estimaciones de la capacidad de carga del elefante asiático, estas se suelen realizar tras analizar la disponibilidad nutricional del territorio, la condición del entorno físico o de la cobertura del suelo y la intensidad de la luz. En estudios recientes de análisis de la capacidad de carga de esta especie, se asume que un hábitat excelente podría sustentar el 100% de la capacidad de carga, un hábitat bueno sustentaría un 67% y uno malo un 25%. Dichos porcentajes, se calculan tras analizar diferentes variables ya que, por ejemplo, una mayor vegetación posee valores de productividad más altos y una mayor intensidad de la luz penetra de manera positiva en el suelo del bosque. Como se puede observar en la Tabla 1, de los territorios estudiados, las zonas cultivadas suponían la mayor capacidad de carga de los posibles escenarios (Fikri et al., 2023; Chen et al., 2023).

Tabla 1. Resultados del estudio de capacidad de carga en diferentes entornos (tomada de Fikri et al., 2023).

Land cover	Productivity (kg/ha/day)	Land cover area (ha)	Total production (kg/day)	Carrying capacity (ind)
Secondary forest	5.32	30,166.83	160,487.54	40
Industrial plantation forest	25.54	8,862.17	226,339.82	57
Shurbs	24.7	10,928.61	269,936.66	67
Oil palm estate	16.6	5,772.84	95,829.14	24
Cultivated	49.38	5,673.30	280,147.55	70
Total number		61,403.77	1,032,740.722	258

1.2. Etiología y reproducción

Los elefantes asiáticos se caracterizan por una tasa reproductiva media, ya que tienen camadas pequeñas de una única cría por gestación y largos intervalos entre partos. Su tiempo de generación es de 31,7 años, constituyendo dicha cifra la edad promedio en la que contribuyen a la siguiente generación, representando por tanto una especie con un ciclo de vida largo, madurez tardía y una gran longevidad. Son animales poligínicos y sexualmente dimórficos. Las matriarcas femeninas lideran las unidades familiares y los machos abandonan la unidad familiar cuando alcanzan la madurez, reincorporándose en grupos de hembras cuando están reproductivamente activos. Las unidades familiares se componen de varias hembras y crías, de entre tres y veinte ejemplares, aunque en ocasiones varias unidades familiares se pueden unir, siendo posible ver manadas de hasta cien

animales. El patrón de actividad de los elefantes muestra un mayor grado de actividad nocturna, pero se cree que la proximidad antropogénica ha desencadenado cambios en su patrón actual de actividad (Healy et al., 2019; Sompud et al., 2022; Seratu Aatai, 2023).

En cuanto a parámetros reproductivos, la edad más precoz al primer parto documentada fue 9,6 años, aunque en cautividad suele ocurrir antes. La hembra alcanza la pubertad entre los diez y los catorce años, mientras que los machos lo hacen a una media de edad de 20 años. La gestación es una de las más largas de los mamíferos terrestres, siendo de 667 días o 22 meses. Por tanto, es una especie que podría tener un parto cada dos años, aunque ciertos estudios establecen que el intervalo entre partos varía entre dos y siete años. En las épocas de reproducción, hay una clara estacionalidad en las concepciones, que ocurren durante el período de descanso, provocando un pico de nacimientos durante la parte más fría del año. A lo largo de su vida, suelen tener tres camadas, con una única cría por camada, para la que el periodo de lactación es de cuatro años, pero que depende de su madre de diez a quince años. Por tanto, si se analiza el valor de la propagación de la reproducción, estos animales poseen un valor medio, puesto que se reproducen varias veces durante su vida. Por último, tienen una esperanza de vida media en cautividad de 48 años y un intervalo generacional de seis años (Pushpakumara et al., 2016; Comizzoli et al., 2019; Healy et al., 2019; San Diego Zoo Wildlife Alliance, 2024; Kiso et al., 2017; National Geographic, s.f.).

Respecto a los valores de mortalidad infantil, estos no suelen ser muy elevados, como se aprecia en la Tabla 2. Además, a lo largo de su vida, presentan una mortalidad estable y baja en la edad adulta debido a su tamaño y a la escasa presencia de depredadores naturales. Por todo ello, a grandes rasgos, los elefantes asiáticos tienen baja presión de depredación y una alta inversión paternal, que maximiza la supervivencia de cada cría (Healy et al., 2019).

Tabla 2. Estudios de mortalidad del elefante asiático (tomada de Samsudin et al., 2019).

Age class (years)	Female mortality (%)			Male mortality (%)		
	Baseline rates	Baseline rates reduced by 20%	Baseline rates increased by 20%	Baseline rates	Baseline rates reduced by 20%	Baseline rates increased by 20%
0–1 (3f, 3m)	15.00%	12.00%	18.00%	15.00%	12.00%	18.00%
>1–5 (9f, 9m)	4.00%	3.20%	4.80%	5.00%	4.00%	6.00%
>5–15 (19f, 17m)	2.00%	1.60%	2.40%	3.00%	2.40%	3.60%
>15 (43f, 32m)	2.50%	2.00%	3.00%	3.00%	2.40%	3.60%

Existen fenómenos de competencia entre machos, puesto que aquellos que han madurado sexualmente pasan por una etapa denominada “Musth”, que se inicia por un aumento de los andrógenos séricos que inducen a un conjunto de cambios fisiológicos y de comportamiento. En esta época, no son infrecuentes luchas, que pueden acabar siendo letales. En dichos conflictos, según un estudio, la probabilidad de supervivencia de un macho mediano es del 71%, asumiendo un porcentaje de lesión del 23%. Si se valorara la supervivencia de un combate múltiple con el mismo porcentaje de lesión, la cifra de supervivencia se reduciría al 60%, por lo que el estudio concluye que el éxito reproductivo de los machos variará significativamente debido a este periodo de Musth (Wyse et al., 2017; LaDue et al., 2022).

1.3. Distribución de la población

Estimaciones de 2020 citaban un tamaño de población de entre 48.000 y 52.000 elefantes asiáticos en libertad, de los cuales 15.000 se localizaban en Asia. En cuanto a la densidad de la población, la mayor parte se distribuye en India, Sri Lanka y Tailandia. Además, se establecen poblaciones de menor tamaño entre Malasia e Indonesia (San Diego Zoo Wildlife Alliance, 2024).

En cuanto al censo de animales en Borneo, los estudios más recientes afirman que quedan menos de 1.000 elefantes en estado salvaje. Sin embargo, hacer estudios poblacionales de animales en estado libre es relativamente complicado debido a las variaciones que sufren los parámetros estudiados. Además, en cuanto a la distribución de la población en Borneo, los animales residen principalmente en el estado malasio de Sabah (por lo que el presente trabajo se centrará en dicha zona, al haber más disponibilidad de datos), con un pequeño número en la parte norte adyacente de la provincia de Kalimantan del Norte, en Indonesia (McLean et al., 2024).

El área actual de distribución del elefante se estima en 30.600 km² en Sabah (Malasia) y Kalimantan del Norte (Indonesia), y su área de ocupación actual (AOO) medida por satélites se estima en 15.200 km², distribuidos en territorios nombrados “Managed Elephant Ranges” (MER), que tienen un área total de 11.600 km². Dentro del estado de Sabah, se establecen cuatro subpoblaciones fragmentadas por líneas de carreteras y asentamientos humanos que constituyen cuatro MER: Central Sabah, Tabin, Kinabatangan del Norte y Bajo Kinabatangan. Sin embargo, el Plan de Acción de Sabah, sólo reconoce tres MER, siendo estos Central Sabah, Tabin y Bajo Kinabatangan, por lo que las simulaciones posteriores sólo tendrán en cuenta dichos MER. La distribución de los tres MER descritos se puede visualizar en la Figura 2, proporcionando este concepto un enfoque de ocupación a nivel del paisaje. Aunque no se tendrá en cuenta el cuarto MER, cabe resaltar que ciertos autores resaltan la importancia de Kinabatangan Norte, al tratarse de un corredor biológico que facilita la dispersión (Othman, 2017; McLean et al., 2024).

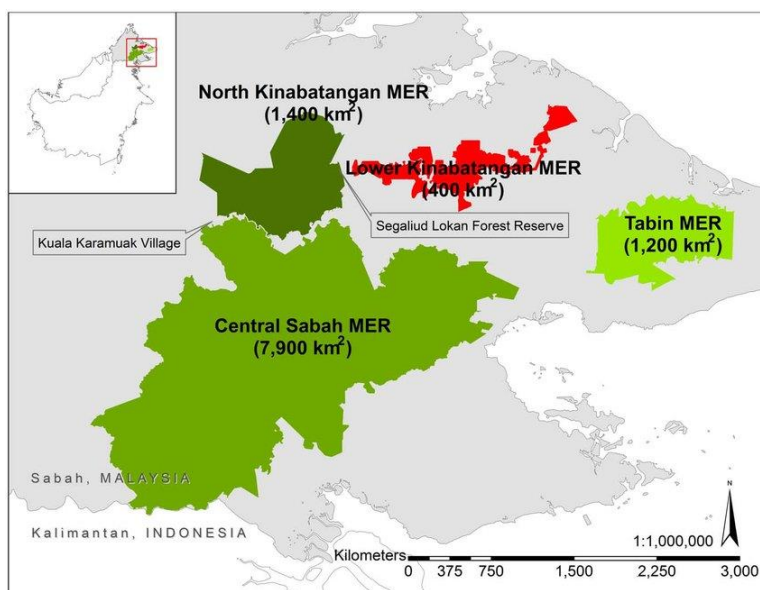


Figura 2. Distribución de los territorios transitados: Sabah Central, Bajo Kinabatangan y Tabin (tomada de Estes et al., 2012).

La población del Bajo Kinabatangan se ha estimado recientemente en 150 animales, en Tabin 245 y en Sabah central, 603 animales, por lo que la estimación total de la población en Borneo sería de 998 elefantes. Además, se sugiere una proporción del 40% de adultos maduros y hasta un 60% de subadultos y juveniles, por lo que el número de individuos maduros sería de 399 (McLean et al., 2024).

Por último, en cuanto a la conexión genética de la población, los elefantes de Kinabatangan se diferencian y aíslan de las principales poblaciones de Sabah Central y Tabin, teniendo dicha población niveles más altos de variación genética que la de los territorios próximos (McLean et al., 2024).

1.3.1. *Bajo Kinabatangan*

El territorio del Bajo Kinabatangan comprende aproximadamente 400 km², es un territorio generalmente llano, aunque tiene cerca una cordillera formada por bosques degradados y pantanosos de agua dulce al lado del río Kinabatangan. La mayoría de estos bosques están protegidos, mientras que una gran parte del resto del territorio está fragmentada o es de propiedad privada: se estima que el 90% del bosque original ha sido convertido en plantaciones de palma aceitera y otros tipos de hábitat no forestal, como se aprecia en la Figura 3. Además, esta población está aislada de los extensos bloques forestales de los otros territorios de Sabah Central por el puente Batu Puteh y la carretera que une Sandakan a Lahad Datu. También están aislados de la población de Tabin, debido a plantaciones, pueblos e infraestructuras lineales. Además, ciertos estudios afirman que la región de Kinabatangan parece ser la más diversa genéticamente (McLean et al., 2024).

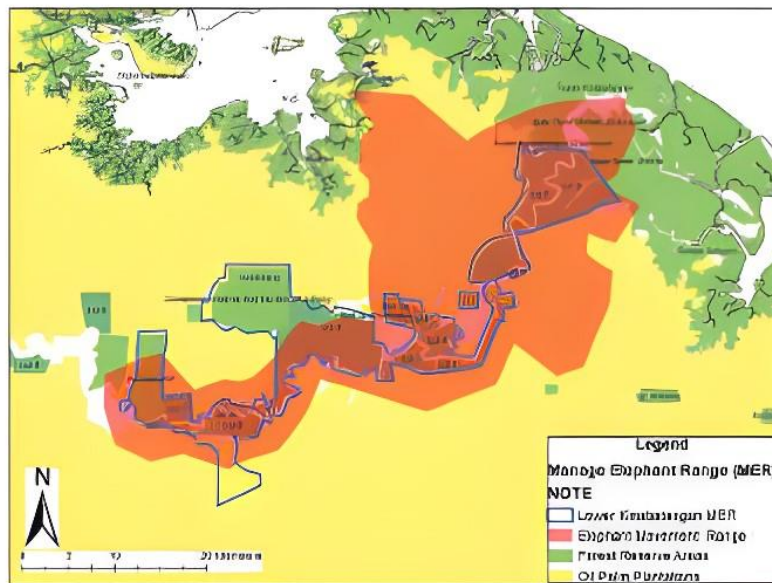


Figura 3. Mapa del Bajo Kinabatangan (tomado de Sabah Wildlife Department, 2020).

1.3.2. Sabah Central

Este MER tiene un área aproximada de 10.000 km². El territorio es un mosaico de reservas forestales comerciales explotadas para obtener madera, reservas forestales, áreas de conservación, plantaciones y aldeas, ilustradas en la Figura 4. Esta zona es extremadamente diversa, y se ha comprobado que los animales pueden cruzar el río Kinabatangan. Por ello, una pequeña población de animales vaga entre las zonas transfronterizas del sur de Sabah y Kalimantan septentrional, construyendo el corredor transfronterizo (McLean et al., 2024).

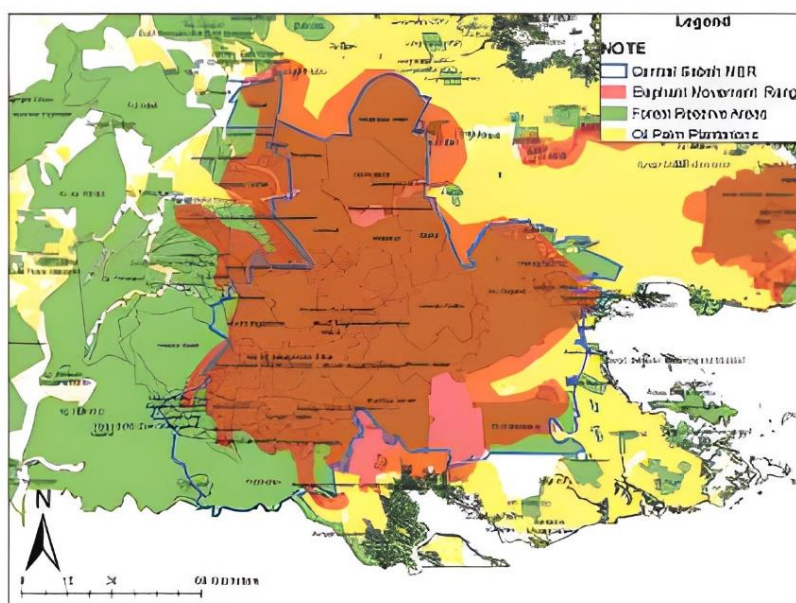


Figura 4. Mapa de Sabah Central (tomado de Sabah Wildlife Department, 2020).

1.3.3. Tabin

La cordillera alberga 1.200 km² y consta de zonas de tierras bajas y colinas, con bosques pantanosos. Excepto por un corredor pequeño cerca del río Segama, el resto del territorio está lleno de plantaciones de palma aceitera, como se ilustra en la Figura 5. Además, se cree que puede haber dispersión entre el Bajo Kinabatangan y Tabin, aunque no está comprobado y podría existir un aislamiento entre Tabin y Kinabatangan (McLean et al., 2024).

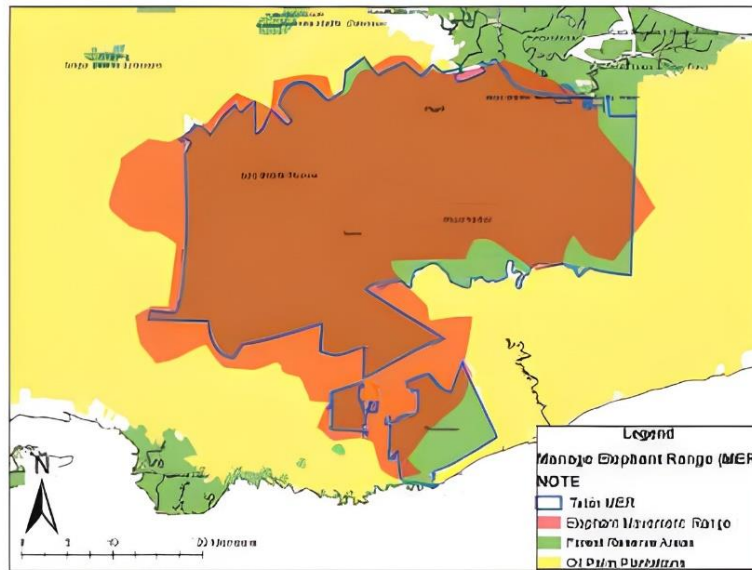


Figura 5. Mapa de Tabin (tomado de Sabah Wildlife Department, 2020).

1.4. Amenazas

La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) estimó en 2024 que la pérdida de hábitat es la principal causa de decrecimiento de la población. La agricultura, especialmente del aceite de palma, las plantaciones de madera, la minería y otros proyectos de infraestructuras humanas como es la autopista Pan-Borneo son consecuencias de la rápida expansión humana, que ha facilitado que los elefantes se introduzcan en paisajes humanos, causando daños en los cultivos humanos y consecuencias mortales para los elefantes. De dicho conflicto se derivan consecuencias como la caza furtiva de marfil, la ingestión accidental de agroquímicos y las colisiones con vehículos.

Malasia tiene un alto potencial de conflicto entre humanos y elefantes debido al gran número de personas que viven en hábitats potencialmente adecuados para los elefantes. Además, la situación es consecuencia directa de la expansión humana, de menos de 100.000 habitantes en 1880 a alrededor de 3.700.000 en 2019 (McLean et al., 2024; Xu et al., 2024).

1.4.1. *Plantaciones de palma aceitera*

A principios de la década de 1980, Sabah empezó a expandir su sector agrícola, y en 2017, era el mayor productor de palma aceitera de Malasia. Este ritmo rápido y con poco control ha resultado en una disminución del área y de la calidad de los bosques, reduciendo las poblaciones animales y la diversidad. En la población del Bajo Kinabatangan se han realizado la mayor parte de los estudios, debido a ser el MER más afectado por la expansión de la agricultura, lo que facilita que los elefantes suelen adentrarse en las plantaciones (Othman, 2017; Abram et al., 2022).

La expansión de estos cultivos es un efecto directo del crecimiento de la población, ya que se estima que la masa de tierra cultivada de la isla son 7,9 Mha. Las consecuencias de esta expansión podrían minimizarse mejorando la conectividad del paisaje y la conservación de los parches de bosque, aunque estos sean pequeños, fragmentados y degradados. Un claro ejemplo se encuentra en Kinabatangan, donde a pesar de los 400 km² de santuarios de vida silvestre, los animales solo pueden utilizar 184 km², debido a las barreras existentes (Abram et al., 2022).

1.4.2. *Infraestructuras humanas*

En estudios realizados por Abram y colaboradores en 2022 se aplicó un análisis de “puntos calientes” para valorar la frecuencia o el peso de determinados lugares donde se encontraba la especie. Un punto caliente es una región que cuenta con una mayor riqueza animal, siendo por tanto importante para identificar patrones biogeográficos, ecológicos y del hábitat. Este enfoque global del estudio analiza la totalidad de las infraestructuras humanas, y concluye que la proporción del tiempo de permanencia en los puntos calientes no está asociada con el tamaño de un rango concreto del territorio. Además, muchos de los territorios de permanencia de los animales cruzaban o abordaban las carreteras principales, constituyendo por tanto un cuello de botella clave. Ciertos puntos calientes del estudio se encontraban en las plantaciones, debido a las oportunidades de alimentación, concretamente de las hembras. En breves palabras, a nivel conjunto, las extensiones de los puntos calientes constituyeron el 34% para áreas protegidas, un ocho por ciento para bosques no protegidos, un 51% para fincas de palma aceitera, y el dos por ciento para zonas comunitarias. Por ello, proteger los hábitats boscosos y gestionar las áreas protegidas es necesario para la supervivencia a largo plazo de la población, pero lidiar con las plantaciones de palma aceitera debería ser prioritario.

Por último, en el estudio de 2020 de Evans et al., de 160.000 ubicaciones GPS de elefantes registradas, menos del dos por ciento de ellas ocurrieron en proximidad de un kilómetro de áreas urbanizadas, siendo estas carreteras, pueblos y ciudades.

1.4.3. Caza ilegal y otras causas de mortalidad

La caza ilegal de los elefantes supone un riesgo para la supervivencia de la población. El marfil es usado como elemento de decoración para ornamentos y se le atribuyen propiedades medicinales. Su piel también es empleada para hacer joyas e incluso ropa o cinturones, y sus piernas suelen destinarse a la fabricación de paraguas o elementos decorativos caseros. Se cazan para estos propósitos más machos que hembras, y el método más común de abatimiento son los disparos (Sabah Wildlife Department, 2020; McLean et al., 2024; San Diego Zoo Wildlife Alliance, 2024).

Actualmente, no se dispone de datos de mortalidad debida a la caza de la subespecie, pero el CITES especifica que en el año 2022 en el Taman Negara National Park, un parque de Malasia, se encontraron cinco cadáveres de elefantes asiáticos, de los cuales, tres habían fallecido por causas ilegales. Además, estudios de mortalidad de LaDue et al., de 2021, (realizados en otras zonas), revelan que la mayor parte de las muertes no son accidentales, especialmente en machos, como se puede observar en la Tabla 3.

A pesar de que la caza es más prevalente, los envenenamientos son también un fenómeno bastante común, sobre todo por parte de los dueños de las plantaciones, que pueden recurrir a compuestos de toxicidad aguda o crónica para evitar la entrada de los animales. Las muertes accidentales debidas a colisiones o eutanasias humanitarias también son una casuística para tener en cuenta. Colisiones con trenes o vehículos se han llegado a producir, pero sobre todo en contextos en donde la visibilidad es menor. Por último, enfermedades propias de los paquidermos como la Tuberculosis o el Herpesvirus Endoteliotrópico son de importancia relativa en la mortalidad (Sabah Wildlife Department, 2020; San Diego Zoo Wildlife Alliance, 2024).

Tabla 3. Causas de mortalidad del elefante asiático en Sri Lanka de 2009 a 2018
(tomado de LaDue et al., 2021).

	Male		Female		Juvenile	Calf	Unknown	Total
	Adult	Subadult	Adult	Subadult				
Intentional	87	47	60	18	18	5	21	256
Gunshot	66	15	39	2	3	2	11	138
Haklapatas ^a	8	30	12	10	11	2	5	78
Poisoning	13	2	9	6	4	1	5	40
Unintentional	40	7	20	6	4	1	14	92
Electrocution	35	5	10	1	2		14	67
Train injury	3	2	9	5	2	1		22
Landmine	1							1
Trap or snare	1							1
Vehicle injury			1					1
Natural	48	12	20	9	19	8	18	134
Septicemia	27	4	14	2	1		8	56
Worm infection			1	2	7	4	3	17
Physical injury	4	1	2	2	3	2	2	16
Dehydration or starvation	6	1	2	2	3			14
Respiratory obstruction	4	4		1	2		3	14
Elephant attack	6				1	1	1	9
Other	1	2	1		2	1	1	8
Unknown	2		2	1	1	1	9	16
Total	177	66	102	34	42	15	62	498

^a improvised explosives.

1.5. Situación actual de peligro de extinción

El elefante asiático se encuentra en peligro desde 2019, mientras que la subespecie ha decrecido en estos últimos años. La lista roja de “La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza” catalogó en 2023 a la subespecie, “en peligro” de extinción, y, como ya se ha indicado, se estima que hay menos de 1.000 individuos. Esta clasificación viene dada por una evaluación que determina la situación de la población desde la década de 1950 hasta la actualidad, y que se basa en criterios numéricos como la extensión del hábitat, la situación pasada y futura de la especie y los factores de riesgo (McLean et al., 2024).

La valoración de la lista roja también determinó que el área de ocupación (AOO) de la población de elefantes medida por medio de collares satélites es de menos de 16.000 km². Además, muchas de las áreas protegidas están ubicadas fuera del rango actual ocupado o en hábitats inadecuados. También se ha determinado que la pérdida de su hábitat geográfico probablemente supera el 60% y se prevé una disminución continua de cara al futuro. Por último, como ya se ha indicado, el número de adultos maduros es aproximadamente de 399, por lo que la subespecie cumple con el umbral para el criterio de la clasificación “En Peligro” y con el criterio de “población muy restringida” (McLean et al., 2024).

1.6. Estrategia de conservación

El elefante asiático aparece en el *Apéndice I del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente* del año 2023, donde se establece la prohibición internacional del comercio de marfil entre los países CITES (Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres). En Sabah concretamente, la especie está protegida según el *Anexo 1 de la Ley de Conservación de la Vida Silvestre de 1997*, por lo que los elefantes no se pueden cazar ni dañar en ninguna circunstancia. Además, poseer productos de elefantes es un delito en virtud del *Artículo 25 de la Ley de Conservación de la Vida Silvestre de 1997*, siendo la pena una multa mínima de 50.000 ringgit y un máximo de 250.000 ringgit, más pena de prisión de no menos de seis meses y de hasta cinco años como máximo (Sabah Wildlife Department, 2020; San Diego Zoo Wildlife Alliance, 2024).

Con la legislación vigente, el Departamento de Fauna Salvaje de Sabah elaboró un plan de acción específico de la subespecie, que identifica tres grupos de acción de conservación para mitigar las amenazas: evitar una mayor pérdida y fragmentación del hábitat, reducir muertes por represalia y envenenamiento a largo plazo y disminuir la caza furtiva y el contrabando. En cuanto al trazado previsto de ciertas carreteras, existen iniciativas de evaluación para poder evitar los tramos críticos y establecer corredores de vida silvestre en plantaciones de palma

aceitera. También se pone especial énfasis en el traslado de los elefantes desde áreas problemáticas a lugares como reservas forestales cercanas, sin embargo, dichas reservas suponen a veces un hábitat inadecuado. Además, se ha comprobado que medidas como vallar las plantaciones no son efectivas, pero compensaciones económicas podrían dar cierto resultado (Sabah Wildlife Department, 2020; McLean et al., 2024).

En cuanto a acciones concretas en los MER, el Plan de Acción determina que en Kinabatangan, debería evitarse cualquier proceso de fragmentación del hábitat y valorar el desarrollo de la palma aceitera. En Tabin, se debería mejorar la conectividad con los bosques cercanos de las reservas y con los otros MER, promover una nueva plantación de monocotiledóneas y valorar con las plantaciones aceiteras el futuro de su expansión. Por último, en el área de Sabah, se pretende desarrollar una colaboración fronteriza con Indonesia para valorar los elefantes que cruzan la frontera, identificar los cuellos de botella creados por la autopista Pan Borneo o capacitar equipos de guardabosques comunitarios para mitigar los conflictos (Sabah Wildlife Department, 2020; McLean et al., 2024).

Como consecuencia directa de la reducción del tamaño de la población, la heterocigiosidad se erosiona relativamente rápido debido a la deriva genética y la endogamia, por lo que una posible acción correctora ya nombrada, sería asegurar la conectividad entre las poblaciones de elefantes para favorecer el flujo de genes. Además, una mejora de la conectividad preservaría funciones ecosistémicas y servicios necesarios bajo la actual situación de cambio climático, por lo que hábitats naturales protegidos serían beneficiosos para los humanos también. Sabiendo que la pérdida de variación genética es inevitable en las poblaciones pequeñas, se podrían introducir también nuevos individuos. Sin embargo, debido a la dispersión de los machos cuando estos abandonan la unidad familiar, varios han sido los estudios que han sugerido que la translocación no es una solución eficaz ni a largo plazo y que las poblaciones pequeñas pueden sufrir un riesgo de extinción muy alto incluso con una eliminación baja. En 1974 se comenzó gracias al Departamento de Vida Silvestre y Parques Nacionales, con la estrategia de translocación, que supone la captura y el traslado desde áreas conflictivas a áreas protegidas. Hasta 2005 se translocaron 527 elefantes, pero ciertos estudios concluyen que incluso con tasas de eliminación bajas, la extinción podría ocurrir en apenas 132 generaciones (Goossens et al., 2016; Samsudin et al., 2019; Cheah y Yoganand, 2022; Davidar et al., 2023).

Junto con la translocación y la conectividad, la restauración del hábitat para aumentar la capacidad de carga se ha señalado como la principal estrategia de conservación. Variables como el tipo de suelo, la disponibilidad de los nutrientes o la producción primaria de dicho territorio deberían ser estudiadas para mejorar la capacidad de carga de un determinado territorio. En esta medida debería incluirse la prohibición de la agricultura en áreas protegidas para evitar la fragmentación del hábitat. Además, es

necesario un esfuerzo para proteger las necesidades de bosque, agua y otros recursos naturales, minimizando así la interacción de este cuadrúpedo con las poblaciones humanas (Chen et al., 2023).

1.7. Programa Vortex

Vortex es un software desarrollado y mantenido por la iniciativa “Species Conservation Toolkit Initiative”, una asociación para garantizar las nuevas innovaciones y herramientas para la evaluación de riesgos de especies y las acciones de conservación. Dicha iniciativa está sostenida por varias organizaciones: “Chicago Zoological Society”, “Smithsonian National Zoological Park Conservation Biology Institute”, “IUCN SSC Conservation Planning Specialist Group” y “Species360”, entre muchos otros socios patrocinadores.

El programa es un modelo de simulación de poblaciones donde se consideran eventos demográficos, ambientales y genéticos aleatorios, simulando un ciclo de vida de un organismo diploide con reproducción sexual. El programa propone modificar en las distintas simulaciones variables demográficas, de catástrofes, endogamia, retirada o suplementación de individuos, parámetros reproductivos y de mortalidad junto con cambios en la capacidad de carga del medio y posibles simulaciones de translocación y de dispersión, por lo que supone un programa computacional muy completo para analizar viabilidades de diferentes poblaciones de vida silvestre (Lacy et al., 2021).

2. Justificación y objetivos

El elefante de Borneo es una subespecie que se encuentra de manera exclusiva en Borneo y como se encuentra en peligro de extinción, su pérdida podría ocasionar no solo una alteración del ecosistema y del ciclo biológico de la isla, sino también una pérdida de biodiversidad a nivel mundial. Ante la posible pérdida de una subespecie animal, se ensalzan los beneficios aportados por los animales en el ámbito medioambiental y antropogénico, lo que permite que se reflexione sobre medidas con las que paliar dicha pérdida de biodiversidad.

Vista la anterior justificación, el principal objetivo del trabajo es estudiar la viabilidad de los elefantes de Borneo, concretamente en Sabah (Malasia) a través de datos recientes. Por medio del análisis de las simulaciones realizadas en Vortex, donde se configurarán dichos datos, se valora la eficacia de posibles medidas para mantener o aumentar el tamaño de las poblaciones, tras valorar su dinámica. Las distintas variables del programa permiten realizar evaluaciones de simulaciones, y para esta subespecie en concreto, se analizarán las consecuencias de medidas como una mayor conectividad del territorio, la dispersión de animales, la suplementación de individuos o la mejora del hábitat actual a través de la capacidad de carga.

3. Materiales y métodos

Primero, a través de una búsqueda bibliográfica extensa se obtienen datos biológicos y reproductivos para caracterizar la subespecie. Entre los buscadores que se utilizan, destacan: "Google Scholar", "Science Direct" o "PubMed", entre otros. También se indaga en bases de datos fiables, sobre información del territorio demográfico de Borneo, censos de población y otras características geográficas relevantes. Se consulta la situación actual de peligro, junto con las medidas locales instauradas para elaborar un resumen actual de los principales datos de interés de la situación de extinción de la subespecie.

Posteriormente, se llevan a cabo una serie de simulaciones con el software "Vortex" para analizar la viabilidad a partir de los datos recopilados. Se simulan once escenarios distintos, en los que ciertos parámetros se mantienen constantes, y otros se modifican para poder valorar diferentes escenarios poblacionales.

Finalmente, la información recopilada se analiza de manera transversal. Con los resultados obtenidos se valorarán las consecuencias de la aplicación de ciertas medidas para conservar las poblaciones de esta subespecie.

3.1. Parámetros constantes en las simulaciones

Se trabaja con tres poblaciones diferentes: Tabin, Bajo Kinabatangan y Sabah Central. Los tres territorios en su conjunto conformarán una metapoblación, es decir, un grupo de poblaciones que, debido a que ocupan hábitats fragmentados y discontinuos, pueden intercambiar individuos con una frecuencia relativamente variable (Lacy et al., 2021).

En cuanto a los parámetros de las simulaciones, en todas las simulaciones, se trabaja con un número de 100 iteraciones durante 100 años. Se define la extinción de la población como la desaparición de uno de los dos sexos y se considera una unidad de un año con 365 días. Además, se trabaja como si los tres MER fueran tres poblaciones que conforman una metapoblación.

En la descripción de la especie, se mantiene el número de equivalentes letales predeterminados por el programa (6,29), lo que valora la depresión endogámica como la reducción en la supervivencia del primer año de vida entre individuos consanguíneos. El porcentaje de alelos recesivos se mantiene también en 50%. Tampoco se varía la correlación de variación ambiental entre las poblaciones que se propone por el programa, por lo que se establece por defecto (0,5).

La dispersión se ajusta para que solo animales mayores de diez años y menores de 50 años puedan desplazarse en todas las simulaciones, sin embargo, los porcentajes de dispersión de una población a otra se modificarán para cada supuesto.

Los datos reproductivos de la especie se mantienen constantes en las diferentes simulaciones y se representan en la Tabla 4. Se establece por tanto que el elefante es un animal polígínico y se mantiene una reproducción dependiente de la densidad de la población. La cría es dependiente de la madre, durante diez años aproximadamente, pero el periodo de lactancia dura aproximadamente cuatro años, por lo que se plantean cinco años de dependencia absoluta de la cría, en los que se impide la reproducción de la madre.

En relación con la reproducción de la especie, debido al fenómeno de Musth, se asume que los machos tienen una media de un 80% de probabilidad de reproducirse a causa de las peleas, por lo que no todos lograrán reproducirse.

Tabla 4. Parámetros reproductivos utilizados en las simulaciones como constantes.

<i>Datos reproductivos</i>	
Edad del primer parto de la hembra	15 años
Edad primera camada del macho	20 años
Esperanza de vida	70 años
Partos/año	1 parto/2 años
Prolificidad	1 cría/parto
Edad máxima de reproducción del macho	60 años
Edad máxima de reproducción de la hembra	60 años
Sex Ratio	50%
Dependencia de la cría	5 años
<i>% de Hembras que se reproducen</i>	80%
Distribución de los camadas por año (%) – 0 camadas / 1 camada	80/20
<i>Monopolización de la cópula, % de machos que se reproducen</i>	80%

La mortalidad se ajusta con datos de la especie que podemos visualizar en la Tabla 2, pero ajustando la mortalidad del primer año según un estudio de Clubb et al., de 2008, que concluía que era mayor a la propuesta en el estudio realizado por Samsudin et al., de 2019, por lo que se establece en un 17%.

También se simulan para todos los supuestos, dos periodos de catástrofes con una frecuencia del uno por ciento, para un periodo de sequía y otro periodo de inundación; las probabilidades de extinción debidas a las catástrofes en cada simulación se mantienen.

El tamaño inicial de la población de cada MER se establece según los datos tomados del Plan de Acción de Sabah y en el apartado de genética, al haber riesgo de depresión se limita la reproducción a parejas con un parentesco máximo de 0,125, pero no se limita el número de hembras con las que un macho puede aparearse o el número de machos disponibles.

3.2. Parámetros modificados en las simulaciones

En las simulaciones, se varían fundamentalmente los parámetros de dispersión, de capacidad de carga y de caza o suplementación, entre otros.

En cuanto a la dispersión, como se simula una metapoblación compuesta por tres poblaciones, el programa permite especificar ciertos parámetros que ayudan a implementar un sistema de dispersión de individuos entre poblaciones por medio de tasas de dispersión. Así, podemos limitar el desplazamiento de individuos de una población a otra en función del sexo o de la edad y establecer un porcentaje de supervivencia de dichos movimientos, que facilitará comprobar como algunos elefantes se introducen en campos de cultivo, teniendo, por tanto, menor porcentaje de supervivencia respecto de los individuos que no se dispersan de su población (Lacy et al., 2021).

Respecto a la capacidad de carga, esta describe el tamaño máximo de una población en un hábitat concreto. Dicho término es de gran complejidad en la ecología de poblaciones, y al consultar bibliografía respecto a su significado, las definiciones pueden llegar a variar significativamente. Sin embargo, en este contexto, y para la posterior comprensión, la capacidad de carga se puede definir como el número máximo de individuos que el entorno puede sostener a lo largo del tiempo sin que haya perturbaciones que no tengan un origen natural y sin tener consecuencias perjudiciales en los recursos naturales necesarios para la población (Lacy et al., 2021).

Por último, se modifican parámetros que simulan situaciones de caza o de eliminación de individuos y de suplementación para poder valorar medidas que corrijan la caza o que por el contrario apuesten por la suplementación (Lacy et al., 2021).

Hay que destacar que por motivos de organización y para simplificar la lectura, las variables usadas en cada simulación se detallarán junto al resultado de esta. Por ello, en cada subapartado del capítulo de resultados y discusión se indicarán los parámetros utilizados, los resultados obtenidos y se discutirán cada una de las simulaciones.

4. Resultados y discusión

Tras la realización de once simulaciones, se muestran los resultados estadísticos extraídos obtenidos en la Tabla 5, para poder observarlos de manera global y posteriormente, valorarlos particularmente. En dicha tabla, se pueden visualizar cuatro parámetros: r , $SD(r)$, $Pr.Extinction$ y N . El parámetro r constituye la tasa de crecimiento poblacional, por lo que simula el crecimiento medio de la población. En cuanto al parámetro $SD(r)$, esta es la desviación estándar del anterior parámetro, por lo que indica la variabilidad de la tasa de crecimiento entre las distintas simulaciones que se realizan. La probabilidad de extinción ($Pr.Extinction$), muestra la probabilidad de que una población llegue a la extinción debido a la proporción de iteraciones de la simulación que se extinguen. Por último, N representa el tamaño de la población final tras las simulaciones.

A partir de estos parámetros estadísticos descriptivos de las simulaciones podemos valorar el crecimiento en cada simulación realizada. Por ello, en una población con un buen crecimiento se espera encontrar una tasa de crecimiento poblacional alta, una desviación estándar baja, baja probabilidad de extinción y un tamaño considerable de la población final. Estos parámetros citados indicarían que la población crece de manera sostenida, es poco variable y por tanto estable, que persiste y no se extingue y que mantiene un tamaño de población viable. En las simulaciones, por tanto, se valorará la viabilidad de las poblaciones simuladas en función del análisis transversal de estos parámetros.

Tabla 5. Resumen de los parámetros estadísticos de las simulaciones y de sus resultados.

Sim.	Situación	r	SD (r)	Pr. Extinction	N
S1	Situación actual	0.022	0.040	0.00	600
S2	Aumento de la dispersión	-0.009	0.044	0.00	366
S3	Mejora de la capacidad de carga	0.021	0.042	0.00	1874
S4	Suplementación de animales	0.020	0.043	0.00	1156
S5	S2 + S3 + S4	-0.008	0.043	0.00	468
S6	Mejora progresiva de la capacidad de carga + Suplementación	0.033	0.044	0.00	3880
S7	Aumento de la dispersión + Mejora de la capacidad de carga + Suplementación	0.032	0.042	0.00	2210
S8	Dispersión mínima + Mejora de la capacidad de carga + Mayor suplementación + Menor caza	0.041	0.041	0.00	2307
S9	S8 con aumento de la dispersión de Kinabatangan	0.039	0.042	0.00	2204
S10	Aumento elevado de la dispersión + Aumento elevado de la capacidad de carga	0.033	0.042	0.00	2292
S11	Baja dispersión + Aumento elevado de la capacidad de carga	0.034	0.042	0.00	2593

4.1. Simulación 1

Se analiza la situación original o actual con datos extraídos de conclusiones de estudios recientes. Se ajusta una dispersión con un 50% de probabilidades de supervivencia, en la que solo existe dispersión entre Central Sabah y Tabin, por lo que un cinco por ciento de Central Sabah se dispersará a Tabin y un cinco por ciento de Tabin irá a Central Sabah. Se establece una capacidad de carga para Central Sabah y para Tabin del 50% y para el Bajo Kinabatangan del 25%, de acuerdo con la cantidad de plantaciones de palma aceitera de cada territorio y la tierra disponible para los animales. Además, se establece un cambio en esa capacidad de carga durante cinco años en la que se decrece un diez por ciento de dicha capacidad para verificar el ritmo de expansión de la industria de las plantaciones de palma aceitera. En cuanto a la caza, se cazarán cuatro individuos cada año en cada MER.

En esta primera simulación se valora una caída abrupta en una gráfica exponencial que se estabiliza aproximadamente en el año seis de nuestra simulación, como se puede observar en la Figura 6. Para las tres poblaciones del estudio, la forma de la gráfica es la misma, pero la caída de Kinabatangan es mayor debido al menor número de individuos iniciales. El número de individuos finales de la metapoblación en esta simulación sería de 600 elefantes, por lo que se reduciría significativamente el número de animales finales respecto al número inicial: de casi 1.000 individuos a 600 animales.

Con los datos estadísticos, se concluiría que la simulación refleja un descenso de la población seguido de un crecimiento poblacional bajo, aunque con baja probabilidad de extinción; en definitiva, se trataría de una población vulnerable.

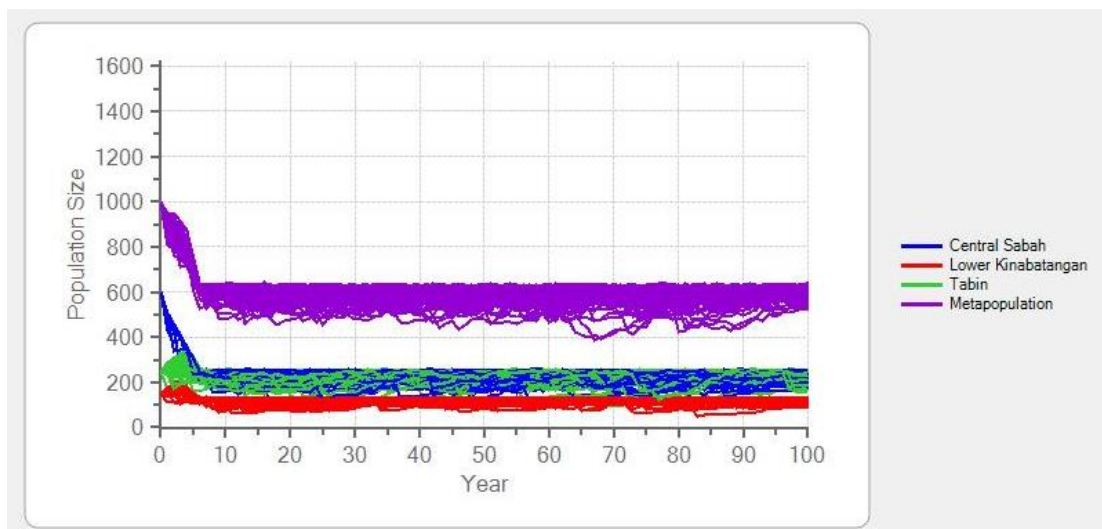


Figura 6. Gráfica de la Simulación 1.

4.2. Simulación 2

Se pretende estudiar como un aumento de la dispersión podría afectar a la metapoblación. Por ello, se permite una supervivencia de dispersión del 80% para todos los territorios. Además, se facilita la dispersión entre los tres MER, manteniendo un 70% de la población original de cada territorio y permitiendo que el 30% se disperse de manera equitativa entre los otros dos MER (por lo que un quince por ciento se distribuirá a cada uno de los MER restantes). No se modifican los valores de capacidad de carga de la anterior simulación ni tampoco los de caza.

A pesar de aumentar la supervivencia y favorecer la dispersión, la gráfica muestra un decrecimiento progresivo del número de animales que, si se mantuviera en el tiempo, quizás podría concluir en una disminución considerable del tamaño de las poblaciones, tal y como se visualiza en la Figura 7. En dicha figura, se puede valorar como de 1.000 individuos iniciales, se obtendrían menos de 400 individuos.

Esto puede explicarse debido a que es una población tan pequeña que, aunque el porcentaje de dispersión es bajo, no se puede recuperar, y por ello, aumentar la dispersión sin mejoras adicionales sería perjudicial.

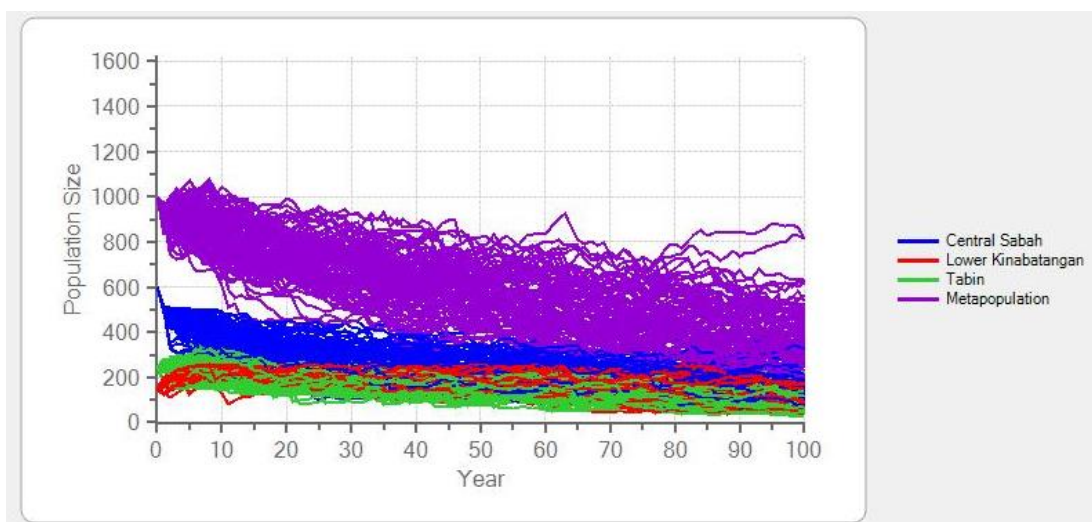


Figura 7. Gráfica de la Simulación 2.

4.3. Simulación 3

Se analiza como un aumento del parámetro de la capacidad de carga podría afectar a la metapoblación. Por ello, se simula un aumento del 25% de la capacidad de carga de cada territorio, siendo un 75% para Sabah Central y Tabin y un 50% para Kinabatangan. En esta simulación no se altera la dispersión inicial ni la caza de las anteriores simulaciones.

La gráfica resultante de la simulación, presentada en la Figura 8, mantiene una tendencia positiva, con un crecimiento contrario al de la Simulación 1, puesto que la mejora de la capacidad de carga supone un crecimiento durante los primeros veinte años y una estabilidad posterior. Además, la probabilidad de extinción de este contexto es prácticamente nula y el tamaño de la población en esta simulación podría llegar a duplicar el número de individuos, lo que supone una mejora en este escenario en comparación con los anteriores.

Por todo lo anterior, este sería el escenario más plausible de crecimiento de las poblaciones, ya que en él se refleja un aumento de la población seguido de cierta estabilidad y baja probabilidad de extinción.

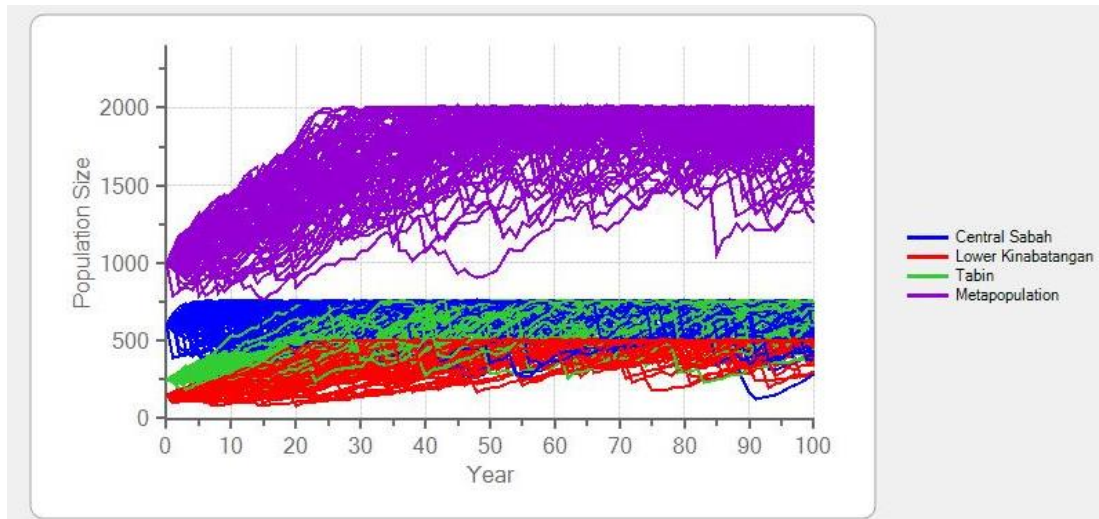


Figura 8. Gráfica de la Simulación 3.

4.4. Simulación 4

En este escenario, se valora como única medida a instaurar la suplementación de elefantes. De manera anual en este supuesto se introducirán dos animales en Sabah, dos en Tabin y uno en Bajo Kinabatangan, debido a la extensión relativa de cada territorio (valorando introducir más animales en aquellos territorios más extensos debido a su mayor capacidad de territorio para albergarlos sin sufrir perturbaciones).

Tras valorar los resultados de las iteraciones realizadas, la suplementación podría ser una medida eficaz para que la población no decreciera. En la Figura 9 se puede observar como las poblaciones tienden a estabilizarse y aumentar ligeramente el número de individuos finales (de 1.000 a 1.156 elefantes al final de la simulación) tras las medidas de suplementación.

En la simulación se aprecia un crecimiento poblacional que podría ser determinante para la estabilidad de la metapoblación. Sin embargo, el número de individuos al final de la simulación es menor al de la Simulación 3, con el aumento de la capacidad de carga. Por ello, se puede concluir que, aunque la suplementación es una medida que aumentaría el número de individuos finales, la mejora de la capacidad de carga es más eficaz que la suplementación de animales.

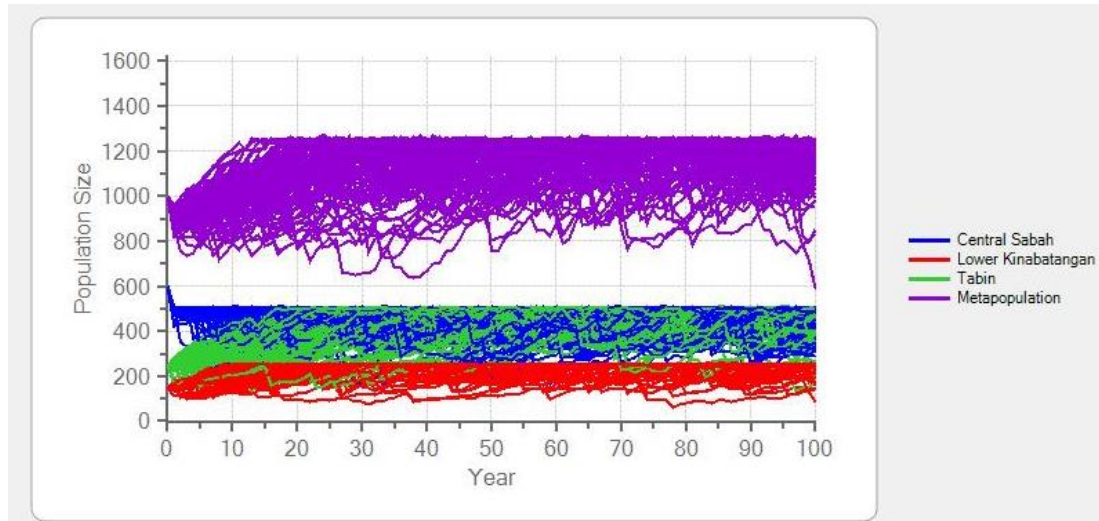


Figura 9. Gráfica de la Simulación 4.

4.5. Simulación 5

Se combinan las Simulaciones 2, 3 y 4 para valorar si las medidas pueden ser compatibles entre ellas. Por ello, se establece una dispersión con una supervivencia del 80% y se mantiene un 70% de la población original de los tres territorios. También se establece la capacidad de carga inicial en un 75% para Sabah y Tabin y un 50% para Bajo Kinabatangan. Se suplementan las poblaciones, introduciendo cada año dos individuos en Central Sabah, otros dos en Tabin y un individuo en Bajo Kinabatangan. Por último, se mantiene la caza con los parámetros anteriores.

La gráfica muestra un decrecimiento progresivo de la metapoblación, por lo que se puede extrapolar que no existe una compatibilidad positiva entre las medidas implantadas, como se puede intuir en el trazado de la Figura 10. Además, el número de individuos finales es menor que en otros supuestos, ya que la cifra constituye 468 individuos finales.

De este supuesto se podría extraer que el aumento de la dispersión ha influido de manera negativa en el crecimiento de la población y el efecto positivo del aumento de la capacidad de carga del territorio no ha conseguido contrarrestar el efecto negativo de la dispersión. Tampoco se visualiza el efecto positivo de la suplementación que se podía valorar en las simulaciones hipotéticas anteriores. Para valorar el efecto de las medidas, se procederá a valorar el trazado de las simulaciones anteriores de manera independiente.

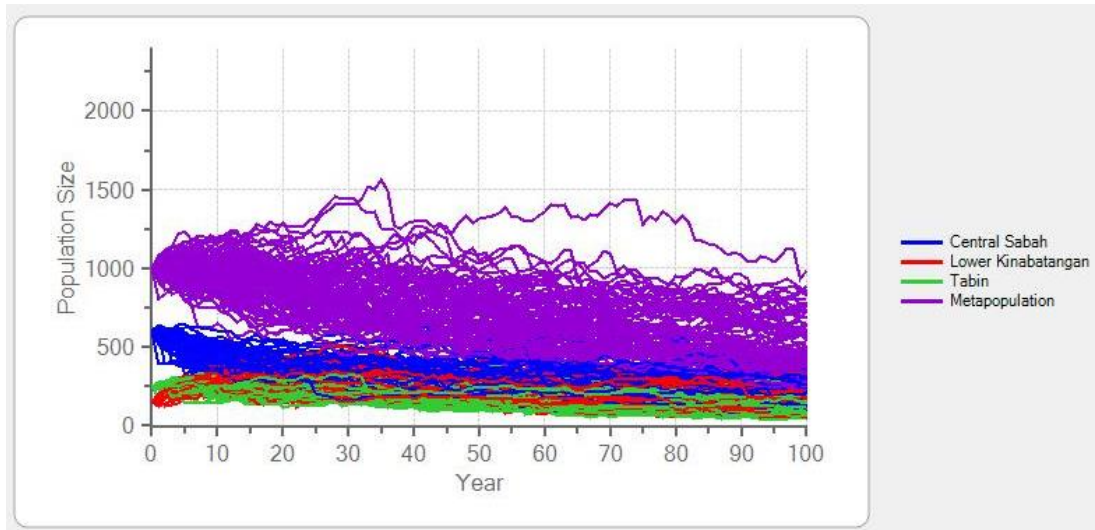


Figura 10. Gráfica de la Simulación 5.

Como se ha avanzado, este supuesto supone valorar de manera conjunta las tres simulaciones anteriores, y como el resultado no muestra el crecimiento esperado, se valora ahora el trazado independiente de las simulaciones para conocer qué medida podría ser más efectiva. Así, en la Figura 11 se representan los trazados de las metapoblaciones de las simulaciones anteriores. Tras valorar las tendencias, se cree que la opción que aporta mayor número de individuos es el aumento de la capacidad de carga, como se puede ver en la línea roja de la Figura 11, donde dicha línea simula la Simulación 3.

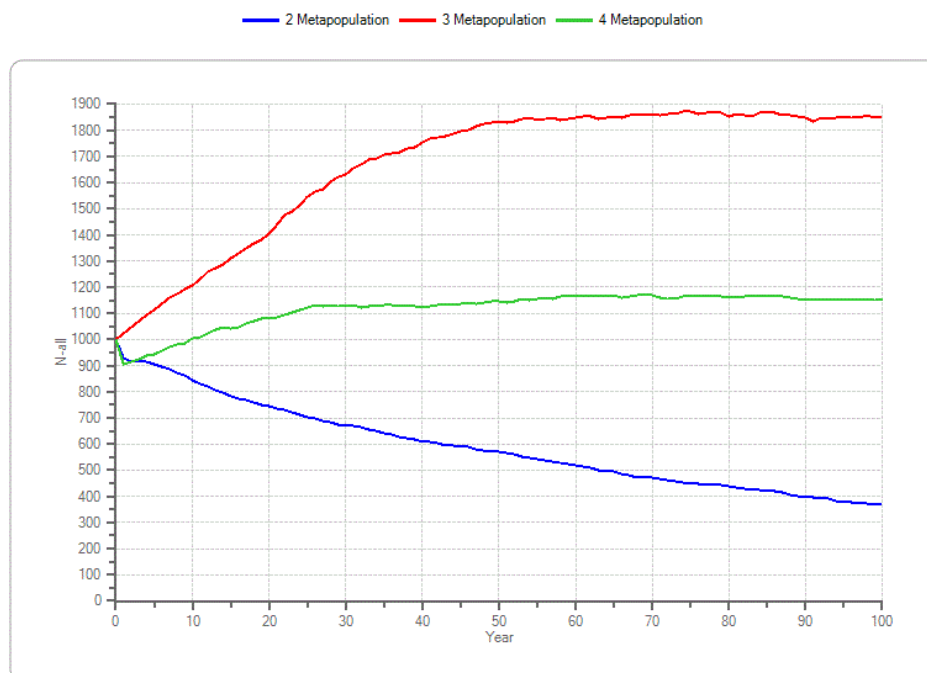


Figura 11. Gráfica comparativa de tres simulaciones (S2, S3 y S4).

4.6. Simulación 6

En esta simulación se aumenta la capacidad de carga de todos los MER y se suplementa con individuos. No se permite la dispersión, al haber sido el parámetro que menor resultado parece aportar a simple vista en los anteriores supuestos. Se aumenta la capacidad de carga anualmente durante 50 años un cinco por ciento en Sabah y en Tabin, y un 2,5% en Kinabatangan, con el objetivo de llegar a una alta capacidad de carga en los tres territorios (se alcanzará por tanto en el año 50 una capacidad de carga del 75% en Sabah y Tabin y del 40% aproximadamente en Kinabatangan, habiendo partido del 50% en Sabah y Tabin y del 25% en Kinabatangan en el año cero de la simulación). En cuanto a la suplementación, se introducen dos animales en Sabah, cuatro en Kinabatangan y dos en Tabin durante 100 años.

El crecimiento de la población al suplementar y aumentar la capacidad de carga de manera progresiva es mayor que en otras simulaciones, y el porcentaje de extinción es nulo, por lo que se trata de un contexto favorable para aumentar el tamaño de la metapoblación. Además, a través de estas medidas, se alcanza un tamaño de población de 3.880 individuos, como se puede ver en la Figura 12. En el trazado de la gráfica se aprecia un aumento progresivo de los individuos durante los 50 años que aumenta la capacidad de carga de los territorios, y tras el año 50, se mantienen las poblaciones. Cabe destacar que en esta simulación se puede valorar como la mejora de la capacidad de la carga es más efectiva que la suplementación, ya que la introducción de animales dura los 100 años de iteraciones y, sin embargo, no supone un mayor crecimiento poblacional, o no como lo haría la mejora de la capacidad de carga.

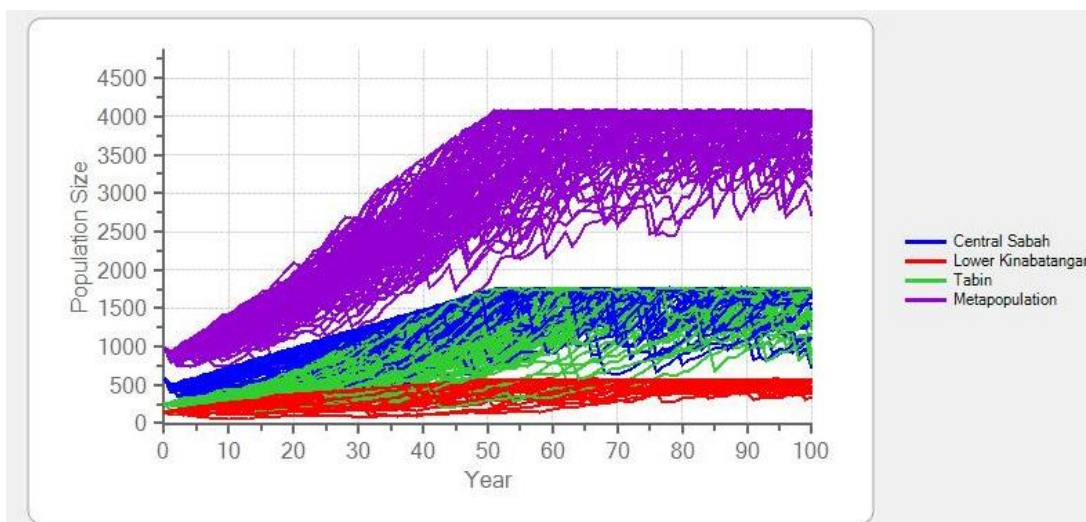


Figura 12. Gráfica de la Simulación 6.

4.7. Simulación 7

En esta simulación, como se ha visto en las anteriores que la capacidad de carga es la medida más eficaz a largo plazo, se aumenta la capacidad de carga y se complementa con otras medidas. Para ello, se mantiene una capacidad de carga constante del 80% en todos los territorios y se modifica la dispersión, valorando una supervivencia casi total (99%). Se mantiene un 80% de la población de Sabah sin dispersar, pero un diez por ciento se dispersará a Tabin y el mismo porcentaje irá a Kinabatangan. En Tabin se aplican los mismos porcentajes que en Sabah, al ser las poblaciones más grandes. Sin embargo, en el caso de Kinabatangan, ya que es una población que se diferencia genéticamente de las otras dos, se permite un mayor grado de dispersión: un 70% no se dispersará, frente a un quince por ciento que irá a Sabah y otro quince por ciento que irá a Tabin. Además, se aumenta la suplementación de animales, se añaden de manera anual, dos individuos (de edad y sexo aleatorios) en Tabin, dos en Sabah y cuatro en Kinabatangan.

En esta simulación, el trazado de la gráfica resultante es muy parecido al de la Simulación 3, sin embargo, es cierto que el número de individuos finales aumenta (puesto que se alcanzan 2.210 individuos). Por ello, se cree que la suplementación tiene un efecto beneficioso y una dispersión no muy elevada podría a su vez ser beneficiosa. El trazado de la gráfica de esta simulación se puede observar en la Figura 13, donde se compara con la siguiente simulación.

4.8. Simulación 8

En relación con el anterior supuesto, se plantea la cuestión de si una reducción de la dispersión, aun con una mayor supervivencia podría ser beneficioso para la población. Así, se sigue permitiendo una supervivencia del 99% pero un diez por ciento de la población de Kinabatangan irá a Sabah y otro diez por ciento a Tabin. En el caso de Sabah y Tabin, un cinco por ciento irá a Kinabatangan y el mismo porcentaje irá a la población restante. Además, como la capacidad de carga del apartado anterior se había establecido en un 80% para todo el territorio, y quizá no es tan factible, se propone una capacidad de carga para Sabah y Tabin del 85%, al ser territorios relativamente grandes, y del 70% en Kinabatangan, ya que es el territorio más limitado por las plantaciones de palma aceitera. De esta manera, se pretende valorar un contexto de menor dispersión, pero de adecuación de la capacidad de carga a la extensión de los territorios. En cuanto a la suplementación, se introducen cuatro animales en cada población de manera anual, pero los animales que se introducen serán mitad machos y mitad hembras en edad reproductiva en los tres MER. Además, y ya que la caza es un factor que no se había limitado antes, se establece que solo se cazan de manera anual dos individuos en cada territorio, no especificando el rango de edad de estos.

Todas las precisiones de esta Simulación 8 permiten construir un escenario mucho más específico que los anteriores supuestos. Además, en cuanto a los resultados, si se compara la Simulación 8 con la Simulación 7, se podría comentar que el crecimiento en la Simulación 8 es mayor, y el número de individuos finales también, aunque el trazado de crecimiento inicial y posterior estabilidad constante se sigue manteniendo, como se puede valorar en la Figura 13, donde se analizan de manera conjunta ambas simulaciones.

Por tanto, tras valorar las dos simulaciones previas, se puede comprobar que la combinación de mínima dispersión, buena capacidad de carga y suplementación específica es una estrategia beneficiosa, que nos permite aumentar el número de individuos finales de 2.210 a 2.307. Sin embargo, sigue resaltando en estas simulaciones que el crecimiento poblacional se debe fundamentalmente al aumento de la capacidad de carga del hábitat de los cuadrúpedos, ya que las medidas de suplementación o de dispersión, si bien pueden favorecer escenarios más propicios, no son tan limitantes para el crecimiento poblacional como lo son las condiciones de la capacidad de carga del territorio.

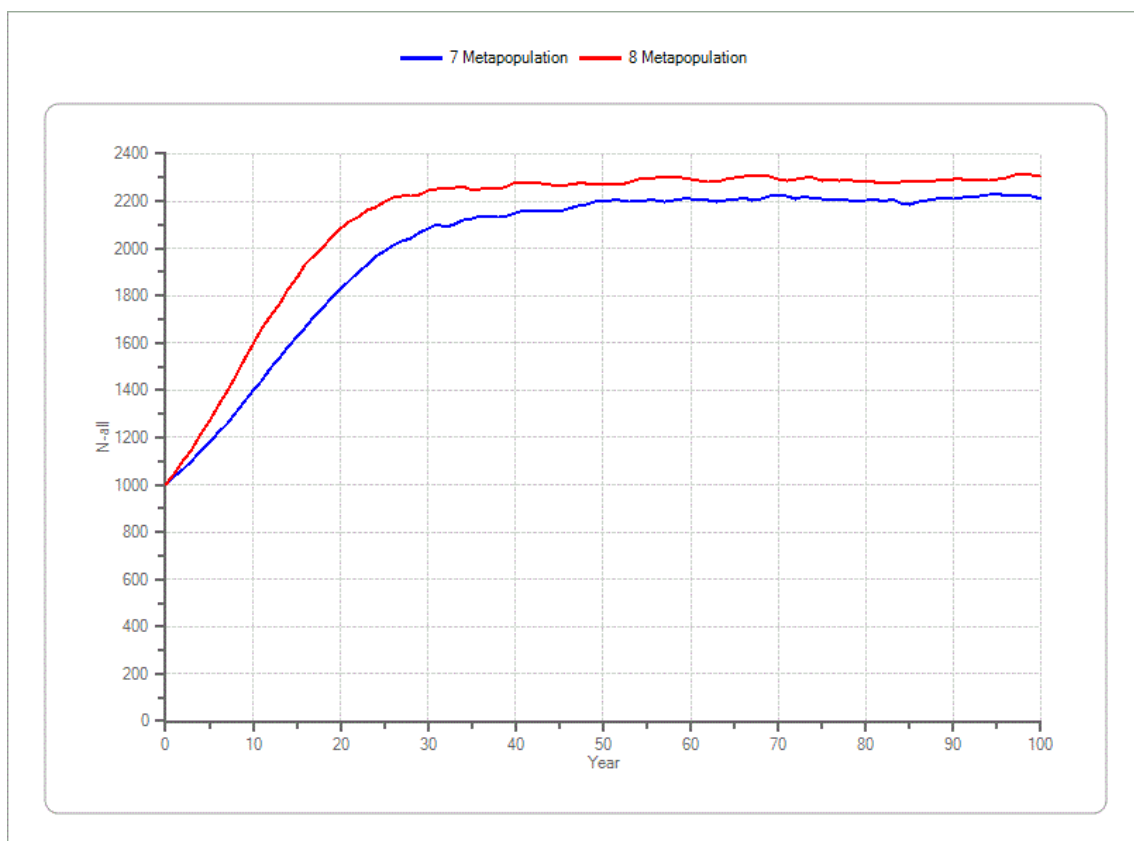


Figura 13. Comparativa de las Simulaciones 7 y 8.

4.9. Simulación 9

Debido a que la población del Bajo Kinabatangan tiene una mayor diversidad genética, y esto podría ser relevante para el futuro de la metapoblación, se estudia un contexto en el que se aumenta la dispersión de dicha población. Por tanto, se dispersan desde Sabah un diez por ciento a Kinabatangan y otro diez por ciento a Tabin, de Tabin un diez por ciento a Sabah y otro diez por ciento a Kinabatangan, y de Kinabatangan, un 20% a Sabah y otro 20% a Tabin. Además, se mantiene constante una capacidad de carga del 85% en Sabah y Tabin, y un 70% en Kinabatangan. En cuanto a la suplementación, se mantiene igual que en la simulación anterior, pero la caza en Kinabatangan se prohíbe.

El trazado de esta simulación resulta en una gráfica similar a las realizadas en la Simulación 8 y la Simulación 9, y se puede observar en la Figura 14. Se puede intuir un crecimiento poblacional inicial que se asocia a la mejora de la capacidad de carga y una estabilidad posterior. Sin embargo, cabe destacar que el crecimiento de este contexto es menor que en las simulaciones previas y por ello se concluye que la dispersión desde el territorio más pequeño hacia los demás podría ser beneficiosa en ciertos contextos, pero otras medidas tendrían un efecto más inmediato que esta.

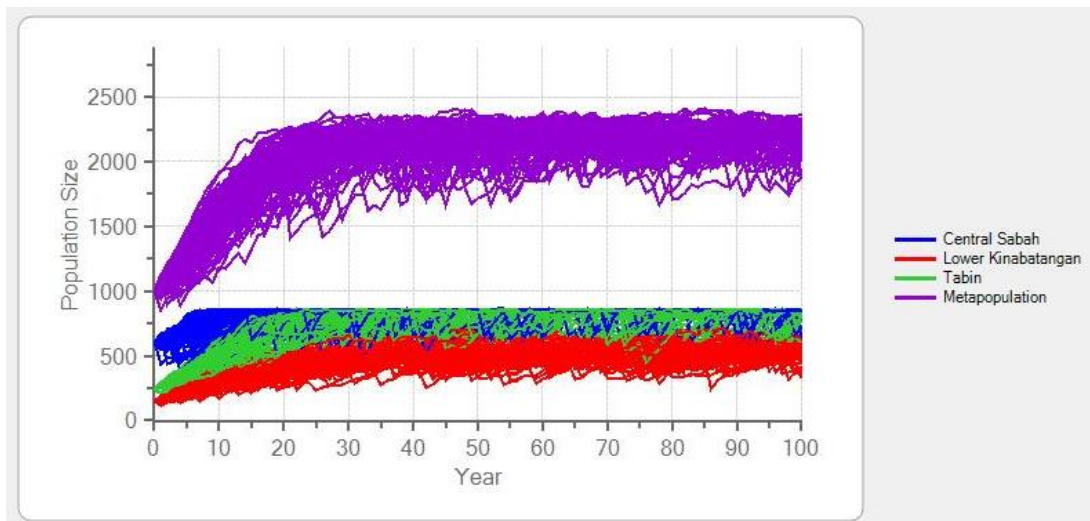


Figura 14. Gráfica de la Simulación 9.

4.10. Simulación 10

Aunque en las anteriores simulaciones se ha valorado que un aumento de la dispersión en ciertas condiciones no es beneficioso, se quiere comprobar si en un escenario con un aumento de la capacidad de carga, la dispersión podría tener un efecto positivo. Para ello, se permite una dispersión del 25% hacia cada uno de los MER, respetando un 50% de la población original de cada territorio, la cual no se dispersará. Se establece que el porcentaje de supervivencia de

las dispersiones es del 100%. En cuanto a la capacidad de carga, se propone desde un inicio un 90% de capacidad en cada uno de los territorios, simulando que se modificarán las plantaciones actuales de palma aceitera en los MER, junto con las infraestructuras humanas. Además, en este caso, no se adicionan datos de caza o de suplementación.

La gráfica resultante muestra una progresión similar a la de las simulaciones anteriores, como se puede observar en la Figura 15 del siguiente apartado, donde se comparará con el supuesto contrario: un aumento de la capacidad de carga elevado pero una dispersión menor.

4.11. Simulación 11

En este último caso se pretende comprobar si una dispersión mínima con una capacidad de carga mayor puede ser una estrategia más adecuada que una dispersión mayor (simulada en el anterior apartado). Para ello, se permite una dispersión desde cada MER del cinco por ciento hacia cada uno de los otros territorios, manteniendo un 90% de los animales que no se dispersan en su MER correspondiente u original. En cuanto a la capacidad de carga, se mantiene en el 90% en los tres territorios y no se modifican tampoco los parámetros de caza o de suplementación de los anteriores supuestos.

La gráfica resultante mantiene el mismo trazado que la gráfica de la Simulación 10, aunque alcanza un mayor número de individuos, por lo que se puede concluir que en comparación con el anterior supuesto, un porcentaje de dispersión menor podría ser más beneficioso y por tanto supondría una mejor estrategia a implementar. En la Figura 15 se puede valorar la progresión de ambos supuestos.

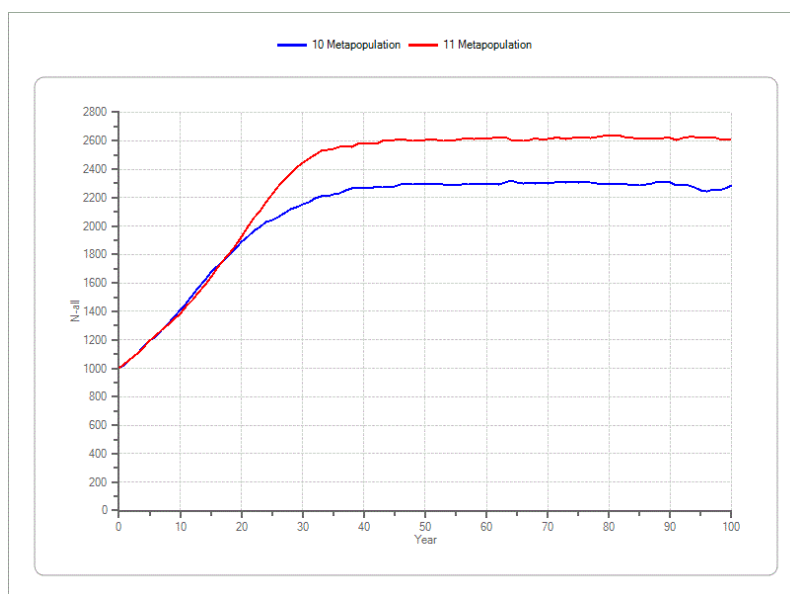


Figura 15. Comparativa de las Simulaciones 10 y 11.

4.12. Comparación final

El objetivo de las simulaciones realizadas es valorar la viabilidad de la población de elefantes de Borneo en Sabah en hipotéticas situaciones planteadas con el objetivo de conocer la evolución de algunos posibles escenarios. Tras haber realizado once simulaciones, se comparan en la Figura 16 los trazados de todas las simulaciones realizadas.

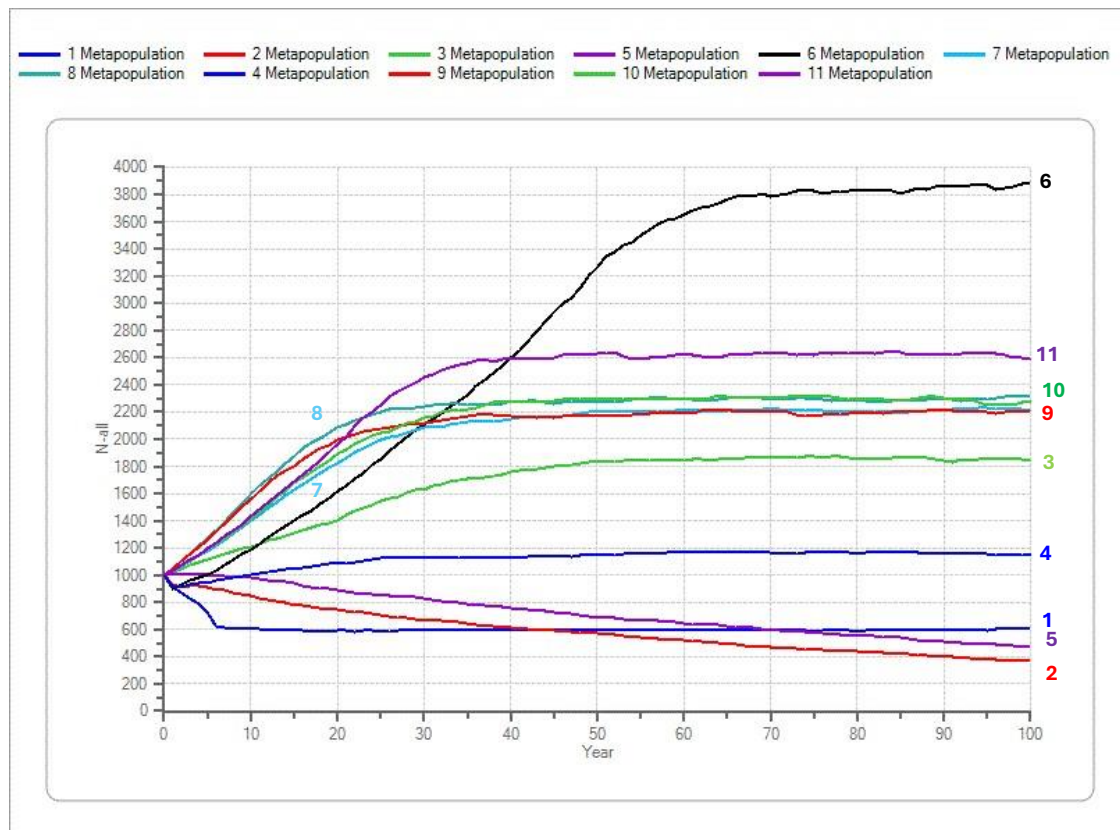


Figura 16. Comparativa final de las simulaciones.

En la Figura 16, la línea de color azul oscuro que representa la situación actual alcanza valores relativamente bajos en la gráfica al poco tiempo de iniciarse la simulación (en torno a los cinco y diez años de inicio), por lo que se comprueba que la situación de la población actual está en peligro. La segunda (en la que únicamente se implementaba un aumento de la dispersión) y la quinta simulación (combinación de varias simulaciones) también mantienen caídas más pronunciadas al principio. Por ello, estas tres simulaciones suponen escenarios de baja probabilidad de crecimiento, ya que el número de individuos que se alcanza al final de estas no supera los 600 individuos y constituirían por tanto ejemplos de poblaciones que decrecen. Respecto a la cuarta simulación, dicho supuesto mantiene un número de individuos finales similar a la cifra inicial de 1.000 elefantes.

La tercera simulación, junto con la séptima y posteriores, mantienen niveles intermedios de crecimiento, con una mejora respecto a la situación de partida notable, mostrando una población con un mayor número de elefantes sin riesgo notable de extinción y estable. Estas poblaciones tienen en común que no descienden a niveles peligrosamente bajos y mantienen su tamaño sin fluctuaciones relevantes.

Si se comparan todas las simulaciones realizadas, al visualizar la Figura 16, se podría comentar que la Simulación 6 (marcada en la Figura 16 con una línea de color negro), es la que mantiene un mayor crecimiento. Sin embargo, también supone la situación más idílica de las ejemplificadas, pues supone alcanzar una capacidad de carga muy elevada en poco tiempo, para lo que serían necesarias medidas más extremas para recuperar el territorio de las plantaciones de aceite de palma.

Los resultados realistas más esperanzadores se encuentran en la Simulación 11 (primera línea morada en la Figura 16): con una baja dispersión y una mejora de la capacidad de carga se obtiene el mayor número de elefantes al final de la simulación. Comparando el valor de los individuos finales de dicha simulación con la primera simulación realizada que corresponde con la situación actual, el número de individuos finales crece considerablemente con una baja dispersión y un aumento de la capacidad de carga.

Sin embargo, cabe recordar que la Simulación 7 (línea azul claro), la Simulación 8 (línea azul oscuro), la Simulación 9 (línea roja) y la Simulación 10 (línea verde) suponen escenarios de buen crecimiento y equilibrio poblacional, ya que no sobrecargan el sistema. De todas ellas se extrae que una menor dispersión supone un crecimiento mayor que una dispersión mayor, aun cuando la diferencia no es muy evidente (de 2.210 individuos finales en la Simulación 7 a 2.307 individuos finales en el caso de la Simulación 8).

Observando de manera conjunta los escenarios, el aumento de la capacidad de carga supone el escenario más esperanzador. Sin embargo, la implementación de diversas medidas como el aumento de la capacidad de carga y la suplementación de animales podría ser la mejor estrategia para establecer en este escenario actual, evidenciando lo que ciertos estudios ya anticipaban: que una dispersión elevada en poblaciones pequeñas puede tener un impacto negativo en ellas.

4.13. Comparativa de la realidad y la utopía

Vortex es una herramienta que permite simular situaciones hipotéticas por muy irrealistas que sean. Por ello, en este último apartado se busca realizar una comparación entre la realidad futura que acontecerá en Borneo si se permitiera el ritmo de crecimiento demográfico y económico actual y una situación utópica e idílica: ¿y si se recupera todo el hábitat natural de los elefantes de Borneo, ocupado por infraestructuras humanas? En dicha situación idílica, tanto las plantaciones de palma aceitera como los asentamientos humanos deberían ser relegados a un segundo plano o redistribuidos de tal manera que se aumentara el hábitat natural de los animales. Como dichas medidas son prácticamente imposibles de aplicar en la situación actual, dicha simulación constituye una utopía.

Con las premisas anteriores, se realizan dos últimas simulaciones, una que muestra la situación utópica y otra que ejemplifica la futura realidad, el trazado de las gráficas resultantes se puede apreciar en la Figura 17.

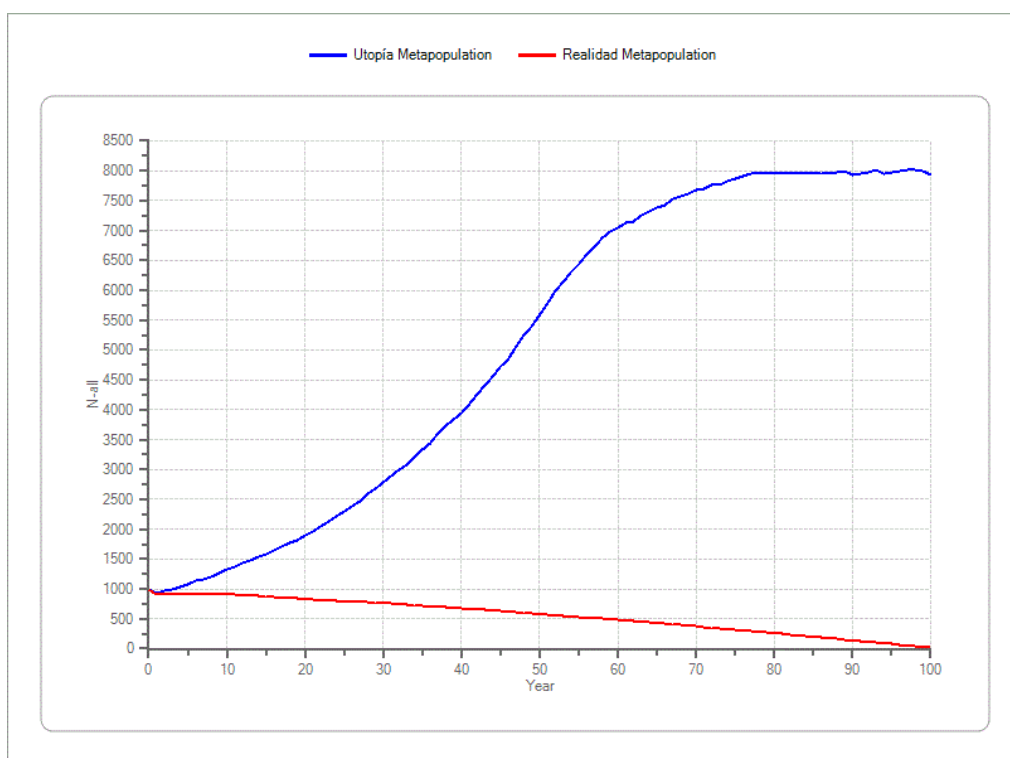


Figura 17. Comparativa Utopía-Realidad.

En ambas simulaciones se parte de la capacidad de carga que mantiene el territorio actual (un 50% para Sabah y Tabin y un 25% para Kinabatangan). Sin embargo, en el caso de la situación utópica (línea azul en la Figura 17), se alcanza la máxima capacidad de carga de todos los territorios en 50 años, simulando que se ha modificado el medio privilegiando el hábitat

natural de los elefantes. En el caso de la realidad futura (línea roja en la Figura 17), cada año disminuye la capacidad de carga de manera progresiva ($-1/1000$ de manera anual), ejemplificando así la expansión de las infraestructuras humanas.

En el trazado de la utopía se puede ver como el tamaño de la población crece considerablemente durante los 50 años que duran las estrategias de mejora. Partiendo de 1.000 individuos iniciales, y siguiendo una gráfica sigmoidea, se podrían alcanzar valores tan desorbitados (e idílicos) como un tamaño de población final de 8.000 elefantes. Por el contrario, en el caso de la futura realidad más plausible, se puede ver cómo, partiendo de 1.000 animales, en apenas 100 años, el tamaño de la población final podría bajar hasta niveles ínfimos, de unos 32 animales. En este caso, la gráfica resulta ser lineal, con una pendiente moderada.

Esta última comparación no pretende valorar subjetivamente la situación idílica, sino mostrar de manera visual como la progresión actual del territorio desencadenaría en una falta total de espacio útil para estos animales. La utopía ejemplificada es irrealista e insostenible en nuestra actualidad, pero ponerla en comparación con el rápido desarrollo del que está siendo testigo el territorio de Borneo puede permitir valorar otras opciones que permitan la convivencia del mundo natural con el mundo urbano.

5. Conclusiones

Se puede concluir, como indican los resultados anteriores, que una mejora del hábitat de los elefantes en Borneo supondría la mejor medida para aumentar el tamaño de la población. Acciones que limiten los efectos de las plantaciones e infraestructuras humanas como carreteras y poblados, tendrían un efecto muy positivo en el crecimiento de la población.

En cuanto a la dispersión, aunque los elefantes pueden sobrevivir de manera aislada en los tres territorios nombrados en la situación actual, estas poblaciones podrían no sobrevivir ante una presión excesiva o unos cambios abruptos de las condiciones. Además, la dispersión como única medida instaurada o mal gestionada es perjudicial, pero si se realiza de manera muy específica podría ser positiva.

La caza de estos animales no es muy elevada y no supone cambios radicales en la dinámica de la población. Sin embargo, la suplementación podría tener un efecto positivo con otras medidas como la mejora del hábitat.

Conclusions

We can conclude from the previous results, that the improvement of the habitat of the elephants of Borneo, could be the best measure to increase the size of the actual population. Measures that erase the plantations or human structures as roads or villages could also have a very positive effect in the growth of the population.

Regarding dispersion, even if elephants can survive isolated in the three territories previously named of the current situation, these populations won't survive giant pressures or abrupt changes in the conditions. Additionally, dispersion as the only measure installed or alone, is harmful. However, if it is done in a specific way, it could be positive.

The hunt of this animal is not quite high and doesn't produce abrupt changes in the dynamic of the population. However, the supplementation could have a positive effect with other measures, as the improvement of the habitat.

6. Valoración personal

Elegí este trabajo porque el concepto de poder modelar una población me parecía muy interesante a nivel académico. Actualmente, vivimos en una era de crecimiento demográfico humano que nos facilita numerosas comodidades y necesidades. Sin embargo, dichos obsequios suponen muchas veces desastres naturales que provocan que rivalicemos por el medio natural con el medio salvaje. Nos encontramos por tanto ante una era que ya es conocida por entrañar una de las mayores extinciones de biodiversidad de nuestra historia. Trabajos como este, que permitan ser conscientes de la enorme pérdida de hábitat, suponen un enfoque práctico y visual de esta nueva realidad.

Además, valorar la viabilidad de una especie no es una tarea sencilla, ya que son numerosos los factores para tener en cuenta, y muchas veces la falta de datos limita los resultados, o los vuelve menos fiables. Sin embargo, me ha resultado didáctico para comprender mejor la dinámica de una población y para poder desarrollar habilidades en el ámbito de las simulaciones. Creo que este trabajo podría constituir un claro ejemplo de la importancia de los programas de simulación como Vortex, los cuales facilitan la toma de decisiones relevantes de una manera sencilla, sin tener que recurrir a largos estudios de campo de los que derivar extrapolaciones. Dichos estudios de campo siempre son necesarios para recabar datos y poder llegar a conclusiones fiables, pero si comenzamos con el uso de programas informáticos o simulaciones, podremos ponernos ante situaciones que en la realidad no podemos llevar a cabo, o difícilmente podríamos hacerlo.

7. Bibliografía

- Abram, N. K., Skara, B., Othman, N., Ancrenaz, M., Mengersen, K., y Goossens, B. (2022). Understanding the spatial distribution and hot spots of collared Bornean elephants in a multi-use landscape. *Scientific Reports*, 12, 12830. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-16630-4>
- Borneo Wildlife Preservation. (s.f.). *Bornean Elephants*. Recuperado el 14 de enero de 2025, de <https://borneowp.org/borneo/#!/bornean-elephants>
- Budd, K., Gunn, J. C., Sullivan, L. L., y Eggert, L. S. (2023). Identification of conservation priority units in the Asian elephant, *Elephas maximus*. *Conservation Genetics*, 24(6), 827–837. <https://doi.org/10.1007/s10592-023-01542-1>
- Cheah, C., y Yoganand, K. (2022). Recent estimate of Asian elephants in Borneo reveals a smaller population. *Wildlife Biology*, e01024. <https://doi.org/10.1002/wlb3.01024>
- Chen, Y., Ding, N., Sun, Y., Xiao, C., Shi, K., y Dudgeon, D. (2023). Is there scope for growth? Mapping habitat suitability for Asian elephant (*Elephas maximus*) across its range in China. *Global Ecology and Conservation*, 47, e02665. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02665>
- CITES. (s.f.). *Monitoring the Illegal Killing of Elephants (MIKE)*. Recuperado el 3 de marzo de 2025, de <https://cites.org/eng/prog/mike/index.php/portal>
- Clubb, R., Rowcliffe, M., Lee, P., Mar, K. U., Moss, C., y Mason, G. J. (2008). Compromised Survivorship in Zoo Elephants. *Science*, 322(5908), 1649–1649. <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1164298>
- Comizzoli, P., Brown, J. L., y Holt, W. V. (Eds.). (2019). *Reproductive sciences in animal conservation*. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-23633-5>
- Davidar, P., Sharma, R., de Silva, S., Campos-Arceiz, A., Goossens, B., Puyravaud, J.P., Habib, B., De, R., Wong, E. P., Neupane, D., Othman, N. B., y Goyal, S. P. (2023). Connect elephant habitats in Asia. *Science*, 379(6634), 765–765. <https://www.science.org/doi/10.1126/science.adg7470#tab-citations>
- de Silva, S., Wu, T., Nyhus, P., Weaver, A., Thieme, A., Johnson, J., Wadey, J., Mossbrucker, A., Vu, T., Neang, T., Chen, B. S., Songer, M., y Leimgruber, P. (2023). Land-use change is associated with multi-century loss of elephant ecosystems in Asia. *Scientific Reports*, 13(1), 5996. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-30650-8>
- Estes, J.G., Othman, N., Ismail, S., Ancrenaz, M., Goossens, B., Ambu, L.N., Estes, A.B., y Palmiotto, P.A. (2012). Quantity and configuration of available elephant habitat and related conservation concerns in the Lower Kinabatangan floodplain of Sabah, Malaysia. *PLoS ONE*, 7(10), e44601. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0044601>

- Evans, L. J., Goossens, B., Davies, A. B., Reynolds, G., y Asner, G. P. (2020). Natural and anthropogenic drivers of Bornean elephant movement strategies. *Global Ecology and Conservation*, 22, e00906. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e00906>
- Fikri, N., Rahman, D. A., y Santoso, N. (2023). Carrying capacity estimation and habitat suitability of Sumatran elephant in Datuk Gedang Wildlife Corridor, Bukit Tigapuluh Landscape, Jambi, Indonesia. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, 24(10). <https://doi.org/10.13057/biodiv/d241036>
- Goossens, B., Sharma, R., Othman, N., Kun-Rodrigues, C., Sakong, R., Ancrenaz, M., Ambu, L. N., Jue, N. K., O'Neill, R. J., Bruford, M. W., y Chikhi, L. (2016). Habitat fragmentation and genetic diversity in natural populations of the Bornean elephant: Implications for conservation. *Biological Conservation*, 196, 80–92. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.02.008>
- Healy, K., Ezard, T. H. G., Jones, O. R., Salguero-Gómez, R., y Buckley, Y. M. (2019). Animal life history is shaped by the pace of life and the distribution of age-specific mortality and reproduction. *Nature Ecology & Evolution*, 3(8), 1217–1224. <https://doi.org/10.1038/s41559-019-0938-7>
- Kiso, W. K., Wiedner, E., Isaza, R., Lindsay, W., Aria, J., Jacobson, G., Jacobson, K., y Schmitt, D. (2017). Reproductive parameters and birth statistics for a herd of Asian elephants (*Elephas maximus*) in North America over a 20-year period. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 48(4), 987–996. <https://doi.org/10.1638/2017-0035.1>
- Lacy, R.C., Miller, P.S., y Traylor-Holzer, K. (2021). *Vortex 10 User's Manual* (30 March 2021 update). IUCN SSC Conservation Planning Specialist Group, and Chicago Zoological Society, <https://scti.tools/manuals/Vortex10Manual.pdf>
- LaDue, C. A., Eranda, I., Jayasinghe, C., y Vandercone, R. P. G. (2021). Mortality patterns of Asian elephants in a region of human–elephant conflict. *The Journal of Wildlife Management*, 85(4), 794–802. <https://doi.org/10.1002/jwmg.22012>
- LaDue, C.A., Vandercone, R.P.G., Kiso, W.K., y Freeman, E.W. (2022). Social Behavior and Group Formation in Male Asian Elephants (*Elephas maximus*): The Effects of Age and Musth in Wild and Zoo-Housed Animals. *Animals*, 12, 1215. <https://doi.org/10.3390/ani12091215>
- McLean, E.A., Goossens, B., Cheah, C., Ancrenaz, M., Othman, N.B., Sukmantoro, W., Fernando, P., Vidya, T.N.C., Menon, V. y Lister, A.M. (2024). *Elephas maximus* ssp. *borneensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2024: e.T237597413A237597422. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2024-1.RLTS.T237597413A237597422.en>
- National Geographic. (s.f.). *18 datos sobre el animal terrestre más grande del mundo: el elefante*. Recuperado el 12 de septiembre de 2025, de <https://www.nationalgeographic.es/animales/18-datos-sobre-el-animal-terrestre-mas-grande-del-mundo-el-elefante>

- Othman, N. (2017). *Behaviour and spatial ecology of the Bornean elephant (Elephas maximus borneensis) in Lower Kinabatangan, Sabah, Malaysia Borneo* (Doctoral dissertation, Cardiff University). <https://orca.cardiff.ac.uk/id/eprint/109851/1/2017othmannphd.pdf>
- Pushpakumara, P. G. A., Rajapakse, R. C., Perera, B. M. A. O., y Brown, J. L. (2016). Reproductive performance of the largest captive Asian elephant (*Elephas maximus*) population in Sri Lanka. *Animal Reproduction Science*, 174, 93–99. <https://doi.org/10.1016/j.anireprosci.2016.09.010>
- Sabah Wildlife Department. (2020). *Bornean Elephant Action Plan for Sabah 2020-2029*. Kota Kinabalu, Sabah, Malaysia. <https://www.hutan.org.my/wp-content/uploads/2020/11/Bornean-Elephant-State-Action-Plan-2020-2029.pdf>
- Samsudin, A. R., Yasak, M. N., Gumal, M., Saaban, S., Oziar, A., Cheong, F., Shaari, Z., Tyson, M., y Hedges, S. (2019). Viability and management of the Asian elephant (*Elephas maximus*) population in the Endau Rompin landscape, Peninsular Malaysia. *PeerJ Preprints*, 7, e27729v1 <https://doi.org/10.7287/peerj.preprints.27729v1>
- San Diego Zoo Wildlife Alliance. (2024). *Asian Elephant (Elephas maximus) Fact Sheet: Summary*. Recuperado el 3 de noviembre de 2024, de <https://ielc.libguides.com/sdzg/factsheets/asianelephant>
- Seratu Aatai. (2023). *Bornean Elephants*. Recuperado el 14 de enero de 2025, de <https://www.seratuaatai.org/borneanelephant>
- Sharma, R., Goossens, B., Heller, R., Rasteiro, R., Othman, N., Bruford, M. W., y Chikhi, L. (2018). Genetic analyses favour an ancient and natural origin of elephants on Borneo. *Scientific Reports*, 8(1), 880. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-17042-5>
- Sompud, J., Adams, A. Z., Hiew, S. E., Maid, M., Kodoh, J., Mohd Sani, S., Goh, C., Jonalius, M., y Baba, M. (2022). Bornean Pygmy Elephant habitat usage of natural salt licks in Segaliud Lokan Forest Reserve. *IOP Conference Series. Earth and environmental science*, 1053(1), 012016. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1053/1/012016>
- Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN). (2024, 27 de junio). *El elefante de Borneo ha sido evaluado como “En Peligro” por la Lista Roja de la UICN* [Comunicado de prensa] <https://iucn.org/es/comunicado-de-prensa/202406/el-elefante-de-borneo-ha-sido-evaluado-como-en-peligro-por-la-lista>
- Wyse, J. M., Hardy, I. C. W., Yon, L., y Mesterton-Gibbons, M. (2017). The impact of competition on elephant musth strategies : A game-theoretic model. *Journal of Theoretical Biology*, 417, 109–130. <https://doi.org/10.1016/j.jtbi.2017.01.025>
- Xu, H., Jiang, L., y Liu, Y. (2024). Mapping the potential distribution of Asian elephants : Implications for conservation and human–elephant conflict mitigation in South and Southeast Asia. *Ecological Informatics*, 80, 102518. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2024.102518>