



TÍTULO

EL IMPACTO DEL ELEFANTE AFRICANO (*LOXODONTA AFRICANA* BLUMENBACH) SOBRE LA VEGETACIÓN LEÑOSA EN LAS SABANAS BOSCOSAS MIXTAS DEL KALAHARI

AUTOR

Diego Jorge Amendolara

	Esta edición electrónica ha sido realizada en 2013
Directores	Rafael M. Navarro Cerrillo (Universidad de Córdoba) y Margarita A. Clemente Muñoz (Universidad de Córdoba)
Institución	Universidad Internacional de Andalucía. Programa de Doctorado: Gestión, acceso y conservación de la biodiversidad: el marco internacional
ISBN	Tesis Doctoral 978-84-7993-922-6
©	Diego Jorge Amendolara
©	De esta edición: Universidad Internacional de Andalucía
Fecha Lectura	19/07/2012



Reconocimiento-No comercial-Sin obras derivadas

Usted es libre de:

- Copiar, distribuir y comunicar públicamente la obra.

Bajo las condiciones siguientes:

- **Reconocimiento.** Debe reconocer los créditos de la obra de la manera especificada por el autor o el licenciador (pero no de una manera que sugiera que tiene su apoyo o apoyan el uso que hace de su obra).
 - **No comercial.** No puede utilizar esta obra para fines comerciales.
 - **Sin obras derivadas.** No se puede alterar, transformar o generar una obra derivada a partir de esta obra.
-
- *Al reutilizar o distribuir la obra, tiene que dejar bien claro los términos de la licencia de esta obra.*
 - *Alguna de estas condiciones puede no aplicarse si se obtiene el permiso del titular de los derechos de autor.*
 - *Nada en esta licencia menoscaba o restringe los derechos morales del autor.*



TESIS DOCTORAL

El impacto del elefante africano (*Loxodonta africana* Blumenbach) sobre la vegetación leñosa en las sabanas boscosas mixtas del Kalahari

Diego Jorge Amendolara

Universidad Internacional de Andalucía

Sede Antonio Machado

Programa de Doctorado: “*Gestión, acceso y conservación de la biodiversidad: el marco internacional*”

Directores: Dr. Rafael M. Navarro Cerrillo (1)
Dra. Margarita A. Clemente Muñoz (2)

- (1) Departamento de Ingeniería Forestal
Universidad de Córdoba, España
- (2) Departamento de Ciencias y Recursos Agrícolas y Forestales
Universidad de Córdoba, España

Julio 2011

a la memoria de Deborah Rhoads Lyon

Índice

Resumen.....	4
Abstract.....	6
Listado de Abreviaturas.....	8
Listado de Figuras.....	10
Listado de Tablas.....	12
Capítulo 1. Introducción.....	13
Capítulo 2. Descripción de la Región.....	15
Capítulo 3. Diversidad en las sabanas boscosas mixtas del Kalahari.....	20
Capítulo 4. Especies arbóreas más representativas en las sabanas boscosas mixtas del Kalahari.....	31
Capítulo 5. Parámetros estructurales en las sabanas boscosas mixtas del Kalahari.	51
Capítulo 6. El elefante africano: antecedentes de la especie.....	73
Capítulo 7. Interacción elefante africano-vegetación.....	86
Capítulo 8. Evaluación del impacto del elefante africano sobre la vegetación leñosa en Railway Farm 41.....	100
Capítulo 9. Conclusiones generales.....	120
Bibliografía.....	125
Agradecimientos.....	138

Resumen

El impacto del elefante africano (*Loxodonta africana* Blumenbach) sobre la vegetación leñosa en las sabanas boscosas mixtas del Kalahari

Existe una marcada preocupación por el efecto que las elevadas densidades de elefantes pueden producir sobre la estructura y la composición de especies en las sabanas boscosas africanas. El territorio disponible para los elefantes se ha reducido excesivamente durante el último siglo, quedando confinados casi con exclusividad a reservas y parques nacionales. El consumo diario de material vegetal por el elefante es considerable, observándose una importante reducción de especies leñosas vulnerables. En Zimbabue (Zimbabwe), el aumento del número poblacional de los elefantes es preocupante y sus impactos sobre la vegetación arbórea son críticos. En el caso particular de las sabanas boscosas del Kalahari que encontramos en el oeste de Zimbabue, los elefantes son responsables de severos impactos sobre la vegetación y se hace necesario entender como los elefantes interactúan con este ecosistema para poder realizar un buen manejo de las superficies. Diecisiete parcelas de estudio con más de 2400 árboles etiquetados se establecieron en Railway Farm 41, superficie protegida de 2300 ha ubicada sobre el borde fronterizo noreste del parque nacional Hwange, con presencia de sabana boscosa mixta del Kalahari, con el propósito de analizar la diversidad, la composición de especies, la estructura y monitorear el efecto producido por los elefantes sobre diez especies arbóreas durante un período de tres años. La diversidad y la composición de especies fueron bajas, presentando sólo 37 especies arbóreas. La densidad varió entre 370 y 1310 individuos ha^{-1} , el área basimétrica entre

3,18 y 11,04 m² ha⁻¹ y la altura promedio por parcela entre 2,47 y 4,19 m. El impacto de los elefantes sobre la vegetación arbórea fue alto, oscilando entre un 23% y un 97%, observando marcadas diferencias entre las distintas especies leñosas y teniendo un porcentaje significativamente más elevado de individuos impactados en las parcelas dominadas por *Brachystegia spiciformis*. La composición de especies no registró cambios, mientras que la estructura vertical manifestó una reducción en la densidad de las especies arbóreas, observando una clara disminución en la densidad de los árboles con alturas superiores a los 3 m y marcadas diferencias entre las parcelas dominadas por una especie no palatable como *Baikiaea plurijuga* y las parcelas dominadas por una especie palatable como *Brachystegia spiciformis*. La disminución en los valores de densidad arbórea de las especies palatables puede, en el largo plazo, favorecer el dominio de las especies no palatables para los elefantes, indicando que la realización de trabajos de investigación durante un mayor número de años y el posterior desarrollo de planes de gestión para los elefantes serán cruciales para asegurar la supervivencia de las formaciones boscosas dominadas por especies palatables para los elefantes, como es el caso de las sabanas boscosas de *Brachystegia spiciformis* ubicadas sobre áreas Kalahari sand en el oeste de Zimbabue.

Palabras clave: *Baikiaea plurijuga*, *Brachystegia spiciformis*, composición de especies, estructura, herbivoría, perturbaciones, Zimbabue.

Abstract

The impact of the African elephant (*Loxodonta africana* Blumenbach) across tree species in a mixed Kalahari sand woodland

The high growth of the southern African elephant population could have profound effects on the structure and composition of woodland savannas. The available range for wild animals has been excessively reduced during the last century and elephants have become confined exclusively to protected areas. Their food intake is enormous, resulting in a pronounced decrease in vulnerable trees. In Zimbabwe, the increase in elephant numbers is considerable and elephant impacts on woody vegetation have become a cause of concern. In the particular case of the Kalahari sand woodlands of western Zimbabwe, elephant herbivory is the main cause of woodland decline, and understanding how elephants interact with woody plants is essential in order to develop effective management and conservation strategies. Seventeen plots with over 2400 tagged trees of 10 common species were established in a 2300 ha protected area of mixed Kalahari sand woodland savanna located on the north-eastern boundary of Hwange National Park in Matabeleland North province (Zimbabwe), with the purpose of analysing woodland diversity, composition and structure, and to monitor elephant damage over a three year period. Diversity index and species composition were low, and included only 37 tree species at the study site. Density ranged from 370 to 1310 individuals ha⁻¹, basal area ranged from 3.18 to 11.04 m² ha⁻¹, and the average height per plot ranged from 2.47 to 4.19 m. The percentage of elephant impacts on woody plants was high, ranging from 23% to 97%, and showed strong differences among

species and a greater impact on woodlands dominated by *Brachystegia spiciformis*. Species composition remained unchanged, while the vertical structure exhibited a decrease in tree density, showing a marked diminution in the density of large trees (>3 m height class), and wide differences between areas dominated by an unpalatable species (*Baikiaea plurijuga*) and areas dominated by a palatable species (*Brachystegia spiciformis*). The decreasing density of the more palatable species suggests a future dominance of *Baikiaea plurijuga* woodlands, indicating that long-term studies and the development of elephant management plans will be important for the survival of woodland communities that are sensitive to elephant disturbance, as is the case of the *Brachystegia spiciformis* woodlands of the Kalahari sand area of western Zimbabwe.

Key words: *Baikiaea plurijuga*, *Brachystegia spiciformis*, disturbance, herbivory, species composition, structure, Zimbabwe.

Listado de Abreviaturas

cm	centímetros
DAP	diámetro a la altura del pecho
dbh	diameter at breast height
DNP	Department of National Parks (Rhodesia)
DNP	Departamento de Parques Nacionales (Rodesia)
DNPWM	Department of National Parks and Wild Life Management (Zimbabwe)
DNPWM	Depto. de Parques Nacionales y Gestión de la Vida Silvestre (Zimbabwe)
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
FAO	Org. de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación
Farm 41	Railway Farm 41
GNP	Gonarezhou National Park
GNP	Parque Nacional Gonarezhou
h	altura
ha	hectáreas
HNP	Hwange National Park
HNP	Parque Nacional Hwange
IGBP	International Geosphere-Biosphere Programme,
IGBP	Programa Internacional Geosfera - Biosfera
IPNI	The International Plant Names Index
IPNI	Índice Internacional de Nombres de Plantas
IUCN	The International Union for the Conservation of Nature
km	kilómetros
KNP	Kruger National Park
KNP	Parque Nacional Kruger
KS	Kalahari sand
m	metros
mi	millas
N.P.	National Park
N.M.	Natural Monument

SANParks	South African National Parks
SANParks	Parques Nacionales de Sudáfrica
SBMK	Sabanas boscosas mixtas del Kalahari
SBTZ	Sabanas boscosas de teca del Zambezi
SSC	Species Survival Commission
SSC	Comisión de Supervivencia de Especies
t	toneladas
UICN	Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza
UKMA	United Kingdom Metric Association
UKMA	Asociación Métrica Británica
USAID	United States Agency for International Development
USAID	Agencia Estadounidense para el Desarrollo Internacional
WGR	Wankie Game Reserve (Rhodesia)
WGR	Reserva Wankie (Rodesia)

Listado de Figuras

- Figura 1. Ubicación del Parque Nacional Hwange en Zimbabue
- Figura 2. Ubicación de las parcelas en Railway Farm 41
- Figura 3. *Baikiaea plurijuga*
- Figura 4. *Baphia massaiensis*
- Figura 5. *Brachystegia spiciformis*
- Figura 6. *Burkea africana*
- Figura 7. *Combretum collinum*
- Figura 8. *Combretum psidioides*
- Figura 9. *Combretum zeyheri*
- Figura 10. *Erythrophleum africanum*
- Figura 11. *Ochna pulchra*
- Figura 12. *Pterocarpus angolensis*
- Figura 13. *Terminalia sericea*
- Figura 14. Densidad promedio por especie (árboles adultos)
- Figura 15. Área basimétrica promedio por especie (árboles adultos)
- Figura 16. Altura promedio por especie (árboles adultos)
- Figura 17. Número promedio de árboles adultos por especie con h igual o mayor a 3 m
- Figura 18. Número promedio de árboles adultos por especie con h igual o mayor a 5 m
- Figura 19. Distribución del rango de h por especie (árboles adultos)
- Figura 20. Distribución del rango de h para el conjunto de especies (árboles adultos)
- Figura 21. Cacería de elefante
- Figura 22. Distribución de elefantes en África
- Figura 23. Población de elefantes africanos por región
- Figura 24. Población de elefantes en Zimbabue
- Figura 25. Impacto de elefante en Railway Farm 41
- Figura 26. Elefante descortezando en Mana Pools N.P.
- Figura 27. Porcentaje promedio de árboles adultos impactados
- Figura 28. Porcentaje promedio de árboles adultos impactados según palatabilidad
- Figura 29. Número promedio de tallos dañados (árboles adultos)

Figura 30. Composición florística (promedios grupales de árboles adultos)

Figura 31. Densidad promedio de árboles adultos

Figura 32. Densidad promedio de árboles con altura igual o superior a 3 m

Figura 33. Área basimétrica promedio de árboles adultos

Figura 34. Altura promedio de árboles adultos

Listado de Tablas

- Tabla 1. Índices de diversidad y equidad de Shannon
- Tabla 2. Especies leñosas identificadas en el área de estudio
- Tabla 3. Índices de Shannon en bosques de otras regiones
- Tabla 4. Número de especies arbóreas en distintas sabanas boscosas africanas
- Tabla 5. Valores de los parámetros D y E para las especies leñosas de Farm 41
- Tabla 6. Densidad total por parcela
- Tabla 7. Área basimétrica total por parcela
- Tabla 8. Índice de valor de importancia expresado en (%)
- Tabla 9. Altura promedio por parcela
- Tabla 10. Árboles con altura igual o superior a 3 m por parcela
- Tabla 11. Árboles con altura igual o superior a 5 m por parcela
- Tabla 12. Densidad de árboles adultos en sabanas boscosas subsaharianas
- Tabla 13. Área basimétrica de árboles adultos en sabanas boscosas subsaharianas
- Tabla 14. Índice de valor de importancia en sabanas boscosas subsaharianas
- Tabla 15. Modelo de área de uso para los elefantes de Sudáfrica y Mozambique
- Tabla 16. Densidad de elefantes en el Parque Nacional Hwange
- Tabla 17. Densidades de elefante en las que se pronosticó equilibrio elefante-vegetación
- Tabla 18. Superficies protegidas interconectadas en Matabeleland North
- Tabla 19. Parcelas en Grupo Uno
- Tabla 20. Parcelas en Grupo Dos
- Tabla 21. Preferencia en dieta de los elefantes de Railway Farm 41

Capítulo 1. Introducción

Las sabanas boscosas mixtas del Kalahari (SBMK) del Parque Nacional Hwange (HNP) de Zimbabue (Zimbabue) y del territorio adyacente denominado Railway Farm 41, forman parte de una enorme región ecológica conocida como sabana boscosa de teca del Zambezi. Esta región se extiende por el sur de África ocupando porciones de Angola, Botsuana (Botswana), Namibia, Zambia y Zimbabue y ha pasado a ser el refugio de una de las mayores concentraciones de elefantes que quedan en el continente africano (Blanc *et al* 2002, Skarpe *et al.* 2004). Debido al continuo aumento de los asentamientos humanos ubicados en las proximidades de las zonas destinadas a la vida silvestre, el territorio disponible para los elefantes se ha ido reduciendo y éstos han quedado confinados casi exclusivamente a las áreas protegidas (Poché 1980, Eltringham 1990, Dublin *et al.* 1997). En Zimbabue, la reducción de la superficie disponible para los elefantes, junto con el aumento de sus números poblacionales, ha incrementado considerablemente el impacto provocado por estos mega-herbívoros sobre la vegetación leñosa (Martín 1992, Conybeare 2004) existiendo una marcada preocupación por la pérdida de especies arbóreas vulnerables que puedan producir. En la actualidad, las SBMK presentes en HNP y en Railway Farm 41 padecen una intensa herbivoría debido al número excepcional de elefantes que albergan en su superficie (Holdo 2005), problema que se magnifica durante la estación seca. De esta manera, para poder implementar un manejo integral de estas superficies, se hace necesario contar con información sobre la composición y la estructura de las SBMK, analizando además la interacción elefante-ecosistema. En consecuencia con lo expuesto, aún es necesario dar respuesta a los siguientes interrogantes:

- ¿Qué diversidad de especies arbóreas poseen las sabanas boscosas mixtas del Kalahari?
- ¿Como se caracteriza la estructura de las sabanas boscosas mixtas del Kalahari?
- ¿Como interactúa el elefante africano con la vegetación arbórea de las sabanas boscosas mixtas del Kalahari?
- ¿Qué impactos produce el elefante africano sobre la estructura y la composición específica de las sabanas boscosas mixtas del Kalahari?

Con la finalidad de dar respuesta a estas hipótesis, se desarrollaron los capítulos que conforman el presente estudio:

- Capítulo 2: se efectúa una descripción de la zona de estudio. Esta información proporciona un marco de referencia que es útil para desarrollar los otros capítulos de este trabajo.
- Capítulo 3: mediante el uso de índices de diversidad se estudió la biodiversidad de especies leñosas en los ecosistemas de sabana boscosa mixta.
- Capítulo 4: se incluye una descripción de las especies arbóreas de mayor importancia ecológica como componentes de las sabanas boscosas mixtas del Kalahari.
- Capítulo 5: se analizaron y caracterizaron los parámetros estructurales de las formaciones de sabanas boscosas mixtas. Esta información proporciona una base para estudiar el impacto del elefante africano sobre la vegetación leñosa.
- Capítulo 6 y Capítulo 7: se describen las características del elefante africano, como gran herbívoro presente en los ecosistemas de sabana, así como también su interacción general con la vegetación.
- Capítulo 8: se analizó el impacto del elefante africano sobre la vegetación leñosa a través del consumo y los daños físicos producidos durante su alimentación.

Capítulo 2. Descripción de la región

2.1 Railway Farm 41 y el Parque Nacional Hwange de Zimbabwe

Railway Farm 41 (en adelante Farm 41) es un territorio protegido de 2.300 ha que se utiliza para observación de la vida silvestre, ubicado a 18°38' Sur y 26°55' Este (Holdo 2005) en el oeste de Zimbabwe. Farm 41 limita con el borde fronterizo noreste del Parque Nacional Hwange (HNP), que con una superficie de 1.460.000 ha (14.600 km²) (Figura 1) alberga aproximadamente una décima parte de la población total de elefantes presentes en el continente africano (Blanc *et al.* 2007). Farm 41 y el extremo noreste de HNP (llamada Main Camp) forman una unidad con el mismo tipo de suelo y de vegetación, donde debido a la inexistencia de alambrados los animales se mueven libremente entre ambos territorios.



Figura 1.- Ubicación del Parque Nacional Hwange en Zimbabwe
Mapa: Ngoko Safaris, Warwickshire, Reino Unido.

2.2 Suelo

El suelo de Farm 41 y del área adyacente de Main Camp en HNP es el coloquialmente denominado “Kalahari sand” (KS) que se caracteriza por ser un suelo arenoso con un muy bajo nivel de nutrientes, una escasa capacidad de retención de agua (Gambiza *et al.* 2005) y una casi inexistente proporción de limo y arcilla (Holdo 2003), condiciones que determinan una escasa o nula aptitud agrícola. El suelo KS se formó a partir de sedimentos que provienen de extensos depósitos continentales (llamados “Kalahari beds”), acumulados en una enorme cuenca interna (Childes y Walker 1987). La arena se depositó formando planicies arenosas y dunas (Graz 2004). El suelo KS de HNP y Farm 41 forma parte de un extenso “sistema arenoso” denominado Kalahari que se desarrolló alrededor de los últimos 17.000 a 10.000 años durante el último período glacial (Childes y Walker 1987, Stokes *et al.* 1997), ocupando aproximadamente 2.500.000 km² en la porción sur del continente africano (Thomas 1987, IGBP 1997b). Las lluvias anuales oscilan entre los 160 mm en el sector sur hasta llegar a los 1.000 mm en el límite norte. Las arenas son eólicas (Thomas 1987) y no son uniformes en toda la extensión del Kalahari, pero son profundas, bien drenadas y con un muy bajo nivel de nutrientes (Scholes *et al.* 2002). Parte del área sur que recibe menos de 600 mm de precipitación anual y que no tiene agua permanente en superficie, es conocida como “desierto del Kalahari”, aunque ni el clima ni la vegetación sean consistentes con un desierto verdadero (IGBP 1997b). El sistema arenoso Kalahari se extiende a través de Namibia, Angola, República Democrática del Congo, Botsuana, Sudáfrica, Zambia y Zimbabue, ocupando aproximadamente un tercio de la superficie del sur de África (Scholes *et al.* 2002). En Zimbabue, el suelo KS se ubica en el oeste del país, cubriendo la mayor parte del área central y oeste de HNP (Childes y Walker 1987) y de acuerdo a la

granulometría, textura y características mineralógicas se pueden diferenciar arenas de dos tipos:

- depósitos antiguos arenosos de naturaleza eólica de color rojo/naranja (debido a la capa de óxido férrico que recubre los granos) que formaron los suelos profundos y bien drenados en los que se ubican los bosques de *Baikiaea* (Lockett 1979, Childes y Walker 1987):
- depósitos lacustres más jóvenes formados a partir del retrabajo de las arenas rojas. Son arenas calcáreas de color blanco a blanco amarillento cuya vegetación se encuentra representada por bosques bien abiertos, montes bajos y pastizales (Lockett 1979, Childes y Walker 1987).

2.3 Clima

Farm 41 y el extremo noreste de HNP tienen un clima semiárido que recibe una precipitación marcadamente estacional, teniendo una estación seca y una estación lluviosa. El promedio anual de lluvias es de 650 mm, estando concentradas en el período octubre-abril (Childes y Walker 1987, Holdo 2005). La estación seca se puede dividir en una etapa fresca que tiene lugar entre los meses de mayo y agosto, y en una etapa cálida que se presenta entre septiembre y noviembre (Holdo 2005). Las temperaturas registradas en la base de Main Camp (HNP) oscilan entre un promedio diario mínimo de 4,1°C tomada en el mes de Julio hasta un promedio diario máximo de 33,2°C observada en el mes de Octubre (Holdo 2005). La temperatura media anual es de 20,3°C y las heladas con temperaturas menores a los -5°C se producen con un intervalo aproximado de 3 años (Childes y Walker 1987).

2.4 Vegetación

La vegetación del extremo noreste de HNP se encuentra representada por “sabanas boscosas de *Baikiaea*” dominadas por *Baikiaea plurijuga* Harms, acompañadas de manchas/teselas de montes bajos dominados por *Terminalia sericea* Burch. ex DC. (Childes y Walker 1987, Holdo 2006b). En Farm 41 y en el área de Main Camp de HNP, la vegetación arbórea también incluye como especie dominante a *Brachystegia spiciformis* Benth., leñosa típica de los bosques Miombo africanos (van Wyk y van Wyk 1997), determinando que la vegetación con características de los bosques de *Baikiaea* y de los bosques Miombo sea conocida como “sabana boscosa mixta del Kalahari” (Holdo 2006b, Holdo 2007). Las “sabanas boscosas mixtas del Kalahari” (SBMK), que pueden ser clasificadas como sabanas boscosas semi-áridas (Holdo 2003), se ubican sobre suelos arenosos profundos de baja fertilidad, siendo sus principales componentes especies arbóreas de tamaño medio, hoja caduca y pertenecientes a las familias Leguminosae, Combretaceae y Ochnaceae. Las SBMK forman parte de una región ecológica denominada “sabana boscosa de teca del Zambezi” (SBTZ), representada por bosques claros (*woodlands*), y en menor medida por bosques densos (*forests*) de especies de hoja caduca dominadas por *Baikiaea plurijuga* (Childes y Walker 1987). Esta región ecológica se extiende sobre una superficie de 264.400 km², ocupando el sudeste de Angola, el nordeste de Namibia, zonas del norte de Botsuana, el suroeste de Zambia y el oeste de Zimbabue. El clima semiárido y la pobreza del suelo que caracterizan a esta región no han favorecido las prácticas agrícolas, conservándose la fauna y la vegetación natural. Sin embargo, en determinadas áreas entre las que se incluye Railway Farm 41, las especies de alto valor maderable han sido explotadas intensamente durante la primera mitad del siglo pasado (Holdo 2003). En el caso

específico de *Baikiaea plurijuga*, cuyos ejemplares pueden alcanzar los 20 m de altura (Werger y Coetzee 1978), los ejemplares de mayor tamaño fueron aprovechados (Childes 1984), observándose en la actualidad en Farm 41 muchos árboles que han rebrotado adoptando un formato de tallos múltiples (Holdo 2003, Holdo 2005). La vegetación arbórea de Farm 41 es poco densa (Holdo 2003), y en gran parte de su superficie se observa un dominio de árboles de hasta 5 m de altura (Holdo 2003). Además de la intensa explotación forestal realizada, los agentes naturales de perturbación (fuego, heladas y elefantes) tienen un importante efecto sobre la supervivencia de estas sabanas boscosas (Childes y Walker 1987, Holdo 2006a). De esta manera, la SBMK de Farm 41 se presenta como un mosaico de bosque maduro (árboles que han podido evitar a los agentes perturbadores), que alterna con bosques de menor altura formados por ejemplares que han rebrotado a partir de algún proceso de perturbación (Childes y Walker 1987, Holdo 2006a).

Capítulo 3. Diversidad en las sabanas boscosas mixtas del Kalahari

3.1 Introducción

La vegetación de Zimbabue se encuentra incluida dentro de tres diferentes regiones fitogeográficas: la región de Flora Zambeziaca, la región Afromontana y la región Florística del Cabo (Beentje 1996). La región de Flora Zambeziaca es la más rica en diversidad de especies y ocupa la mayor parte de la superficie de Zimbabue (Beentje 1996), incluyendo al Parque Nacional Hwange (HNP) y a su territorio adyacente Farm 41. Esta región fitogeográfica posee aproximadamente 8.500 especies vegetales (4.600 de las cuales son endémicas) y es el centro de diversidad de la mayoría de los distintos tipos de bosques que se ubican al sur del continente africano (White 1983). La mayoría de las especies arbóreas que componen los bosques de esta región son importantes para los pobladores pues se las utiliza como madera, fruta, leña, postes de alambrado y medicinas. Además, por su alto valor forrajero, son el refugio de una importante cantidad de especies animales (Shumba 2001). En Zimbabue, la región de Flora Zambeziaca está representada por cinco formaciones boscosas: *Acacia*, *Baikiaea*, Miombo, Mopane y *Terminalia/Combretum*, siendo los bosques Miombo los que cubren la mayor superficie (White 1983). Los bosques de *Baikiaea* o bosques de teca del Zambezi (*Baikiaea plurijuga* Harms), que crecen exclusivamente sobre suelos Kalahari sand, se ubican en la región oeste de Zimbabue (FAO 2007), cubriendo una parte importante de HNP. La vegetación de Farm 41 y del área de Main Camp de HNP se encuentra representada por sabanas boscosas de *Baikiaea* acompañadas de manchas/teselas de montes bajos de *Terminalia* (Holdo 2006b), denominadas en este caso “sabanas boscosas mixtas del Kalahari” (SBMK) debido a que tienen la

particularidad de incluir a *Brachystegia spiciformis* (Holdo 2006b) uno de los principales componentes de los bosques Miombo. En Farm 41, *Baikiaea plurijuga*, *Brachystegia spiciformis* y *Terminalia sericea* se comportan como especies dominantes de los bosques de *Baikiaea*, de los bosques Miombo y de los montes bajos de *Terminalia*, respectivamente (Holdo 2006b), formaciones boscosas que en conjunto forman las SBMK. Distintos investigadores han estudiado la composición y la dinámica de las sabanas boscosas de *Baikiaea* de HNP (Childes y Walker 1987, Conybeare 1991, Rogers 1993), mientras que Holdo (2002, 2003, 2005, 2006a, 2006b, 2007) ha descrito y estudiado exhaustivamente la dinámica de las SBMK de Farm 41, analizando los mecanismos de perturbación. Sin embargo, no existe similar caudal de información analizando la diversidad de las SBMK. Por este motivo, el objetivo del presente capítulo ha sido estudiar la composición florística de las SBMK y analizar la riqueza y diversidad de especies presentes en Farm 41.

3.2. Materiales y métodos

Diecisiete (17) parcelas de estudio se establecieron en Farm 41, superficie de 2.300 ha ubicada sobre el borde fronterizo noreste de HNP, con presencia de SBMK (descrita en el capítulo 2) acompañada por sabanas de *Acacia/Combretum* que se ubican sobre sectores reducidos en los márgenes de un valle muy estrecho que recorre el área de estudio, y por algunas manchas/teselas de bosques Miombo (Holdo 2005). Estas parcelas, ubicadas al azar, fueron delimitadas en el terreno entre los meses de junio y agosto del año 2000, teniendo cada una de ellas una superficie de 50 x 20 m (0,1 ha). La ubicación de las parcelas dentro del territorio de Farm 41 se realizó utilizando dos procedimientos. El primero de ellos consistió en elegir ubicaciones al azar, a partir de

una tabla de números aleatorios formados por: 1) distancias (múltiplos de 400 m) a lo largo de los tres caminos que se encuentran dentro del área de estudio y 2) distancias perpendiculares al camino (entre 10 y 100 m). El segundo procedimiento se utilizó para ubicar parcelas alejadas de los caminos y consistió en superponer sobre un mapa del área de estudio, una cuadrícula con líneas de latitud y longitud (ubicadas cada 350 m) y marcar sobre el mapa la intersección de las mismas. Las parcelas fueron elegidas al azar a partir de los puntos de intersección y se localizaron en el campo (Figura 2) utilizando un sistema de posicionamiento global (Navstar-GPS). En un principio se habían delimitado 18 parcelas, descartándose luego una de ellas (la parcela 6) por no haberse realizado el monitoreo correspondiente al año 2003. Las distancias entre las distintas parcelas varían entre los 290 m y los 4.500 m, con una distancia promedio de 1.780 m (Holdo 2006a).

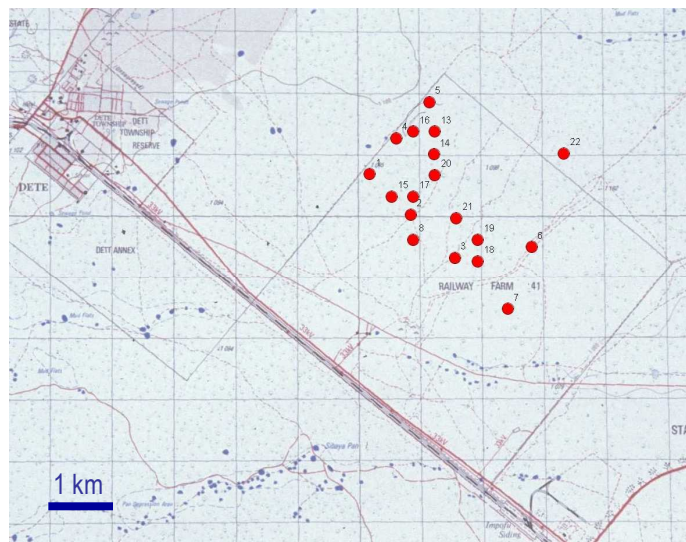


Figura 2.- Ubicación de las parcelas en Railway Farm 41
Mapa: R. Holdo

En cada una de las parcelas, estacas de hierro de 50 cm de longitud fueron enterradas en los dos extremos de un eje central de 50 m de longitud y ambas ubicaciones fueron registradas mediante un GPS. Se marcaron con etiquetas de aluminio 2.451 árboles pertenecientes a las SBMK y se realizó su seguimiento durante los años 2001, 2002 y 2003. Las especies leñosas estudiadas fueron las siguientes (IPNI 2009):

Baikiaea plurijuga Harms

Baphia massaiensis Taub.

Brachystegia spiciformis Benth.

Burkea africana Hook.

Combretum collinum Fresen.

Combretum psidioides Welw.

Combretum zeyheri Sond.

Erythrophleum africanum Harms

Ochna pulchra Hook.

Pterocarpus angolensis DC.

Terminalia sericea Burch. ex DC.

Debido a su pequeño tamaño de muestra, similar tasa de crecimiento y susceptibilidad al impacto de los elefantes (Holdo 2006a), los registros de *Combretum psidioides* y *Combretum zeyheri* fueron procesados como pertenecientes a una única especie cuyos datos se consignan bajo el nombre *Combretum psidioides-zeyheri*, realizándose el análisis de la información en base al monitoreo de diez especies. La muestra de árboles estudiados en las parcelas fue determinada registrando solamente a los árboles con diámetro en la base igual o mayor a 5 cm (adultos).

Diámetro en la base: los árboles con diámetro en la base de 5 cm fueron medidos con calibre de precisión y los árboles de mayor tamaño con cinta métrica. La medición del diámetro basal se realizó a la altura del engrosamiento presente en la base del tallo (*basal swelling*), pues la medición convencional de diámetro a la altura del pecho o DAP (*diameter at breast height*) era conflictiva debido a la cantidad de árboles

impactados por los elefantes por debajo de esa altura. La altura de medición se marcó con pintura para posibilitar una mayor precisión en las medidas posteriores.

Riqueza y diversidad de especies: la riqueza de especies se define como el número de especies en una determinada superficie (Villegas *et al.* 2008), mientras que la diversidad considera número de especies y número de individuos de cada especie (Mostacedo y Fredericksen 2000). La diversidad de cada una de las parcelas se calculó mediante el Índice de Diversidad de Shannon (H') (Kent y Coker 1992). Para conocer la abundancia de las diferentes especies, se utilizó el Índice de Equidad de Shannon (J), que evalúa la cantidad de individuos que alberga cada especie en una parcela (Kent y Coker 1992).

$$H' = - \sum P_i \ln P_i \qquad J = H' / \ln S$$

siendo:

P_i : proporción de individuos de cada especie
 S : número total de especies en cada parcela
 \ln : logaritmo natural

El valor de (H') es cero (0) cuando la superficie contiene solamente una especie (no hay diversidad) y se incrementa a medida que aumenta el número de especies y/o si la distribución entre las especies se hace más equitativa (Rudas *et al* 2002). El Índice de Equidad de Shannon (J) se obtiene al dividir el índice de diversidad por el logaritmo natural del máximo número de especies encontradas en el área de estudio (Rudas *et al* 2002). El valor de (J) se sitúa entre cero (0) y uno (1), aproximándose a uno (1) a medida que la abundancia en el área de las distintas especies se hace progresivamente mayor.

3.3 Resultados

3.3.1 Riqueza y Diversidad de Especies

La Tabla 1 presenta los resultados obtenidos luego de aplicar los índices de Shannon en cada una de las parcelas. Las parcelas 4 y 5 son las únicas que registran la totalidad de especies monitoreadas (diez especies) en su haber (*C. psidioides* y *C. zeyheri* fueron analizadas como una única especie), seguidas por las parcelas 1, 13, 15, 16, 17, 20 y 21 que contabilizan una riqueza de 9 especies para cada una de ellas. La parcela con menor riqueza ha sido la parcela 2 con un registro de solo 4 especies.

Tabla 1.- Índices de diversidad y equidad (media \pm error standard) de Shannon
Datos: año 2001

Parcela	Número de adultos (ha ⁻¹)	Riqueza (S): especies por parcela	Índice de diversidad de Shannon	Índice de equidad de Shannon
Parcela 01	790	9	1,56 (0,03)	0,71 (0,01)
Parcela 02	410	4	0,90 (0,04)	0,65 (0,01)
Parcela 03	440	6	1,01 (0,03)	0,56 (0,01)
Parcela 04	890	10	1,99 (0,03)	0,86 (0,01)
Parcela 05	770	10	1,95 (0,03)	0,85 (0,01)
Parcela 07	870	7	1,19 (0,04)	0,61 (0,02)
Parcela 08	370	6	1,24 (0,03)	0,69 (0,01)
Parcela 13	1060	9	1,46 (0,03)	0,66 (0,01)
Parcela 14	600	8	1,67 (0,04)	0,80 (0,01)
Parcela 15	1170	9	1,79 (0,03)	0,81 (0,01)
Parcela 16	1310	9	1,75 (0,03)	0,79 (0,01)
Parcela 17	850	9	1,40 (0,03)	0,64 (0,01)
Parcela 18	440	8	1,68 (0,04)	0,81 (0,01)
Parcela 19	580	7	1,34 (0,04)	0,69 (0,01)
Parcela 20	480	9	1,69 (0,03)	0,77 (0,01)
Parcela 21	670	9	1,80 (0,03)	0,82 (0,01)
Parcela 22	780	8	1,58 (0,04)	0,76 (0,01)
Farm 41	12480	10	1,53 (0,03)	0,73 (0,01)

Los valores de los índices, tanto de diversidad como de equidad alcanzaron sus valores máximos en la parcela 4, registrando 1,99 y 0,86 respectivamente, seguida por la parcela 5 que registró índices de 1,95 y 0,85 respectivamente. Para toda la superficie de

Farm 41 (17 parcelas), el índice de diversidad reportó un valor de 1,53, mientras que el índice de equidad registró un valor de 0,73.

3.3.2 Composición Florística

La Tabla 2 presenta la totalidad de las especies arbóreas encontradas en Farm 41. Un total de 37 especies leñosas (Holdo 2003), pertenecientes a 10 familias y 24 géneros, fueron identificadas en el área de estudio. La mayor representación la tienen la familia Leguminosae con 18 especies pertenecientes a los géneros *Acacia*, *Baikiaea*, *Baphia*, *Bauhinia*, *Brachystegia*, *Burkea*, *Colophospermum*, *Dichrostachys*, *Erythrophleum*, *Guibourtia*, *Julbernardia*, *Lonchocarpus* y *Pterocarpus*, y la familia Combretaceae con 9 especies pertenecientes a los géneros *Combretum* y *Terminalia*. A su vez, el género *Combretum*, con 7 especies (*C. apiculatum*, *C. collinum*, *C. hereroense*, *C. molle*, *C. mossambicense*, *C. psidioides* y *C. zeyheri*) es el género con el mayor número de especies presentes en el área de estudio. De los 2.950 árboles inventariados en Farm 41 (Holdo 2005), un total de 2.451 individuos pertenecientes a las diez (10) especies con mayor presencia (los registros de *C. psidioides* y *C. zeyheri* fueron procesados como pertenecientes a una única especie), fueron etiquetados y monitoreados.

Tabla 2.- Especies leñosas identificadas en el área de estudio
Fuente: (Holdo 2003)

ANACARDIACEAE	<i>Rhus tenuinervis</i> Engl.
APOCYNACEAE	<i>Diplorhynchus condylocarpon</i> (Müll. Arg.) Pichon
BIGNONIACEAE	<i>Markhamia acuminata</i> (Klotzsch) K. Schum.
COMBRETACEAE	<i>Combretum apiculatum</i> Sond.
	<i>Combretum collinum</i> Fresen.
	<i>Combretum hereroense</i> Schinz
	<i>Combretum molle</i> Engl. & Diels
	<i>Combretum mossambicense</i> Engl.
	<i>Combretum psidioides</i> Welw.
	<i>Combretum zeyheri</i> Sond.
	<i>Terminalia sericea</i> Burch. ex DC.
	<i>Terminalia brachystemma</i> Welw. ex Hiern
EBENACEAE	<i>Diospyros lycioides</i> Desf.
	<i>Euclea divinorum</i> Hiern
EUPHORBIACEAE	<i>Pseudolachnostylis maprouneifolia</i> Pax
LEGUMINOSAE	<i>Acacia ataxacantha</i> DC.
	<i>Acacia erioloba</i> E. Mey.
	<i>Acacia fleckii</i> Schinz
	<i>Acacia luederitzii</i> Engl.
	<i>Baikiaea plurijuga</i> Harms
	<i>Baphia massaiensis</i> Taub.
	<i>Bauhinia petersiana</i> Bolle
	<i>Brachystegia boehmii</i> Taub.
	<i>Brachystegia spiciformis</i> Benth.
	<i>Burkea africana</i> Hook.
	<i>Colophospermum mopane</i> (J. Kirk ex Benth.) J. Léonard
	<i>Erythrophleum africanum</i> Harms
	<i>Guibourtia coleosperma</i> (Benth.) J. Léonard
	<i>Julbernardia globiflora</i> (Benth.) Troupin
	<i>Lonchocarpus nelsii</i> Schinz ex Heering & Grimme
	<i>Pterocarpus angolensis</i> DC.
	<i>Pterocarpus rotundifolius</i> Druce
	<i>Dichrostachys cinerea</i> (L.) Wight & Arn.
OCHNACEAE	<i>Ochna pulchra</i> Hook.
RUBIACEAE	<i>Canthium huillense</i> Hiern
TILIACEAE	<i>Grewia flavescens</i> Juss.
	<i>Grewia monticola</i> Sond.

3.4 Discusión

3.4.1 Riqueza y Diversidad de Especies

La riqueza y diversidad de especies de los bosques secos del sur de África ha sido estudiada durante los últimos años por numerosos autores (Mugasha y Chamshama 2002, Isango 2007, Mbwambo y Nshubemuki 2007, Mwase *et al.* 2007, Lupala 2009), concentrando la mayoría de la información en los bosques Miombo. La SBMK, cuya diversidad ha sido muy poco estudiada, presentó en Farm 41 índices de diversidad y de equidad (Shannon) bajos (1,53 y 0,73 respectivamente), ubicándose estos registros dentro del rango esperable para una sabana boscosa del sur de África. El índice de diversidad representa la abundancia de especies dentro de un área de interés y es una medida ampliamente utilizada en los bosques tropicales, ya que permite realizar una comparación de la diversidad florística entre distintas regiones (Villegas *et al.* 2008). Sin embargo, otros autores (Mbwambo y Nshubemuki 2007), señalan que la comparación se encuentra limitada por el número de individuos que encontramos en los distintos lugares y por el tamaño de muestreo. Con respecto al índice de equidad, los mismos autores (Mbwambo y Nshubemuki 2007) indican que las comparaciones pueden presentar el problema de exagerar las diferencias cuando se trabaja en regiones con un bajo número de especies. En el área de estudio (Farm 41), los índices de Shannon se calcularon tomando en cuenta solamente a las 10 especies bajo estudio (los registros de *C. psidioides* y *zeyheri* fueron procesados como pertenecientes a una única especie), por lo tanto la comparación con índices de bosques de otras regiones (en los que los registros de riqueza y los índices de Shannon se han obtenido a partir de registros de todas las especies presentes) no es válida y sus datos se presentan solo a título informativo (Tabla 3). Junto con los datos de las SBMK de Farm 41 se adjuntan

registros de bosques siempre-verde bolivianos y de sabanas boscosas Miombo (formación boscosa que presenta algunas manchas/teselas en el área de estudio y que ocupa un amplio sector en HNP), emparentadas con las SBMK (ambas tienen a *Brachystegia spiciformis* como especie clave) y extensamente estudiadas ya que representan la mayor extensión de sabana boscosa en África y probablemente en el mundo (Frost 1996), cubriendo 2,8 millones de Km² a través de una región que comprende a Tanzania y a Zaire en el norte; a Zambia, a Malawi (Malawi) y al este de Angola en el centro; y a Mozambique y a Zimbabue en el sur (IGBP 1997a).

Tabla 3.- Índices de Shannon en bosques de otras regiones

Tipo de Bosque	Ubicación	Índice diversidad Shannon	Índice equidad Shannon	Referencia
Sab. Boscosa Miombo	Likhubula, Malawi	1,01	0,71	Mwase <i>et al.</i> 2007
Sab. Boscosa Miombo	Malosa, Malawi	1,26	0,84	Mwase <i>et al.</i> 2007
Sab. Boscosa Miombo	Udekwa, Tanzania	1,29	-----	Isango 2007
Sab. Boscosa Miombo	Kitonga, Tanzania	1,32	-----	Isango 2007
Sab. Boscosa Miombo	Nyangoro, Tanzania	1,50	-----	Isango 2007
SBMK	Farm 41, Zimbabue	1,53	0,73	Presente estudio
Sab. Boscosa Miombo	Igombe, Tanzania	2,28	0,71	Mbwambo y Nshubemuki 2007
Sab. Boscosa Miombo	Urumwa, Tanzania	2,68	0,83	Mbwambo y Nshubemuki 2007
Bosque montano bajo siempre-verde	Área Natural de Manejo Integrado Madidi, Bolivia	2,90	-----	Cabrera-Condarco 2005
Sab. Boscosa Miombo	Kitulangalo, Tanzania	3,10	-----	Mugasha y Chamshama 2002
Bosque siempre-verde estacional amazónico	Bajo Paraguá, Bolivia	3,42	0,82	Villegas <i>et al.</i> 2008
Sab. Boscosa Miombo	Barati, Tanzania	3,83	-----	Lupala 2009

3.4.2 Composición Florística

Los bosques secos del sur de África se caracterizan por presentar un reducido número de especies arbóreas, especialmente cuando se los compara con bosques de otras latitudes, como es el caso de los bosques amazónicos de Bolivia, donde en un estudio se encontraron 256 especies de árboles pertenecientes a 50 familias (Villegas *et al.* 2008) y en otro trabajo de investigación se reportaron 655 especies leñosas pertenecientes a 70 familias (Mostacedo *et al.* 2006). En Farm 41, las SBMK mantienen el patrón de los

bosques secos africanos al registrar solo 37 especies arbóreas (Holdo 2003), observándose que dos de las familias presentes (Leguminosae y Combretaceae) con 18 y 9 especies respectivamente, representan el 73% de las especies leñosas identificadas, mientras que el género *Combretum* con 7 especies (si bien ninguna de ellas es una especie dominante), participa en el 19% de las especies componentes. Lamentablemente la falta de información sobre las SBMK no permite comparar estos datos con registros de sabanas boscosas mixtas obtenidos en otras áreas. Sin embargo, la información registrada en Farm 41 puede compararse (solo a título informativo) con observaciones realizadas en otros tipos de sabana boscosa africana y con un diagrama de parcelas diferente (ambos parámetros restan validez a la comparación), donde los registros conducen a un promedio general de 62 especies (Tabla 4).

Tabla 4.- Número de especies arbóreas en distintas sabanas boscosas africanas

Tipo de Sabana Boscosa	Ubicación	País	Nro. especies	Autor trabajo de campo	Referencia
Mopane	P. N. Gonarezhou	Zimbabue	20	Gandiwa <i>et al.</i> 2009	Gandiwa <i>et al.</i> 2009
Miombo	Reserva Likhubula	Malawi	26	Mwase <i>et al.</i> 2007	Mwase <i>et al.</i> 2007
Miombo	Reserva Malosa	Malawi	34	Mwase <i>et al.</i> 2007	Mwase <i>et al.</i> 2007
Miombo	Tabora	Tanzania	34	Mbwambo 2000	Isango 2007
SBMK	Railway Farm 41	Zimbabue	37	Holdo 2003	Presente estudio
Apiculatum	P. N. Gonarezhou	Zimbabue	44	Gandiwa <i>et al.</i> 2009	Gandiwa <i>et al.</i> 2009
Miombo	Reserva Nyangoro	Tanzania	47	Isango 2007	Isango 2007
Miombo	Reserva Kitonga	Tanzania	60	Isango 2007	Isango 2007
Miombo	Reserva Udekwa	Tanzania	63	Isango 2007	Isango 2007
Miombo	N'hambita, Sofala	Mozambique	69	Williams <i>et al.</i> 2008	Williams <i>et al.</i> 2008
Miombo	Res. Kitulangalo	Tanzania	77	Mbwambo <i>et al.</i> 2008	Mbwambo <i>et al.</i> 2008
Miombo	Res. Kitulangalo	Tanzania	79	Luoga 2000	Isango 2007
Miombo	Distrito Kilosa	Tanzania	86	Backéus <i>et al.</i> 2006	Backéus <i>et al.</i> 2006
Miombo	Reserva Baraku	Tanzania	87	Lupala 2009	Lupala 2009
Miombo	Res. Kitulangalo	Tanzania	95	Malinbwi <i>et al.</i> 1998	Isango 2007
Miombo	Mufindi	Tanzania	102	Tuite 1992	Isango 2007
Miombo	Res. Kitulangalo	Tanzania	102	Mugasha y Chamshama 2002	Mugasha y Chamshama 2002
Promedio	-----	-----	62	-----	-----

Capítulo 4. Especies arbóreas más representativas en las sabanas boscosas mixtas del Kalahari

4.1 Introducción

Las sabanas ocupan una quinta parte de la superficie terrestre y un 50% del territorio africano (Sankaran *et al.* 2004). Sin embargo, las razones que determinan su estructura y distribución no se encuentran clarificadas en su totalidad (Khavhagali y Bond 2008), estando la abundancia relativa de pastos y vegetación arbórea regida por interacciones complejas y dinámicas entre clima, suelo, relieve, herbivoría y fuego (Scholes y Archer 1997). El término sabana ha sido extensamente utilizado y ha tenido distintas acepciones a lo largo de los años. En la actualidad, las sabanas se definen como un estrato de pastizal continuo asociado con árboles que se presentan en forma dispersa (Scholes y Archer 1997). Con el fin de evitar un uso incorrecto del término, una “verdadera sabana” debe cumplir con las siguientes premisas (Scholes y Archer 1997):

- 1) la temperatura promedio mensual debe superar los 10°C durante todo el año.
- 2) tener en promedio 60 días al año con suficiente humedad para el crecimiento de la vegetación.
- 3) las plantas arbóreas deben tener por los menos un 5% de la cobertura aérea total.
- 4) tener 60 días continuos al año con insuficiente humedad para el crecimiento de la vegetación.
- 5) la estación de lluvias no debe ser más calurosa que la estación seca.
- 6) la cobertura de las plantas arbóreas debe ser inferior al 80% de la cobertura aérea total.
- 7) el pastizal debe tener por lo menos un 5% de la cobertura aérea total.
- 8) el pastizal y la vegetación arbórea no deben estar espacialmente separados.
- 9) la parte superior de la canopia arbórea debe tener un mínimo de 2 m de altura.

Las sabanas áridas y semi-áridas del continente africano, entre las que se ubican las sabanas boscosas mixtas del Kalahari (SBMK), reciben una precipitación promedio anual inferior a 650 ± 134 mm (Sankaran *et al.* 2005), y se caracterizan por tener una

coexistencia árboles-pastizal “estable”, donde la abundancia de la vegetación leñosa se encuentra principalmente determinada por la disponibilidad de agua, y donde los agentes naturales de perturbación (fuego y herbivoría) pueden modificar la relación árboles-pastizal, pero no son necesarios para que el pastizal se mantenga en el sistema (Sankaran *et al.* 2005). Por el contrario, en el caso específico del componente arbóreo de estas sabanas, la actividad de los elefantes y del fuego es muy importante, pudiendo producir impactos profundos sobre la vegetación leñosa (el efecto de las heladas no es tan importante), afectándola seriamente (Holdo 2007). En este capítulo se presenta una revisión del componente leñoso de las SBMK de Railway Farm 41, mencionando además el efecto que producen los agentes naturales de perturbación sobre el mismo. Railway Farm 41 es un territorio que se utiliza para la observación de vida silvestre y forma parte de una enorme superficie protegida (Holdo 2003) de 1.900.000 ha ubicada en la provincia de Matabeleland North en Zimbabue. Este extenso territorio se extiende desde la carretera Bulawayo-Victoria Falls en el este hasta la frontera de Zimbabue con Botsuana en el oeste (Holdo 2003). No obstante ser un área protegida, gran parte de Farm 41 (durante la primera mitad del siglo pasado) sufrió la extracción de especies de valor maderero (Holdo 2003) como mukwa (*Pterocarpus angolensis*), umchivi (*Guibourtia coleosperma*) y teca (*Baikiaea plurijuga*). La actividad maderera se abandonó en 1950, regenerándose la vegetación natural (Holdo 2003). A continuación, se presenta un análisis descriptivo de las once especies arbóreas con mayor presencia en las SBMK de Farm 41. Estas especies comprenden el 90% del área basimétrica total contabilizada en el área de estudio (Holdo 2005) y son las siguientes:

Baikiaea plurijuga

Combretum zeyheri

Baphia massaiensis

Erythrophleum africanum

Brachystegia spiciformis

Ochna pulchra

Burkea africana

Pterocarpus angolensis

Combretum collinum

Terminalia sericea

Combretum psidioides

4.2 *Baikiaea plurijuga* Harms

Nombre vulgar: Mukusi (Pearce 1986), Teca del Zambezi, Teca de Rodesia, Teca de Zimbabue, Teca africana, Teca (van Wyk y van Wyk 1997).

Familia: Leguminosae (IPNI 2009).

Categoría UICN: Riesgo Bajo/casi amenazado (Lower Risk/near threatened) (IUCN 2010).

Descripción botánica: árbol deciduo (hoja caduca), tamaño medio a grande, con corona densa y extendida. Folíolos en número mayor de 3 y con pelos, especialmente cuando son jóvenes. Folíolo terminal ausente. Flores atractivas, rosadas, en grandes racimos ubicados en posición axilar. Capullos aterciopelados y de color marrón dorado. Vainas planas, leñosas, pilosas, con dehiscencia explosiva (van Wyk y van Wyk 1997).

Hábitat: bosques claros abiertos (*open woodlands*). Suelos arenosos profundos (vanWyk y van Wyk 1997). *Baikiaea plurijuga* se encuentra adaptada a los suelos Kalahari sand gracias a la profundidad que alcanza su raíz, presentando ejemplares que pueden llegar a los 20 m de altura (Werger y Coetzee 1978). Sin embargo, extensas áreas de Kalahari sand en Zimbabue se encuentran ocupadas por montes bajos de *Baikiaea*, que podrían estar asociados a la presencia de un estrato edáfico superficial y compacto que impide el pasaje de la raíz o son el resultado de una historia de múltiples disturbios (Childes y Walker 1987, Holdo 2005).

Distribución en África austral: norte de Namibia, norte de Botsuana y oeste de Zimbabue (van Wyk y van Wyk 1997).

Crecimiento: muy lento (Holdo 2005).

Interacción con la fauna: sólo en muy raras ocasiones es afectada por los elefantes, por lo general es rechazada (Holdo 2006b). Los elefantes no la consumen (Chafota 2007). El impacto que producen los elefantes es indirecto, facilitando la labor de fuego/heladas y removiendo especies de crecimiento más rápido como *Brachystegia spiciformis*

(Holdo 2007). En Farm 41 no se encontraron evidencias de ejemplares descortezados por elefante (Holdo 2005), que pudieran confirmar la mayor susceptibilidad de los árboles de *Baikiaea plurijuga* (descortezados) al fuego, de acuerdo a lo previamente reportado por Boughey (1963).

Interacción con otros procesos biológicos: no se reportan.



Figura 3.- *Baikiaea plurijuga*

Fotos: South African National Biodiversity Institute,
National Herbarium, Pretoria.

Comportamiento frente a fuego y heladas: susceptible al fuego y a las heladas (Holdo 2005). Debido a resultados contradictorios, no se ha podido evaluar si es una especie muy susceptible o poco susceptible a heladas (Holdo 2006b).

Usos: es una importante especie maderable. Madera color rojizo oscuro, fuerte, dura y de larga duración (van Wyk y van Wyk 1997). Está considerada como una de las mejores maderas duras del mundo y se la conoce también como Madera Roja del Zambezi (Pearce 1986). Frecuentemente su madera es confundida con madera de Teca asiática, también llamada Teca auténtica (*Tectona grandis* L.), especie nativa del sudeste asiático. Sin embargo, ambas especies son muy distintas desde el punto de vista botánico y estructural (Pearce 1986).

4.3 *Baphia massaiensis* Taub.

Nombre vulgar: Baphia.

Familia: Leguminosae (IPNI 2009).



Figura 4.- *Baphia massaiensis*

Foto: B. Wursten

Categoría UICN: no se encuentra en la lista roja (IUCN 2010).

Descripción botánica: árbol pequeño o arbusto. La bibliografía internacional no aclara si son ejemplares de hoja caduca o semicaduca, siendo esta característica muy variable y no conocida con exactitud (van Wyk y van Wyk 1997). Hojas color verde oscuro y sin brillo en la parte superior y de color verde pálido con 6 a 10 pares de venas bien visibles en la parte inferior. Flores en racimos pequeños, pétalos ondulados, blancos, con mancha amarilla en el centro del pétalo superior. Vainas de 12 centímetros de longitud, marrón rojizo a marrón oscuro, dehiscentes (van Wyk y van Wyk 1997).

Hábitat: montes (*bushvelds*), usualmente en grupos densos. Suelos arenosos profundos (van Wyk y van Wyk 1997).

Distribución en África austral: norte de Namibia, norte de Botsuana y oeste de Zimbabue (van Wyk y van Wyk 1997).

Crecimiento: muy lento (Holdo 2005).

Interacción con la fauna: muy afectada por los elefantes (Holdo 2006b), se registra un alto consumo por parte de los mismos. Es una de las especies más apetecidas por los elefantes, reportándose también el consumo frecuente de ejemplares de menos de 1 m de altura (Chafota 2007), contradiciendo lo previamente informado por Caughley (1976) y Leuthold (1977) que observaron un rechazo de especies arbóreas (palatables) con menos de 1 m de altura.

Interacción con otros procesos biológicos: no se reportan.

Comportamiento frente a fuego y heladas: no disponible.

Usos: no se reportan.

4.4 *Brachystegia spiciformis* Benth.

Nombre vulgar: Msasa, Brachystegia.

Familia: Leguminosae (IPNI 2009).

Categoría UICN: no se encuentra en la lista roja (IUCN 2010).

Descripción botánica: árbol de hoja caduca, mediano a grande, con corona que parece formada por varios estratos. Hojas inclinadas hacia el suelo, verde oscuro, con brillo. Folíolos usualmente en 4 pares, siendo el par terminal de mayor tamaño. Flores en racimos, verdosas con anteras rojas. Vainas sin pelos. Desarrolla híbridos con *Brachystegia microphylla* Harms y con *Brachystegia glaucescens* Hutch. & Burt Davy (van Wyk y van Wyk 1997).

Hábitat: bosques claros (*woodlands*). Frecuentemente es una especie dominante. Árbol característico de los bosques Miombo que se encuentra asociado con *Julbernardia globiflora* (van Wyk y van Wyk 1997). Gracias a su poderoso sistema radicular (larga raíz primaria con un extenso sistema de raíces laterales) que le permite obtener humedad en profundidad y en las capas superficiales, se ha convertido en un importante invasor en numerosas zonas de Kalahari sand (Holdo 2005).

Distribución en África austral: centro y suroeste de Mozambique y en todo Zimbabwe (van Wyk y van Wyk 1997).

Crecimiento: muy rápido (Holdo 2005, Holdo 2006a).

Interacción con la fauna: es una especie muy afectada por los elefantes (Holdo 2006b). Los ejemplares maduros son frecuentemente descortezados en la parte final de la

temporada seca (Holdo 2005). Los bosques Miombo (donde *Brachystegia spiciformis* es una especie dominante) son muy susceptibles al impacto del elefante pues muchos de los árboles maduros de *B. spiciformis* mueren después de ser descortezados, abriendo la canopia y exponiendo a los ejemplares jóvenes a los efectos de fuego y heladas (Holdo 2005).

Interacción con otros procesos biológicos: el desarrollo de mariposas del género *Charaxes* se encuentra asociado a este árbol (van Wyk y van Wyk 1997).

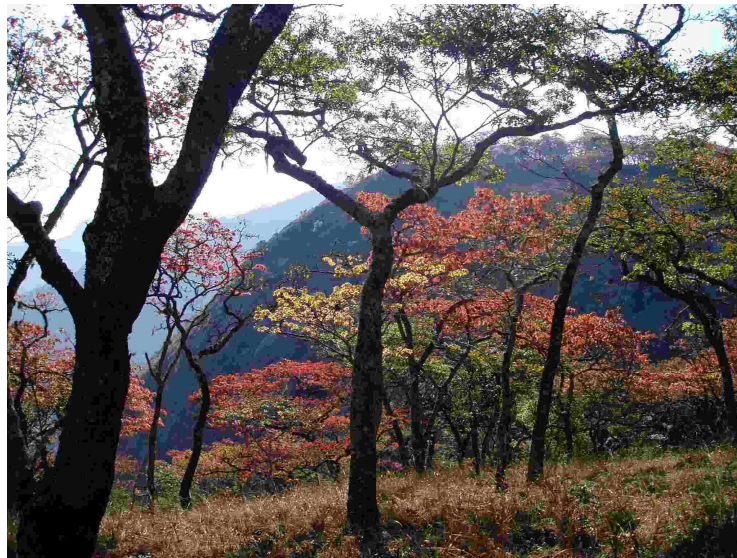


Figura 5.- *Brachystegia spiciformis*

Foto: M. Hyde

Comportamiento frente a fuego y heladas: susceptible al fuego y extremadamente susceptible a las heladas (Holdo 2005). Es una especie ausente en áreas de Kalahari sand con muy alta frecuencia de heladas (Holdo 2005).

Usos: el duramen es de color marrón rojizo y se utiliza como madera multipropósito. La fibra de la corteza se utiliza para confeccionar sogas. Las flores producen una miel de excelente calidad (van Wyk y van Wyk 1997).

4.5 *Burkea africana* Hook.

Nombre vulgar: Burkea, Wild seringa (van Wyk y van Wyk 1997).

Familia: Leguminosae (IPNI 2009).

Categoría UICN: no se encuentra en la lista roja (IUCN 2010).

Descripción botánica: árbol de hoja caduca, de tamaño mediano, con corona aplanada y extendida. Hojas compuestas. Flores en espiga inclinadas hacia el suelo. Vainas planas, elípticas, marrones, leñosas, indehiscentes y con una sola semilla (van Wyk y van Wyk 1997).



Figura 6.- *Burkea africana*
Foto: Wikimedia

Hábitat: montes (*bushvelds*). Generalmente en suelos arenosos profundos (van Wyk y van Wyk 1997).

Distribución en África austral: noreste de Namibia, norte de Botsuana, norte de Sudáfrica, centro de Mozambique y en todo Zimbabue (van Wyk y van Wyk 1997).

Crecimiento: rápido (Holdo 2007).

Interacción con la fauna: *B. africana* es una especie muy rica en taninos (Holdo 2005) y los elefantes normalmente evitan su consumo, por lo tanto, muchos autores la consideran como especie “no palatable” (Owen-Smith y Cooper 1987). Sin embargo, en Farm 41 los elefantes la consumen, probablemente debido a la escasa disponibilidad de forraje de calidad (Holdo 2005). El consumo de *Burkea africana* puede ser un indicador

de la elevada presión que ejercen los elefantes sobre la vegetación de Farm 41 durante la temporada seca (Holdo 2005). El puercoespín crestado africano (*Hystrix africaeaustralis* Peters), se alimenta frecuentemente de la corteza de la *Burkea africana*, haciéndola más susceptible al fuego e incrementando su mortalidad (Yeaton 1988).

Interacción con otros procesos biológicos: el desarrollo de mariposas de los géneros *Charaxes*, *Deudorix* y *Aphnaeus* se encuentra asociado a *Burkea africana*. Orugas de la polilla *Cirina forda* se establecen en este árbol, muchas veces en grandes números, causando una completa defoliación (van Wyk y van Wyk 1997).

Comportamiento frente a fuego y heladas: no disponible.

Usos: la corteza y la raíz se emplean en medicina tradicional. La corteza seca y triturada se utiliza para producir veneno. La raíz produce una tintura de color rojo de muy buena calidad. La madera es dura y pesada, pero por lo general no se la utiliza, pues es muy susceptible al ataque de barrenador. Las orugas de *Cirina forda* se consumen fritas y son consideradas un manjar por los lugareños, que las cosechan en grandes cantidades (van Wyk y van Wyk 1997).

4.6 *Combretum collinum* Fresen.

Nombre vulgar: Variable bushwillow (van Wyk y van Wyk 1997).

Familia: Combretaceae (IPNI 2009).

Categoría UICN: no se encuentra en la lista roja (IUCN 2010).

Descripción botánica: su constitución oscila entre arbusto de hoja semi-caduca y árbol de tamaño mediano. Hojas elípticas a ovaladas, color verde oscuro en la parte superior y color verde pálido a verde plata en la parte inferior. Flores color crema amarillento, en espigas axilares de hasta 10 cm de longitud. Fruto con 4 alas, tamaño 4 x 4 cm, marrón rojizo cuando es joven, cambiando a marrón oscuro con un brillo metálico a medida que se va secando (van Wyk y van Wyk 1997).

Hábitat: montes (*bushvelds*), usualmente a baja altitud (van Wyk y van Wyk 1997).

Distribución en África austral: norte de Namibia, norte y oeste de Botsuana, noreste de Sudáfrica, sur y centro de Mozambique y en todo Zimbabue (van Wyk y van Wyk 1997).

Crecimiento: extremadamente variable (Holdo 2005), debido probablemente a la gran variación en humedad que presentan los estratos edáficos superficiales en Kalahari sand (Scholes y Walker 1993, Holdo 2005).

Interacción con la fauna: es una especie muy afectada por los elefantes (Holdo 2006b). Los ejemplares maduros son frecuentemente derribados (Holdo 2005). Se observó un mayor consumo de ejemplares anteriormente impactados que de individuos sin impactar (Holdo 2005), siendo esta información consistente con registros de consumo de *Combretum apiculatum* en Botsuana (Bergstrom *et al.* 2000). En la fase inicial de la temporada seca, se han observado elefantes arrancando las hojas y consumiendo las ramas desnudas (Chafota 2007), estando este comportamiento probablemente relacionado con diferencias en valor nutritivo (Owen-Smith 1982). Es una de las especies más apetecidas por los elefantes, reportándose también el consumo frecuente de ejemplares de menos de 1 m de altura (Chafota 2007), contradiciendo lo previamente informado por Caughley (1976) y Leuthold (1977) que observaron un rechazo de especies arbóreas (palatables) con menos de 1 m de altura.



Figura 7.- *Combretum collinum*

Foto: H. Pickering

Interacción con otros procesos biológicos: no se reportan.

Comportamiento frente a fuego y heladas: (poco) susceptible al fuego (Holdo 2005) y tolerante a las heladas (Holdo 2005, Holdo 2006b).

Usos: no se reportan

4.7 *Combretum psidioides* Welw.

Nombre vulgar: Savanna bushwillow (van Wyk y van Wyk 1997).

Familia: Combretaceae (IPNI 2009).

Categoría UICN: no se encuentra en la lista roja (IUCN 2010).



Figura 8.- *Combretum psidioides*
Foto: National Botanic
Garden of Belgium

Descripción botánica: su constitución oscila entre arbusto de hoja semi-caduca y árbol de tamaño pequeño a mediano. Hojas elípticas a oblongas cubiertas de pelos color plata cuando son jóvenes. El ápice de la hoja con punta afilada. Flores verde amarillentas en espigas axilares densas y pilosas de hasta 10 cm de longitud. Fruto con 4 alas, tamaño 3 x 3 cm, rojo brillante y pegajoso cuando es joven, cambiando a marrón oscuro a medida que se va secando (van Wyk y van Wyk 1997).

Hábitat: montes (*bushvelds*) de baja altitud. Generalmente en suelo *Kalahari sand* (van Wyk y van Wyk 1997).

Distribución en África austral: norte de Namibia, norte de Botsuana, oeste de Mozambique y oeste y sureste de Zimbabue (van Wyk y van Wyk 1997).

Crecimiento: extremadamente variable (Holdo 2005), debido probablemente a la gran variación en humedad que presentan los estratos edáficos superficiales en *Kalahari sand* (Scholes y Walker 1993, Holdo 2005).

Interacción con la fauna: es una especie muy afectada por los elefantes (Holdo 2006b).

Interacción con otros procesos biológicos: no se reportan.

Comportamiento frente a fuego y heladas: (poco) susceptible al fuego (Holdo 2005) y tolerante a las heladas (Holdo 2005, Holdo 2006b).

Usos: la madera es utilizada para fabricar mangos de hachas y herramientas domésticas. La goma que exuda en las heridas del tallo es comestible. Las raíces son utilizadas para fabricar canastas y en medicina tradicional (van Wyk y van Wyk 1997).

4.8 *Combretum zeyheri* Sond.

Nombre vulgar: Large-fruited bushwillow (van Wyk y van Wyk 1997).

Familia: Combretaceae (IPNI 2009).

Categoría UICN: no se encuentra en la lista roja (IUCN 2010).

Descripción botánica: árbol de hoja caduca de tamaño pequeño a mediano, color amarillento. Hojas elípticas a oblongas, redondeadas en base y ápice, pecíolo oscuro. Flores verde amarillentas en espigas axilares de hasta 7 cm de longitud. Fruto con 4 alas, muy grande (8 x 8 cm), verde amarillento cambiando a marrón pálido a medida que se va secando (van Wyk y van Wyk 1997).

Hábitat: montes (*bushvelds*).

Distribución en África austral: norte de Namibia, norte de Botsuana, norte de Sudáfrica, centro y sur de Mozambique y en todo Zimbabue (van Wyk y van Wyk 1997).

Crecimiento: extremadamente variable (Holdo 2005), debido probablemente a la gran variación en humedad que presentan los estratos edáficos superficiales en *Kalahari sand* (Scholes y Walker 1993, Holdo 2005).

Interacción con la fauna: es una especie muy afectada por los elefantes (Holdo 2006b). Sus raíces pueden ser consumidas por los elefantes en la parte final de la temporada seca (Holdo 2003), siendo una especie que se caracteriza también por ser frecuentemente arrancada de raíz (Baxter 2003). En la fase inicial de la temporada seca, se han observado elefantes arrancando las hojas y consumiendo las ramas desnudas (Chafota 2007), estando este comportamiento probablemente relacionado con diferencias en valor nutritivo (Owen-Smith 1982). Es una de las especies más apetecidas por los elefantes, reportándose también el consumo frecuente de ejemplares de menos de 1 m de altura (Chafota 2007), contradiciendo lo previamente informado por Caughley (1976) y Leuthold (1977) que observaron un rechazo de especies arbóreas (palatables) con menos de 1 m de altura.



Figura 9.- *Combretum zeyheri*
Foto: Pretoria National Herbarium

Interacción con otros procesos biológicos: algunas aves se alimentan de las semillas de los frutos caídos. La larva de la mariposa *Deudorix dinochares* se alimenta de su semilla (van Wyk y van Wyk 1997).

Comportamiento frente a fuego y heladas: (poco) susceptible al fuego (Holdo 2005) y tolerante a las heladas (Holdo 2005, Holdo 2006b).

Usos: La madera es color marrón amarillento, fuerte, resistente a la termita y al barrenador, y se la utiliza como madera multipropósito. La goma que exuda en las heridas del tallo es comestible. Sus raíces se utilizan para tejer canastas y trampas para peces. Muchas partes de este árbol se emplean en medicina tradicional (van Wyk y van Wyk 1997).

4.9 *Erythrophleum africanum* Harms

Nombre vulgar: Ordeal tree (van Wyk y van Wyk 1997).

Familia: Leguminosae (IPNI 2009).

Categoría UICN: no se encuentra en la lista roja (IUCN 2010).

Descripción botánica: árbol de tamaño mediano a grande. La bibliografía internacional no aclara si son ejemplares de hoja caduca o semicaduca, siendo esta característica muy variable y no conocida con exactitud (van Wyk y van Wyk 1997). Hojas compuestas, folíolos 8 a 15 con la punta redondeada. Flores en espigas densas, color verde amarillento o crema. Vainas planas, marrones, rectas, con dehiscencia simultánea en ambos márgenes, 2 a 5 semillas. La corteza exuda sustancia similar a la goma arábica (van Wyk y van Wyk 1997).



Figura 10.- *Erythrophleum africanum*
Foto: JSTOR Plant Science

Hábitat: montes (*bushvelds*) y vegetación ribereña. Generalmente en suelo *Kalahari sand* (van Wyk y van Wyk 1997).

Distribución en África austral: norte de Namibia, norte de Botsuana, oeste, centro y sureste de Zimbabue (van Wyk y van Wyk 1997).

Crecimiento: no disponible.

Interacción con la fauna: sólo en muy raras ocasiones es afectada por los elefantes, por lo general es rechazada (Holdo 2006b). Es siempre rechazada por los elefantes (Chafota 2007).

Interacción con otros procesos biológicos: no se reportan.

Comportamiento frente a fuego y heladas: susceptible al fuego y a las heladas (Holdo 2005).

Usos: la corteza, las raíces y las hojas son venenosas, pero no se reporta su uso. La madera es color marrón rojizo, dura, pesada, duradera y utilizada como madera multipropósito (van Wyk y van Wyk 1997).

4.10 *Ochna pulchra* Hook.

Nombre vulgar: Peeling-bark ochna.

Familia: Ochnaceae (IPNI 2009).

Categoría UICN: no se encuentra en la lista roja (IUCN 2010).

Descripción botánica: árbol de hoja caduca, mediano a grande. También se puede presentar como un arbusto enano. Se lo reconoce por su corteza muy delgada color gris pálido que se desprende fácilmente, dejando parches color crema. Hojas elípticas color verde a verde amarillento, brillantes y sin pelos. Flores en racimos terminales, color amarillo pálido a verde amarillento. Fruto con apariencia floral, con sépalos muy desarrollados, persistentes y de color rosado a rojo (van Wyk y van Wyk 1997).

Hábitat: montes (*bushvelds*). Generalmente en suelos arenosos (van Wyk y van Wyk 1997).

Distribución en África austral: norte de Namibia, norte y sudeste de Botsuana, norte de Sudáfrica y oeste, centro, sur y este de Zimbabue (van Wyk y van Wyk 1997).

Crecimiento: muy lento (Holdo 2006a, Holdo 2007).

Interacción con la fauna: generalmente no es afectada por los elefantes, siempre la rechazan (Holdo 2006b). Posee hojas cerosas y con alto nivel de taninos (Holdo 2007).

Interacción con otros procesos biológicos: no se reportan.

Comportamiento frente a fuego y heladas: muy resistente al fuego y muy resistente a las heladas (Holdo 2007).



Figura 11.- *Ochna pulchra*

Foto: Société Francaise d'Ethnopharmacologie

Usos: madera de color marrón p ldo que se utiliza para fabricar pequeños ornamentos. Las semillas producen un aceite de color marrón de olor desagradable que se utiliza para fabricar jabón (van Wyk y van Wyk 1997).

4. 11 *Pterocarpus angolensis* DC.

Nombre vulgar: Mukwa, Teca salvaje (van Wyk y van Wyk 1997).

Familia: Leguminosae (IPNI 2009).

Categoría UICN: Riesgo Bajo/casi amenazado (Lower Risk/near threatened) (IUCN 2010).

Descripción botánica:  rbol de hoja caduca, mediano a grande, con corona abierta y extendida. La corteza es áspera y reticulada, exudando una savia roja y pegajosa al ser impactada. Hojas con 11 a 25 folíolos con uno terminal. Flores en grandes panículos color naranja-amarillo. Fruto indehiscente, formando vainas circulares cubiertas por

cerdas gruesas y rodeadas por alas anchas, onduladas y de poco espesor (van Wyk y van Wyk 1997).

Hábitat: bosques claros (*woodlands*) y montes (*bushvelds*). Suelos arenosos profundos o laderas rocosas (van Wyk y van Wyk 1997).

Distribución en África austral: noreste de Namibia, norte de Botsuana, norte de Sudáfrica, centro de Mozambique y oeste, norte y este de Zimbabue (van Wyk y van Wyk 1997).

Crecimiento: no disponible.

Interacción con la fauna: muy buscada por los elefantes (Holdo 2006b), su consumo es siempre prioritario. Las plantas jóvenes son habitualmente arrancadas de raíz y consumidas (observ. personal), mientras que los árboles maduros son frecuentemente descortezados en la parte final de la temporada seca (Holdo 2005). En un estudio realizado en la Reserva Forestal de Gwaai (en las cercanías de HNP) en Zimbabue, el 13% del total de ejemplares de *Pterocarpus angolensis* muestreados habían sido derribados o destruidos por completo por los elefantes (Campbell *et al.* 1996). Los ejemplares jóvenes habían sido arrancados de raíz y los árboles adultos descortezados (Campbell *et al.* 1996).

Interacción con otros procesos biológicos: el desarrollo de la mariposa *Charaxes achaemenes achaemenes* se encuentra asociado a esta especie (van Wyk y van Wyk 1997).

Comportamiento frente a fuego y heladas: susceptible al fuego y a las heladas (Holdo 2005). Especie muy afectada por el fuego, una vez dañada puede sufrir la enfermedad fungosa denominada *mukwa die-back* o *mukwa blight* debida al ataque de *Fusarium oxysporum* (van Wyk *et al.* 1993, Boa y Kirkendall 2004), que en el caso de ejemplares maduros de *Pterocarpus angolensis* tiene un porcentaje de mortalidad muy elevado (Holdo 2005). Este fenómeno es casi exclusivo de los bosques Kalahari sand, especialmente en el área de la Reserva Forestal Fuller (van Wyk *et al.* 1993, USAID 2007) de Zimbabue, ubicada en las cercanías de HNP. Las heladas, la sequía y un intenso consumo por parte de los herbívoros también pueden ser factores que faciliten la aparición de esta enfermedad (van Wyk *et al.* 1993). Luego del daño producido por el fuego, los ejemplares de *Pterocarpus angolensis* pueden sufrir también el ataque de termitas (Holdo 2005).



Figura 12.- *Pterocarpus angolensis*

Foto: G. Nichols

Usos: la madera es atractiva y fácil de trabajar. Muy utilizada para fabricar ornamentos y muebles de alta calidad. La raíz y la corteza son extensamente utilizadas por los lugareños debido a sus propiedades medicinales y “mágicas” (van Wyk y van Wyk 1997).

4.12 *Terminalia sericea* Burch. ex DC.

Nombre vulgar: Terminalia, Silver cluster-leaf (van Wyk y van Wyk 1997).

Familia: Combretaceae (IPNI 2009).

Categoría UICN: no se encuentra en la lista roja (IUCN 2010).

Descripción botánica: árbol de hoja caduca, de tamaño pequeño a mediano, con corona de aplanada a redondeada y en estratos. El color del follaje es gris plateado. Las hojas salen en forma de racimo en el extremo de las ramas y están densamente cubiertas por pelos color plata que le dan su característico brillo. Flores en espigas axilares, pequeñas, de color crema a amarillo pálido que despiden un olor desagradable. Fruto rodeado por un ala, con pelos cortos, indehiscente, rosa a púrpura cuando está maduro y marrón rojizo a medida que se va secando (van Wyk y van Wyk 1997).

Hábitat: montes (*bushvelds*). Invariablemente en suelos arenosos y en grupos densos (van Wyk y van Wyk 1997).



Figura 13.- *Terminalia sericea*

Foto: Digital Information Centre of the Royal
Museum for Central Africa

Distribución en África austral: este de Namibia, norte y sur de Botsuana, norte de Sudáfrica, sur de Mozambique y en todo Zimbabue (van Wyk y van Wyk 1997).

Crecimiento: extremadamente variable (Holdo 2005), debido probablemente a la gran variación en humedad que presentan los estratos edáficos superficiales en Kalahari sand (Scholes y Walker 1993, Holdo 2005).

Interacción con la fauna: su consumo va a depender de la abundancia de elefantes y de la falta de oferta de otras especies arbóreas más apetecidas por los mismos (Holdo 2006b). En Farm 41, con una población muy alta de elefantes, puede ser suprimida por herbivoría (Holdo 2007). En ausencia de elefantes, *Terminalia sericea* puede presentar un aumento en el área basimétrica total por unidad de superficie, pero igualmente es dominada por especies de rápido crecimiento como *Brachystegia spiciformis* o por especies que alcanzan mayor altura como *Baikiaea plurijuga* (Holdo 2006a). Es una especie frecuentemente arrancada de raíz por los elefantes (Baxter 2003).

Interacción con otros procesos biológicos: no se reportan.

Comportamiento frente a fuego y heladas: tolerante al fuego (Holdo 2005) y tolerante a las heladas (Holdo 2005, Holdo 2006b).

Usos: la madera es de color amarillo, dura y se utiliza como madera multipropósito. La raíz posee propiedades medicinales y es extensamente utilizada por los lugareños (van Wyk y van Wyk 1997).

Capítulo 5. Parámetros estructurales en las sabanas boscosas mixtas del Kalahari

5.1 Introducción

La “sabanas boscosas de *Baikiaea*” (SBB) dominadas por *Baikiaea plurijuga* Harms se extienden a través del área sur del continente africano ocupando porciones de Angola, Botsuana, Namibia, Zambia y Zimbabue (Pearce 1986). El género *Baikiaea* se encuentra representado por 6 especies, 5 de las cuales se encuentran distribuidas en las cercanías de la línea ecuatorial (4 especies en el bosque tropical lluvioso de la región florística Guineo-Congoleña y 1 especie en los bosques Miombo del este de Tanzania), mientras que la sexta especie (*Baikiaea plurijuga*) pasa a ser una excepción, ya que se ubica en la zona sur del continente (Brummitt 1986). *Baikiaea plurijuga* se extiende dentro de la región de Flora Zambeziaca (Beentje 1996), favorecida por la importante retención de humedad de los suelos arenosos profundos que permiten la regeneración de la especie (FAO 2007). Las SBB, ubicadas exclusivamente sobre suelos “Kalahari sand” (Pearce 1986), ocupan una amplia región que se extiende desde los 1.000 mm de precipitación anual en el sudeste de Angola hasta los casi 600 mm de precipitación anual en el oeste de Zimbabue (Huckabay 1986). En estas formaciones boscosas, el fuego y los elefantes (las heladas tienen un efecto mucho menor) son agentes de perturbación con enorme influencia sobre su crecimiento y supervivencia (Holdo 2007). Si bien los fuegos espontáneos que se producen durante la estación seca pueden tener efectos devastadores (Pearce 1986), algunos autores (FAO 2007) sostienen que la explotación intensiva de especies valiosas como *Baikiaea plurijuga*, *Guibourtia coleosperma* y *Pterocarpus angolensis* ha sido la principal amenaza para la subsistencia

de las SBB. La utilización de durmientes/traviesas de *Baikiaea* en la construcción de vías del ramal de ferrocarril Capetown (Sudáfrica)-Victoria Falls (Rodesia) aceleró el proceso destructivo, agotando a las SBB de Livingstone (Zambia) antes de 1930 (Pearce 1986). La intensa utilización de las SBB continuó durante todo el siglo pasado, sufriendo una degradación lenta, pero constante. A mediados de la década de 1980, se había pronosticado una inminente extinción de las SBB en caso de no controlarse la tala excesiva y el fuego (Pearce 1986). Esta pérdida de formaciones boscosas podría tener consecuencias muy preocupantes, ya que los suelos “Kalahari sand” (de extrema fragilidad) se degradan fácilmente una vez que la vegetación indígena desaparece, convirtiendo a la zona sobre-explotada en una prolongación del “desierto del Kalahari” (FAO 2007). El problema puede ser aún más grave, debido a que ni la regeneración natural ni la artificial han podido restablecer las condiciones de productividad de las SBB degradadas (Pearce 1986). En Zimbabue, las SBB están limitadas a la parte oeste del país, ocupando la provincia de Midlands y la provincia de Matabeleland North, donde se ubican Farm 41 y el HNP. Las SBB que se encuentran fuera del territorio protegido de los parques nacionales están manejadas por la Comisión Forestal de Zimbabue (*Forestry Commission*), ocupando una superficie de 847.419 ha (FAO 2007). La gestión se encuentra dirigida hacia la producción de madera, la protección del sistema arenoso “Kalahari sand”, la provisión de un hábitat para la fauna y la conservación de la biodiversidad (FAO 2007). Una de las principales causas que favorece la pérdida de formaciones boscosas en el África subsahariana, es la falta de verdaderos planes de gestión forestal (Frías y Heermans 1990). En el pasado, en lugar de ocuparse de las formaciones boscosas indígenas, las actividades se concentraron en introducir especies exóticas de crecimiento rápido, estando la gestión forestal oficial

reducida a la eliminación del “matorral inútil” para dejar el terreno limpio para las plantaciones industriales (Fríes y Heermans 1990). Aparentemente, los programas de plantación y reforestación se concentraron en las tierras arboladas más degradadas, descuidando por completo a los bosques en mejores condiciones que quedaron restringidos a una actividad solo proteccionista (Fríes y Heermans 1990). En las formaciones boscosas de los parques nacionales la actividad es aún menor, estando la gestión de estas superficies reducida a quemas tempranas en bosques Miombo y bosques de *Baikiaea*. Esta es la situación que encontramos en las “sabanas boscosas mixtas del Kalahari” (SBMK) de HNP y de su territorio adyacente (Farm 41), siendo el ordenamiento realizado mínimo y los estudios de investigación efectuados sobre esta formación boscosa dirigidos básicamente hacia trabajos descriptivos y de dinámica de la vegetación. Tomando en consideración que el estudio que se realiza sobre la estructura de un bosque es de vital importancia para poder analizar su función (Spies 1988) y para el desarrollo de acciones de gestión, el objetivo del presente capítulo ha sido presentar una descripción y una valoración de los parámetros estructurales de las SBMK que se encuentran en Farm 41, realizándose un análisis de la densidad, el área basimétrica, la altura y la importancia ecológica de las especies monitoreadas. Esta información nos proporciona una base para poder evaluar el impacto del elefante africano sobre la vegetación leñosa en las SBMK.

5.2 Materiales y métodos

Diecisiete (17) parcelas de estudio se ubicaron en Farm 41, superficie de 2.300 ha (descripción en capítulo 2) con presencia de SBMK y ubicada sobre el borde fronterizo noreste de HNP, en el oeste de Zimbabue. Estas parcelas, distribuidas al azar, fueron

delimitadas en el terreno entre los meses de junio y agosto del año 2000 y cada una de ellas cuenta con una superficie de 50 x 20 m (descripción en capítulo 3).

Diámetro en la base: la medición del diámetro basal se realizó a la altura del engrosamiento situado en la base del tallo (*basal swelling*), debido a que la medición tradicional de diámetro a la altura del pecho o DAP (*diameter at breast height*) se presentaba problemática debido al impacto de los elefantes. Los ejemplares con diámetro basal igual o superior a 5 cm fueron considerados como adultos. Este proceso de medición ha sido reseñado en el capítulo 3.

Altura: las alturas de los árboles se midieron utilizando varas graduadas. En el caso de ejemplares de gran tamaño, las alturas fueron estimadas a partir del diámetro del tallo (Holdo 2005), utilizando la función de Michaelis-Menten:

$$h = \frac{Dd}{D/E + d}$$

siendo h la altura del árbol en m, d el diámetro de la base en m y los parámetros D y E cuyos valores se observan en la Tabla 5, fueron determinados para cada una de las especies monitoreadas a partir de muestras tomadas en el área de estudio.

Tabla 5.- Valores de los parámetros D y E para las especies leñosas de Railway Farm 41

Fuente: Holdo (2005)

	Baiki	Baphi	Brach	Burke	Colli	PsiZe	Eryth	Ochna	Ptero	Termi
D	19,9	5,6	27,6	21,1	35,9	6,8	34,6	14,5	27,6	10,7
E	0,75	1,03	0,85	0,73	0,79	0,93	0,63	0,66	0,55	1,05

Abreviaturas: Baiki (*Baikiaea plurijuga*), Baphi (*Baphia massaiensis*), Brach (*Brachystegia spiciformis*), Burke (*Burkea africana*), Colli (*Combretum collinum*), PsiZe (*Combretum psidioides* y *Combretum zeyheri*), Eryth (*Erythrophleum africanum*), Ochna (*Ochna pulchra*), Ptero (*Pterocarpus angolensis*) y Termi (*Terminalia sericea*).

Índice de Valor de Importancia (IVI): como su nombre lo indica, el (IVI) es un número que indica el peso ecológico que tiene una determinada especie en la comunidad boscosa, al combinar información sobre el número de tallos (abundancia o densidad), sobre su distribución en las parcelas (frecuencia) y sobre su dimensión (dominancia) (Villegas *et al* 2008). El (IVI) se calculó para cada especie a partir de la metodología de Lamprecht (1990), utilizando la siguiente ecuación:

$$(IVI) = Den. r + Dom. r + Fre. r$$

siendo:

Den. r (densidad o abundancia relativa): número de individuos de la especie ha^{-1} /número total de individuos ha^{-1} .

Dom. r (dominancia relativa): área basal de la especie ha^{-1} /área basal total ha^{-1} .

Fre. r (frecuencia relativa): número de parcelas en las que aparece la especie/número total de parcelas.

y:

Densidad: número de individuos por unidad de superficie.

Área basal (dominancia): área que ocupan los árboles.

5.3 Resultados

5.3.1 Estructura horizontal

Densidad: la Tabla 6 presenta la densidad de individuos adultos (diámetro basal $> 4,99$ cm) registrada en cada parcela, mientras que la Figura 14 presenta la densidad promedio total de individuos adultos por especie para toda la superficie de Farm 41 (17 parcelas). La densidad promedio para las 17 parcelas estudiadas fué de 734 individuos ha^{-1} , con un valor mínimo ha^{-1} de 370 (parcela 8) y un valor máximo ha^{-1} de 1.310 (parcela 16). Las 3 especies dominantes de las SBMK de Farm 41 (*B. plurijuga*, *B. spiciformis* y *T. sericea*) han sido las especies que observaron los valores más altos de densidad, presentando registros promedio para toda la superficie de Farm 41 de 175, 155 y 123 ejemplares adultos ha^{-1} respectivamente. Las especies con registros de densidad más

bajos han sido *E. africanum* y *P. angolensis* con 18 individuos adultos ha⁻¹ para cada una de ellas. Sólo se analizaron las 10 especies monitoreadas en Farm 41, considerando a *C. psidioides* y a *C. zeyheri* como si fueran una sola especie.

Tabla 6.- Densidad total (\pm error standard) por parcela
Datos: año 2001

NÚMERO DE ÁRBOLES ADULTOS (diam. > 5 cm.) ha ⁻¹											
Parcela	Bai	Bap	Bra	Bur	Col	Pze	Ery	Och	Pte	Ter	Total
Par 01	0	50	20	50	10	30	10	70	160	390	790 (37,5)
Par 02	30	100	270	0	0	10	0	0	0	0	410 (27,3)
Par 03	0	0	280	30	60	30	10	0	0	30	440 (26,9)
Par 04	90	170	200	50	10	110	30	50	10	170	890 (22,3)
Par 05	180	110	60	90	10	60	20	20	20	200	770 (21,5)
Par 07	360	10	0	0	110	10	10	10	0	360	870 (46,6)
Par 08	0	0	230	20	0	40	40	20	0	20	370 (22,0)
Par 13	530	250	110	10	20	20	10	40	0	70	1060 (52,7)
Par 14	90	200	180	20	0	30	0	40	10	30	600 (23,1)
Par 15	0	90	440	180	10	120	10	110	50	160	1170 (41,0)
Par 16	490	260	80	20	0	20	100	70	40	230	1310 (48,6)
Par 17	460	40	10	20	20	20	20	60	0	200	850 (45,4)
Par 18	90	60	170	10	20	0	20	10	0	60	440 (16,9)
Par 19	0	130	310	60	10	20	0	40	0	10	580 (29,1)
Par 20	230	50	50	50	0	20	20	10	10	40	480 (21,0)
Par 21	150	30	0	60	80	10	20	220	10	90	670 (22,5)
Par 22	280	90	240	0	10	20	0	90	10	40	780 (32,2)

Abreviaturas: Bai (*Baikiaea plurijuga*), Bap (*Baphia massaiensis*), Bra (*Brachystegia spiciformis*), Bur (*Burkea africana*), Col (*Combretum collinum*), PZe (*Combretum psidioides* y *Combretum zeyheri*), Ery (*Erythrophleum africanum*), Och (*Ochna pulchra*), Pte (*Pterocarpus angolensis*), Ter (*Terminalia sericea*) y Prom. (Promedio).

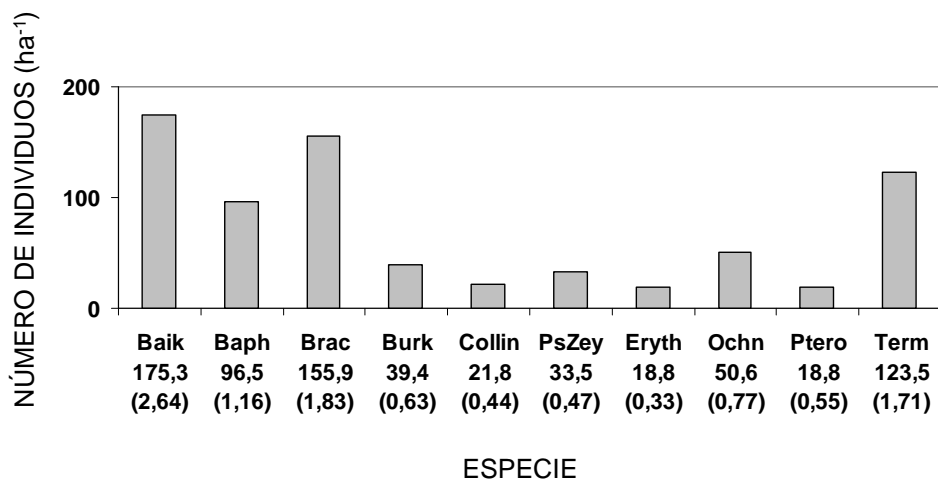


Figura 14.- Densidad promedio (\pm error standard) por especie (ha⁻¹)
 Datos: año 2001

Abreviaturas: Baik (*Baikiaea plurijuga*), Baph (*Baphia massaiensis*), Brac (*Brachystegia spiciformis*), Burk (*Burkea africana*), Collin (*Combretum collinum*), PsZey (*Combretum psidioides* y *Combretum zeyheri*), Eryth (*Erythrophleum africanum*), Ochn (*Ochna pulchra*), Ptero (*Pterocarpus angolensis*) y Term (*Terminalia sericea*).

Área Basimétrica: la Tabla 7 presenta el área basimétrica de individuos adultos (diámetro basal > 4,99 cm) registrada en cada parcela, mientras que la Figura 15 presenta el área basimétrica promedio total de ejemplares adultos por especie para toda la superficie de Farm 41 (17 parcelas). El área basimétrica promedio general de Farm 41 ha sido de 7,01 m² ha⁻¹, con un valor mínimo ha⁻¹ de 3,18 (parcela 3) y un valor máximo ha⁻¹ de 11,04 (parcela 14). Las especies con mayores registros de área basimétrica ha⁻¹ son coincidentes con las especies que presentaron los valores más elevados de densidad (especies dominantes), registrando *B. plurijuga* un valor promedio de 2,67 m² ha⁻¹, *B. spiciformis* un valor promedio de 1,99 m² ha⁻¹ y *T. sericea* un valor promedio de 0,83 m² ha⁻¹. Las especies con menor registro de área basimétrica han sido *P. angolensis* y *C. psidioides*-*C. zeyheri* con 0,08 y 0,12 m² ha⁻¹ respectivamente.

Tabla 7.- Área Basimétrica total (\pm error standard) por parcela
 Datos: año 2001

ÁREA BASIMÉTRICA DE ÁRBOLES ADULTOS (diam. > 5 cm.) m ² ha ⁻¹											
Parcela	Bai	Bap	Bra	Bur	Col	Pze	Ery	Och	Pte	Ter	Total
Par 01	0,00	0,27	1,37	0,22	0,03	0,07	0,03	0,17	0,75	2,81	5,74 (0,28)
Par 02	0,85	0,36	5,70	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	6,97 (0,56)
Par 03	0,00	0,00	1,90	0,19	0,28	0,10	0,55	0,00	0,00	0,15	3,18 (0,18)
Par 04	2,64	0,67	1,01	0,22	0,07	0,51	0,15	0,16	0,01	0,87	6,34 (0,24)
Par 05	2,63	0,43	0,19	1,67	0,01	0,23	1,07	0,05	0,05	0,98	7,36 (0,27)
Par 07	3,87	0,03	0,00	0,00	0,39	0,02	1,11	0,03	0,00	2,96	8,44 (0,44)
Par 08	0,00	0,00	5,42	0,11	0,00	0,12	0,72	0,05	0,00	0,05	6,49 (0,53)
Par 13	6,35	0,81	1,05	0,04	0,27	0,04	0,44	0,14	0,00	0,64	9,83 (0,60)
Par 14	1,26	0,69	8,44	0,10	0,00	0,11	0,00	0,14	0,19	0,07	11,04 (0,82)
Par 15	0,00	0,28	2,29	0,75	0,03	0,37	0,01	0,27	0,12	1,01	5,17 (0,22)
Par 16	4,59	0,97	0,35	0,06	0,00	0,08	0,61	0,18	0,14	2,15	9,16 (0,45)
Par 17	7,53	0,16	0,03	0,05	0,20	0,08	0,06	0,26	0,00	1,20	9,62 (0,73)
Par 18	4,44	0,26	1,07	0,03	0,45	0,00	0,25	0,02	0,00	0,34	6,89 (0,42)
Par 19	0,00	0,42	2,21	0,26	0,16	0,06	0,00	0,13	0,00	0,03	3,32 (0,21)
Par 20	4,23	0,18	0,29	0,16	0,00	0,06	0,84	0,17	0,02	0,26	6,26 (0,40)
Par 21	3,90	0,15	0,00	0,42	0,52	0,06	0,07	0,93	0,06	0,43	6,57 (0,37)
Par 22	3,19	0,33	2,49	0,00	0,05	0,06	0,00	0,45	0,05	0,15	6,81 (0,36)

Abreviaturas: Bai (*Baikiaea plurijuga*), Bap (*Baphia massaiensis*), Bra (*Brachystegia spiciformis*), Bur (*Burkea africana*), Col (*Combretum collinum*), PZe (*Combretum psidioides* y *Combretum zeyheri*), Ery (*Erythrophleum africanum*), Och (*Ochna pulchra*), Pte (*Pterocarpus angolensis*), Ter (*Terminalia sericea*) y Prom. (Promedio).

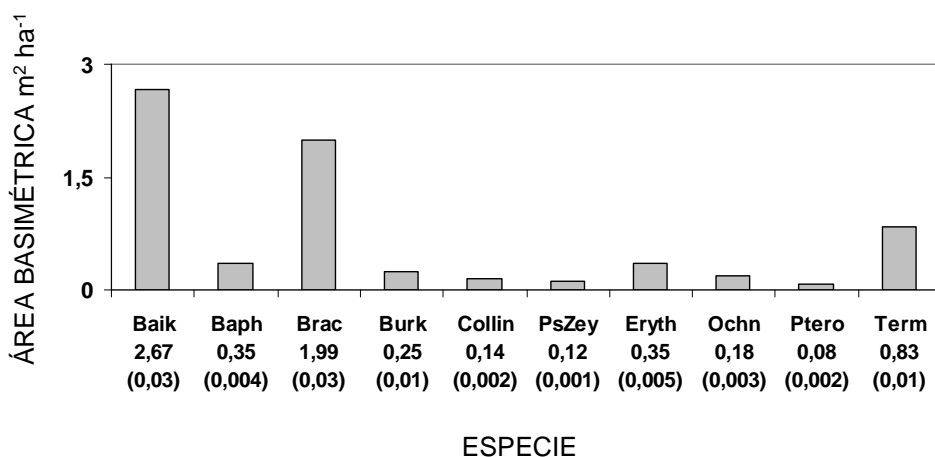


Figura 15.- Área Basimétrica promedio (\pm error standard) por especie
 Datos: año 2001

Abreviaturas: Baik (*Baikiaea plurijuga*), Baph (*Baphia massaiensis*), Brac (*Brachystegia spiciformis*), Burk (*Burkea africana*), Collin (*Combretum collinum*), PsZey (*Combretum psidioides* y *Combretum zeyheri*), Eryth (*Erythrophleum africanum*), Ochn (*Ochna pulchra*), Ptero (*Pterocarpus angolensis*) y Term (*Terminalia sericea*).

Índice de Valor de Importancia (IVI): la Tabla 8 presenta los valores de (IVI) para las 10 especies (*C. psidioides* y *C. zeyheri* fueron analizadas como una única especie) estudiadas en Farm 41. Se puede observar que las tres especies dominantes que forman parte de las SBMK de Farm 41 (*B. plurijuga*, *B. spiciformis* y *T. sericea*) han sido las especies de mayor importancia ecológica, contabilizando el 57,3% del (IVI) total. Los valores más altos de (IVI) fueron registrados por *B. plurijuga* con 23,6% y por *B. spiciformis* con 20,2%, siendo *C. collinum* con 4,6% y *P. angolensis* con 3,4%, las especies con los menores registros de (IVI).

Tabla 8.- Índice de valor de importancia de las especies monitoreadas en Farm 41 expresado en (%)
Datos: año 2001

Nombre Científico	Índice valor de Importancia (IVI)	Densidad Relativa	Dominancia Relativa	Frecuencia Relativa
<i>Baikiaea plurijuga</i>	23,61	23,88	38,18	8,76
<i>Baphia massaiensis</i>	9,73	13,14	5,10	10,95
<i>Brachystegia spiciformis</i>	20,20	21,23	28,41	10,95
<i>Burkea africana</i>	6,41	5,37	3,65	10,21
<i>Combretum collinum</i>	4,61	2,96	2,12	8,76
<i>C. psidioides-zeyheri</i>	6,00	4,57	1,75	11,68
<i>Erythrophleum africanum</i>	5,69	2,56	5,01	9,49
<i>Ochna pulchra</i>	6,84	6,89	2,69	10,95
<i>Pterocarpus angolensis</i>	3,44	2,57	1,20	6,57
<i>Terminalia sericea</i>	13,47	16,83	11,89	11,68
TOTAL	100,00	100,00	100,00	100,00

5.3.2 Estructura vertical

Altura: la Tabla 9 presenta las alturas promedio de ejemplares adultos (diámetro basal > 4,99 cm) registrada en cada parcela, mientras que la Figura 16 muestra la altura promedio total de individuos adultos por especie para toda la superficie de Farm 41 (17 parcelas). *E. africanum* con 10,45 m en la parcela 13 y *B. plurijuga* con 8,15 m en la parcela 2, han sido las especies con los mayores valores de altura promedio por parcela, mientras que *P. angolensis* con 0,30 m (parcela 21) y 0,40 m (parcela 4) y *C. psidioides-zeyheri* con 0,50 m (parcela 21) han sido las especies con los valores más

bajos de altura promedio por parcela. Tomando en cuenta la totalidad de las parcelas bajo estudio, las alturas promedio por especie se ubicaron entre 1,35 m (*P. angolensis*) y 4,96 m (*B. plurijuga*).

Tabla 9.- Altura promedio de árboles adultos (\pm error standard) por parcela
 Datos: año 2001

ALTURA PROMEDIO DE ÁRBOLES ADULTOS (diam. > 5 cm.) en m											
Parcela	Bai	Bap	Bra	Bur	Col	PZe	Ery	Och	Pte	Ter	PGPP
Par 01	-----	2,69	7,74	4,21	2,24	1,44	2,44	3,00	1,77	4,49	3,33 (0,06)
Par 02	8,15	1,84	4,15	-----	-----	2,62	-----	-----	-----	-----	4,19 (0,08)
Par 03	-----	-----	4,51	4,35	3,43	1,81	-----	-----	-----	4,27	3,67 (0,06)
Par 04	6,12	3,03	3,54	3,90	4,77	2,89	1,91	3,19	0,40	4,08	3,38 (0,04)
Par 05	4,66	2,13	3,18	4,75	2,51	3,14	6,97	3,04	2,00	4,00	3,64 (0,04)
Par 07	4,42	1,70	-----	-----	3,51	2,68	-----	3,42	-----	3,70	3,24 (0,05)
Par 08	-----	-----	5,77	2,85	-----	2,73	6,58	2,98	-----	3,97	4,15 (0,07)
Par 13	4,26	2,41	2,90	4,32	3,18	1,58	10,45	3,49	-----	3,91	4,06 (0,08)
Par 14	4,26	2,07	5,42	2,06	-----	3,11	-----	3,36	1,30	2,54	3,02 (0,05)
Par 15	-----	2,00	4,56	3,57	1,00	2,66	2,87	2,95	1,38	3,99	2,77 (0,04)
Par 16	4,02	2,72	3,48	1,99	-----	2,69	4,02	3,04	1,98	4,17	3,12 (0,04)
Par 17	4,38	2,65	3,61	2,74	1,30	2,41	3,32	3,40	-----	3,15	2,99 (0,03)
Par 18	4,88	2,47	2,91	2,10	4,44	-----	4,22	2,90	-----	4,20	3,52 (0,05)
Par 19	-----	2,17	4,03	3,56	3,41	2,92	-----	3,21	-----	4,33	3,38 (0,05)
Par 20	5,22	1,72	4,12	2,14	-----	1,27	8,06	5,86	1,10	2,81	3,59 (0,07)
Par 21	5,20	2,15	-----	2,26	2,90	0,50	2,49	2,70	0,30	3,77	2,47 (0,05)
Par 22	3,98	2,45	4,00	-----	2,99	2,93	-----	2,87	1,95	3,22	3,05 (0,04)

Abreviaturas: Bai (*Baikiaea plurijuga*), Bap (*Baphia massaiensis*), Bra (*Brachystegia spiciformis*), Bur (*Burkea africana*), Col (*Combretum collinum*), PZe (*Combretum psidioides* y *Combretum zeyheri*), Ery (*Erythrophleum africanum*), Och (*Ochna pulchra*), Pte (*Pterocarpus angolensis*), Ter (*Terminalia sericea*) y PGPP (Promedio General por Parcela).

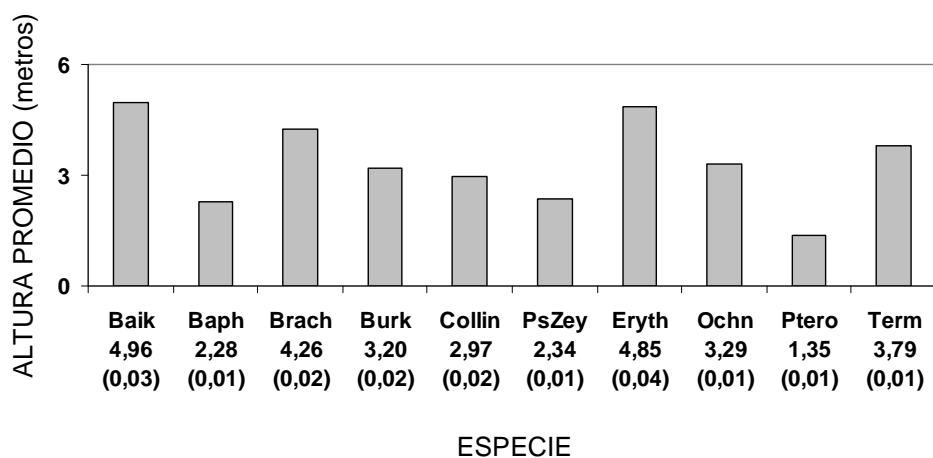


Figura 16.- Altura promedio (± error standard) por especie

Datos: año 2001

Abreviaturas: Baik (*Baikiaea plurijuga*), Baph (*Baphia massaiensis*), Brac (*Brachystegia spiciformis*), Burk (*Burkea africana*), Collin (*Combretum collinum*), PsZey (*Combretum psidioides* y *Combretum zeyheri*), Eryth (*Erythrophleum africanum*), Ochn (*Ochna pulchra*), Ptero (*Pterocarpus angolensis*) y Term (*Terminalia sericea*).

La Tabla 10 presenta el número total de individuos adultos por parcela con altura igual o superior a los 3 m, mientras que la Figura 17 muestra el valor promedio ha⁻¹ de individuos adultos por especie con altura igual o superior a los 3 m para toda la superficie de Farm 41 (17 parcelas). Tomando en cuenta la suma de todas las parcelas estudiadas, se registraron 8.690 árboles con altura igual o superior a los 3 m sobre un total general de 12.480 ejemplares. Las parcelas con mayor cantidad de ejemplares de esta altura han sido la parcela 16 con 930 individuos y la parcela 13 con 760 árboles, mientras que las parcelas con los menores registros han sido la parcela 2 con 260 individuos y las parcelas 14 y 18 con 280 ejemplares cada una. Las especies con mayor cantidad promedio ha⁻¹ de árboles con altura igual o superior a los 3 m han sido *B. plurijuga* con 167, *B. spiciformis* con 122 y *T. sericea* con 98, mientras que el registro promedio de *P. angolensis* con 0,5 árboles ha⁻¹ ha sido el más bajo.

Tabla 10.- Árboles adultos con altura igual o superior a 3 m (\pm error standard) por parcela
 Datos: año 2001

NÚMERO DE ÁRBOLES ADULTOS (diam. > 5 cm) ha ⁻¹											
Parcela	Bai	Bap	Bra	Bur	Col	Pze	Ery	Och	Pte	Ter	Total
01-TA	-----	50	20	50	10	30	10	70	160	390	790 (37,5)
01->3	-----	20	10	50	-----	-----	-----	30	10	340	460 (33,0)
02-TA	30	100	270	-----	-----	10	-----	-----	-----	-----	410 (27,3)
02->3	30	10	220	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	260 (21,7)
03-TA	-----	-----	280	30	60	30	10	-----	-----	30	440 (26,9)
03->3	-----	-----	230	30	40	20	-----	-----	-----	30	350 (22,2)
04-TA	90	170	200	50	10	110	30	50	10	170	890 (22,3)
04->3	90	80	200	50	10	70	20	20	-----	140	680 (20,0)
05-TA	180	110	60	90	10	60	20	20	20	200	770 (21,5)
05->3	170	40	60	90	-----	40	10	10	-----	190	610 (21,8)
07-TA	360	10	-----	-----	110	10	10	10	-----	360	870 (46,6)
07->3	350	-----	-----	-----	80	-----	-----	10	-----	280	720 (41,5)
08-TA	-----	-----	230	20	-----	40	40	20	-----	20	370 (22,0)
08->3	-----	-----	210	20	-----	10	40	10	-----	20	310 (20,3)
13-TA	530	250	110	10	20	20	10	40	-----	70	1060 (52,7)
13->3	530	70	50	10	20	-----	10	20	-----	50	760 (50,9)
14-TA	90	200	180	20	-----	30	-----	40	10	30	600 (23,1)
14->3	80	20	120	-----	-----	20	-----	20	-----	20	280 (12,7)
15-TA	-----	90	440	180	10	120	10	110	50	160	1170 (41,0)
15->3	-----	20	370	150	-----	40	-----	40	-----	130	750 (37,0)
16-TA	490	260	80	20	-----	20	100	70	40	230	1310 (48,6)
16->3	470	90	50	-----	-----	10	80	50	-----	180	930 (45,5)
17-TA	460	40	10	20	20	20	20	60	-----	200	850 (45,4)
17->3	390	10	10	20	-----	10	10	40	-----	110	600 (38,0)
18-TA	90	60	170	10	20	-----	20	10	-----	60	440 (16,9)
18->3	90	20	90	-----	10	-----	20	-----	-----	50	280 (11,4)
19-TA	-----	130	310	60	10	20	-----	40	-----	10	580 (29,1)
19->3	-----	40	230	40	10	10	-----	20	-----	10	360 (22,0)
20-TA	230	50	50	50	-----	20	20	10	10	40	480 (21,0)
20->3	220	-----	50	40	-----	-----	20	10	-----	20	360 (21,1)
21-TA	150	30	-----	60	80	10	20	220	10	90	670 (22,5)
21->3	150	-----	-----	40	30	-----	10	90	-----	80	400 (16,1)
22-TA	280	90	240	-----	10	20	-----	90	10	40	780 (32,2)
22->3	270	20	190	-----	-----	10	-----	70	-----	20	580 (30,0)

Abreviaturas: Bai (*Baikiaea plurijuga*), Bap (*Baphia massaiensis*), Bra (*Brachystegia spiciformis*), Bur (*Burkea africana*), Col (*Combretum collinum*), PZe (*Combretum psidioides* y *Combretum zeyheri*), Ery (*Erythrophleum africanum*), Och (*Ochna pulchra*), Pte (*Pterocarpus angolensis*), Ter (*Terminalia sericea*), 01-TA (Parcela 01 - Total Adultos), 01- >3 (Parcela 01 - Árboles con altura igual o superior a 3 m).

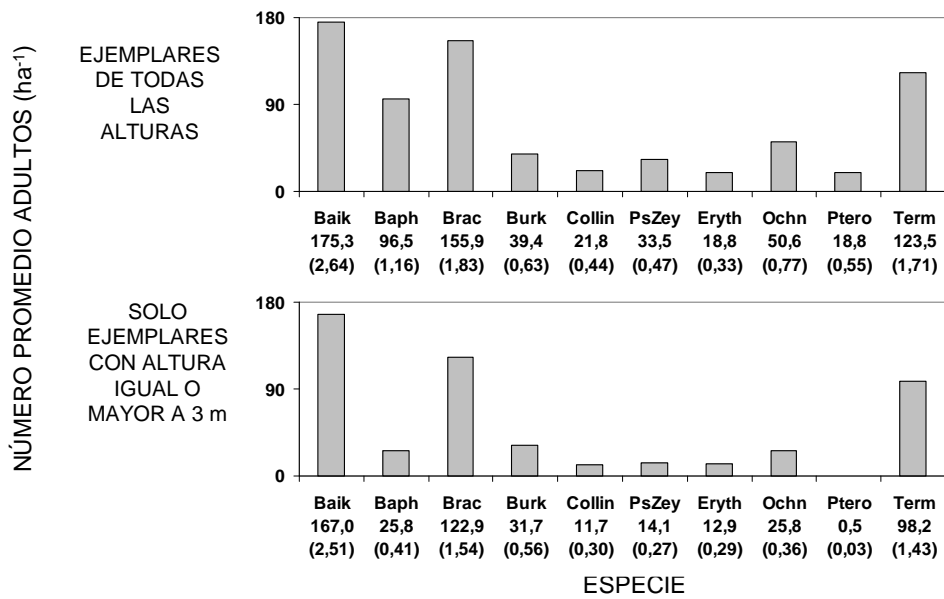


Figura 17.- Número promedio de árboles (\pm error standard) por especie (ha^{-1}) con altura igual o mayor a 3 m

Datos: año 2001

Abreviaturas: Baik (*Baikiaea plurijuga*), Baph (*Baphia massaiensis*), Brac (*Brachystegia spiciformis*), Burk (*Burkea africana*), Collin (*Combretum collinum*), PsZey (*Combretum psidioides* y *Combretum zeyheri*), Eryth (*Erythrophleum africanum*), Ochn (*Ochna pulchra*), Ptero (*Pterocarpus angolensis*) y Term (*Terminalia sericea*).

La Tabla 11 presenta el número total de individuos adultos por parcela con altura igual o superior a los 5 m, mientras que la Figura 18 muestra el valor promedio de individuos adultos por especie con altura igual o superior a los 5 m para toda la superficie de Farm 41 (17 parcelas). Tomando en cuenta la suma de todas las parcelas estudiadas, se registraron 2.940 árboles con altura igual o superior a los 5 m sobre un total general de 12.480 ejemplares. Las parcelas con mayor cantidad de ejemplares de esta altura han sido la parcela 19 con 330 individuos y la parcela 7 con 240 árboles, mientras que las parcelas con los menores registros han sido la parcela 13 con 110 individuos y las parcelas 14 y 18 con 120 ejemplares cada una. Las especies con mayor cantidad promedio ha^{-1} de árboles con altura igual o superior a los 5 m han sido *B. spiciformis* con 62, *B. plurijuga* con 55 y *T. sericea* con 35, mientras que los registros más bajos

han sido los de *C. psidioides*-*C. zeyheri* y los de *P. angolensis* que no presentaron ningún ejemplar con altura igual o superior a los 5 m en todo el territorio monitoreado.

Tabla 11.- Árboles adultos con altura igual o superior a 5 m (\pm error standard) por parcela
 Datos: año 2001

NÚMERO DE ÁRBOLES ADULTOS (diam. > 5 cm) ha ⁻¹											
Parcela	Bai	Bap	Bra	Bur	Col	PZe	Ery	Och	Pte	Ter	Total
01-TA	-----	50	20	50	10	30	10	70	160	390	790 (37,5)
01->5	-----	-----	10	10	-----	-----	-----	-----	-----	180	200 (17,8)
02-TA	30	100	270	-----	-----	10	-----	-----	-----	-----	410 (27,3)
02->5	30	-----	110	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	140 (11,0)
03-TA	-----	-----	280	30	60	30	10	-----	-----	30	440 (26,9)
03->5	-----	-----	100	10	20	-----	-----	-----	-----	-----	130 (9,8)
04-TA	90	170	200	50	10	110	30	50	10	170	890 (22,3)
04->5	50	-----	60	-----	-----	-----	10	-----	-----	30	150 (7,3)
05-TA	180	110	60	90	10	60	20	20	20	200	770 (21,5)
05->5	80	-----	-----	20	-----	-----	10	-----	-----	40	150 (8,3)
07-TA	360	10	-----	-----	110	10	10	10	-----	360	870 (46,6)
07->5	110	-----	-----	-----	10	-----	-----	-----	-----	120	240 (15,2)
08-TA	-----	-----	230	20	-----	40	40	20	-----	20	370 (22,0)
08->5	-----	-----	120	10	-----	-----	30	-----	-----	-----	160 (11,9)
13-TA	530	250	110	10	20	20	10	40	-----	70	1060 (52,7)
13->5	70	-----	20	-----	-----	-----	10	-----	-----	10	110 (6,9)
14-TA	90	200	180	20	-----	30	-----	40	10	30	600 (23,1)
14->5	40	-----	80	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	120 (8,5)
15-TA	-----	90	440	180	10	120	10	110	50	160	1170 (41,0)
15->5	-----	-----	170	10	-----	-----	-----	-----	-----	40	220 (16,9)
16-TA	490	260	80	20	-----	20	100	70	40	230	1310 (48,6)
16->5	70	-----	20	-----	-----	-----	30	-----	-----	100	220 (11,2)
17-TA	460	40	10	20	20	20	20	60	-----	200	850 (45,4)
17->5	190	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	30	220 (18,9)
18-TA	90	60	170	10	20	-----	20	10	-----	60	440 (16,9)
18->5	50	-----	30	-----	10	-----	-----	-----	-----	30	120 (5,7)
19-TA	-----	130	310	60	10	20	-----	40	-----	10	580 (29,1)
19->5	-----	40	240	40	10	-----	-----	-----	-----	-----	330 (23,5)
20-TA	230	50	50	50	-----	20	20	10	10	40	480 (21,0)
20->5	90	-----	20	-----	-----	-----	10	10	-----	-----	130 (8,8)
21-TA	150	30	-----	60	80	10	20	220	10	90	670 (22,5)
21->5	90	-----	-----	-----	10	-----	-----	10	-----	30	140 (8,9)
22-TA	280	90	240	-----	10	20	-----	90	10	40	780 (32,2)
22->5	80	-----	80	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	160 (10,6)

Abreviaturas: Bai (*Baikiaea plurijuga*), Bap (*Baphia massaiensis*), Bra (*Brachystegia spiciformis*), Bur (*Burkea africana*), Col (*Combretum collinum*), PZe (*Combretum psidioides* y *Combretum zeyheri*), Ery (*Erythrophleum africanum*), Och (*Ochna pulchra*), Pte (*Pterocarpus angolensis*), Ter (*Terminalia sericea*), 01-TA (Parcela 01 - Total Adultos), 01- >5 (Parcela 01 - Árboles con altura igual o superior a 5 m).

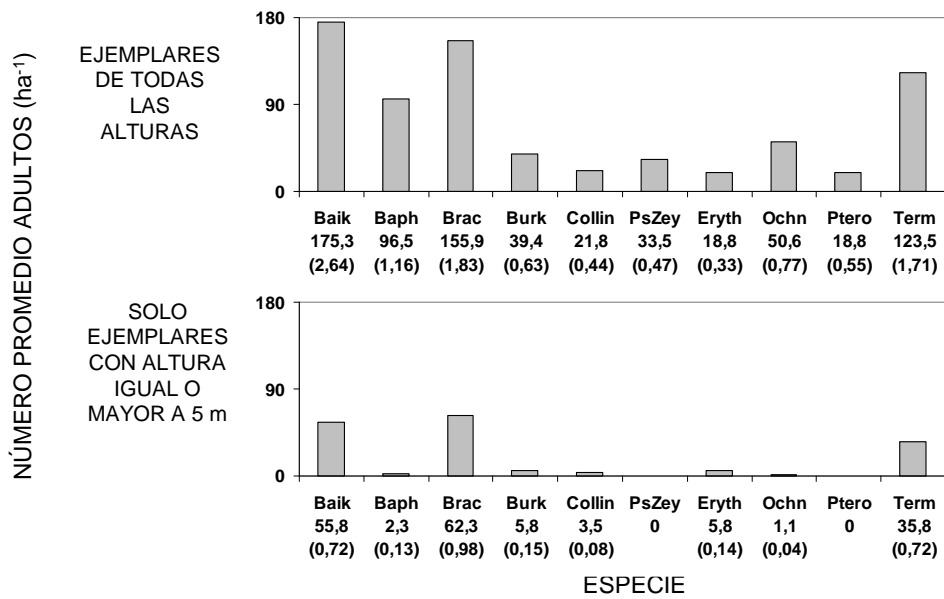


Figura 18.- Número promedio de árboles (\pm error standard) por especie (ha⁻¹) con altura igual o mayor a 5 m

Datos: año 2001

Abreviaturas: Baik (*Baikiaea plurijuga*), Baph (*Baphia massaiensis*), Brac (*Brachystegia spiciformis*), Burk (*Burkea africana*), Collin (*Combretum collinum*), PsZey (*Combretum psidioides* y *Combretum zeyheri*), Eryth (*Erythrophleum africanum*), Ochn (*Ochna pulchra*), Ptero (*Pterocarpus angolensis*) y Term (*Terminalia sericea*).

Rangos de altura: la Figura 19 presenta la distribución del rango de alturas para cada una de las especies leñosas monitoreadas, mientras que la Figura 20 muestra la distribución del rango de alturas para el conjunto de especies arbóreas estudiadas en Farm 41. La SBMK del área de estudio presentó un registro de 30,4% de individuos adultos con alturas de 0 a 2,99 m, 61,5% de individuos adultos con alturas de 3 a 5,99 m, 5,9% de individuos adultos con alturas de 6 a 8,99 m y 2,2% de individuos adultos con más de 9 m de altura. Con respecto al comportamiento por especie, *B. massaiensis*, *C. psidioides*-*C. zeyheri* y *P. angolensis* tuvieron sus registros más altos dentro del rango de alturas de 0 a 2,99 m, mientras que el resto de las especies presentaron sus registros más elevados dentro del rango de 3 a 5,99 m de altura.

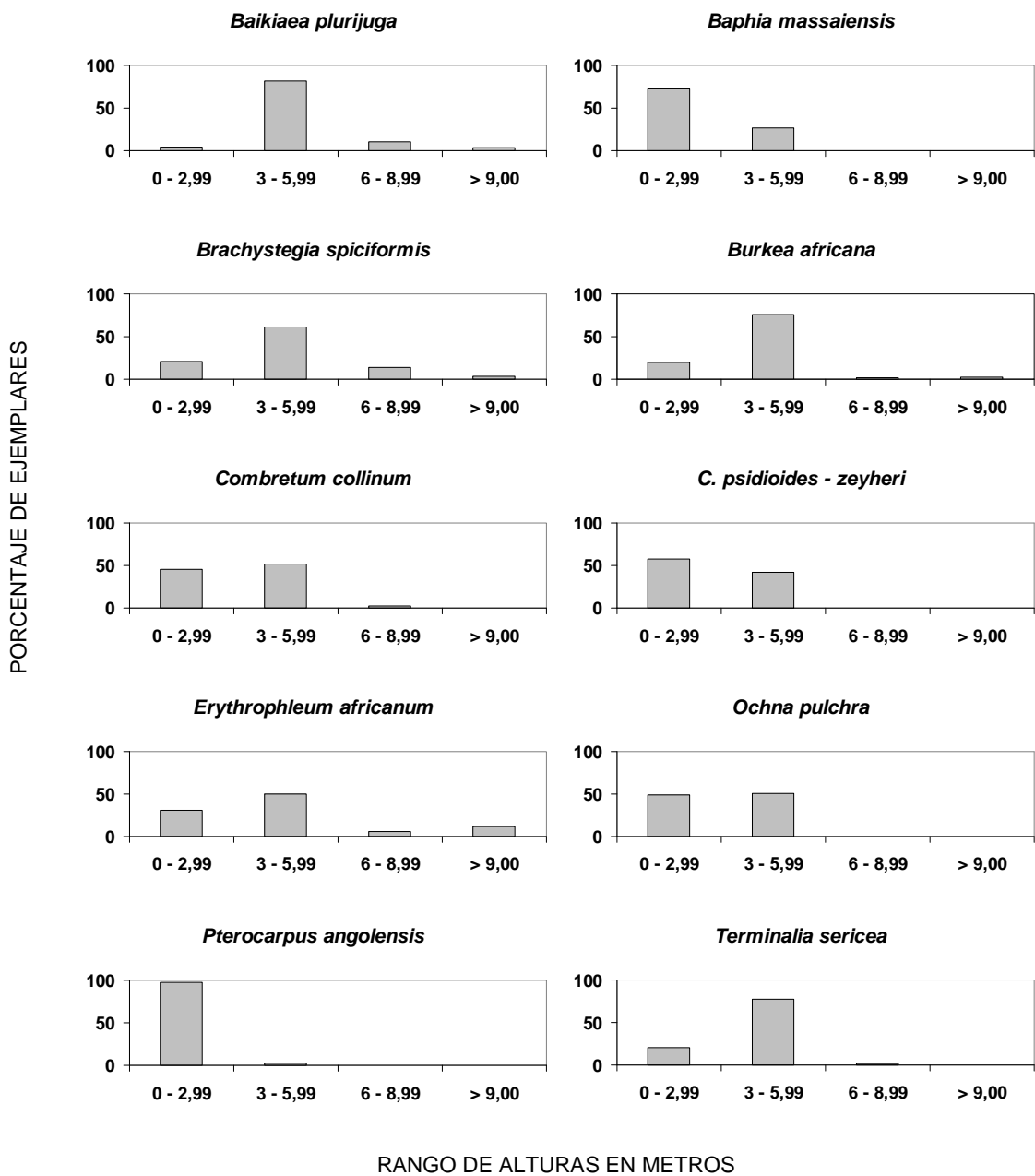


Figura 19.- Distribución del rango de alturas de árboles adultos por especie
 Datos: año 2001

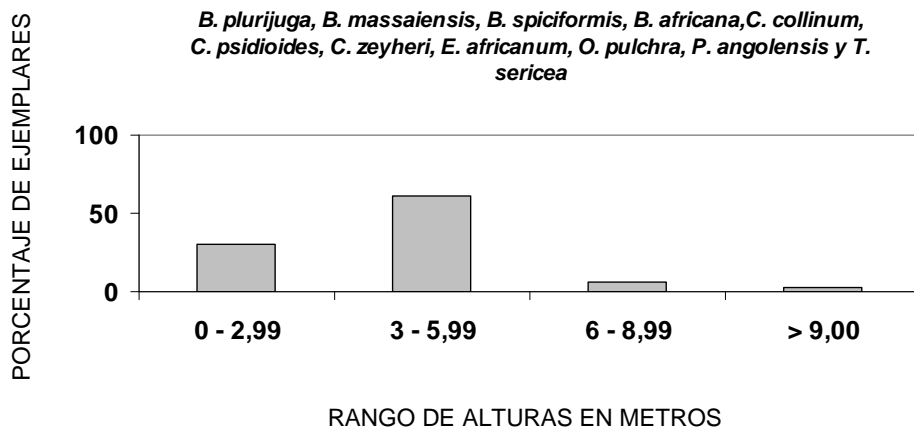


Figura 20.- Distribución del rango de alturas de árboles adultos para el conjunto de especies monitoreadas
 Datos: año 2001

5.4 Discusión

5.4.1 Estructura horizontal

Densidad: los registros de densidad mínimo y máximo (ha^{-1}) de 370 y 1.310 individuos respectivamente obtenidos en el presente estudio, guardan similitud con los valores mínimo y máximo (ha^{-1}) de 420 y 1.550 árboles respectivamente (Tabla 12) observados por Holdo (2006a) en las SBMK de Farm 41 para 9 especies arbóreas que totalizan el 90% del área basimétrica de la superficie estudiada. En el presente trabajo, los registros de densidad arbórea fueron obtenidos de un total de 10 especies (*C. psidioides* y *C. zeyheri* fueron analizadas como una única especie), representando también (las especies monitoreadas) el 90% del área basimétrica de Farm 41, validando la comparación entre ambos estudios. En el caso de resultados obtenidos para otras sabanas boscosas africanas, en las que se han considerado a todas las especies arbóreas presentes, la comparación no sería válida. No obstante, a título informativo se puede señalar que la

densidad promedio de individuos adultos (diámetro basal > 4,99 cm) de 734 individuos (ha^{-1}) y los valores mínimo y máximo (ha^{-1}) de 370 y 1310 individuos respectivamente, obtenidos en la SBMK de Farm 41 se ubican dentro del rango de registros encontrados para las sabanas boscosas Miombo del África subsahariana (Tabla 12), cuyo promedio de ejemplares adultos (ha^{-1}) se ubica entre 544 y 1038, mientras que los valores máximo y mínimo (ha^{-1}) son 74 y 1531 respectivamente (Backéus *et al.* 2006, Isango 2007, Lupala 2009). Ninguna de las 10 especies estudiadas estuvo presente en todas las parcelas de Farm 41, siendo *T. sericea* y *C. psidioides*-*C. zeyheri* las especies con presencia en el mayor número de parcelas (16), mientras que *P. angolensis* fue la especie con presencia en el menor número de parcelas (9). Las tres especies dominantes en las SBMK de Farm 41 (*B. plurijuga*, *B. spiciformis* y *T. sericea*) han sido las que registraron los valores más altos de densidad (ha^{-1}), alcanzando entre las 3 especies el 61,9% de los individuos adultos monitoreados, siguiendo un patrón similar al de las especies clave en las sabanas boscosas Miombo (Isango 2007, Lupala 2009).

Tabla 12.- Densidad de árboles adultos en sabanas boscosas subsaharianas

Tipo de Sabana Boscosa	Ubicación	País	Rango Densidad (ha^{-1})	Densidad promedio (ha^{-1})	Referencia
SBMK	Railway Farm 41	Zimbabue	370 - 1310	734	Presente estudio
SBMK	Railway Farm 41	Zimbabue	420 - 1550	-----	Holdo (2006a)
Miombo	Reserva Kitulangalo	Tanzania	461 - 639	544	Mbwambo <i>et al.</i> 2008
Miombo	Reserva Nyangoro 2002	Tanzania	-----	740	Isango 2007
Miombo	Reserva Nyangoro 2005	Tanzania	-----	700	Isango 2007
Miombo	Reserva Kitonga 2002	Tanzania	-----	938	Isango 2007
Miombo	Reserva Kitonga 2005	Tanzania	-----	1038	Isango 2007
Miombo	Reserva Udekwa 2002	Tanzania	-----	801	Isango 2007
Miombo	Reserva Udekwa 2005	Tanzania	-----	783	Isango 2007
Miombo	Distrito Kilosa	Tanzania	74 - 1041	-----	Backéus <i>et al.</i> 2006
Miombo	Reserva Baraku	Tanzania	682 - 1531	981	Lupala 2009

Área Basimétrica: las especies con registros más elevados de área basimétrica (ha^{-1}) fueron coincidentes con las especies que presentaron la mayor densidad, que son las tres especies dominantes en las SBMK (*B. plurijuga*, *B. spiciformis* y *T. sericea*). Tal como sucede en las sabanas boscosas de teca del Zambezi, el mayor registro de área basimétrica en las SBMK de Farm 41 fue el de *Baikiaea plurijuga* que con un promedio de $2,67 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ para las 17 parcelas, presentó el 38,1% del área basimétrica promedio general. Las otras 2 especies dominantes (*Brachystegia spiciformis* y *Terminalia sericea*), presentaron el 28,4% y el 11,8% del área basimétrica promedio general respectivamente. Los valores de área basimétrica mínimo y máximo por parcela se ubicaron en 3,18 y $11,04 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, registros que se encuentran en concordancia con los valores mínimo y máximo de 4,65 y $12,90 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (Tabla 13) observados por Holdo (2006a) para 9 especies arbóreas (*Baikiaea plurijuga*, *Baphia massaiensis*, *Brachystegia spiciformis*, *Burkea africana*, *Combretum* spp., *Erythrophleum africanum*, *Ochna pulchra*, *Pterocarpus angolensis* y *Terminalia sericea*) en las SBMK de Farm 41. El área basimétrica promedio general obtenida en el presente estudio fué de $7,01 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, registro que si bien no puede compararse con otros bosques (en Farm 41 solo se consideraron las 10 especies estudiadas), guarda similitud con los valores observados en las sabanas boscosas Miombo del África subsahariana (Tabla 13).

Tabla 13.- Área Basimétrica de árboles adultos en sabanas boscosas subsaharianas

Tipo de Sabana Boscosa	Ubicación	País	Rango Área Basimétrica (m ² ha ⁻¹)	A. Basim. promedio (m ² ha ⁻¹)	Referencia
SBMK	Railway Farm 41	Zimbabue	3,18 - 11,04	7,01	presente estudio
SBMK	Railway Farm 41	Zimbabue	4,65 - 12,90	-----	Holdo (2006a)
Miombo	Reserva Kitulangalo	Tanzania	6,90 - 11,00	9,30	Mbwambo <i>et al.</i> 2008
Miombo	Reserva Nyangoro 2002	Tanzania	-----	15,48	Isango 2007
Miombo	Reserva Nyangoro 2005	Tanzania	-----	15,63	Isango 2007
Miombo	Reserva Kitonga 2002	Tanzania	-----	15,63	Isango 2007
Miombo	Reserva Kitonga 2005	Tanzania	-----	15,40	Isango 2007
Miombo	Reserva Udekwa 2002	Tanzania	-----	15,04	Isango 2007
Miombo	Reserva Udekwa 2005	Tanzania	-----	15,50	Isango 2007
Miombo	Distrito Kilosa	Tanzania	3,90 - 16,70	-----	Backéus <i>et al.</i> 2006

Índice de Valor de Importancia (IVI): las tres especies que presentaron los valores más altos de densidad y de área basimétrica (*B. plurijuga*, *B. spiciformis* y *T. sericea*) han sido también las especies de mayor importancia ecológica, registrando el 23,6%, el 20,2% y el 13,4% del (IVI) total de Farm 41 respectivamente. Estos resultados confirmarían que, al parecer, en las SBMK existen familias dominantes (Leguminosae y Combretaceae) y especies con alta importancia desde el punto de vista ecológico (*B. plurijuga*, *B. spiciformis* y *T. sericea*), presentándose estas especies en grandes cantidades y cubriendo extensas áreas, presentando una tendencia similar (aunque la comparación no es válida) a la de las sabanas boscosas Miombo africanas que cuentan con las mismas familias dominantes (Combretaceae y especialmente Leguminosae) y con dos o tres especies de alta importancia ecológica que se destacan sobre el resto de las especies componentes (Tabla 14).

Tabla 14.- Índice de valor de importancia en sabanas boscosas africanas

Tipo de Bosque	Ubicación	Especies Dominantes	% IVI especies dominantes	Referencia
Sabana boscosa Mixta del Kalahari	Railway Farm 41, Zimbabue	<i>Baikiaea plurijuga</i> <i>Brachystegia spiciformis</i> <i>Terminalia sericea</i>	57,3%	Presente estudio
Sabana Boscosa Miombo	Iringa District, Tanzania	<i>Brachystegia spiciformis</i> <i>Combretum molle</i> <i>Julbernardia globiflora</i>	72,0%	Isango 2007
Sabana Boscosa Miombo	Reserva Baraku, Tanzania	<i>Brachystegia microphylla</i> <i>Brachystegia spiciformis</i> <i>Julbernardia globiflora</i>	26,8%	Lupala 2009

5.4.2 Estructura vertical

Altura: desde el punto de vista de su estructura vertical, la SBMK de Farm 41 se presenta como una formación boscosa heterogénea, caracterizada por manifestarse como un mosaico de bosque maduro (árboles que han podido escapar de los agentes perturbadores: elefantes, fuego y helada), que alterna con áreas de árboles de menor tamaño que han rebrotado (modificando su arquitectura espacial) luego de la perturbación (Childes y Walker 1987, Holdo 2006a). El presente estudio encontró que la SBMK de Farm 41 se caracteriza por presentar un porcentaje reducido de ejemplares arbóreos maduros de gran altura, como es el caso de algunos ejemplares de *B. spiciformis* en las parcelas 2 y 3, que llegaron a medir hasta 16 y 17 m de altura. Las alturas promedio por especie que se registraron en cada una de las 17 parcelas de estudio tampoco presentaron valores elevados, ya que en solo 6 casos (sobre 10 especies x 17 parcelas) estos registros superaron los 6,50 m de altura promedio por parcela (*B. plurijuga* en la parcela 2, *B. spiciformis* en la parcela 1 y *E. africanum* en las parcelas 5, 8, 13 y 20). Estos registros de altura promedio son coincidentes con valores de densidad muy bajos para las especies en cuestión (1 a 4 ejemplares por parcela), sugiriendo nuevamente de que se trataría de unos pocos ejemplares aislados. Tomando en

consideración la totalidad de las parcelas bajo estudio, las alturas promedio por especie se distribuyeron entre 1,35 m (*P. angolensis*) y 4,96 m (*B. plurijuga*), mientras que las alturas promedio por parcela registraron un valor mínimo de 2,47 m (parcela 21) y un valor máximo de 4,19 m (parcela 2). El rango de alturas también reflejó la carencia de ejemplares de gran tamaño, al registrar un 5,9% de individuos con alturas de 6 a 8,99 m, y solo un 2,2% de individuos con más de 9 m de altura. Con respecto al comportamiento por especie, *B. massaiensis*, *C. psidioides*-*C. zeyheri* y *P. angolensis* tuvieron la mayoría de sus registros dentro del rango de alturas de 0 a 2,99 m, mientras que el resto de las especies (incluyendo a las especies de mayor importancia ecológica dentro de las SBMK: *B. plurijuga*, *B. spiciformis* y *T. sericea*) presentaron la mayor parte de sus ejemplares dentro del rango de 3 a 5,99 m de altura. Con estos resultados y específicamente desde el punto de vista de la altura de los ejemplares que la componen, podemos caracterizar a las SBMK de Farm 41 como una formación boscosa heterogénea con una mayoría de árboles de altura media, que alternan con un porcentaje muy bajo de ejemplares maduros de gran tamaño.

Capítulo 6. El elefante africano: antecedentes de la especie

6.1. El género *Loxodonta*

Los elefantes asiáticos y africanos que habían sido ubicados por Linneo dentro del género *Elephas*, fueron separados en 1797 por Johann Blumenbach en los géneros *Elephas* para el elefante asiático y *Loxodonta* para el elefante africano (Dorst y Dandelot 1970, Tassy y Debruyne 2001). De acuerdo a estudios realizados a nivel de ADN (Roca *et al.* 2001, Rohland *et al.* 2007, Rohland *et al.* 2010), existirían dos especies de elefantes en África, el “elefante de sabana” (*Loxodonta africana* Blumenbach, 1797) y el “elefante de bosque” (*Loxodonta cyclotis* Matschie, 1900). Además de las diferencias a nivel genético, estas dos especies presentan una clara diferenciación. *Loxodonta cyclotis* es más pequeño, de color oscuro y se lo encuentra exclusivamente en los bosques tropicales del centro y oeste del continente, mientras que *Loxodonta africana* es de mayor tamaño, color más claro y se lo encuentra en las sabanas del este y del sur. Dorst y Dandelot 1970) definen a *cyclotis* y a *africana* como dos subespecies de *Loxodonta africana*, no existiendo consenso en la comunidad científica sobre la cantidad de especies de elefante africano (Debruyne 2005). Con el fin de evitar inconvenientes de nomenclatura, la Comisión de Supervivencia de Especies (SSC) de la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN) reconoce una única especie (Carruthers 2008a, Mennell y Scholes 2008) y se la denomina “elefante africano” (*Loxodonta africana* Blumenbach, 1797).

6.2. Comercio de marfil en el sur de África

El comercio de marfil, junto con el establecimiento de asentamientos humanos sobre los territorios de los elefantes, fueron los máximos responsables de la histórica disminución en número de las poblaciones de elefantes en el continente africano (Carruthers 2008a). Los colmillos eran utilizados para el pago de tributos a los jefes locales (Parker y Amin 1983) y el dominio del mercado de marfil determinó la formación de estados poderosos (Carruthers 2008a, Gordon y Gordon 1996, Huffman 2009). Alrededor del siglo X, cuando se crea el estado de Mapungubwe en el valle del río Limpopo, el sur del continente africano se involucra por primera vez en el comercio de marfil, siendo sus habitantes los primeros en enviar grandes cantidades de marfil hacia los puertos de la costa Swahili (Carruthers 2008a, Meyer 2000). Se tienen indicios de que el valle del río Limpopo era un área muy rica en elefantes (Mitchell 2002) y es probable que la decadencia de Mapungubwe durante el siglo XIV se relacione con su disminución poblacional (Carruthers 2006). Con anterioridad al establecimiento de las colonias en el sur de África, la extracción de marfil había sido tan significativa, que la abundancia de elefantes se había reducido sensiblemente (Carruthers 2008a). A principios del siglo XVI, los portugueses se comienzan a involucrar en el comercio de marfil, comprando colmillos a la nación Nguni, en el sur de la actual Mozambique (Carruthers 2008a, Etherington 2001). Más tarde, en el año 1750 los portugueses se establecen en la actual Maputo y el tráfico de marfil aumenta considerablemente (Carruthers 2008a). Durante el siglo XVI, el comercio de marfil había afectado tan seriamente a las poblaciones de elefantes (Carruthers 2008a), que éstos habían desaparecido de las áreas cercanas a las costas y también de numerosos territorios en el interior del continente (Thorbahn 1979). La intensa demanda de colmillos determinó que el marfil dejara de ser un subproducto

de la caza, para pasar a ser su principal objetivo y se organizaron grandes cacerías (Bonner 1983, Carruthers 2008a). La intensa matanza de elefantes se extendió hacia el sur y aumentó sensiblemente cuando el Imperio Británico toma el control de Cape Colony (actual Ciudad del Cabo) en 1806 (Carruthers 2008a), teniendo similar efecto al norte, al establecerse en 1824 el primer poblado blanco en Port Natal (Ellis 1998). En el siglo XIX, se desarrolla la mayor cacería de animales salvajes en el sur de África, disminuyendo la presencia de elefantes en el área y obligando a las partidas de caza a trasladarse hacia las actuales Botsuana y Zimbabue (Carruthers 2008a). Durante el período 1860-1880 se registra la mayor exportación de marfil desde Cape Colony (Shillington 1985), sin tenerse una idea cabal de que este exterminio de elefantes estaba afectando los números poblacionales (Carruthers 2008a). El marfil no era considerado un producto “excepcional”, sino simplemente un producto comercial y los cazadores tenían la creencia de que la provisión de marfil era inagotable (Carruthers 2008a).



Figura 21.- Cacería de Elefante
Foto: Wilfred Thesiger (1938)

Erróneamente, se pensaba que la disminución en número de elefantes se debía exclusivamente a los desplazamientos que éstos tenían escapando de los cazadores, y las medidas para reglamentar la caza se aplicaron en forma tardía (Carruthers 2008a). Hacia fines del siglo XIX, cuando se crearon las primeras áreas protegidas en el Cabo, Transvaal y Zululand, ya casi no quedaban elefantes para proteger (Carruthers 1995). Más adelante, con el establecimiento del Kruger Nacional Park (KNP) en Sudáfrica en 1926 y de la Wankie Game Reserve (WGR), en Rodesia (Rhodesia) en 1928, comenzó a hacerse efectiva la protección de elefantes en el sur del continente (Carruthers 2008a).

6.3. Distribución y abundancia del elefante africano

Históricamente, el elefante africano ocupaba la mayor parte de África. Su área de distribución comenzaba en las costas del Mar Mediterráneo y llegaba hasta el Cabo de Buena Esperanza, en el sur del continente (Dorst y Dandelot 1970).

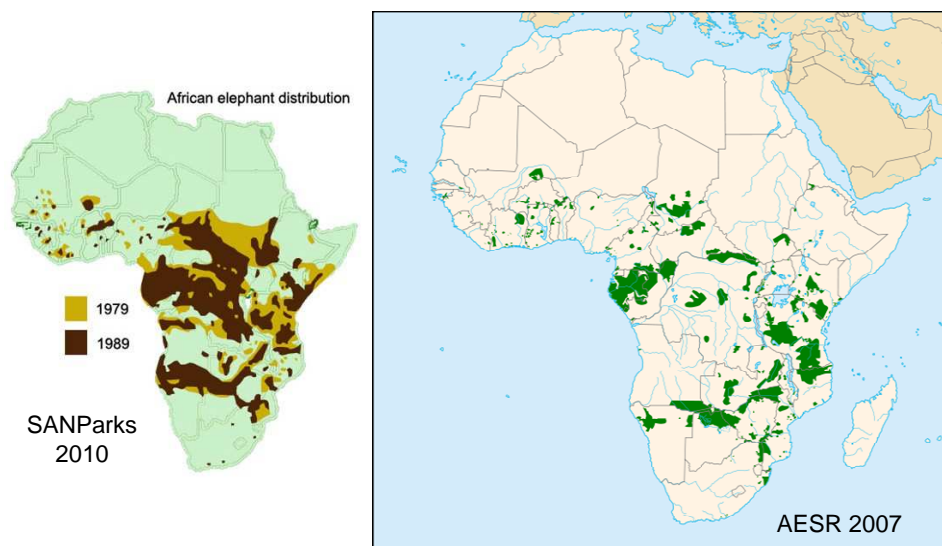


Figura 22.- Distribución de elefantes en África (1979, 1989 y 2007)

Los elefantes se adaptan a toda clase de ambientes y su presencia ha sido registrada desde lugares ubicados a nivel del mar hasta cerca de los 3.000 m de altura (Dorst y Dandelot 1970). Su distribución actual (Figura 22), se halla relacionada con el antiguo tráfico de marfil y con la pérdida y fragmentación de hábitat producida durante los últimos 100 años (Carruthers 2008a). De acuerdo a los últimos censos, los elefantes ocupan territorios en 37 países del África subsahariana, agrupados (Figura 23) por la SSC de la UICN dentro de cuatro grandes regiones (Barnes *et al.* 1998).

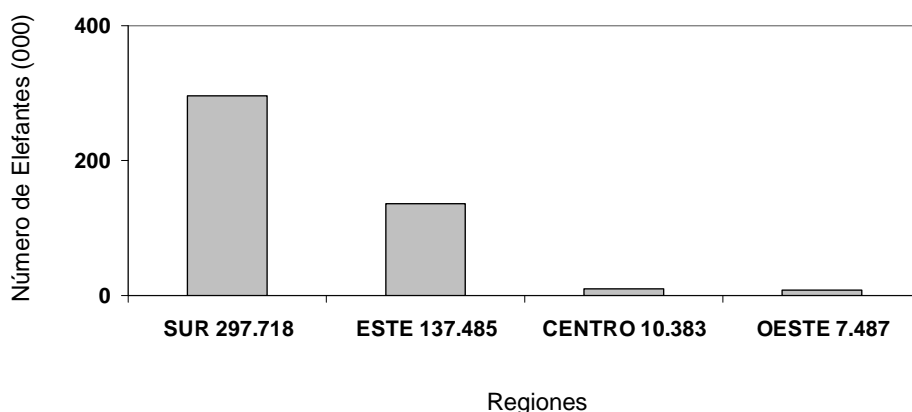


Figura 23.- Población de elefantes africanos para cada una de las regiones de su área de distribución

Fuente: African Elephant Status Report 2007 (Blanc *et al.* 2007)

Región Sur: Angola, Botsuana (Botswana), Malawi (Malawi), Mozambique, Namibia, Sudáfrica (South Africa), Suazilandia (Swaziland), Zambia y Zimbabue (Zimbabwe).

Región Este: Eritrea, Etiopía (Ethiopia), Kenia (Kenya), Ruanda (Rwanda), Somalia, Sudán, Tanzania y Uganda.

Región Centro: Camerún (Cameroon), República Centroafricana (Central African Republic), Chad, Congo (Republic of the Congo), República Democrática del Congo (Democratic Republic of the Congo), Guinea Ecuatorial (Equatorial Guinea) y Gabón.

Región Oeste: Benin, Burkina Faso, Ghana, Guinea, Guinea Bissau, Costa de Marfil (Ivory Coast - Cote d'Ivoire), Liberia, Malí, Níger, Nigeria, Senegal, Sierra Leona (Sierra Leone) y Togo.

Esta distribución de elefantes presenta una considerable variación cuando se comparan las cuatro regiones, encontrándose poblaciones pequeñas y fragmentadas en la región Oeste, y enormes territorios con elefantes en las regiones Centro y Sur (Blanc *et al.* 2007). Los países de la región Sur con un total de 297.718 individuos, poseen la concentración de elefantes más numerosa del continente africano.

6.3.1. Desarrollo de las poblaciones de elefantes en el sur de África

Sudáfrica: El número de elefantes existente en la época pre-colonial no ha podido ser determinado con precisión, pero se estima que a mediados del siglo XVII la población podría haber tenido un registro cercano a los 100.000 individuos (Carruthers 2008a, Hall-Martin 1992). Alrededor del año 1890, debido a la extracción de marfil, casi todos los elefantes de Sudáfrica habían sido exterminados, quedando su población reducida a cuatro áreas (Lowveld, Knysna, Addo y Tembe) y a un total de sólo 200 ejemplares (Carruthers 2010). Treinta años después, en el año 1920 sólo quedaban 120 elefantes (Carruthers 2008a, Hall-Martin 1992). A partir de ese momento, comenzó un período de continuo crecimiento poblacional debido a la creación de parques nacionales, reservas naturales provinciales, a la construcción de alambrados en áreas protegidas, al control de la caza furtiva, al ingreso de elefantes desde Mozambique y, más recientemente, al establecimiento de grupos de elefantes en reservas y fincas privadas (Carruthers 2008a). El último censo de elefantes realizado en Sudáfrica en el año 2006 arroja un total de 17.847 individuos (Blanc *et al.* 2007).

Zimbabue: Se sabe muy poco acerca de la situación de los elefantes antes del establecimiento del primer gobierno blanco en 1893 (Child 2004). El marfil era

utilizado para el pago de tributos (Parker y Amin 1983) y para cazar un elefante en el territorio que actualmente ocupa el HNP, era necesario obtener el permiso del jefe Lobengula (1836-1894), de la nación Ndebele (Child 2004). Sin embargo, pese a ese control, en el oeste de la actual Zimbabue no se visualizaba un gran número de elefantes (Selous 1881). Se puede concluir que hasta 1930 el número de elefantes era bajo, los grupos estaban bastante dispersos y se encontraban limitados a zonas remotas (Child 2004). Más tarde, alrededor de 1945, los números poblacionales aumentaron y los elefantes del actual HNP se dispersaron por un territorio más extenso, ocupando zonas adyacentes de Botsuana y el Caprivi de la actual Namibia (FAO 1968). En esos momentos, la población de elefantes del actual HNP (con una superficie de 14.600 km²), se consideraba formada por unos 4.900 individuos, obteniéndose una densidad de aproximadamente 0,33 elefantes km⁻² (Cumming 1981), cercana a la densidad de 0,25 elefantes km⁻² calculada en la cercana región de Sebungwe y definida como la densidad de equilibrio entre elefantes y vegetación leñosa para esa zona de Zimbabue (Craig 1992, Martín 1992). La población de elefantes siguió aumentando y a principios de la década de 1960 se observó un incremento explosivo, sin saberse con certeza cual fue el motivo de ese estallido poblacional (Child 2004), aunque algunos autores lo han atribuido a la suspensión de la cacería intensiva y al incremento de la vegetación arbórea en las sabanas (*bush encroachment*) (Riney 1964, Child 1970, Child 2008). Mediante el uso de censos (Figura 24) y tomando en cuenta la dinámica de la población, Cumming (1981) diseñó un modelo que ha podido estimar los valores poblacionales de los elefantes de Zimbabue a partir del año 1900 (4.000 en 1900, 10.000 en 1930, 17.000 en 1940 y 25.000 en 1950).

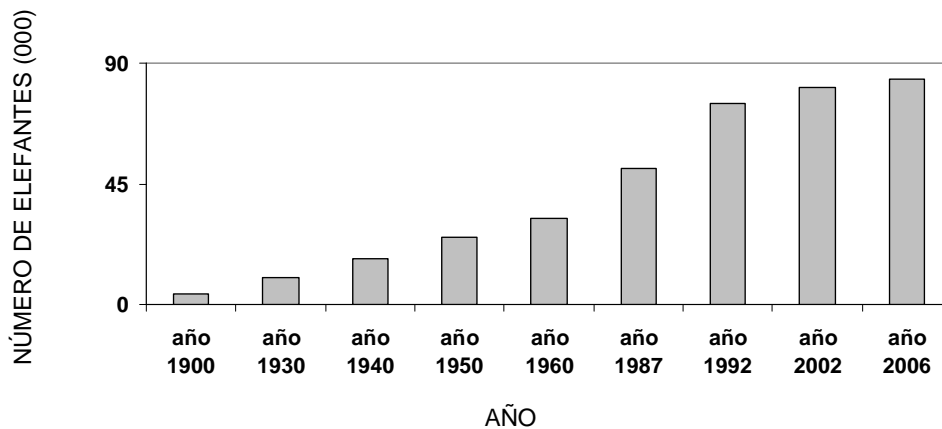


Figura 24.- Población de elefantes en Zimbabwe a partir del año 1900

Fuente: Cumming 1981, Booth 1992, Blanc *et al* 2002, Mufute 2002, Child 2004, Foggin 2004, Blanc *et al* 2007.

Actualmente, el Departamento de Parques Nacionales y Gestión de la Vida Silvestre de Zimbabwe (DNPWM) realiza censos aéreos periódicos sobre las poblaciones de elefantes (Mufute 2002, Foggin 2004). Los censos realizados por la UICN registraron 81.555 elefantes en 2002 (Blanc *et al.* 2002) y 84.416 individuos en 2006 (Blanc *et al.* 2007). Sin embargo, en el año 2003 el DNPWM manejaba una cifra extraoficial que superaba los 100.000 animales (Child 2004).

6.3.2. Territorio ocupado por los elefantes en Zimbabwe

La mayor parte de la población de elefantes de Zimbabwe se encuentra confinada en cuatro amplias regiones: North West Matabeleland (incluye HNP), Zambezi Valley, Sebungwe y Gonarezhou. Los elefantes también se mueven fuera de estas grandes regiones, ingresando a zonas rurales en las que se realiza gestión de la fauna silvestre. La superficie total que ocupan los elefantes en Zimbabwe, considerando áreas

protegidas, territorios comunitarios, establecimientos rurales privados y áreas forestales es de 74.750 km², de los cuales 43.650 km² corresponden a Parques Nacionales (Mufute 2002).

6.4. Historia de la gestión de elefantes en el sur de África

Sudáfrica: Antes del año 1950 no existía una base científica para el manejo de la vida silvestre en las áreas protegidas de Sudáfrica (Carruthers 2008a). La creación de “*Game Reserves*” a principios del siglo XX se basó en viejas ideas de manejo relacionadas exclusivamente con la caza deportiva y su gestión incluía el control de la caza furtiva y la erradicación de los depredadores (leones, leopardos) que podían afectar a especies de valor cinegético como antílopes y gacelas (Carruthers 2008a). Durante las décadas de 1930 y 1940, los métodos de manejo se basaron en teorías relacionadas en forma exclusiva con las ciencias veterinarias (Carruthers 2008a, Carruthers 2008b). A partir de 1950 se aplicaron conceptos ecológicos y emergió una moderna gestión de la vida silvestre sudafricana (Carruthers 2008b, Mennell y Scholes 2008). El KNP, creado en 1926, es el parque nacional sudafricano con mayor historia en el manejo de elefantes (Carruthers 2001). Su primera decisión de importancia para la gestión de los elefantes fue el cambio de una política de conservación por una estrategia de matanzas selectivas (*culling*), que se iniciaron en la década de 1960 (Carruthers 2008a). La cantidad de ejemplares que debían ser sacrificados se basó en datos poblacionales de elefantes y en reportes sobre excesivo daño a la vegetación leñosa ubicada alrededor de ríos y fuentes de agua (Carruthers 2008a, van Wyk y Fairall 1969), eliminándose aproximadamente 600 elefantes por año (Dublin *et al.* 1997). De esta manera, los números poblacionales de KNP se mantuvieron en una cifra cercana a los 7.000 elefantes (Dublin *et al.* 1997).

Este control de ejemplares continuó por casi 30 años sin realizarse un verdadero análisis de la situación, teniendo en contra a la opinión pública y a los movimientos sobre derechos del animal (Carruthers 2008a). Debido a estos obstáculos y a la incertidumbre sobre los beneficios de las matanzas selectivas (*culling*), la Dirección de Parques Nacionales (SANParks) decretó en 1994 una moratoria (Carruthers 2008a). Doce años más tarde, en enero 2006, una reunión de calificados científicos sudafricanos (*Elephant Science Roundtable*) concluyó que:

- No hay una evidencia apremiante que determine la reducción inmediata a larga escala de elefantes en el KNP (Owen-Smith *et al.* 2006).
- En algunos parques (incluyendo al KNP), la densidad, distribución y estructura de la población de elefantes necesitaría ser gestionada localmente con el fin de lograr biodiversidad y otros objetivos (Owen-Smith *et al.* 2006).

Zimbabue: La Wankie Game Reserve (WGR), actual HNP se creó en febrero de 1928 (Davison 1998) con una población de 1.000 a 2.500 elefantes (Foggin 2004). A partir de ese momento, el incremento del número de elefantes trajo como consecuencia reiterados pedidos de control, ya que los elefantes pasaron a ser un problema en las áreas agrícolas y ganaderas adyacentes a la zona protegida (Child 2004). De acuerdo a lo reportado por Child (2004, 2008), la gestión inicial realizada en la WGR fue errónea: el manejo del fuego para lograr un tierno rebrote con el fin de atraer animales a las zonas turísticas e inhibir fuegos tardíos, fue perjudicial para el hábitat. El fuego temprano simplificó los ecosistemas al suprimir los pastos perennes e incrementó la invasión de especies leñosas, favoreciendo el aumento de la población de elefantes y su impacto en cascada sobre vegetación y animales (Child 2004). La población de elefantes aumentó en toda la superficie de la entonces Rodesia (Rhodesia) y en 1964 se comenzaron a aplicar

medidas para tratar de disminuir este impacto en las áreas protegidas, pero recién en 1971 el problema comenzó a tratarse seriamente (Child 2004). En ese momento, la situación en el Gonarezhou Nacional Park (GNP) podía considerarse como catastrófica (Dublin *et al.* 1997), ya que la mayoría de los árboles *Colophospermum mopane* de mayor envergadura habían sido volteados por los elefantes y se observaba una importante erosión debido a los caminos que trazaban estos mega-herbívoros dentro del parque. Se tuvieron que eliminar 600 elefantes (grupos familiares) y se comenzaron a sistematizar las operaciones de matanza selectiva (*culling*) en Rodesia (Child 2004). Esta matanza selectiva (*culling*) en GNP tuvo éxito, pues permitió una recuperación de la vegetación arbórea (Baxter 2003), pero los resultados obtenidos a lo largo de los años son contradictorios (Cumming 1981, Baxter 2003), y en algunos casos podrían ser considerados un fracaso al incrementarse sensiblemente el tamaño de los grupos familiares y el impacto que producen estas grandes concentraciones sobre la vegetación leñosa (Baxter 2003). Anteriormente, a partir de 1960, sólo se habían realizado matanzas selectivas (*culling*) en forma esporádica, enfocadas principalmente a machos adultos y por diversos motivos: control de mosca tsetse (Child y Riney 1987), control de animales problema, protección de cultivos y raciones para el personal de parques (Meadows 1998). Entre 1960 y 1991 mediante operaciones de matanza selectiva (*culling*) se eliminaron 46.775 elefantes (Child 2004). Sin embargo, durante el mismo período la población de elefantes de Rodesia-Zimbabue pasó de 32.700 en 1960 (Booth 1992) a 75.000 ejemplares en 1992 (Child 2004), lo que indica claramente que las medidas no fueron suficientes y que además se tomaron demasiado tarde (Child 2004). Esto pudo deberse a que el Departamento de Parques Nacionales de Rodesia (DNP) temía una repercusión negativa al adoptar un programa de matanzas selectivas (*culling*)

para una especie tan carismática como el elefante y además no se conocía la densidad de elefantes que podían soportar los parques (Child 2004). Esto último se hace evidente si tomamos en cuenta que durante las décadas de 1960 y 1970, en el sur de África se señalaba la densidad de un elefante por milla cuadrada como la densidad correcta, y que ese número se tornó dudoso cuando automáticamente se lo pasó al de un elefante por kilómetro cuadrado cuando los países africanos adoptaron el sistema métrico (Child 2004). Otra equivocación tuvo lugar cuando las autoridades de Rodesia basaron sus cálculos de crecimiento poblacional anual en un máximo de 3.1%, pronosticado para los elefantes de Zambia (Hanks 1972), alejado del 5 a 7% utilizado actualmente en Zimbabwe (Child 2004) y del 8% observado para los elefantes del KNP en Sudáfrica (Whyte 2001). Por otra parte, la guerra civil en Rodesia (1975-1979), tuvo una influencia negativa sobre la actividad del DNP, ya que no permitió realizar trabajos en las áreas protegidas y los censos aéreos tuvieron que ser suspendidos (Child 2004). Una vez finalizada la guerra civil y luego de la independencia de Zimbabwe en 1980, la administración de los parques nacionales se reestructuró, creándose el Departamento de Parques Nacionales y de Gestión de la Vida Silvestre (Child 2004). Lentamente, las operaciones de matanza selectiva (*culling*) y los censos aéreos se reiniciaron. Desde 1980 hasta 1987 se eliminaron 17.845 elefantes, llevando la población de Zimbabwe a 51.097 individuos (Child 2004). A esa altura ya estaba claro que la vegetación arbórea de Zimbabwe no podía soportar más de 50.000 elefantes (Child 2004) y de que una cifra menor sería mucho más segura. Según Child (2004), si a partir de 1998 se hubieran eliminado 2.500 elefantes por año y controlado la entrada de elefantes de países vecinos, se podría haber mantenido la población total en una cifra cercana a los 50.000 individuos, máximo número poblacional sugerido para Zimbabwe. Sin embargo, sólo se

eliminaron entre 400 y 600 animales por año (incluyendo la caza deportiva y animales problema), llevando la población a 75.000 animales en 1992 y según censos extraoficiales, a más de 100.000 elefantes en 2003 (Child 2004). De esta manera, se abre una incógnita sobre el efecto que puede tener este importante número poblacional de elefantes sobre la vegetación leñosa de Zimbabue.

Capítulo 7. Interacción elefante africano-vegetación

7.1. Introducción

El elefante africano es el mamífero terrestre de mayor tamaño (Dorst y Dandelot 1970). El peso máximo corporal de los ejemplares adultos es de más de 3 t para las hembras y de más de 6 t para el caso de los machos (Dorst y Dandelot 1970). Su sistema digestivo es bastante simple, con un tiempo de retención del alimento según O' Connor *et al.* (2007) de alrededor de 14 horas y según Clauss *et al.* (2007) de entre 15 y 30 horas. Esta retención del alimento resulta ser bastante rápida cuando se la compara con los casi 4 días que presenta el hipopótamo (Owen-Smith 1988) y con las 70-100 horas que demoran los rumiantes (O'Connor *et al.* 2007). Sin embargo, a diferencia de los rumiantes, los elefantes pueden ingerir grandes cantidades de fibra vegetal sin por ello demorar el proceso digestivo (Janis 1976). El consumo relativo diario, en términos de materia seca es bajo, alrededor del 1% del peso corporal. Los vacunos consumen entre 1,5 y 3% y los antílopes más pequeños entre 3,5 y 4% (Owen-Smith 1988). No obstante, como consecuencia de su enorme tamaño el consumo medio de material vegetal que realiza cada elefante por día es considerable, siendo de más de 60 kg de materia seca (180 kg de material húmedo) para un macho adulto, por lo tanto, los efectos sobre la vegetación pueden ser devastadores (Dorst y Dandelot 1970, Owen-Smith 1988). El efecto del elefante puede producir cambios en la composición de la comunidad vegetal (Ben-Shahar 1996, Tafangenyasha 1997) y puede también tener una marcada influencia sobre otras formas de biodiversidad (Baxter y Getz 2005, Makhabu *et al.* 2006). El aumento en el número de elefantes registrado en el Parque Nacional Hwange de

Zimbabue (HNP) al finalizar las operaciones de matanza selectiva (*culling*), parece ser responsable (junto a los años de sequía), de la importante disminución observada por Fritz (2002) en el número de impalas (*Aepyceros melampus* Lichtenstein) y por Bourgarel (2002) en el número de búfalos del Cabo (*Syncerus caffer* Sparrman), especies también dependientes del agua, pero sin la capacidad de locomoción diaria que tiene el elefante. Como ejemplo, podemos apuntar que los elefantes de Shumba en HNP se trasladan a Mandavu (30 km de distancia) todos los días en busca de agua (Bourgarel 2002). Los impactos del elefante pueden también tener efectos secundarios, destruyendo árboles de gran altura como los que necesitan determinadas aves para anidar (Kerley y Grant 2004) o formando senderos que disminuyen la disponibilidad de forraje para el rinoceronte negro (*Diceros bicornis* Linnaeus) (Kerley y Landman 2004). Los herbívoros, a través del consumo de tejido vegetal, afectan el crecimiento, la supervivencia y el rendimiento reproductivo de las plantas, alterando en consecuencia, la estructura de la vegetación, la composición de la comunidad y los procesos del ecosistema (Huntly 1991, Kerley 2008). Los ciervos, por ejemplo, pueden tener impactos muy profundos sobre la vegetación, especialmente cuando se encuentran en altas densidades (Cote *et al.* 2004, Kerley 2008), pero el efecto producido por los elefantes es mayor tanto en magnitud como en escala (Kerley 2008, Owen-Smith 1988). Sin embargo, no se debería considerar a los elefantes como “agentes de destrucción” ajenos al ecosistema, sino como parte integral de la co-evolución de los ecosistemas y de la biodiversidad de África (Kerley 2008), teniendo también una importante función en el ciclo de nutrientes (Baxter 2003), diseminando semillas (Dudley 1999, Cochrane 2003, Goheen *et al.* 2004, Babweteera 2007) y suministrando espacio que facilita la germinación (Baxter 2003).

7.2. Comportamiento alimenticio

A diferencia de lo que sucede con la mayoría de los herbívoros, el impacto que produce el elefante al alimentarse, puede llevar a los árboles maduros directamente a la muerte (derribándolos o arrancando sus raíces), o puede exponerlos a procesos (descortezado) que los debilitarán o los llevarán también a la muerte (Kerley 2008). La mayoría de los herbívoros, al alimentarse, afectan solamente el crecimiento o el potencial reproductivo, sin tener un impacto tan severo como el que produce el elefante a través de su mecanismo de consumo (Kerley 2008). En este sentido, el impacto (Figura 25) que produce la alimentación del elefante sobre la dinámica de la vegetación leñosa puede ser explicado a partir del modelo depredador-presa (Caughley 1976, Kerley 2008), que presenta un efecto completamente diferente al producido por los otros herbívoros (Kerley 2008).



Figura 25.- Impacto de elefante en Railway Farm 41
Fotografía tomada durante el transcurso del presente estudio.

Los elefantes no siempre se alimentan de los árboles que derriban y tampoco necesitan voltear árboles para alimentarse de ellos (Midgley 2004). Del mismo modo, tampoco parece que se alimenten de toda la corteza que arrancan (Midgley 2004). La herbivoría que produce el elefante desencadena un importante impacto en la comunidad vegetal (Tafangenyasha 1997, Conybeare 2004). En un estudio realizado en la Reserva Forestal de Gwaai (en las cercanías de HNP) en Zimbabue, el 67% de los árboles con DAP (*dbh*) mayor a 34 cm habían sido dañados por los elefantes (Campbell *et al.* 1996), mientras que el 44% de los árboles muestreados durante 1997 en Farm 41 tenían algún tipo de rotura en el tallo principal (producida por el impacto de los elefantes), adoptando un formato de tallos múltiples (Holdo 2003). Además de los árboles derribados, los elefantes también rompen y descartan partes de las plantas. Árboles que no son consumidos por los elefantes, pueden ser afectados a través de mecanismos indirectos como el pisoteo (Plumptre 1994). En el Addo Elephant National Park de Sudáfrica, el material desechado por los elefantes representó del 25 al 50% de la dieta total consumida (Lessing 2007), mientras que en la Reserva Forestal de Gwaai, el 13% del total de ejemplares de *Pterocarpus angolensis* muestreados habían sido derribados o destruídos por completo por los elefantes (Campbell *et al.* 1996). De esta manera, la cantidad de materia verde consumida por el elefante representa solo una fracción de la cantidad extraída de la vegetación, lo que demuestra que los impactos sobre la comunidad vegetal no son una función directa de su dieta (Paley y Kerley 1998). Los elefantes tienen una alimentación combinada (*mixed feeders*) (Hofmeyr y Eckardt 2004a), consumiendo pastos, ramas, corteza, frutas y bulbos (Kerley y Landman 2004). Su dieta es muy amplia, por lo tanto su herbivoría afecta el destino de un sinnúmero de especies (Kerley 2008). En Eastern Cape (Sudáfrica) se ha registrado un consumo de

146 especies (Kerley y Landman 2006), mientras que en el Parque Nacional Wankie (actual HNP) y en la región de Sengwa, ambos en Rodesia (actual Zimbabue) los elefantes se alimentaron de 165 (Rushworth 1975) y 133 especies respectivamente (Guy 1976a). Este número de especies es similar a las 120 especies que consume otro megaherbívoro no-rumiante como el rinoceronte negro, pero es casi cinco veces mayor que el consumo de especies leñosas que realizan algunos rumiantes ramoneadores como el gran kudu o kudu mayor “greater kudu” (*Tragelaphus strepsiceros* Pallas) y el bushbuck (*Tragelaphus scriptus* Pallas) que coexisten con el elefante en KNP y en HNP (Kerley y Landman 2004). Sin embargo, el consumo medio diario del elefante proviene de unas pocas especies (Kerley 2008) y sólo tiene capacidad para diseminar semillas de 21 especies arbóreas (Kerley y Landman 2004). Debido a su dieta combinada, los elefantes pueden variar la cantidad de ramas y pasto que ingieren y permitirse el consumo de material de muy baja calidad, caracterizado por tener bajo nivel proteico y alto contenido en fibra (Hofmeyr y Eckardt 2004a). Los elefantes compensan la baja calidad del alimento, ingiriendo enormes cantidades. Este gran volumen de ingesta, combinado con el frecuente comportamiento destructivo que presenta al alimentarse (Landman *et al.* 2008), afecta seriamente a la vegetación leñosa (Hofmeyr y Eckardt 2004a). Su dieta está integrada por cantidades variables de ramas y pasto, dependiendo la proporción ingerida del tipo de vegetación, estación, disponibilidad de agua y composición de nutrientes del suelo (Williamson 1975, Owen-Smith 1988). Los pastos son consumidos principalmente en la estación de lluvias (40 a 70% de la dieta) y los árboles o arbustos en la estación seca, momento en que los pastos aportan solo del 2 al 40% del consumo (Williamson 1975, de Boer *et al.* 2000). Esta ingesta de material leñoso en la estación seca permite a los elefantes mantener una buena condición

corporal (Williamson 1975, Baxter 2003), debido a que en la estación seca, la vegetación leñosa posee niveles de proteína cruda más altos que los que contienen los pastos (Field 1971, Baxter 2003). La proporción de ramoneo en la dieta del elefante registrada en HNP ha llegado a un valor máximo de 98.8% (Williamson 1975, Baxter 2003). Bajo condiciones de sequía, las ramas, raíces y corteza constituyen el 70 a 80% del material consumido (Barnes 1982). La altura a la que prefieren alimentarse los elefantes suele estar por debajo de los 2 m (Smallie y O'Connor 2000, Baxter 2003), registrándose un 81,7% del total de bocados por debajo de los 2 m de altura y un 59,8% por debajo de 1,2 m (Guy 1976a). Las plantas menores a 1 m suelen ser ignoradas (Smallie y O'Connor 2000), condición que no se cumple con especies muy palatables, como es el caso de *P. angolensis* (observación personal), *C. collinum* y *C. zeyheri* (Chafota 2007). Algunos autores han señalado que los elefantes capitalizan la capacidad de rebrote de determinadas especies arbóreas luego del impacto, manteniendo a estas especies dentro de una altura conveniente para su consumo (Jachmann y Bell 1984, Jachmann y Bell 1985, Baxter 2003). Sin embargo, Kalemera (1989) observó que la altura de alimentación (en la mayoría de los casos), es dependiente de la disponibilidad.

7.3. Efecto del elefante africano sobre la vegetación

La alimentación, junto a la rotura asociada que efectúan los elefantes, puede afectar la estructura y la composición vegetal (Dorst y Dandelot 1970, Owen-Smith 2004). El daño producido por una elevada densidad de elefantes en algunos parques sudafricanos ha producido una importante disminución de algunas especies arbóreas, determinando una necesidad de control en el número de elefantes para prevenir cambios en el hábitat (Whyte *et al.* 1998, Whyte 2004). Sin embargo, no se conoce con certeza cual es el

motivo que lleva a los elefantes a derribar o descortezar árboles y más aún, que criterio utilizan para elegir el árbol a dañar (Midgley 2004). O' Connor *et al.* (2004) señalan que el consumo de corteza se encuentra relacionado con el contenido de azúcar del floema, mientras que Guy (1976a) reporta que la necesidad de derribar árboles se debe más a una exhibición social (*social display*) que a una necesidad de alimentación. Sin embargo, en el Parque Nacional Kasungu (Malawi), los árboles derribados se corresponderían con una estrategia de alimentación que permite un aumento en la producción de especies y alturas (de alimentación) preferidas, y una disponibilidad de forraje para la estación seca (Jachmann y Bell 1984). Se ha observado que los machos son responsables del 80% del total de árboles derribados por elefantes (Guy 1976a). Chafota (2007) no encontró diferencias entre hembras y machos con respecto al impacto realizado al alimentarse, sin embargo encontró que los machos son responsables de los impactos más severos (derribando y arrancando árboles de raíz). *Acacia nigrescens* Oliv., *Combretum apiculatum*, *Combretum zeyheri* y *Terminalia sericea* son especies que se caracterizan por ser frecuentemente desarraigadas por los elefantes (Baxter 2003). En el caso de las hembras, las matriarcas (hembras dominantes) son responsables del 83% del total de árboles derribados por elefantas (Guy 1976a). Por lo general, no se observan árboles derribados por elefantes durante la estación de lluvias y se ha registrado un promedio de 9 árboles derribados por día por elefante macho durante la estación seca, equivalente a 4,5 árboles derribados por día por elefante macho durante todo el año (Guy 1976a). Laws (1970) indica que los elefantes utilizan la corteza (Figura 26) durante la estación de lluvias para poder tener una alimentación más consistente, combinando pasto tierno con corteza. Sin embargo, un trabajo realizado en la región de Sengwa (Rodesia), no ha registrado elefantes alimentándose de corteza o

árboles descortezados durante la época lluviosa, señalando que los elefantes sólo descortezan árboles en la estación seca, principalmente en su época más calurosa, debido al incremento en la traslocación de sustancias para la formación de nuevos brotes (Guy 1976b). Los árboles descortezados (Figura 26), por lo general, presentan alturas superiores a los 4 m (Baxter 2003, Smallie y O'Connor 2000).



Figura 26.- Elefante descortezando en Mana Pools N.P. (Zimbabue)
Foto: Michael Poliza

En el suroeste de Zimbabue, el elevado porcentaje de árboles descortezados de *Brachystegia spiciformis*, puede llevar en el largo plazo a la desaparición de las formaciones boscosas dominadas por esta especie arbórea, dejando solo manchas/teselas dominadas por *Baikiaea plurijuga*, especialmente si la población de elefantes sigue aumentando (Martin 1992, Holdo 2005). Se puede señalar que en numerosas oportunidades el daño producido por los elefantes puede parecer excesivo, contraproducente y no necesariamente una consecuencia de su alimentación (Midgley

2004). La regeneración de los árboles impactados es bastante común, siempre que la raíz no sea afectada en su totalidad (Baxter 2003, Croze 1974). Cuando el porcentaje de descortezado no es muy elevado, el árbol también se recupera (Baxter 2003, Mwalyosi 1987). También se ha señalado que en formaciones boscosas del Kalahari, los tallos previamente dañados por los elefantes son más resistentes a un nuevo impacto que los tallos no-dañados, estando esta observación respaldada por los registros que demuestran que la acumulación de impactos no se halla relacionada con un aumento en *topkill* o pérdida de la parte aérea (Holdo 2005). Por otra parte, la habilidad de las raíces de producir un rebrote a partir de la muerte de la parte aérea se puede deber probablemente al tamaño desproporcionado (enorme) que tienen los órganos subterráneos de muchas de las especies que han colonizado las superficies Kalahari sand (Childes y Walker 1987, Holdo 2005). Esta información es importante para entender la estabilidad a largo plazo de las sabanas boscosas que se ubican sobre suelos Kalahari sand, pues su capacidad de rebrote y su historia de impactos podrían aumentar la resistencia a futuras perturbaciones (Holdo 2005). Los elefantes afectan el paisaje a diferentes escalas espaciales y temporales, existiendo básicamente dos teorías que difieren en su manera de gestionar la interacción elefante-vegetación (Hofmeyr y Eckhardt 2004a):

- La primera teoría no está de acuerdo con los cambios en el paisaje, sosteniendo que los ecosistemas deben mantenerse invariables. Cualquier variación debe controlarse para mantener el sistema en un estado fijo (Hofmeyr y Eckhardt 2004a, Whyte 2004). Esto puede lograrse con un programa de gestión muy intensivo y necesariamente se tendrán que realizar operaciones de matanza selectiva (*culling*) para controlar la población de elefantes (Poché 1980, Hofmeyr y Eckhardt 2004a).

- La segunda teoría reconoce los cambios producidos por el elefante como una parte integral de las funciones del ecosistema, lo compara con la relación depredador-presa (Caughley 1976), y no encuentra suficiente motivo para intervenir (Poché 1980, Hofmeyr y Eckhardt 2004a). De esta manera, se pueden producir extinciones de especies vegetales en áreas pequeñas, pues la idea es concentrarse a nivel regional. En el caso de tener un alto número de elefantes, puede argumentarse el principio precautorio para realizar operaciones de matanza selectiva (Hofmeyr y Eckhardt 2004a).

Desde esta perspectiva, una extinción de especies vegetales a nivel local debe admitirse de la misma forma en la que se acepta la eliminación de poblaciones enteras de herbívoros por depredadores en áreas sin cuya presencia continuarían existiendo (Owen-Smith 2004). Una alta población de elefantes puede tener impactos de importancia sobre las formaciones boscosas (Ben-Shahar 1998, Trollope *et al.* 1998) y estos impactos se incrementan (Baxter 2003, Guldmond 2006) al colocar barreras/alambrados y fuentes artificiales de agua (Chamaillé-Jammes *et al.* 2007a, Chamaillé-Jammes *et al.* 2007b, Chamaillé-Jammes *et al.* 2008) que determinan una reducción en el área de uso (*home range*) de los elefantes. No obstante las dificultades que se presentan al determinar el tamaño de área de uso de los elefantes africanos (Osborn 2004), la Tabla 15 presenta distintos tamaños de área de uso (Guldmond 2006) para superficies protegidas con barreras/alambrados como la Reserva de Elefantes Tembe (Tembe Elephant Reserve) en Sudáfrica y para superficies sin barreras/alambrados como el territorio que ocupan la Reserva Especial de Maputo y el Corredor del Río Futi en el sur de Mozambique (Morley 2006).

Tabla 15.- Modelo de área de uso para los elefantes de Sudáfrica/Mozambique (media \pm desv. std.)

Superficie	Ejemplares monitoreados	Tipo de estación	Área de uso (km ²)	Referencia
Reserva Especial de Maputo y Corredor del Río Futi (Mozambique)	Grupo Familiar (n=2)	Estación seca	253,7 \pm 109,3	Guldemonnd 2006
		Estación de lluvias	353,9 \pm 104,2	Guldemonnd 2006
	Macho Solitario (n=3)	Estación seca	639,3 \pm 223,5	Guldemonnd 2006
		Estación de lluvias	716,9 \pm 327,6	Guldemonnd 2006
Tembe Elephant Park (Sudáfrica)	Grupo Familiar (n=3)	Estación seca	80,0 \pm 9,5	Guldemonnd 2006
		Estación de lluvias	139,3 \pm 79,2	Guldemonnd 2006
	Macho Solitario (n=1)	Estación seca	139,6	Guldemonnd 2006
		Estación de lluvias	295,7	Guldemonnd 2006

7.4 Equilibrio elefante africano-vegetación

El estado de la vegetación no es estático, siendo el fuego y la herbivoría los principales responsables de los cambios que presenta la vegetación en el sur de África (Hofmeyr y Eckhardt 2004b). En el pasado reciente la vegetación arbórea de las sabanas sudafricanas era más abierta de lo que se puede observar hoy día, y en el pasado distante era muchísimo más abierta (Owen-Smith 2004). La ausencia de elefantes por más de un siglo seguramente ha contribuido a que en estos momentos, la vegetación leñosa en el Parque Nacional Kruger (KNP) sea más densa (Owen-Smith 2004). También se ha sugerido que el área que actualmente ocupa el KNP, anteriormente albergaba una baja densidad de elefantes y que los valores actuales de aproximadamente 9.000 ejemplares (0,45 elefantes km⁻²) son demasiado altos como para ser soportados por la presente cubierta vegetal (Whyte *et al.* 1998, Whyte 2004). Una hipótesis alternativa sostiene que la vegetación y la población de elefantes se han ido modificando a lo largo del tiempo, y que el incremento actual que se observa en la población de elefantes representa un retorno a la época anterior al comercio de marfil (Kay 2004). En el sur de África, la superficie de 110.000 km² que se extiende a través del Caprivi de Namibia, el norte de Botsuana y el noroeste de Matabeleland (incluye a HNP) en Zimbabue, albergaba hacia fines del siglo pasado una concentración de 120.000 elefantes,

obteniéndose una densidad promedio de 1,09 elefantes km^{-2} (Craig 1992, Chafota 1998 Skarpe *et al.* 2004), mientras que HNP registró una densidad de 0,19 y 3,04 elefantes km^{-2} (Tabla 16) durante principios de la década de 1980 y fines de la década de 1990 respectivamente (Valeix 2007). Otro estudio (Chamaillé-Jammes *et al.* 2008), observa una densidad para HNP durante 1992 de 2 elefantes km^{-2} , señalando que en algunos sectores del parque durante la estación seca se podían contabilizar densidades de hasta 9 elefantes km^{-2} , presentando una tendencia similar a las densidades de 7 a 12 elefantes km^{-2} (Gibson 1998) y de 20 elefantes km^{-2} (Teren y Owen-Smith 2010) observadas en Botsuana durante la estación seca.

Tabla 16.- Densidad de elefantes en Hwange National Park, Zimbabue

Período	Densidad Elefantes (media \pm desv. std.)	Referencia
1979 – 1984	0,19 \pm 0,06 elefantes km^{-2}	Valeix 2007
1992	2,00 elefantes km^{-2}	Chamaillé-Jammes <i>et al.</i> 2008
2001 – 2003	2,80 elefantes km^{-2}	Holdo 2003
1999 – 2005	3,04 \pm 0,53 elefantes km^{-2}	Valeix 2007

Baxter (2003) y Conybeare (2005) señalan que los impactos de los elefantes sobre la vegetación leñosa están positivamente relacionados con la densidad de los elefantes, pero la proporción de daño que producen va a estar influenciado por otros factores (Conybeare 2005) como el tipo de suelo, los fuegos, las heladas, las lluvias y la proximidad a las fuentes de agua. Incluso con bajas densidades de elefantes, puede haber áreas con alta concentración de los mismos, donde los impactos serán mucho más severos (Conybeare 2005). Sin embargo, en algunas zonas del KNP se observó que manteniendo una baja densidad de elefantes, los daños a la vegetación no se evitaban (Viljoen 1998). El modelo de simulación de Holdo (2005) desarrollado en Farm 41, si bien encontró que *Brachystegia spiciformis* y otras especies “palatables” son altamente

susceptibles a los cambios en densidad de elefantes, no encontró cambios significativos en el daño producido a la vegetación dominada por *Baikiaea plurijuga* aún con importantes reducciones en la densidad poblacional de los elefantes. Se han propuesto diferentes densidades poblacionales en las que se pronostica un equilibrio entre elefante y vegetación leñosa (Tabla 17).

Tabla 17.- Densidades de elefante en las que se pronosticó un equilibrio elefante-vegetación

Ubicación	Densidad de equilibrio Elefante-vegetación	Referencia
Rodesia 1960	1,00 elefantes mi ⁻²	Child 2004
Rodesia 1970	1,00 elefantes km ⁻²	Child 2004
KNP, Sudáfrica 1967	0,32 elefantes km ⁻²	van Aarde <i>et al.</i> 1999
KNP, Sudáfrica 1969	0,29 elefantes km ⁻²	van Wyk and Fairall 1969
África subsahariana 1973	0,57 elefantes km ⁻²	Fowler y Smith 1973
HNP, Zimbabue 1980	0,33 elefantes km ⁻²	Cumming 1981
Regiones semi-áridas subsaharianas	1,19 elefantes km ⁻²	Armbruster y Lande 1993
KNP, Sudáfrica 1999	0,37 elefantes km ⁻²	van Aarde <i>et al.</i> 1999

Durante la década de 1960 la densidad de equilibrio que se utilizaba en Rodesia era de 1 elefante mi⁻², que luego para la siguiente década se transformó en 1 elefante km⁻² (Child 2004) a partir de que el sur de África adoptara en 1967 el sistema métrico decimal (UKMA 2009). Los estudios de interacción elefante-vegetación realizados en Sudáfrica, determinaron que a fines de la década de 1960 (van Aarde *et al.* 1999) se manejara una densidad de equilibrio para el KNP en 0,32 elefantes km⁻². En Zimbabue, los trabajos de investigación realizados en el sector noreste de HNP, señalaron una densidad de 0.33 elefantes km⁻² como un valor “saludable” muy cercano al equilibrio para las sabanas boscosas de Kalahari sand (Cumming 1981). Por otra parte, se ha sugerido que cuando la densidad de elefantes supera el valor de 2 elefantes km⁻², todos los ejemplares arbóreos presentes en el área van a resultar dañados (Ben-Shahar 1998, Baxter 2003). En estos momentos, el área noreste de HNP (incluyendo a Farm 41) tiene uno de los

valores de densidad de elefantes más altos del continente africano (Blanc *et al.* 2007, Chamaillé-Jammes *et al.* 2007a), por lo tanto el impacto que producen sobre la vegetación leñosa puede tener consecuencias dramáticas.

Capítulo 8. Evaluación del impacto del elefante africano sobre la vegetación leñosa en Railway Farm 41

8.1 Introducción

Los elefantes son importantes agentes en los procesos de cambio de las comunidades vegetales, y se los reconoce como grandes herbívoros con la habilidad de alterar la estructura y la composición vegetal, afectando también a otros componentes del ecosistema (Hofmeyr y Eckardt 2004a, Holdo 2007). Los elevados índices de concepción (Moss 1983), las casi ausentes pérdidas de preñez (Laws 1969, Moss 1983), una alta supervivencia postnatal y la longevidad (Moss 1983), determinan que el elefante africano pueda incrementar su tamaño poblacional en porcentajes muy altos, de hasta el 8% anual (Whyte 2001). Inevitablemente, este elevado índice reproductivo lleva a tener un excesivo número de elefantes en las áreas protegidas, perturbando sobre el hábitat y aumentando el riesgo de mortalidad en época de prolongadas sequías (Whyte *et al.* 1998). Altas densidades de elefantes han tenido un serio impacto sobre la vegetación leñosa africana, originando el denominado “problema del elefante” (Cumming *et al.* 1997, Chafota 1998), siendo su consecuencia una importante disminución de especies leñosas en todo el continente africano (Pamo y Tchamba 2001, Jacobs y Biggs 2002). Ya hacia fines del siglo XIX, los “cazadores blancos” que visitaban la actual Zimbabue reconocían los ambientes frecuentados por elefantes por la enorme cantidad de árboles destruidos que observaban en todas direcciones (Selous 1881). El escenario puede ser más grave aún, si se cumple la premisa de que los elefantes van a alterar irrevocablemente los territorios que aún queden disponibles para

ellos (Caughley 1976). Desde esta perspectiva, es muy importante que podamos diferenciar el “efecto del elefante” del “efecto de la densidad de elefantes”, siendo el primero el que refleja la forma en que el elefante, en virtud de sus características especiales, puede impactar sobre la vegetación; y el segundo demuestra la consecuencia que produce la abundancia de elefantes sobre un área determinada (Cowling y Kerley 2002). El excepcional volumen de ingesta de los elefantes, asociado a la destrucción de material vegetal que realizan frecuentemente al alimentarse, tiene efectos de suma importancia sobre la estructura y composición vegetal (Owen-Smith 2004). El daño producido a la vegetación en algunos territorios protegidos del sur de África, ha determinado la necesidad de desarrollar nuevos planes de gestión para estas superficies. Las sabanas boscosas mixtas del Kalahari que se encuentran en el sector noreste de Hwange National Park y en Railway Farm 41, son el refugio de una importante concentración de elefantes, existiendo una marcada preocupación por el impacto que puedan producir sobre la vegetación a través de su mecanismo de consumo. Por este motivo, hemos formulado como hipótesis en este capítulo, que la abundancia de elefantes puede generar cambios significativos en la comunidad leñosa y que estos cambios pueden comprometer la futura conservación de las especies susceptibles. El objetivo del presente capítulo ha sido estudiar el efecto que producen los elefantes africanos sobre la estructura y la composición de la comunidad vegetal en las sabanas boscosas mixtas del Kalahari, realizándose un análisis comparativo de la respuesta de las distintas especies leñosas al impacto de este mega-herbívoro. La información obtenida permite tener una mayor comprensión de la problemática del elefante en las sabanas boscosas mixtas del Kalahari, y servirá de ayuda para el desarrollo y aplicación de planes de gestión para estas superficies.

8.2 Materiales y métodos

8.2.1. Selección de parcelas

Diecisiete (17) parcelas de estudio se ubicaron en Railway Farm 41, superficie de 2.300 ha (descripción en capítulo 2) con presencia de sabana boscosa mixta del Kalahari (SBMK). Railway Farm 41 forma parte de un enorme territorio protegido de 1.900.000 ha (Tabla 18) ubicado en la provincia de Matabeleland North (Zimbabue) que incluye en su superficie a tres parques nacionales (Hwange, Kazuma Pan y Zambezi), a dos áreas de safari (Deka y Matetsi) y a un monumento natural (Victoria Falls).

Tabla 18.- Superficies protegidas interconectadas en Matabeleland North (Zimbabue)

Superficie Protegida	Superficie Km ²	Año de Creación	Referencia
Hwange N.P. **	14.651	1949	Blanc <i>et al</i> 2007 (AESR 2007-Appendix III)
Kazuma Pan N.P.	313	1975	Blanc <i>et al</i> 2007 (AESR 2007-Appendix III)
Zambezi N.P.	563	1979	Blanc <i>et al</i> 2007 (AESR 2007-Appendix III)
Deka Safari Area	510	1975	Blanc <i>et al</i> 2007 (AESR 2007-Appendix III)
Matetsi Safari Area	2.955	1975	Blanc <i>et al</i> 2007 (AESR 2007-Appendix III)
Victoria Falls N. M.	20	1952	Blanc <i>et al</i> 2007 (AESR 2007-Appendix III)
Railway Farm 41	23	-----	Holdo 2005
TOTAL	19.035	-----	-----

** establecido anteriormente como Wankie Game Reserve en 1928 (Davison 1998).
Abreviaturas: N.P. (National Park), N.M. (Natural Monument)

La densidad de elefantes presente en Farm 41 fue similar a la encontrada en el sector noreste de HNP, teniendo una densidad promedio de 2,8 animales km⁻² en el momento de realizarse el estudio (Holdo 2003). Este valor es considerablemente superior a la densidad de 0,33 elefantes km⁻², definido como un valor “saludable” y muy cercano al equilibrio para las sabanas boscosas Kalahari sand (Cumming 1981). El área de estudio está suficientemente alejada de fuentes de agua (Holdo 2005), evitando el excesivo impacto que provocan las altas concentraciones de elefantes que se congregan alrededor de las mismas (Thrash y Derry 1999), formando el llamado “epicentro de daño” (Baxter

2003) que puede abarcar una distancia de hasta 2 km alrededor del agua (Conybeare 1991, Holdo 2005). Las parcelas de estudio, localizadas al azar dentro de “dos tipos de sabana boscosa” con presencia de “especies más o menos palatables”, fueron delimitadas en el terreno entre los meses de Junio y Agosto del año 2000 y cada una de ellas cuenta con una superficie de 50 x 20 m (descripción en capítulo 3). Durante el período de estudio (2001-2003) no se presentaron fuegos espontáneos en Farm 41 (Holdo 2005), registrándose una helada en Agosto 2001 (Holdo 2005) que obligó a realizar una nueva medición en las parcelas afectadas. Un total de 2.451 árboles pertenecientes a las SBMK y que se corresponden con once especies diferentes, fueron marcados con etiquetas de aluminio y luego monitoreados durante los años 2001, 2002 y 2003 (descripción en capítulo 3), realizándose las siguientes mediciones:

Diámetro en la base: reseñada en el capítulo 3

Altura: reseñada en el capítulo 5

Daño por Elefante: se tomaron registros individuales de las especies arbóreas sin daño y de los ejemplares impactados por elefante. El impacto que produce el elefante sobre la vegetación arbórea (arrancando las ramas al alimentarse) deja una cicatriz característica (Holdo 2003), que se diferencia fácilmente del daño que producen el fuego, las heladas y los otros herbívoros ramoneadores (impala y kudu mayor son los de mayor presencia) que coexisten con los elefantes en Farm 41 (Holdo 2006b)

La respuesta de las especies leñosas al impacto del elefante se analizó agrupando a las 17 parcelas de estudio dentro de dos categorías o grupos, tomando en consideración el balance de los individuos adultos de dos de las especies dominantes, una de ellas (*Baikiaea plurijuga*) considerada como “no palatable” para los elefantes, y la otra (*Brachystegia spiciformis*) considerada como “muy palatable” para los elefantes (Holdo

2005). El primer grupo (Grupo Uno) estaba integrado por 9 parcelas en las que los individuos adultos de *Brachystegia spiciformis* superaban en número a los individuos adultos de *Baikiaea plurijuga* (Tabla 19).

Tabla 19.- Parcelas en Grupo Uno
(dominadas por *Brachystegia spiciformis*)

Número de Parcela	Balance Individuos Adultos (ha ⁻¹)	
	<i>B. plurijuga</i>	<i>B. spiciformis</i>
Parcela 01	0	20
Parcela 02	30	270
Parcela 03	0	280
Parcela 04	90	200
Parcela 08	0	230
Parcela 14	90	180
Parcela 15	0	440
Parcela 18	90	170
Parcela 19	0	310

El segundo grupo (Grupo Dos) estaba integrado por 8 parcelas en las que los individuos adultos de *Baikiaea plurijuga* superaban en número a los individuos adultos de *Brachystegia spiciformis* (Tabla 20).

Tabla 20.- Parcelas en Grupo Dos
(dominadas por *Baikiaea plurijuga*)

Número de Parcela	Balance Individuos Adultos (ha ⁻¹)	
	<i>B. plurijuga</i>	<i>B. spiciformis</i>
Parcela 05	180	60
Parcela 07	360	0
Parcela 13	530	110
Parcela 16	490	80
Parcela 17	460	10
Parcela 20	230	50
Parcela 21	150	0
Parcela 22	280	240

8.2.2. Análisis de la composición y estructura de la comunidad en función de la palatabilidad y el efecto diferencial de los elefantes

En el presente capítulo, el análisis comparativo de los registros correspondientes al porcentaje de árboles impactados, número de tallos dañados, composición florística, densidad de especies arbóreas, área basimétrica y altura, se realizó aplicando la “prueba t” o “test de Student” (Fowler *et al.* 1998).

8.3 Resultados

8.3.1 Impacto de los elefantes

La Figura 27 presenta el porcentaje de árboles adultos (promedios grupales) impactados por elefantes para los Grupos Uno y Dos durante 2001 y 2003. Sólo se tuvieron en cuenta a las 10 especies monitoreadas en Farm 41, analizándose a *C. psidioides* y a *C. zeyheri* como una única especie. El porcentaje de impactos (árboles impactados/total ejemplares) por parcela osciló entre un 23% (parcela 5 en 2001 y parcela 21 en 2003) y un 97% (parcela 3 en 2003). El registro promedio de 2001 se ubicó en un 48,2% de impactos (Grupo Uno) y en un 30,1% de impactos (Grupo Dos), presentando diferencias significativas ($p < 0,05$) entre ambos grupos. El valor promedio de 2003 registró un 57,5% de impactos en el Grupo Uno y un 28,2% el Grupo Dos, existiendo de nuevo diferencias significativas entre ambos grupos ($p < 0,05$).

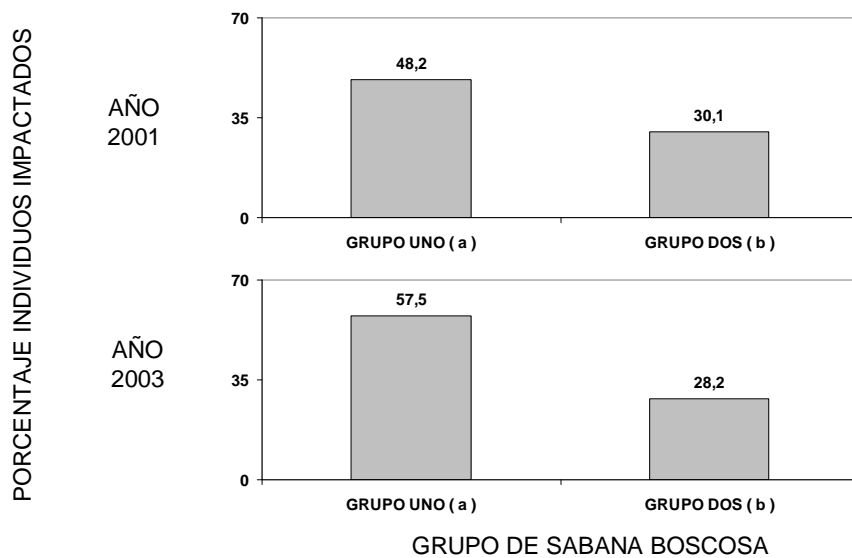


Figura 27.- Porcentaje promedio árboles adultos impactados
 Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas
 ($p < 0,05$)

El impacto producido por los elefantes también fue evaluado cuando se agruparon las especies arbóreas de acuerdo a sus diferencias en “palatabilidad” dentro de tres categorías (“no palatables”, “poco palatables” y “muy palatables”). *B. plurijuga*, *E. africanum* y *O. pulchra* fueron clasificadas como especies “no palatables”. *B. africana* y *T. sericea* se categorizaron como especies “poco palatables”, mientras que *B. massaiensis*, *B. spiciformis*, *C. collinum*, *C. psidioides*, *C. zeyheri* y *P. angolensis* fueron clasificadas como especies “muy palatables”. La Figura 28 presenta el porcentaje de árboles adultos (promedios por categoría) impactados de acuerdo a la preferencia en dieta (palatabilidad de las especies arbóreas) que presenta el elefante.

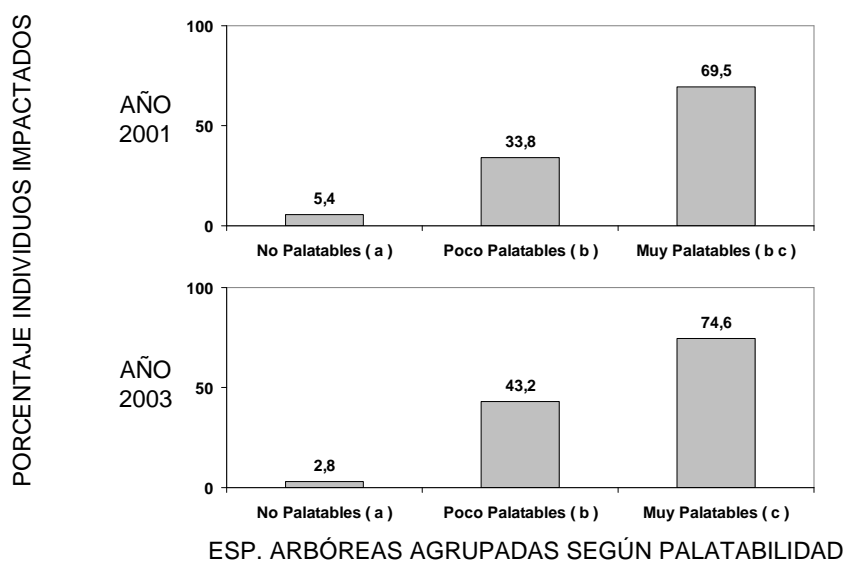


Figura 28.- Porcentaje promedio adultos impactados según palatabilidad
 Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$)

Los registros correspondientes al año 2001 muestran que las especies “muy palatables” recibieron más impactos que las especies “poco palatables”, aunque las diferencias no fueron significativas ($p > 0,05$). En el resto de las categorías analizadas (tanto en 2001 como en 2003), las especies “muy palatables” recibieron significativamente más impactos que las especies “poco palatables”, y éstas a su vez fueron impactadas significativamente en más oportunidades que las especies “no palatables” ($P < 0,05$). Los porcentajes promedio de árboles impactados por categoría oscilaron entre un 2,8% (especies “no palatables” en 2003) y un 74,6% (especies “muy palatables” en 2003). Otro parámetro que permitió evaluar el impacto de los elefantes sobre la vegetación arbórea fue el número de tallos primarios y secundarios (promedios grupales) que resultaron dañados a través del mecanismo de consumo que presentan los mismos. La Figura 29 presenta el número de tallos (de árboles adultos) dañados (ha^{-1}) por el impacto de los elefantes para los Grupos Uno y Dos durante 2001 y 2003.

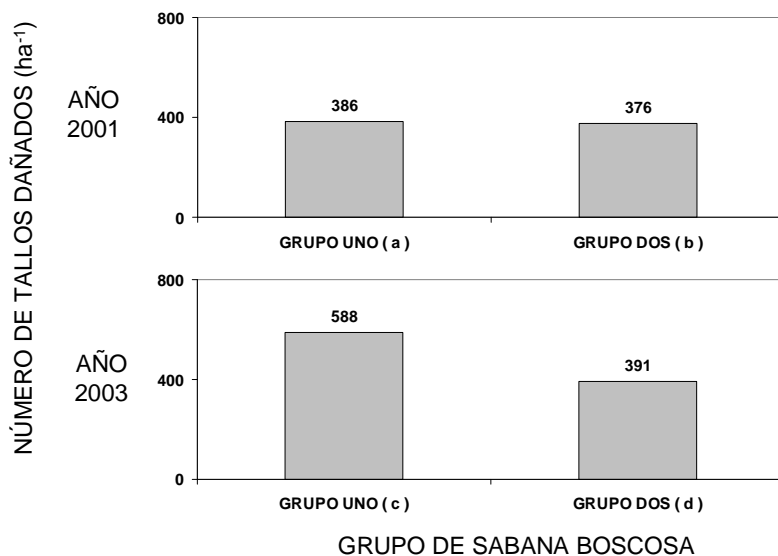


Figura 29.- Número promedio de tallos dañados (adultos)
 Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$)

El número de tallos dañados por parcela osciló entre 120 (parcela 8 en 2001) y 950 (parcela 15 en 2003). El registro promedio 2001 se ubicó en 386 (Grupo Uno) y en 376 tallos dañados ha^{-1} (Grupo Dos), presentando diferencias significativas ($p < 0,05$) entre ambos grupos. El valor promedio 2003 registró 588 (Grupo Uno) y 391 tallos dañados ha^{-1} (Grupo Dos), existiendo diferencias significativas entre los dos grupos ($p < 0,05$).

8.3.2 Composición de la comunidad

La Figura 30 presenta la composición florística (promedios grupales de árboles adultos) para los Grupos Uno y Dos durante 2001 y 2003. Sólo se analizaron las 10 especies monitoreadas en Farm 41, considerando a *C. psidioides* y a *C. zeyheri* como una sola especie.

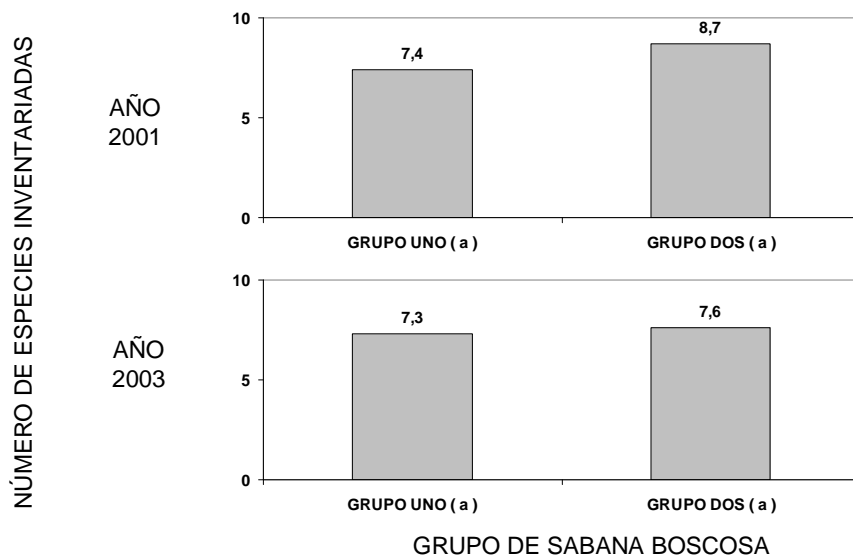


Figura 30.- Composición florística adultos (promedios grupales)

Letras iguales indican que las diferencias no son estadísticamente significativas ($p > 0,05$)

El número de especies presentes por parcela osciló entre 4 (parcela 2 en 2001) y 10 especies (parcela 4 en 2001 y parcela 5 en 2001). El registro promedio de 2001 fue de 7,4 en el Grupo Uno y de 8,7 especies en el Grupo Dos, no presentando diferencias significativas entre ambos grupos ($p > 0,05$). Los valores promedio en 2003 fueron de 7,3 (Grupo Uno) y de 7,6 especies (Grupo Dos), no existiendo diferencias significativas entre los grupos ($p > 0,05$).

8.3.3 Estructura de la comunidad

La densidad de árboles adultos (promedios grupales) para los Grupos Uno y Dos durante 2001 y 2003 se presenta en la Figura 31. El número de árboles adultos presentes por parcela osciló entre los 280 (parcela 8 en 2003) y los 1.310 árboles (parcela 16 en 2001). El registro promedio de 2001 se ubicó en 632 (Grupo Uno) y en 848 ejemplares (Grupo Dos), existiendo diferencias significativas entre los grupos ($p < 0,05$). Los valores

promedio de 2003 fueron de 516 (Grupo Uno) y de 742 árboles (Grupo Dos), presentando diferencias significativas entre ambos grupos ($p < 0,05$).

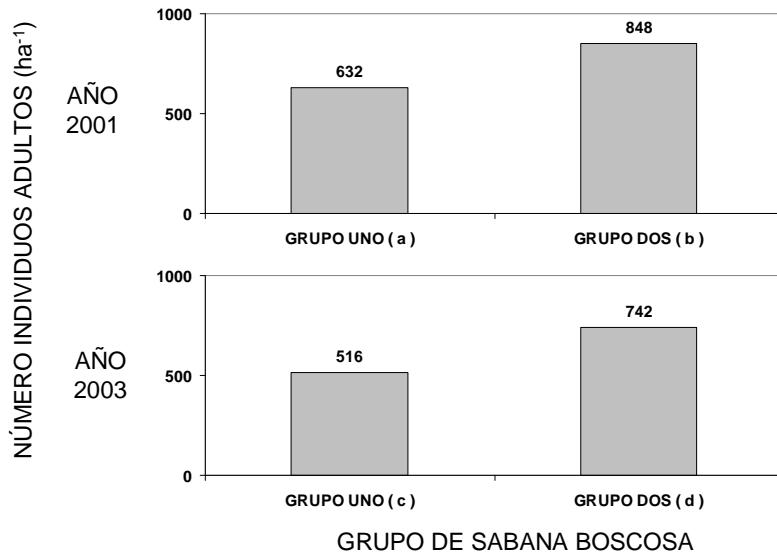


Figura 31.- Densidad promedio de árboles adultos

Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$)

La Figura 32 presenta la densidad de árboles adultos con altura igual o superior a 3 m (promedios grupales) para los Grupos Uno y Dos durante 2001 y 2003. El número de árboles adultos presentes por parcela osciló entre los 170 (parcela 8 en 2003) y los 930 ejemplares (parcela 16 en 2001). El registro promedio en 2001 se ubicó en 414 en el Grupo Uno y en 620 individuos en el Grupo Dos, existiendo diferencias significativas entre los grupos ($p < 0,05$). Los valores promedio en 2003 fueron de 310 (Grupo Uno) y de 532 árboles (Grupo Dos), presentando diferencias significativas entre ambos grupos ($p < 0,05$).

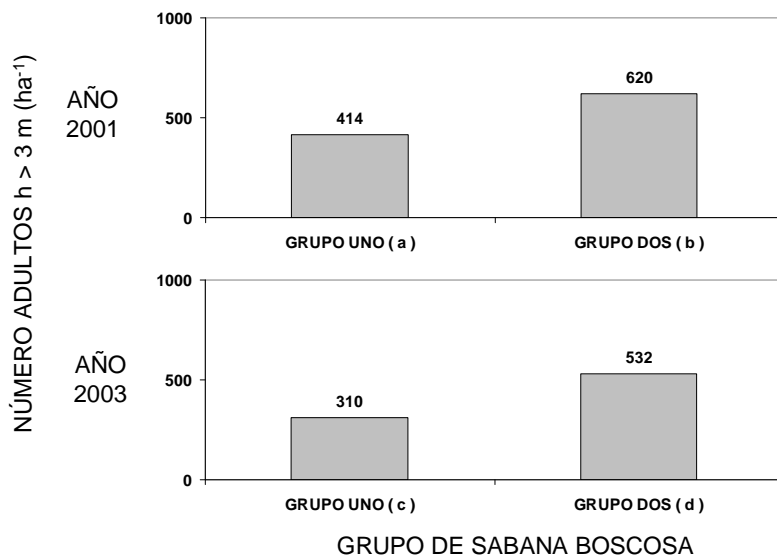


Figura 32.- Densidad promedio árboles adultos h > 3 m

Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$)

La Figura 33 presenta el área basimétrica de árboles adultos (promedios grupales) para los Grupos Uno y Dos durante 2001 y 2003. El área basimétrica por parcela osciló entre 2,81 (parcela 19 en 2003) y 11,04 $m^2 ha^{-1}$ (parcela 14 en 2001). El registro promedio en 2001 se ubicó en 6,12 para el Grupo Uno y en 8,00 $m^2 ha^{-1}$ para el Grupo Dos, no existiendo diferencias significativas ($p > 0,05$) entre los dos grupos. Los valores promedio en 2003 fueron de 5,18 (Grupo Uno) y de 6,25 $m^2 ha^{-1}$ (Grupo Dos), no presentando diferencias significativas entre ambos grupos ($p > 0,05$). Sin embargo, las parcelas correspondientes al Grupo Dos si mostraron diferencias significativas ($p < 0,05$) entre los registros correspondientes a los años 2001 y 2003.

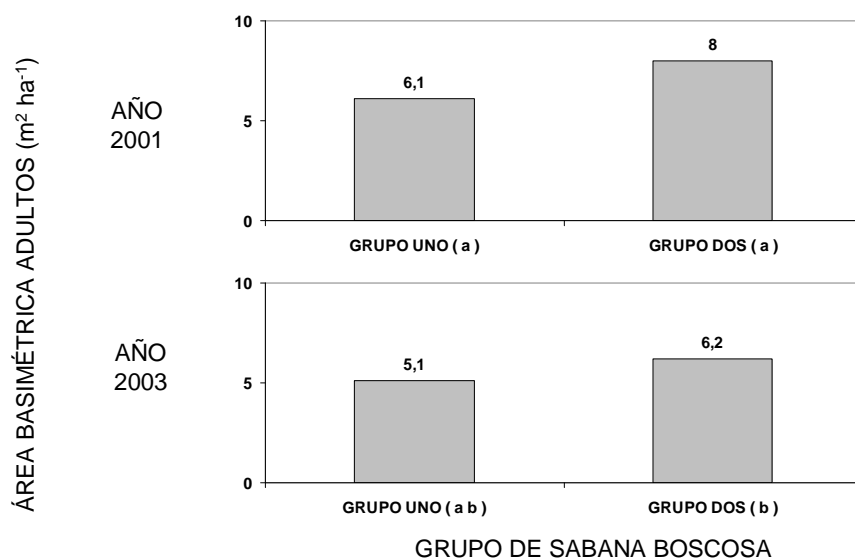


Figura 33.- Área basimétrica promedio de árboles adultos
 Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas
 ($p < 0,05$)

La Figura 34 presenta los registros de altura promedio de árboles adultos (promedios grupales) para los Grupos Uno y Dos durante 2001 y 2003. La altura promedio por parcela osciló entre 2,26 (parcela 3 en 2003) y 4,51 m (parcela 20 en 2003). El valor promedio en 2001 se ubicó en 3,49 (Grupo Uno) y en 3,27 m (Grupo Dos), no existiendo diferencias significativas ($p > 0,05$) entre Grupo Uno y Dos. El valor promedio en 2003 registró 3,32 (Grupo Uno) y 3,37 m (Grupo Dos), no presentando diferencias significativas entre ambos grupos ($p > 0,05$).

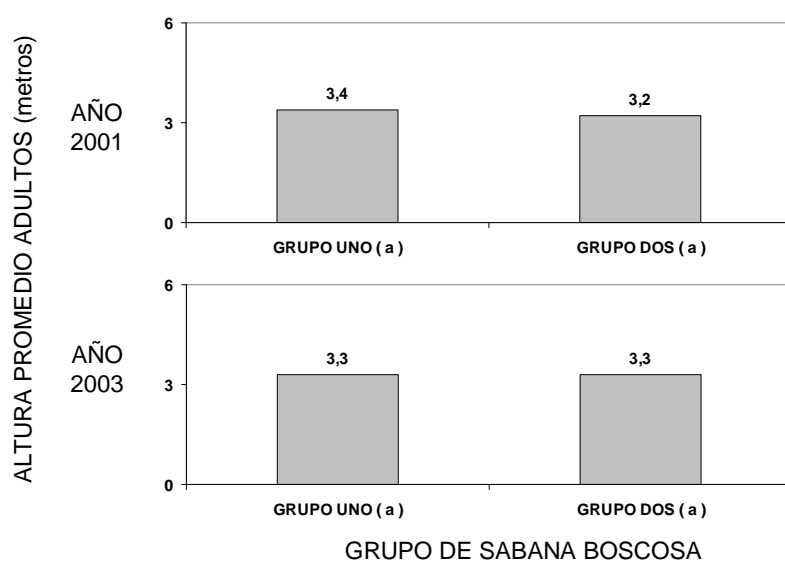


Figura 34.- Altura promedio de árboles adultos

Letras iguales indican que las diferencias no son estadísticamente significativas ($p > 0,05$)

8.4 Discusión

8.4.1 Impacto de los elefantes

Los elefantes son importantes agentes de modificación de la vegetación y, si bien existe una seria preocupación sobre el impacto que producen en las SBMK (Martin 1992, Holdo 2005), no existe consenso entre los distintos autores sobre la magnitud de sus efectos. Childes y Walker (1987) observaron sólo un efecto menor y consideran a los elefantes como relativamente insignificantes en su rol de agentes de cambio de la vegetación, pero también los hacen responsables de serios impactos durante la estación seca, cuando se congregan en alto número alrededor de las fuentes de agua permanente (Chamailié-Jammes *et al.* 2008) presentes en las formaciones de HNP. Por su parte, Conybeare (1991) registró una importante disminución de especies leñosas en numerosos sectores de HNP con alta densidad de elefantes, coincidiendo con el trabajo posterior de Osborn (2002) realizado sobre bosques Miombo y bosques Mopane en la

cercana región de Sebungwe (al norte de HNP) en Zimbabue. Trabajando extensamente en Farm 41, Holdo (2007) señaló que los elefantes son los principales modificadores de la vegetación en Kalahari Sand, y que sus impactos se magnifican por los efectos que producen los fuegos y las heladas. La rotura de los tallos de los árboles que produce el elefante puede suprimir la dominancia apical en las especies leñosas, modificando su arquitectura y haciéndolas de esta manera, más susceptibles al impacto de los fuegos y las heladas (Holdo 2002). La herbivoría del elefante va a modelar la morfología de la planta, su patrón de desarrollo y su distribución de recursos (Chafota 2007). En el presente trabajo se ha observado para los años 2001 y 2003 un porcentaje más elevado de impactos en las parcelas dominadas por *Brachystegia spiciformis* (Grupo Uno) que en la parcelas dominadas por *Baikiaea plurijuga* (Grupo Dos), existiendo diferencias significativas entre ambos grupos. Los mismos resultados se obtuvieron al analizar el número de tallos primarios y secundarios afectados por parcela, presentando también diferencias significativas entre Grupo Uno y Grupo Dos. Realizando un análisis comparativo entre las distintas especies leñosas sobre la base de la “palatabilidad” que presentan estas especies para los elefantes, se han encontrado diferencias que confirman que el impacto producido por los elefantes está influenciado por la “preferencia en dieta” que se observa en este mega-herbívoros, coincidiendo con Holdo (2005) que reporta para el daño producido por los elefantes en Farm 41 una diferencia muy consistente entre especies leñosas. La herbivoría que produce el elefante, si bien es muy destructiva cuando se la compara con otras especies de herbívoros, también es muy selectiva (Holdo 2003, Holdo 2005), especialmente cuando se alimentan en formaciones boscosas ubicadas sobre suelos Kalahari sand (Chafota 2007). La división entre especies “palatables” y “no-palatables” para los elefantes, puede ser “vaga” y con

límites muy difusos, pero igualmente se pueden realizar algunas consideraciones generales sobre las once especies leñosas monitoreadas en Farm 41. Se sabe que tres de estas especies (*B. plurijuga*, *E. africanum* y *O. pulchra*) son siempre rechazadas por los elefantes (Holdo 2005, Holdo 2006b, Holdo 2007), por lo tanto es posible clasificarlas como no-palatables. *B. africana* es muy rica en taninos (Holdo 2005) y los elefantes evitan su consumo, por lo tanto, algunos autores la consideran como especie no-palatable (Owen-Smith y Cooper 1987). Sin embargo, en Farm 41 se la puede clasificar como poco-palatable, ya que probablemente debido a la poca disponibilidad de forraje de calidad, se ha registrado su utilización por parte de los elefantes (Holdo 2005). *T. sericea* también puede ser considerada poco-palatable ya que su consumo va a depender de la abundancia de elefantes (Holdo 2006b, Holdo 2007). Por otra parte, *B. massaiensis*, *B. spiciformis*, *C. collinum*, *C. psidioides*, *C. zeyheri* y *P. angolensis*, con registros muy altos de consumo (Holdo 2005, Holdo 2006b) pueden denominarse como especies muy-palatables (Tabla 21).

Tabla 21.- Preferencia en dieta de los elefantes de Railway Farm 41

ESPECIES NO-PALATABLES	<i>Baikiaea plurijuga</i> <i>Erythrophleum africanum</i> <i>Ochna pulchra</i>
ESPECIES POCO PALATABLES	<i>Burkea africana</i> <i>Terminalia sericea</i>
ESPECIES MUY PALATABLES	<i>Baphia massaiensis</i> <i>Brachystegia spiciformis</i> <i>Combretum collinum</i> <i>Combretum psidioides</i> <i>Combretum zeyheri</i> <i>Pterocarpus angolensis</i>

En el presente trabajo, las especies no-palatables registraron un promedio para el período 2001-2003 de sólo un 4,1% de árboles adultos impactados, las especies poco-palatables presentaron un 38,5% de árboles adultos impactados y las especies muy-

palatables registraron un 72,1% de árboles adultos impactados. Exceptuando el registro de 2001 donde las especies “muy palatables”, a pesar de haber recibido más impactos que las especies “poco palatables” no registraron diferencias significativas, en el resto de las observaciones (2001-2003) los árboles “muy palatables” recibieron mayor porcentaje de impactos que los ejemplares “poco palatables”, y éstos fueron afectados más veces por los elefantes que los individuos “no palatables”, existiendo diferencias significativas en todos estos casos. Esta información es consistente con estudios que han demostrado la preferencia del elefante por el consumo de determinadas especies y el rechazo hacia otras consideradas como “no palatables” (Field 1971, Ben Shahr 1998, Duffy *et al.* 2002, Osborn 2002, Holdo 2005, Chafota 2007, Holdo 2007).

8.4.2 Composición de la comunidad

Los resultados obtenidos en el presente trabajo sugieren que la vegetación leñosa de Farm 41 no ha manifestado cambios de importancia en su composición durante el período de estudio (años 2001 a 2003), sin observarse diferencias entre las parcelas del Grupo Uno (dominadas por *Brachystegia spiciformis*) y las parcelas del Grupo Dos (dominadas por *Baikiaea plurijuga*). Estos registros fueron obtenidos tomando en cuenta solamente a las 10 especies bajo estudio, por lo tanto, su comparación con resultados de otros trabajos no es válida. No obstante, la información obtenida coincide con otros trabajos que observaron (Jachmann y Bell 1985, Trollope *et al.* 1998, Skarpe *et al.* 2004), o señalan (Baxter 2003) que los impactos de los elefantes no producen cambios en la composición de la comunidad, aunque existe la posibilidad de que la corta duración del estudio realizado en Farm 41 haya condicionado los resultados. Un modelo de simulación diseñado para las sabanas boscosas de Farm 41 (Holdo 2007),

predice en el largo plazo importantes diferencias en la composición de la comunidad, que pasaría a ser dominada por especies “no-palatables” para los elefantes.

8.4.3 Estructura de la comunidad

Los trabajos de investigación que estudiaron el efecto del impacto del elefante sobre la estructura de la vegetación leñosa, presentan resultados contradictorios. Algunos autores (Jachmann y Croes 1991, Weyerhaeuser 1995), no observan cambios de importancia en los parámetros estructurales incluso en superficies fuertemente impactadas por elefantes, mientras que otros trabajos (Cumming *et al.* 1997, Trollope *et al.* 1998, Osborn 2002, Roininen *et al.* 2007) reportan cambios consistentes en la densidad de las especies arbóreas. La diferencia en los resultados sugiere que los cambios que se pueden presentar en la estructura de la vegetación arbórea a partir del impacto producido por los elefantes forman parte de un mecanismo complejo de interacciones (Baxter 2003), donde la extrapolación de resultados puede conducir a serios errores debido a la relación no-lineal entre los procesos ecológicos (Teren y Owen-Smith 2010), y que estos resultados van a depender de múltiples factores, como son: el tipo de sabana boscosa, el tamaño del área estudiada, la duración del estudio, la densidad de elefantes, la precipitación y la presencia/ausencia de barreras que limiten el desplazamiento de los elefantes (Guldemon y van Aarde 2008). En el presente estudio, la densidad de especies arbóreas varió significativamente entre los registros correspondientes al Grupo Uno (parcelas dominadas por *Brachystegia spiciformis*) y al Grupo Dos (parcelas dominadas por *Baikiaea plurijuga*), presentando en ambos grupos una clara disminución en los valores a través del tiempo. Por otra parte, los registros de área basimétrica y altura promedio para las parcelas pertenecientes al Grupo Uno no

difirieron de los registros que presentaban las parcelas pertenecientes al Grupo Dos, no encontrándose en ambos grupos una variación estructural significativa en función del tiempo. Estos resultados se encuentran en consonancia con el estudio de Trollope *et al.* (1998) que señala que los elefantes pueden afectar la estructura de la vegetación actuando principalmente sobre la densidad de las especies leñosas; y con el trabajo de Osborn (2002), que reportó una importante reducción en la densidad de las especies arbóreas seleccionadas por los elefantes. En el caso de árboles con altura igual o mayor a los 3 m, la densidad de los mismos también presentó diferencias significativas entre los Grupos Uno y Dos, siendo estos resultados consistentes con estudios que encontraron (Viljoen 1988, Trollope *et al.* 1998, Cumming *et al.* 1997) o informan (Roininen *et al.* 2007) una clara disminución en la densidad de los ejemplares arbóreos con alturas superiores a los 3 m, siendo los elefantes los responsables directos de esta declinación, ya que este tamaño de árbol (>3 m h), habitualmente es resistente al fuego (Trollope *et al.* 1998). El modelo de interacción elefante-sabana desarrollado por Baxter y Getz (2005) y el trabajo de investigación de Trollope *et al.* (1998), ambos realizados en el Parque Nacional Kruger de Sudáfrica, pusieron de manifiesto que los impactos de los elefantes pueden alterar seriamente la estructura de la vegetación arbórea cuando se consideran períodos de estudio a largo plazo. En el presente trabajo, centrado en el corto plazo (período 2001-2003), los mayores registros de impacto y de tallos dañados (ambos reseñados en 8.3.1), junto a la disminución en la densidad arbórea que presentaron las parcelas dominadas por *Brachystegis spiciformis* cuando se las compara con las parcelas dominadas por *Baikiaea plurijuga*, sugirien para el largo plazo un claro aumento de especies “no palatables” para los elefantes, que pasarían a dominar la sabana boscosa de Farm 41, coincidiendo con Holdo (2005). Este autor informó que

aunque la relación entre la densidad de elefantes y la estructura arbórea no sigue una trayectoria lineal, el elevado porcentaje de árboles de *Brachystegia spiciformis* descortezados/impactados registrados en Farm 41 podría llevar en el futuro a la desaparición de las formaciones boscosas dominadas por esta especie arbórea, dejando sólo manchas/teselas dominadas por *Baikiaea plurijuga* (especialmente si la población de elefantes sigue aumentando). Desde esta perspectiva y considerando la importancia de obtener conclusiones a partir de trabajos focalizados en el largo plazo (Weatherhead 1986, Tilman 1989, Kerley y Grant 2004, Reid y Ogden 2006), la implementación de estudios de impacto de los elefantes sobre la vegetación durante un mayor número de años y el desarrollo posterior de planes de gestión para los elefantes serán cruciales para poder asegurar la supervivencia de las formaciones boscosas dominadas por especies palatables para los elefantes, como es el caso de *Brachystegia spiciformis*.

Capítulo 9. Conclusiones generales

Las sabanas boscosas mixtas del Kalahari (SBMK) del extremo noreste del Parque Nacional Hwange (HNP) y de su territorio adyacente Railway Farm 41 son una formación boscosa heterogénea, caracterizada como un mosaico de bosque maduro (formado por las especies arbóreas que han sobrevivido o evitado a los agentes de perturbación), que alterna con un bosque de menor altura compuesto por ejemplares que han rebrotado (modificando su arquitectura espacial) a partir de alguna perturbación (Childes y Walker 1987, Holdo 2006a). La vegetación predominante es representativa de las sabanas boscosas de *Baikiaea-Terminalia* del Kalahari que se extienden sobre una enorme superficie en el sur del continente africano (Holdo 2007), incluyendo también a *Brachystegia spiciformis*, especie que determina que la vegetación leñosa comparta componentes florísticos con los bosques Miombo, presentes también en parte de HNP. El presente estudio analizó la diversidad, la composición florística y la estructura de las SBMK de Farm 41, realizándose una evaluación del impacto producido por el elefante sobre la composición y estructura de la vegetación arbórea. La respuesta de las diferentes especies leñosas a este impacto, se analizó separando a las parcelas de estudio en dos grupos según las diferencias en palatabilidad que presentaron las especies dominantes. De acuerdo a los resultados obtenidos, podemos presentar las siguientes conclusiones:

a) La diversidad y la composición de especies de la sabana boscosa mixta fueron bajas, pero dentro del rango esperable para un bosque seco del sur de África.

Los resultados obtenidos en el Capítulo 3, señalan que la formación boscosa estudiada en Farm 41 presentó un número bastante escaso de especies arbóreas (37), siendo este

resultado consistente con valores obtenidos en otras formaciones boscosas en Zimbabue y con los registros más bajos observados en bosques Miombo de Malawi y Tanzania. La mayoría (73%) de las especies leñosas registradas en las SBMK de Farm 41 pertenecen a sólo dos familias (Leguminosae y Combretaceae), siguiendo un patrón similar al observado en los bosques Miombo donde la mayoría de las especies que los componen pertenecen a muy pocas familias. Los índices de Diversidad y Equidad de Shannon (1,53 y 0,73 respectivamente) también presentaron valores bajos cuando se los compara con bosques mucho más diversos de otras latitudes, siendo los valores de Farm 41 similares a los registros de diversidad más bajos observados para los bosques Miombo de Malawi y Tanzania.

b) Los parámetros estructurales de la sabana boscosa mixta presentaron valores que guardan similitud con registros de otras formaciones boscosas del sur de África.

De acuerdo a lo documentado en el Capítulo 5, los registros de densidad y área basimétrica obtenidos en el presente estudio, son coincidentes con valores reportados para las SBMK de Farm 41, y se encuentran dentro de los registros esperables para un bosque seco del sur de África, guardando similitud con valores observados en los bosques Miombo estudiados en Tanzania. La altura promedio se ubicó en 3,38 m, mientras que el reducido número de ejemplares de gran tamaño (sólo un 8,1% de ejemplares con más de 6 m de altura) pueden definir a las SBMK de Farm 41 como una formación boscosa bastante heterogénea, donde una mayoría de árboles de altura media, alternan con un porcentaje muy bajo de ejemplares maduros de gran tamaño. Las tres especies con los mayores registros de densidad y área basimétrica en las SBMK (*Baikiaea plurijuga*, *Brachystegia spiciformis* y *Terminalia sericea*), contabilizaron el

57,3% del Índice de Valor de Importancia, sugiriendo (tal como sucede en los bosques Miombo) la existencia de unas pocas familias dominantes (Leguminosae y Combretaceae en el caso de las SBMK) cuyos géneros se presentan en grandes cantidades y cubriendo extensas áreas.

c) El impacto que producen los elefantes se encuentra fuertemente influenciado por la palatabilidad de las especies leñosas.

En el Capítulo 8 se ha observado que las parcelas dominadas por una especie “muy palatable” como *Brachystegia spiciformis* registraron un porcentaje significativamente más elevado de individuos impactados que las parcelas dominadas por una especie “no palatable” como *Baikiaea plurijuga*. Los mismos resultados se obtuvieron al evaluar el número de tallos primarios y secundarios dañados por parcela luego del impacto producido por el elefante a través de su mecanismo de consumo. Además, el estudio comparativo realizado entre las distintas especies arbóreas estudiadas en Farm 41 (agrupadas en base a su distinta palatabilidad), encontró que las especies “muy palatables” recibieron un porcentaje mayor de impactos que las especies “poco palatables”, y éstas a su vez sufrieron más impactos que las especies “no palatables”, siendo esta información consistente con estudios que han observado una marcada preferencia en dieta por parte del elefante africano.

d) La composición de la comunidad no presentó cambios a través del tiempo.

De acuerdo a lo reseñado en el Capítulo 8, la sabana boscosa mixta de Farm 41 no manifestó cambios en su composición durante el período de estudio, no observándose tampoco diferencias entre las parcelas dominadas por *Brachystegia spiciformis* y las parcelas dominadas por *Baikiaea plurijuga*. Esta información coincide con trabajos que observaron que los impactos de los elefantes no producen cambios en la composición de

la comunidad, aunque existe la posibilidad de que la corta duración del estudio realizado en Farm 41 haya condicionado los resultados. La mayor cantidad de impactos que reciben las especies arbóreas de mayor palatabilidad podría llevar a largo plazo a las SBMK hacia un escenario con dominancia de especies de menor palatabilidad, coincidiendo con el modelo de simulación de Holdo (2005, 2007) que pronosticó para el largo plazo importantes diferencias en la composición de la comunidad, que pasaría a ser dominada por especies “no palatables” para los elefantes.

e) La densidad de especies arbóreas presentó una clara disminución a través del tiempo, mientras que el área basimétrica y la altura se mantuvieron invariables.

Según lo observado en el Capítulo 8, el área basimétrica y la altura no presentaron diferencias entre las parcelas dominadas por *Brachystegia spiciformis* y las parcelas dominadas por *Baikiaea plurijuga*, insinuando una disminución en el crecimiento de la vegetación en altura y en área basimétrica, al mantener ambos parámetros un valor estable a través del tiempo. Por el contrario, la densidad de especies leñosas de Farm 41 registró una declinación progresiva a través del tiempo, presentando además diferencias entre las parcelas dominadas por *Brachystegia spiciformis* y las parcelas dominadas por *Baikiaea plurijuga*. Esta tendencia se hace aún más evidente cuando se consideran los registros de densidad de los árboles con alturas superiores a los 3 m, guardando similitud con los trabajos que señalan que el impacto del elefante tiene influencia sobre los parámetros estructurales, afectando principalmente la densidad de las especies arbóreas. Los resultados obtenidos en Farm 41 sugieren que la disminución en los valores de densidad arbórea de especies palatables puede, en el largo plazo, favorecer el dominio de especies “no palatables” para los elefantes, que pasarían a dominar la sabana boscosa mixta. Desde esta perspectiva, la realización de trabajos de investigación a

largo plazo y el posterior desarrollo de planes de gestión para los elefantes serán cruciales para poder asegurar la supervivencia de las formaciones boscosas dominadas por especies palatables para los elefantes, como es el caso de *Brachystegia spiciformis*.

Bibliografía

- Armbruster P. and R. Lande (1993). A population viability analysis for African elephant (*Loxodonta africana*): how big should reserves be? *Conservation Biology* 7: 602-610.
- Babweteera F., P. Savill and N. Brown (2007). *Balanites wilsoniana*: Regeneration with and without elephants. *Biological Conservation* 134: 40-47.
- Backéus I., B. Petterson, and C. Ruffo (2006). Tree communities and structural dynamics in miombo (*Brachystegia-Julbernardia*) woodlands, Tanzania. *Forest Ecology and Management* 230: 171-178.
- Barnes R.F.W. (1982). Elephant feeding behaviour in Ruaha National Park, Tanzania. *African Journal of Ecology* 20: 123-136.
- Barnes R.F.W., G.C. Craig, H.T. Dublin, G. Overton, W. Simons and C.R. Thouless (1998). African Elephant Database 1998. Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission N° 22. IUCN, Switzerland. 239 pp.
- Baxter P.W.J. (2003). Modeling the Impact of the African Elephant (*Loxodonta africana*) on Woody Vegetation in Semi-Arid Savannas. Ph.D. thesis. University of California, Berkeley, U.S.A.
- Baxter P.W.J. and W.M. Getz (2005). "A model-framed evaluation of elephants effects on tree and fire dynamics in african savannas". *Ecological Applications* 15: 1331-1341.
- Beentje H.J. (1996). Centres of Plant Diversity in Africa. In: L.J.G. van der Maesen, X.M. van der Burgt and J.M. van Medenbach de Rooy, editors. The Biodiversity of African Plants. Proceedings of the XIVth AETFAT Congress, 22-27 August 1994. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands. pp. 101-109.
- Ben-Shahar R. (1996). Woodlands dynamics under the influence of elephants and fire in northern Botswana. *Vegetatio* 123: 153-163.
- Ben-Shahar R. (1998). Changes in structure of savanna woodlands in northern Botswana following the impacts of elephants and fire. *Plant Ecology* 136: 189-194.
- Bergstrom R., C. Skarpe and K. Danell (2000). Plant responses and herbivory following simulated browsing and stem cutting of *Combretum apiculatum*. *Journal of Vegetation Science* 11: 409-414.
- Blanc J.J., C.R. Thouless, J.A. Hart, H.T. Dublin, I. Douglas-Hamilton, C.G. Craig and R.F.W. Barnes (2002). African Elephant Status Report 2002. An update from the African Elephant Database. Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission N° 29. IUCN, Switzerland. pp. 125-176.
- Blanc J.J., R.F.W. Barnes, G.C. Craig, H.T. Dublin, C.R. Thouless, I. Douglas-Hamilton and J.A. Hart (2007). African Elephant Status Report 2007. An update from the African Elephant Database. Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission N° 33. IUCN, Switzerland. 275 pp.
- Boa E. and L. Kirkendall (2004). Sandragon Wilt Disease, Seychelles. Final Technical Report. Strengthening National Capacity for Control of *Pterocarpus indicus* Wilt Disease and Forest Protection. TCP/SEY/0168. February 2004. 25 pp.

- Bonner P. (1983). Kings, commoners and concessionaires: The evolution and dissolution of the nineteenth-century Swazi State (African Studies Series 31). Cambridge University Press, Cambridge. 315 pp.
- Booth V.R. (1992). The number of elephant killed in Zimbabwe: 1960-89. *In*: R.B. Martin, C.G. Craig and V.R. Booth, editors. Elephant Management in Zimbabwe. Department of National Parks and Wild Life Management, Harare, Zimbabwe. 158 pp.
- Boughey A.S. (1963). Interactions between animals, vegetation and fire in Southern Rhodesia. *The Ohio Journal of Science* 63: 193-209.
- Bourgarel M. (2002). The Elephant Problem: Perception & Management Options. *In*: Workshop on Management Tools, Hwange National Park, June 2002. Organized by the Centre National de la Recherche Scientifique (France). Main Camp, Hwange National Park, Zimbabwe (unpublished).
- Brummitt R.K. (1986). A taxonomic perspective of the genus *Baikiaea*. *In*: G.D. Pearce, editor. The Zambezi Teak Forests. Proceedings of the first international conference on the teak forests of southern Africa. Livingstone, Zambia, March 1984. pp 61-73.
- Cabrera-Condarco W.H. (2005). Diversidad florística de un bosque montano en los Andes tropicales del noroeste de Bolivia. *Ecología en Bolivia*, Vol. 40: 380-395.
- Campbell B.M., J.R.A. Butler, I. Mapaure, S.J. Vermeulen and P. Mashove (1996). Elephant damage and safari hunting in *Pterocarpus angolensis* woodland in northwestern Matabeleland, Zimbabwe. *African Journal of Ecology* 34: 380-388.
- Carruthers J. (1995). Game protection in the Transvaal, 1846 to 1926. *Archives Yearbook for South African History*. Pretoria, South Africa. 224 pp.
- Carruthers J. (2001). *Wildlife and Warfare: The Life of James Stevenson-Hamilton*. University of Natal Press, Pietermaritzburg. 244 pp.
- Carruthers J. (2006). Mapungubwe: An historical and contemporary analysis of a World Heritage cultural landscape. *Koedoe* 41: 1-14.
- Carruthers J. (2008a). The elephant in South Africa: History and distribution. *In*: R.J. Scholes and K.G. Mennell, editors. Elephant Management. A Scientific Assessment for South Africa. Wits University Press, Johannesburg, South Africa. pp. 23-83.
- Carruthers J. (2008b). “Wilding the farm or farming the wild”? The evolution of scientific game ranching in South Africa from the 1960s to the present. *Transactions of the Royal Society of South Africa* 63: 160-181.
- Carruthers J. (2010). Romance, reverence, research, rights: Writing about elephant hunting and management in southern Africa, c.1830s to 2008. *Koedoe* 52: 1-6.
- Caughley G. (1976). The elephant problem – an alternative hypothesis. *East African Wildlife Journal* 14: 265-283.
- Chafota J. (1998). Effects of Changes in Elephant Densities on the Environment and Other Species – How Much Do We Know? *In*: Workshop on Cooperative Regional Wildlife Management in Southern Africa, August 13-14, 1998. University of California, Davis. California, USA. 21 pp.
- Chafota J. (2007). Factors governing selective impacts of elephant on woodland. Ph.D. thesis. University of Witwatersrand, South Africa.

- Chamaillé-Jammes S., H. Fritz and R.M. Holdo (2007a). Spatial relationship between elephant and sodium concentration of water disappears as density increases in Hwange National Park, Zimbabwe. *Journal of Tropical Ecology* 23: 725-728.
- Chamaillé-Jammes S., M. Valeix and H. Fritz (2007b). Managing heterogeneity in elephant distribution: interactions between elephant population density and surface-water availability. *Journal of Applied Ecology* 44: 625-633.
- Chamaillé-Jammes S., H. Fritz, M. Valeix, F. Murindagomo and J. Clobert (2008). Resource variability, aggregation and direct density dependence in an open context: the local regulation of an African elephant population. *Journal of Animal Ecology* 77: 135-144.
- Child G. (1970). Wildlife utilization and management in Botswana. *Biological Conservation* 3: 18-22.
- Child G. and T. Riney (1987). Tsetse control hunting in Zimbabwe, 1919-1958. *Zambezia* 14: 11-71.
- Child G. (2004). Elephant culling in Zimbabwe. *ZimConservation Opinion* 1: 1-6.
- Child G. (2008). The Zimbabwean Department of National Parks and Wild Life Management: growth before 1990. Department of National Parks & Wildlife Management Association, Zimbabwe. 13 pp.
- Childes S.L. (1984). The population dynamics of some woody species in the Kalahari sand vegetation of Hwange National Park. Ph.D. thesis. University of the Witwatersrand, Johannesburg, South Africa.
- Childes S.L. and B.H. Walker (1987). Ecology and dynamics of the woody vegetation on the Kalahari Sands in Hwange National Park, Zimbabwe. *Vegetatio* 72: 111-128.
- Clauss M., W.J. Streich, A. Schwarm, S. Ortmann and J. Hummel (2007). The relationship of food intake and ingesta passage predicts feeding ecology in two different megaherbivore groups. *Oikos* 116: 209-216.
- Cochrane E.P. (2003). The need to be eaten: *Balanites wilsoniana* with and without elephant seed-dispersal. *Journal of Tropical Ecology* 19: 579-589.
- Conybeare A.M. (1991). Elephant occupancy and vegetation change in relation to artificial water points in the Kalahari Sand area of Hwange National Park. Ph.D. thesis. University of Zimbabwe, Harare, Zimbabwe.
- Conybeare A.M. (2004). Elephant impacts on vegetation and other biodiversity in the broadleaved woodlands of south-central Africa. In: J.R. Timberlake and S.L. Childes, editors. Biodiversity of the Four Corners Area: Technical Reviews Volume Two (Chapter 15). Biodiversity Foundation for Africa, Bulawayo/Zambezi Society, Harare, Zimbabwe. pp. 477-508.
- Conybeare A.M. (2005). Elephants and their Impacts in South Central Africa. BFA Seminar Series N° 36, Bulawayo, Zimbabwe. 2 pp.
- Côte S.D., T.P. Rooney, J. Tremplay, C. Dussault and D.M. Waller (2004). Ecological impacts of deer overabundance. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35: 13-147.
- Cowling R. and G.I.H. Kerley (2002). Impacts of elephants on the flora and vegetation of subtropical thicket in the Eastern Cape. In: G.I.H. Kerley, S. Wilson and A. Massey, editors. Proceedings of a workshop on Elephant Conservation and Management in the Eastern Cape. Terrestrial Ecology Research Unit Report 35, University of Port Elizabeth, South Africa. pp 55-72.

- Craig C.G. (1992). A simple model of elephant tree equilibrium. *In*: R.B. Martin, C.G. Craig and V. Booth, editors. *Elephant Management in Zimbabwe*. Department of National Parks and Wild Life Management, Harare, Zimbabwe. 158 pp.
- Croze H. (1974). Seronera bull problem: The trees. *African Journal of Ecology* 12: 29-47.
- Cumming D.H.M. (1981). The management of elephant and other large mammals in Zimbabwe. *In*: P.A. Jewell, S. Holt and D. Hart, editors. *Problems in Management of Locally Abundant Wild Mammals*. Academic Press. New York. pp 91-118.
- Cumming D.H.M., M.B. Fenton, I.L. Rautenbach, R.D. Taylor, G.S. Cumming, M.S. Cumming, J.M. Dunlop, A.G. Ford, M.D. Hovorka, D.S. Johnston, M. Kalcounis, Z. Mahlangu, and C.V.R. Portfors (1997). Elephants, woodlands and biodiversity in southern Africa. *South African Journal of Science* 93: 231-236.
- Davison T. (1998). *Wankie. The Story of a Great Game Reserve*. Thorntree Press. Bulawayo, Zimbabwe. 267 pp.
- de Boer W.F., C. Ntumi, C. Correia and J. Maluca (2000). Diet and distribution of elephant in the Maputo Elephant Reserve, Mozambique. *African Journal of Ecology* 38: 188-201.
- Debruyne R. (2005). A case study of apparent conflict between molecular phylogenetics: the interrelationships of African elephants. *Cladistics* 21: 31-50.
- Dorst J. and P. Dandelot (1970). *A Field Guide to the Larger Mammals of Africa*. Collins, London. 287 pp.
- Dublin H.T., T.O. McShane and J. Newby (1997). *Conserving Africa's Elephants: Current Issues & Priorities for Action*. Published in May 1997 by WWF – World Wide Fund for Nature, Gland, Switzerland. 28 pp.
- Dudley J.P. (1999). Seed dispersal of *Acacia erioloba* by African bush elephants in Hwange National Park, Zimbabwe. *African Journal of Ecology* 37: 375-385.
- Duffy K.J., R. van Os, S. Vos, J. van Aarde, G. Elish and A.B. Stretch (2002). Estimating impact of reintroduced elephant on trees in a small reserve. *South African Journal of Wildlife Research* 32:23-29.
- Ellis B. (1998). *The impact of the white settlers on the natural environment of Natal, 1845-1870*. M.A. thesis (History). University of Natal, Pietermaritzburg, South Africa.
- Eltringham S.K. (1990). Wildlife carrying capacities in relation to human settlement. *Koedoe* 33: 87-97.
- Etherington N. (2001). *The Great Treks: The transformation of southern Africa, 1815-1854*. Longman, London. 366 pp.
- FAO (1968). *Report to the Government of Botswana on an Ecological Survey of Northeastern Botswana*. Based on the work of G. Child. United Nations Development Programme. Report N° TA 2563. FAO, Rome. 155 pp.
- FAO (2007). *Management practices for the protection of forest reserves: the Case of Kalahari Sand teak forest reserves in Western Zimbabwe*. Based on the work by John Mudekwe. Forest Management Working Paper FM/31. Forest Resources Development Service, Forest Management Division. FAO, Rome. 39pp.
- Field C.R. (1971). Elephant ecology in the Queen Elizabeth National Park, Uganda. *East African Wildlife Journal* 9: 99-123.

- Foggin C.M. (2004). The elephant population problem in Zimbabwe: Can there be any alternative to culling? *In: Proceedings from an expert consultation on Control of Wild Elephant Populations*. Utrecht University Library, Utrecht, The Netherlands. 5 pp.
- Fowler C.W. and T. Smith (1973). Characterizing stable populations: an application to African elephant populations. *Journal of Wildlife Management* 37: 513-524.
- Fowler J., L. Cohen and P. Jarvis (1998). *Practical Statistics for Field Biology*. John Wiley & Sons Ltd., West Sussex, England. 259 pp.
- Frías J. y J. Heermans (1990). Ordenación de los bosques naturales del África semiárida: Situación actual e investigaciones necesarias. *Unasylva* N° 168. FAO, Roma, Italia. 10pp.
- Fritz H. (2002). Impact of Elephant on other mammal species. *In: Workshop on Management Tools, HNP, June 2002*. Organized by the Centre National de la Recherche Scientifique (France). Main Camp, Hwange National Park, Zimbabwe (unpublished).
- Frost P.G.H. (1996). The ecology of Miombo woodlands. *In: B. Campbell, editor. The Miombo in transition: woodlands and welfare in Africa*. Center for International Forestry Research (CIFOR), Bogor, Indonesia. pp. 11-57.
- Gambiza J., B.M. Campbell, S.R. Moe and P.G.H. Frost (2005). Fire behaviour in a semi-arid *Baikiaea plurijuga* savanna woodland on Kalahari sands in western Zimbabwe. *South African Journal of Science* 101: 239-244.
- Gandiwa E. and S. Kativu (2009). Influence of fire frequency on *Colophospermum mopane* and *Combretum apiculatum* woodland structure and composition in northern Gonarezhou National Park, Zimbabwe. *Koedoe* 51: 36-48.
- Gibson D.C., G.C. Craig and R.M. Masogo (1998). Trends of elephant population in northern Botswana from aerial survey data. *Pachyderm* 25: 14-27.
- Goheen J.R., F. Keesing, B.F. Allan, D. Ogada and R.S. Ostfeld (2004). Net effects of large mammals on *Acacia* seedling survival in an African savanna. *Ecology* 85: 1555-1561.
- Gordon A.A. and D.L. Gordon (1996). *Understanding contemporary Africa*. Lynne Rienner Publishers Inc., Boulder, Colorado, USA. 477 pp.
- Graz F.P. (2004). Structure and diversity of the dry woodland savanna of northern Namibia. Ph.D. thesis. University of Göttingen, Germany.
- Guldmond R.A.R. (2006). The influence of savannah elephants on vegetation: a case study in the Tembe Elephant Park, South Africa. Ph.D. thesis. University of Pretoria, South Africa.
- Guldmond R.A.R. and R. van Aarde (2008). A Meta-Analysis of the Impact of African Elephants on Savanna Vegetation. *The Journal of Wildlife Management* 72: 892-899.
- Guy P.R. (1976a). The feeding behaviour of elephant (*Loxodonta africana*) in the Sengwa area, Rhodesia. *South African Journal of Wildlife Research* 6: 55-63.
- Guy P.R. (1976b). Diurnal activity patterns of elephant in the Sengwa Area, Rhodesia. *East African Wildlife Journal* 14: 285-295.
- Hall-Martin A.J. (1992). Distribution and status of the African elephant *Loxodonta africana* in South Africa, 1652-1992. *Koedoe* 35: 65-88.
- Hanks J. (1972). Reproduction of elephant (*Loxodonta africana*) in the Luangwa Valley, Zambia. *Journal of Reproduction and Fertility* 30: 13-26.

- Hofmeyr M. and H. Eckardt (2004a). Changes in vegetation in the Kruger National Park related to elephant activity. *In: The Great Elephant Indaba. Workshop on Elephant Effects on Biodiversity: An assessment of current knowledge and understanding as a basis for elephant management in SANParks, October 2004. Berg-en-Dal Rest Camp (KNP), South Africa. pp. 92-99.*
- Hofmeyr M. and H. Eckardt (2004b). Summary and Conclusions. *In: The Great Elephant Indaba. Workshop on Elephant Effects on Biodiversity: An assessment of current knowledge and understanding as a basis for elephant management in SANParks, October 2004. Berg-en-Dal Rest Camp (KNP), South Africa. pp. 155-156.*
- Holdo R.M. (2002). Effects of Elephant and Fire on Woodland Dynamics. *In: Workshop on Management Tools, HNP Workshop, June 2002. Organized by the Centre National de la Recherche Scientifique (France). Main Camp, Hwange National Park, Zimbabwe (unpublished).*
- Holdo R.M. (2003). Woody plant damage by African elephants in relation to leaf nutrients in western Zimbabwe. *Journal of Tropical Ecology* 19: 189-196.
- Holdo R.M. (2005). The role of disturbance and competition in determining the structure of Kalahari Sand Vegetation. Ph.D. thesis, Princeton University, USA.
- Holdo R.M. (2006a). Tree growth in an African woodland savanna affected by disturbance. *Journal of Vegetation Science* 17: 369-378.
- Holdo R.M. (2006b). Elephant herbivory, frost damage and topkill in Kalahari sand woodland savanna trees. *Journal of Vegetation Science* 17: 509-518.
- Holdo R.M. (2007). Elephants, fire and frost can determine community structure and composition in Kalahari woodlands. *Ecological Applications* 17: 558-568.
- Huckabay J.D. (1986). The geography of the Zambezi teak. *In: G.D. Pearce, editor. The Zambezi Teak Forests. Proceedings of the first international conference on the teak forests of southern Africa. Livingstone, Zambia, March 1984. pp 53-58.*
- Huffman T.N. (2009). Mapungubwe and Great Zimbabwe: The origin and spread of social complexity in southern Africa. *Journal of Anthropological Archeology* 28: 37-54.
- Huntly N. (1991). Herbivores and the dynamics of communities and ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 22: 477-503.
- IGBP (1997a). The Miombo Network: framework for a terrestrial transect study of land-use and land-cover change in the miombo ecosystems of central Africa. P.V. Desanker, P.G.H. Frost, C.O. Frost, C.O. Justice and R.J. Scholes, editors. The International Geosphere-Biosphere Programme Report 41. IGBP Secretariat, Stockholm, Sweden. 109 pp.
- IGBP (1997b). The Kalahari Transects: research on global change and sustainable development in southern Africa. R.J. Scholes and D.A.B. Parsons, editors. The International Geosphere-Biosphere Programme Report 42. IGBP Secretariat, Stockholm, Sweden. 63 pp.
- IPNI (2009). The International Plant Names Index (IPNI). (<http://www.ipni.org/ipni/>). Downloaded on november 10th, 2010.
- Isango J.A. (2007). Stand Structure and Tree Species Composition of Tanzania Miombo Woodlands: a Case Study from Miombo Woodlands of Community Based Forest Management in Iringa District. *Working Papers of the Finnish Forest Research Institute* 50: 43-56.

- IUCN (2010). The International Union for the Conservation of Nature (IUCN). IUCN Red List of Threatened Species (version 2010.4). (<http://www.iucnredlist.org>). Downloaded on december 18th, 2010.
- Jachmann H. and R.H.V. Bell (1984). Why do Elephants Destroy Woodland? *Pachyderm* 3: 9-10.
- Jachmann H. and R.H.V. Bell (1985). Utilization by elephants of the *Brachystegia* woodlands of the Kasungu National Park, Malawi. *African Journal of Ecology* 23: 245-258.
- Jachmann H. and T. Croes (1991). Effects of browsing by elephants on the *Combretum/Terminalia* woodland at the Nazinga Game Ranch, Burkina Faso, West Africa. *Biological Conservation* 57: 13-24.
- Jacobs O.S. and R. Biggs (2002). The status and population structure of the marula in the Kruger National Park. *South African Journal of Wildlife Research* 32: 1-2.
- Janis C. (1976). The evolutionary strategy of the Equidae and the origins of rumen and cecal digestion. *Evolution* 30: 757-774.
- Kalemera M.C. (1989). Observations on feeding preference of elephants in the *Acacia tortilis* woodland of Lake Manyara National Park, Tanzania. *African Journal of Ecology* 27: 325-333.
- Kay C. (2004). The role of elephant in creating diversity in vegetation structure, function and composition, and the consequences for biodiversity. *In: The Great Elephant Indaba. Workshop on Elephant Effects on Biodiversity: An assessment of current knowledge and understanding as a basis for elephant management in SANParks, October 2004. Berg-en-Dal Rest Camp (KNP), South Africa.* pp. 138-139.
- Kent M. and P. Coker (1992). *Vegetation description and analysis: a practical approach.* Belhaven Press, London. 363 pp.
- Kerley G.I.H. and R.C.C. Grant (2004). Summary and Conclusions: The impacts of elephants on biodiversity. *In: The Great Elephant Indaba. Workshop on Elephant Effects on Biodiversity: An assessment of current knowledge and understanding as a basis for elephant management in SANParks, October 2004. Berg-en-Dal Rest Camp (KNP), South Africa.* pp. 210-212.
- Kerley G.I.H. and M. Landman (2004). Gardeners of the Gods?: The Role of Elephants in the Eastern Cape Subtropical Thickets. *In: The Great Elephant Indaba. Workshop on Elephant Effects on Biodiversity: An assessment of current knowledge and understanding as a basis for elephant management in SANParks, October 2004. Berg-en-Dal Rest Camp (KNP), South Africa.* pp. 173-183.
- Kerley G.I.H. and M. Landman (2006). The impacts of elephants on biodiversity in the Eastern Cape subtropical thickets. *South African Journal of Science* 102: 395-402.
- Kerley G.I.H. (2008). Effects of elephants on ecosystems and biodiversity. *In: R.J. Scholes and K.G. Mennell, editors. Elephant Management. A Scientific Assessment for South Africa.* Wits University Press, Johannesburg, South Africa. pp. 146-205.
- Khavhagali V.P. and W.J. Bond (2008). Increase of woody plants in savannah ecosystems. *Grassroots: Newsletter of the Grassland Society of Southern Africa* 8: 21-24.

- Lamprecht H. (1990). *Silvicultura en los trópicos: los ecosistemas forestales en los bosques tropicales y sus especies arbóreas, posibilidades y métodos para un aprovechamiento sostenido*. Cooperación Técnica de la República Federal Alemana (GTZ), Eschborn, República Federal de Alemania. 340 pp.
- Landman M., G.I.H. Kerley and D.S. Schoeman (2008). Relevance of elephant herbivory as a threat to Important Plants in the Addo Elephant National Park, South Africa. *Journal of Zoology* 274: 51-58.
- Laws R.M. (1969). Aspects of reproduction in the African elephant, *Loxodonta africana*. *Journal of Reproduction and Fertility* 6: 193-217.
- Laws R.M. (1970). Elephants as agents of habitat and landscape change in East Africa. *Oikos* 21: 1-15.
- Lessing J. (2007). Elephant feeding behaviour and forage offtake implications in the Addo Elephant National Park. M.Sc. thesis. Nelson Mandela Metropolitan University, South Africa.
- Leuthold W. (1977). Changes in tree populations of Tsavo East National Park, Kenya. *African Journal of Ecology* 15: 61-69.
- Lockett N. (1979). The geology of the country around Dett. *Bulletin of the Geological Survey of Rhodesia* 85. 198 pp.
- Lupala Z.J. (2009). The impact of participatory forest management on Miombo woodland tree species diversity and local livelihoods. A case study of Bereku Miombo woodland, Babati District, Tanzania. CBM Swedish Biodiversity Centre. Master's thesis N° 63. Uppsala, Sweden.
- Makhabu S.W., C. Skarpe and H. Hytteborn (2006). Elephant Impact on Shoot Distribution on Trees and on Rebrowsing by Smaller Browsers. *Acta Oecologica* 30: 136-146.
- Martin R.B. (1992). Relationship between elephant and canopy tree cover. *In*: R.B. Martin, C.G. Craig and V. Booth, editors. *Elephant Management in Zimbabwe*. Department of National Parks and Wild Life Management, Harare, Zimbabwe. 158 pp.
- Mbwambo L. and L. Nshubemuki (2007). Principal Ways to Promote Amelioration of Degraded Miombo Ecosystems in Semi-Arid Tanzania. *In*: Proceedings of the First MITMIOMBO Project Workshop held in Morogoro, Tanzania (February 2007). *Working Papers of the Finnish Forest Research Institute* 50: 88-93.
- Mbwambo L., S. Valkonen and V. Kuutti (2008). Structure and dynamics of miombo woodland stands at Kitulungalo Forest Reserve, Tanzania. *Working Papers of the Finnish Forest Research Institute* 98: 10-19.
- Meadows K. (1998). Afterword. *In*: Wankie. *The Story of a Great Game Reserve*. Ted Davison. Thorntree Press. Bulawayo, Zimbabwe. 267 pp.
- Mennell K.G. and R.J. Scholes (2008). Preface. *In*: R.J. Scholes and K.G. Mennell, editors. *Elephant Management. A Scientific Assessment for South Africa*. Wits University Press, Johannesburg, South Africa. 4 pp.
- Meyer A. (2000). K2 and Mapungubwe. *In*: M. Leslie and T. Maggs, editors. *African Naissance: The Limpopo Valley 1000 years ago*. The South African Archaeological Society Goodwin Series Vol. 8, Johannesburg. pp. 69-77.
- Midgley J.J. (2004). Vegetation-Elephant Interactions from an Evolutionary Perspective. *In*: *The Great Elephant Indaba. Workshop on Elephant Effects on Biodiversity: An assessment of current knowledge and understanding as a basis*

- for elephant management in SANParks, October 2004. Berg-en-Dal Rest Camp (KNP), South Africa. pp. 154.
- Mitchell P. (2002). The archaeology of southern Africa. Cambridge University Press, Cambridge. 532 pp.
- Morley R.C. (2006). The demography of a fragmented population of the savanna elephant (*Loxodonta africana* Blumenbach) in Maputaland. Ph.D. thesis. University of Pretoria, South Africa.
- Moss C.J. (1983). Oestrous behaviour and female choice in the African elephant. *Behaviour* 86: 167-196.
- Mostacedo B. y T.S. Fredericksen (2000). Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. Proyecto BOLFOR, Santa Cruz, Bolivia. 87 pp.
- Mostacedo B., J. Balcazar y J.C. Montero (2006). Tipos de bosque, diversidad y composición florística en la amazonia sudoeste de Bolivia. *Ecología en Bolivia* 42: 99-116.
- Mufute O. (2002). The impact of the CITES convention on the conservation of the African elephant (*Loxodonta africana*) in Zimbabwe. Tesis de Master. Universidad Internacional de Andalucía, Jaén, España.
- Mugasha A.G. and S.A.O. Chamshama (2002). Trees biomass and volume estimation for Miombo Woodlands at Kitulungalo, Morogoro, Tanzania. EC INCO DEV research project on "Indicators and Tools for Restoration and Sustainable Management of Forests in East Africa" (Nov. 2001 – Oct. 2005). *I-TOO Working Paper* 9: 1-19.
- Mwase W.F., A. Bjørnstad, J.M. Bokosi, M.B. Kwapata and B. Stedje (2007). The role of land tenure institutions in conservation of tree species diversity in southern Malawi. *New Forests* 33: 297-307.
- Mwalyosi R.B.B. (1987). Decline of *Acacia tortilis* in Lake Manyara National Park, Tanzania. *African Journal of Ecology* 25: 51-53.
- O'Connor T.G., P.S. Goodman and B. Clegg (2004). Predicting the Impact of Elephants on Woody Plant Diversity. *In: The Great Elephant Indaba. Workshop on Elephant Effects on Biodiversity: An assessment of current knowledge and understanding as a basis for elephant management in SANParks, October 2004. Berg-en-Dal Rest Camp (KNP), South Africa. pp. 145-150.*
- O'Connor T.G., P.S. Goodman and B. Clegg (2007). A functional hypothesis of the threat of local extirpation of woody plant species by elephant in Africa. *Biological Conservation* 136: 329-345.
- Osborn F.V. (2002). Elephant-induced change in woody vegetation and its impact on elephant movements out of a protected area in Zimbabwe. *Pachyderm* 33: 50-57.
- Osborn F.V. (2004). The concept of home range in relation to elephants in Africa. *Pachyderm* 37: 37-44.
- Owen-Smith N. (1982). Factors influencing the consumption of plant products by large herbivores. *In: B.J. Huntley and B.H. Walker, editors. Ecology of Tropical Savannas. Springer-Verlag, Berlin, Germany. pp. 359-404.*
- Owen-Smith N. and S.M. Cooper (1987). Palatability of woody plants to browsing ruminants in a South African savanna. *Ecology* 68: 319-331.
- Owen-Smith N. (1988). Megaherbivores: The influence of very large body size on ecology. Cambridge University Press, Cambridge. 369 pp.

- Owen-Smith N. (2004). Vegetation-Elephant Interactions. *In* : The Great Elephant Indaba. Workshop on Elephant Effects on Biodiversity: An assessment of current knowledge and understanding as a basis for elephant management in SANParks, October 2004. Berg-en-Dal Rest Camp (KNP), South Africa. pp. 140-141.
- Owen-Smith N., G.I. Kerley, B. Page, R. Slotow and R. van Aarde (2006). A scientific perspective on the management of elephants in the Kruger National Park and elsewhere. *South African Journal of Science* 102: 389-394.
- Paley R.G.T. and G.I.H. Kerley (1998). The winter diet of elephant in Eastern Cape Subtropical Thicket, Addo Elephant National Park. *Koedoe* 41: 37-45.
- Pamo E.T. and M.N. Tchamba (2001). Elephants and vegetation change in the Sahelo-Soudanian region of Cameroon. *Journal of Arid Environments* 48: 243-253.
- Parker I. and M. Amin (1983). Ivory Crisis. Chatto and Windus. London. 184 pp.
- Pearce G.D. (1986). How to save the Zambezi teak forests. *Unasylva* N° 152. FAO, Rome, Italy. 11pp.
- Plumptre A.J. (1994). The effects of trampling damage by herbivores on the vegetation of the Parc National des Volcans, Rwanda. *African Journal of Ecology* 32: 115-129.
- Poché R.M. (1980). Elephant Management in Africa. *Wildlife Society Bulletin* 8: 199-207.
- Reid M.A. and R.W. Ogden (2006). Trend, variability or extreme event? The importance of long-term perspectives in river ecology. *River research and Applications* 22: 167-177.
- Riney T. (1964). Rare and threatened mammals in Africa. *In*: Proceedings of the XVI International Congress of Zoology, Washington D.C., August 1963. pp. 29-32.
- Roca A.L., N. Georgiadis, J. Pecon-Slattery and S.J. O'Brien (2001). Genetic evidence for two species of elephant in Africa. *Science* 293: 1473-1477.
- Rogers C.M.L. (1993). A woody vegetation survey of Hwange National Park. Department of National Parks and Wild Life Management. Harare, Zimbabwe. 176 pp.
- Rohland N., A.S. Malaspinas, J.L. Pollack, M. Slatkin, P. Matheus and M. Hofreiter (2007). Proboscidean Mitogenomics: Chronology and Mode of Elephant Evolution Using Mastodon as Outgroup. *PloS Biology* 5: 1663-1671.
- Rohland N., D. Reich, S. Mallick, M. Meyer, R.E. Green, N.J. Georgiadis, A.L. Roca and M. Hofreiter (2010). Genomic DNA Sequences from Mastodon and Woolly Mammoth Reveal Deep Speciation of Forest and Savanna Elephant. *PloS Biology* 8: 1-10.
- Roininen H., T.O. Veteli and T. Piironen (2007). The role of herbivores in the ecosystem and management of miombo woodlands. *Working Papers of the Finnish Forest Research Institute* 50: 107-114.
- Rudas G., D. Armenteras, S.M. Sua y N. Rodríguez (2002). Indicadores de Seguimiento de la Política de Biodiversidad en la Amazonia Colombiana. Instituto Humboldt, CDA, Corpoamazonia, Cormacarena, Instituto Sinchi, Unidad de Parques y Ministerio del Medio Ambiente. Bogotá, Colombia. 114 pp.
- Rushworth J.E. (1975). The floristic, physiognomic and biomass structure of Kalahari Sand shrub vegetation in relation to fire and frost in Wankie National Park, Rhodesia. M.Sc. thesis. University of Zimbabwe. Harare, Zimbabwe.

- Sankaran M., J. Ratnam and N.P. Hanan (2004). Tree-grass coexistence in savannas revisited-insights from an examination of assumptions and mechanisms invoked in existing models. *Ecology Letters* 7: 480-490.
- Sankaran M., N.P. Hanan, R.J. Scholes, J. Ratnam, D.J. Augustine, B.S. Cade, J. Gignoux, S.I. Higgins, X. Le Roux, F. Ludwig, J. Ardo, F. Banyikwa, A. Bronn, G. Bucini, K.K. Caylor, M.B. Coughenour, A. Diouf, W. Ekaya, C.J. Feral, E.C. February, P.G.H. Frost, P. Hiernaux, H. Hrabar, K.L. Metzger, H.H.T. Prins, S. Ringrose, W. Sea, J. Tews, J. Worden and N. Zambatis (2005). Determinants of woody cover in African savannas. *Nature* 438: 846-849.
- SANParks (2010). South African National Parks (SANParks) Official Website. (<http://www.sanparks.org>). Downloaded on november 10th, 2010.
- Scholes R.J. and S.R. Archer (1997). Tree-grass interactions in savannas. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28: 517-544.
- Scholes R.J., P.R. Dowty, K. Caylor, D.A.B. Parsons, P.G.H. Frost and H.H. Shugart (2002). Trends in savanna structure and composition along an aridity gradient in the Kalahari. *Journal of Vegetation Science* 13: 419-428.
- Scholes R.J. and B.H. Walker (1993). An African savanna: synthesis of the Nylsvlei study. Cambridge University Press, Cambridge. 318 pp.
- Selous F.C. (1881). A Hunter's Wanderings in Africa. Macmillan. London. 504 pp.
- Shillington K. (1985). The colonisation of the Southern Tswana 1870-1900. Ravan Press, Johannesburg, South Africa. 311 pp.
- Shumba E.N. (2001). Biodiversity and Planning Support Programme: Zimbabwe Case Study. In: International Workshop on "Integration of Biodiversity in National Forestry Planning Programme" 13-16 August 2001. CIFOR Headquarters, Bogor, Indonesia. 33 pp.
- Skarpe C., P.A. Aarrestad., H.P. Andreassen, S.S. Dhillion, T. Dimakatso, J.T. du Toit, D.J. Halley, H. Hytteborn, S. Makhabu, S. Mari, W. Marokane, G. Masunga, D. Modise, S. Moe, R. Mojaphoko, D. Mosugelo, S. Motsumi, G. Neo-Mahupeleng, M. Ramotadima, L. Rutina, L. Sechele, T.B. Sejoe, S. Stokke, J.E. Swenson, C. Taolo, M. Vandewalle and P. Wegge (2004). The Return of the Giants: Ecological Effects of an Increasing Elephant Population. *Ambio*, 33: 276-282.
- Smallie J.J. and T.G. O'Connor (2000). Elephant utilization of *Colophospermum mopane*: possible benefits of hedging. *African Journal of Ecology* 38: 1-9.
- Spies T.A. (1998). Forest structure: A key to the ecosystem. *Northwest Science* 72: 34-39.
- Stokes S., D.S.G. Thomas and P.A. Shaw (1997). New cronological evidence for the nature and timing of linear dune development in the southwest Kalahari desert. *Geomorphology* 20: 81-93.
- Tafangenyasha C. (1997). Tree loss in the Gonarezhou National Park (Zimbabwe) between 1970 and 1983. *Journal of Environmental Management* 49: 355-366.
- Tassy P. and R. Debruyne (2001). The timing of early Elephantinae differentiation: the palaeontological record with a short comment on molecular data. The World of Elephants, International Congress, Rome 2001.
- Teren G. and N. Owen-Smith (2010). Elephants and riparian woodland changes in the Linyanti region, northern Botswana. *Pachyderm* 47: 18-25.

- Thomas D.S.G. (1987). Discrimination of depositional environments using sedimentary characteristics in the Mega Kalahari, central southern Africa. *Geological Society, London, Special Publications* 35: 293-306.
- Thorbahn P.F. (1979). The precolonial ivory trade of East Africa: Reconstruction of a human-elephant ecosystem. Ph.D. thesis. University of Massachusetts, USA.
- Thrash I. and J.F. Derry (1999). The nature and modelling of piospheres: a review. *Koedoe* 42: 73-94.
- Tilman D. (1989). Ecological experimentation: strengths and conceptual problems. In: G.E. Likens, editor. *Long-term studies in Ecology*. Springer-Verlag, New York. pp. 136-157.
- Trollope W.S.W., L.A. Trollope, H.C. Biggs, D. Pienaar and A.L.F. Potgieter (1998). Long-term changes in the woody vegetation of the Kruger National Park, with special reference to the effects of elephants and fire. *Koedoe* 41: 103-112.
- USAID (2007). USAID – Zimbabwe. FAA 118-119. Analysis Conservation of Tropical Forests and Biological Diversity. Prepared by W. Patterson, C.J.W. Saint-Cyr and D. Russell. January 2007. 27 pp.
- UKMA (2009). UK Metric Association (UKMA). (<http://ukma.org.uk>). Downloaded on december 12th, 2009.
- Valeix M., H. Fritz, S. Dubois, K. Kanengoni, S. Alleaume and S. Said (2007). Vegetation structure and ungulate abundance over a period of increasing elephant abundance in Hwange National Park, Zimbabwe. *Journal of Tropical Ecology* 23: 87-93.
- van Aarde R., I. Whyte and S. Pimm (1999). Culling and the dynamics of the Kruger National Park African elephant population. *Animal Conservation* 2: 287-294.
- van Wyk P. and N. Fairall (1969). The influence of the African elephant on the vegetation of the Kruger National Park. *Koedoe* 12: 57-89.
- van Wyk M., B.M. Campbell, G.M. Calvert and G.D. Pearce (1993). Mukwa dieback in the state forests of western Zimbabwe. In: G.D. Pearce and D.J. Gumbo, editors. *The ecology and management of indigenous forests in southern Africa*. Forestry Commission, Harare, Zimbabwe. pp. 387-401.
- van Wyk B. and P. van Wyk (1997). *Field Guide to the Trees of Southern Africa*. Struik Publishers (Pty) Ltd, Cape Town, South Africa. 536 pp.
- Viljoen A.J. (1988). Long-term changes in the tree component of the vegetation in the Kruger National Park. In: I.A.W. Macdonald and R.J.M. Crawford, editors. *Long term data series relating to southern Africa's renewable natural resources*. South African National Scientific Programmes Report N° 157. Council for Scientific and Industrial Research, Pretoria, South Africa. pp. 310-315.
- Villegas Z., B. Mostacedo, M. Toledo, C. Leñaño, J.C. Licona, A. Alarcón, V. Vroomans y M. Peña-Claros (2008). Ecología y manejo de los bosques de producción forestal del Bajo Paraguá, Bolivia. Instituto Boliviano de Investigación Forestal. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia. 159 pp.
- Weatherhead P.J. (1986). How unusual are unusual events? *The American Naturalist* 128: 150-154.
- Werger M.J.A. and B.J. Coetzee (1978). The Sudano-Zambezian Region. In: M.J.A. Werger, editor. *Biogeography and Ecology of Southern Africa*. Dr. W. Junk b.v., The Hague, The Netherlands. pp. 301-462.

- Weyerhaeuser F.J. (1995). Survey of elephant damage to baobabs in Tanzania's Lake Manyara National Park. *African Journal of Ecology* 23: 235-243.
- White F. (1983). The Vegetation of Africa – A descriptive memoir to accompany the Unesco/AETFAT/UNSO vegetation map of Africa, Natural Resources Research Report XX, U.N. Educational, Scientific and Cultural Organization. Paris, France. 356 pp.
- Whyte I.J., R. van Aarde and S.L. Pimm (1998). Managing the elephants of Kruger National Park. *Animal Conservation* 1: 77-83.
- Whyte I.J. (2001). The conservation management of the Kruger National Park elephant population. Ph.D. thesis. University of Pretoria. Pretoria, South Africa.
- Whyte I.J. (2004). Considerations for the compilation of an elephant management policy: History of the KNP elephant culling policies. *In: The Great Elephant Indaba. Workshop on Elephant Effects on Biodiversity: An assessment of current knowledge and understanding as a basis for elephant management in SANParks, October 2004. Berg-en-Dal Rest Camp (KNP), South Africa. pp. 290-297.*
- Williams M., C.M. Ryan, R.M. Rees, E. Sambane, J. Fernando and J. Grace (2008). Carbon sequestration and biodiversity of re-growing miombo woodlands in Mozambique. *Forest Ecology and Management* 254: 145-155.
- Williamson B.R. (1975). The condition and nutrition of elephant in Wankie Nacional Park, Rhodesia. *Arnoldia* 7: 1-20.
- Yeaton R.I. (1988). Porcupines, fires and the dynamics of the tree layer of the *Burkea Africana* savanna. *The Journal of Ecology* 76: 1017-1029.

Agradecimientos

Mis sinceros sentimientos de gratitud y reconocimiento a las siguientes entidades y personas:

A las autoridades, cuerpo de profesores del Doctorado y personal de la sede Antonio Machado de Baeza de la Universidad Internacional de Andalucía.

A mis dos excelentes directores de tesis, Margarita Clemente Muñoz y Rafael Navarro Cerrillo por la ayuda brindada durante todos estos años. Se hace muy difícil expresar con palabras todo mi agradecimiento. Sólo puedo decir que hubiera sido imposible completar este trabajo sin su guía, enseñanzas, consejos y correcciones.

A Ricardo Holdo por su asesoramiento y revisión de borradores. Un agradecimiento muy especial por haberme cedido información y datos “crudos” recolectados en Railway Farm 41 durante nuestra estancia en Zimbabwe. Nuevamente, se torna muy difícil encontrar las palabras adecuadas para agradecer su gentileza. Muchísimas gracias!!!

A las autoridades de Hwange Nacional Park, que permitieron mi libre ingreso en el Parque.

A Lionel Reynolds, Mike Homan y Raphael Ndlovu de “Touch the Wild” por permitirme el ingreso a Railway farm 41 sin ningún tipo de restricciones.

A John Foster por su hospitalidad y por toda la ayuda brindada durante los años de trabajo en Railway Farm 41.

A Joaquín Mueller por sus correcciones, generoso asesoramiento y por haberme “introducido” a través del INTA en el mundo de la fauna silvestre.

A Vivian Goddard por su excelente trabajo de traducción.

A Gustavo Rebuffi por todo lo enseñado en manejo de fauna silvestre en INTA Abra Pampa.

A Florencia Lucila Boedo por su gran ayuda en los temas geológicos.

A Jorge Keil por solucionar todos mis problemas informáticos.

A Eugenio Gondry por su ayuda.

A Gladys Mbomba de “Miombo Safari Lodge”, por sus clases de Ndebele.

A Paul de Montille, Val y Malaki de “Miombo Safari Lodge”.

A Mrs. Williams de “Hwange Safari Lodge”.