

Impactos Ecológicos de los Incendios sobre la Amazonía, Bosque Seco Chiquitano y el Pantanal boliviano

Evaluación, Monitoreo y Diagnóstico Integral de los Impactos Generados por los Incendios - 2019



Elaborado por:



Para:



Marzo de 2021
Santa Cruz, Bolivia

Documento elaborado por la Fundación Amigos de la Naturaleza y el Museo de Historia Natural Noel Kempff Mercado dentro del marco del proyecto *“Evaluación de impactos ecológicos en áreas afectadas por quemas e incendios en Amazonía, Bosque Seco Chiquitano y el Pantanal boliviano”*.

Equipo de trabajo:

Fauna

Marco A. Pinto-Viveros
Luis H. Acosta
Miguel Á. Aponte
Ericka M. Peñaranda

Entomofauna

Marcia A. Adler
Yannet Condori

Flora y vegetación

Roxana Ledezma
Romel S. Nina
G. Alexander Parada
Yanina I. Inturias
Daniel Villarroel

SIG y Teledetección

Armando Rodríguez
Rodney Camargo
Pedro P. Ribera

Editores:

Daniel Villarroel, Fundación Amigos de la Naturaleza
Marco Aurelio Pinto Viveros, Museo Noel Kempff Mercado
Lila Sainz, WWF Bolivia

Fotografía de tapa y contratapa:

Daniel Villarroel, Fundación Amigos de la Naturaleza

Fotografía fauna de vertebrados:

Marco A. Pinto-Viveros, Museo Noel Kempff Mercado
Ericka M. Peñaranda, Museo Noel Kempff Mercado

Fotografías flora y vegetación:

Daniel Villarroel, Fundación Amigos de la Naturaleza
Roxana Ledezma, Museo Noel Kempff Mercado
Romel S. Nina, Museo Noel Kempff Mercado

Cita Bibliográfica:

Villarroel, D.; Pinto-Viveros, M. & Sainz, L. (edit). 2021. Evaluación de impactos ecológicos en áreas afectadas por quemas e incendios en la Amazonía, Bosque Seco Chiquitano y el Pantanal boliviano: monitoreo y diagnóstico integral de los impactos generados por los incendios. Fundación Amigos de la Naturaleza (FAN) & World Wildlife Fund (WWF Bolivia). Santa Cruz.

Fundación Amigos de la Naturaleza

Km 7 1/2 Doble Vía a La Guardia
Tel: (591-3) 355-6800 Fax: (591-3) 354-7383
e-mail: fan@fan-bo.org - www.fan-bo.org

Marzo de 2021



CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES Y OBJETIVO DEL ESTUDIO	2
3. EVALUACIÓN DE DAÑOS E IMPACTOS	3
4. METODOLOGÍA	5
4.1. Análisis de la severidad de los incendios	5
4.2. Diseño de muestreo	5
4.3. Flora y Vegetación - Protocolo metodológico	6
4.3.1. Toma de datos	6
4.3.2. Tratamiento de especímenes botánicos y muestras de biomasa	9
4.3.3. Análisis de datos	9
Diversidad florística en áreas quemadas y testigos	9
Modificación del ensamblaje de especies entre áreas quemadas y testigos	9
Comparación de parámetros	9
4.4. Fauna de vertebrados - Protocolo metodológico	9
4.4.1. Grupos taxonómicos evaluados	9
4.4.2. Toma de datos	10
Anfibios y reptiles	11
Aves	12
Mamíferos	12
4.4.3. Análisis de datos	13
Eficiencia del muestreo obtenido en campo	13
Diversidad de fauna en áreas quemadas y testigos	13
Modificación del ensamblaje de especies entre áreas quemadas y testigos	13
Estado de conservación de las especies registradas	14
4.5. Abejas polinizadoras - Protocolo metodológico	14
4.5.1. Toma de datos	14
Platos de colores	14
Trampas aéreas	15
Red entomológica	15
Conservación de las muestras	15
4.5.2. Procesamiento e identificación de las muestras	15
4.5.3. Análisis de datos	16
Diversidad de abejas en áreas quemadas y testigos	16
Modificación del ensamblaje de especies entre áreas quemadas y testigos	16
5. RESULTADOS	18
5.1. ACeIE Ñembi Guasu	20
5.1.1. Áreas quemadas y dinámica de la severidad del incendio	20
5.1.2. Flora y vegetación	21
Densidad y mortalidad de árboles	21
<i>Bosque Chiquitano</i>	22
<i>Bosque Chiquitano Transicional al Chaco</i>	23
<i>Abayoy Denso</i>	24
<i>Abayoy Ralo</i>	26
Síndromes de dispersión	28
Recambio de la composición de especies	28
Biomasa y disponibilidad de combustibles	29
Consideraciones sobre el impacto de los incendios	29
5.1.3. Fauna de vertebrados	30

Anfibios	30
Cobertura boscosa	30
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios</i>	30
Cobertura no boscosa	30
<i>Evaluación – época húmeda</i>	30
<i>Monitoreo – época seca</i>	31
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios</i>	32
Reptiles	32
Cobertura boscosa	32
<i>Evaluación – época húmeda</i>	32
<i>Monitoreo – época seca</i>	34
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios</i>	35
Cobertura no boscosa	36
<i>Evaluación – época húmeda</i>	36
<i>Monitoreo – época seca</i>	37
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios</i>	39
Aves	39
Cobertura boscosa	39
<i>Evaluación – época húmeda</i>	39
<i>Monitoreo – época seca</i>	41
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios</i>	43
Cobertura no boscosa	43
<i>Evaluación – época húmeda</i>	43
<i>Monitoreo – época seca</i>	45
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios</i>	47
Mamíferos	47
Cobertura boscosa	47
<i>Evaluación – época húmeda</i>	47
<i>Monitoreo – época seca</i>	48
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios</i>	49
Cobertura no boscosa	50
<i>Evaluación – época húmeda</i>	50
<i>Monitoreo – época seca</i>	51
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios</i>	52
5.1.4. Abejas polinizadoras	52
Cobertura boscosa.....	52
<i>Evaluación – época húmeda</i>	52
<i>Monitoreo – época seca</i>	54
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios</i>	56
Cobertura no boscosa.....	56
<i>Evaluación – época húmeda</i>	56
<i>Monitoreo – época seca</i>	57
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios</i>	59
5.1.5. Resumen de los principales hallazgos de la evaluación y monitoreo de las áreas quemadas y no quemadas en el ACeIE Ñembi Guasu	60
5.2. ANMI San Matías.....	62
5.2.1. Áreas quemadas y dinámica de la severidad del incendio	62
5.2.2. Flora y vegetación.....	63
Densidad y mortalidad de árboles	63
<i>Bosque Chiquitano</i>	64

<i>Cerrado</i>	65
<i>Palmares de Carandá (Carandazales)</i>	67
Síndromes de dispersión.....	69
Recambio de la composición de especies.....	69
Biomasa y disponibilidad de combustibles	70
Consideraciones sobre el impacto de los incendios.....	71
5.2.3. Fauna de vertebrados	71
Anfibios	71
Cobertura boscosa	71
<i>Evaluación – época húmeda</i>	71
<i>Monitoreo – época seca</i>	72
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios</i>	72
Cobertura no boscosa	72
<i>Evaluación – época húmeda</i>	72
<i>Monitoreo – época seca</i>	73
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios</i>	73
Reptiles	73
Cobertura boscosa	73
<i>Evaluación – época húmeda</i>	73
<i>Monitoreo – época seca</i>	74
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios</i>	74
Cobertura no boscosa	74
<i>Evaluación – época húmeda</i>	74
<i>Monitoreo – época seca</i>	75
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios</i>	75
Aves	75
Cobertura boscosa	75
<i>Evaluación – época húmeda</i>	75
<i>Monitoreo – época seca</i>	77
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios</i>	79
Cobertura no boscosa	79
<i>Evaluación – época húmeda</i>	79
<i>Monitoreo – época seca</i>	81
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios</i>	82
Mamíferos	83
Cobertura boscosa	83
<i>Evaluación – época húmeda</i>	83
<i>Monitoreo – época seca</i>	84
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios</i>	84
Cobertura no boscosa	85
<i>Evaluación – época húmeda</i>	85
<i>Monitoreo – época seca</i>	86
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios</i>	86
5.2.4. Abejas polinizadoras	86
Cobertura boscosa.....	87
<i>Evaluación – época húmeda</i>	87
<i>Monitoreo – época seca</i>	88
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios</i>	90
Cobertura no boscosa.....	90
<i>Evaluación – época húmeda</i>	90

Monitoreo – época seca.....	92
Consideraciones sobre el impacto de los incendios.....	93
5.2.5. Resumen de los principales hallazgos de la evaluación y monitoreo de las áreas quemadas y no quemadas en el ANMI San Matías	94
5.3. APM/UCPN Tucabaca	96
5.3.1. Áreas quemadas y dinámica de la severidad del incendio	96
5.2.2. Flora y vegetación.....	97
Densidad y mortalidad de árboles	97
<i>Bosque Chiquitano</i>	98
<i>Cerrado (fisionomía sabánica)</i>	100
Síndromes de dispersión.....	102
Recambio de la composición de especies.....	103
Biomasa y disponibilidad de combustibles	103
Consideraciones sobre el impacto de los incendios.....	104
5.3.3. Fauna de vertebrados	104
Anfibios	104
Consideraciones sobre el impacto de los incendios.....	104
Reptiles	104
Cobertura boscosa	104
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios</i>	106
Cobertura no boscosa	107
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios</i>	108
Aves	108
Cobertura boscosa	108
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios</i>	110
Cobertura no boscosa	110
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios</i>	112
Mamíferos	113
Cobertura boscosa	113
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios</i>	114
Cobertura no boscosa	114
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios</i>	115
5.3.4. Abejas polinizadoras	115
Cobertura boscosa.....	115
Consideraciones sobre el impacto de los incendios.....	116
Cobertura no boscosa.....	116
Consideraciones sobre el impacto de los incendios.....	118
5.3.5. Resumen de los principales hallazgos de la evaluación de las áreas quemadas y no quemadas en el APM/UCPN Tucabaca.....	119
5.4. PN y ANMI Otuquis	121
5.4.1. Áreas quemadas y dinámica de la severidad del incendio	121
5.4.2. Flora y vegetación.....	122
Densidad y mortalidad de árboles	122
<i>Bosque Chiquitano Transicional al Chaco</i>	123
<i>Palmares de Carandá (Carandazales)</i>	124
Síndromes de dispersión.....	126
Recambio de la composición de especies.....	127
Biomasa y disponibilidad de combustibles	127
Consideraciones sobre el impacto de los incendios.....	128
5.4.3. Fauna.....	128

Anfibios	129
Cobertura boscosa	129
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios.....</i>	<i>129</i>
Cobertura no boscosa	129
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios.....</i>	<i>130</i>
Reptiles	130
Cobertura boscosa	130
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios.....</i>	<i>130</i>
Cobertura no boscosa	131
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios.....</i>	<i>131</i>
Aves	131
Cobertura boscosa	131
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios.....</i>	<i>133</i>
Cobertura no boscosa	133
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios.....</i>	<i>135</i>
Mamíferos	136
Cobertura boscosa	136
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios.....</i>	<i>137</i>
Cobertura no boscosa	137
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios.....</i>	<i>138</i>
5.4.4. Abejas polinizadoras	138
Cobertura boscosa.....	138
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios.....</i>	<i>140</i>
Cobertura no boscosa.....	140
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios.....</i>	<i>142</i>
5.4.5. Resumen de los principales hallazgos de la evaluación de las áreas quemadas y no quemadas en el PNYANMI Otuquis.....	143
5.5. TCO Monteverde.....	145
5.5.1. Áreas quemadas y dinámica de la severidad del incendio	145
5.5.2. Flora y vegetación.....	147
Densidad y mortalidad de árboles	147
<i>Bosque Chiquitano.....</i>	<i>148</i>
<i>Cerrado.....</i>	<i>150</i>
Síndromes de dispersión.....	151
Recambio de la composición de especies.....	152
Biomasa y disponibilidad de combustibles	152
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios.....</i>	<i>153</i>
5.5.3. Fauna de vertebrados	154
Anfibios	154
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios.....</i>	<i>154</i>
Reptiles	154
Cobertura boscosa	154
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios.....</i>	<i>155</i>
Cobertura no boscosa	156
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios.....</i>	<i>156</i>
Aves	156
Cobertura boscosa	156
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios.....</i>	<i>158</i>
Cobertura no boscosa	159
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios.....</i>	<i>160</i>

Mamíferos	161
Cobertura boscosa	161
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios</i>	161
Cobertura no boscosa	162
<i>Consideraciones sobre el impacto de los incendios</i>	162
5.5.4. Abejas polinizadoras	163
Cobertura boscosa.....	163
Consideraciones sobre el impacto de los incendios.....	164
Cobertura no boscosa.....	165
Consideraciones sobre el impacto de los incendios.....	166
5.5.5. Resumen de los principales hallazgos de la evaluación de las áreas quemadas y no quemadas en la TCO Monteverde	167
6. ANÁLISIS REGIONAL DE LA SEVERIDAD DE QUEMA.....	169
6.1. Proceso metodológico	169
6.1.1. Índices espectrales.....	169
Índice Normalizado de Áreas Quemadas (NBR).....	169
Índice Diferencial de Agua Normalizado (NDWI).....	170
6.1.2. Capacidad de respuesta de los ecosistemas	170
Fauna de vertebrados y abejas polinizadoras	170
Flora y vegetación	170
Categorización de impactos y ponderación ecológica de los parámetros	171
6.2. Resultados	171
6.2.1. Severidad del incendio	171
6.2.2. Humedad del suelo y la vegetación	172
6.2.3. Severidad de quema y coberturas afectadas	173
7. CONCLUSIONES	177
8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	178

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Criterios que los diferentes taxones en estudio deben cumplir para ser incluidos como grupos de estudio en la evaluación del impacto de los incendios sobre los ecosistemas.	10
Tabla 2. Detalle de las estaciones de muestreo (transectos) establecidas por cada tipo de cobertura en las cinco zonas de estudio.....	10
Tabla 3. Esfuerzo de muestreo ejecutado por cada componente biótico durante las etapas de evaluación y monitoreo de las cinco zonas de estudio.....	18
Tabla 4. Similaridad cualitativa (celdas celestes) y cuantitativa (celdas blancas) de la vegetación evaluada en las áreas quemadas y áreas no quemadas del ACeIE Ñembi Guasu.....	28
Tabla 5. Cantidad de biomasa acumulada por tipo de combustibles y tipos de vegetación en las áreas quemadas y áreas no quemadas del ACeIE Ñembi Guasu.	29
Tabla 6. Valores de distancia taxonómica determinados para el ensamblaje de reptiles en áreas de cobertura boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.....	35
Tabla 7. Valores de distancia taxonómica determinados para el ensamblaje de reptiles en áreas de cobertura no boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.....	39
Tabla 8. Valores de distancia taxonómica determinadas para el ensamblaje de aves en áreas de cobertura boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.	43
Tabla 9. Valores de distancia taxonómica determinados para el ensamblaje de aves en áreas de cobertura no boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.....	47
Tabla 10. Riqueza y abundancia de abejas registradas en áreas de cobertura boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.....	53
Tabla 11. Riqueza y abundancia de abejas colectadas durante la etapa de monitoreo en áreas de cobertura boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.....	54
Tabla 12. Riqueza y abundancia de abejas registradas en áreas de cobertura no boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.	56
Tabla 13. Riqueza y abundancia de especies registradas en áreas de cobertura no boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.	57
Tabla 14. Similaridad cualitativa (celdas celestes) y cuantitativa (celdas blancas) de la vegetación evaluada en las áreas quemadas y áreas no quemadas en el ANMI San Matías.....	70
Tabla 15. Cantidad de biomasa acumulada por tipo de combustibles y tipos de vegetación en las áreas quemadas y áreas no quemadas en el ANMI San Matías.....	70
Tabla 16. Valores de distancia taxonómica determinadas para el ensamblaje de aves en áreas de cobertura boscosa del ANMI San Matías.....	79
Tabla 17. Valores de distancia taxonómica determinados para el ensamblaje de aves en áreas de cobertura no boscosa del ANMI San Matías.....	82
Tabla 18. Riqueza y abundancia de abejas inventariada en áreas de cobertura boscosa del ANMI San Matías.....	87
Tabla 19. Riqueza y abundancia de abejas colectadas durante el monitoreo en áreas de cobertura boscosa del ANMI San Matías.....	88
Tabla 20. Riqueza y abundancia de abejas registradas en áreas de cobertura no boscosa del ANMI San Matías.	90
Tabla 21. Similaridad cualitativa (celdas celestes) y cuantitativa (celdas blancas) de la vegetación evaluada en las áreas quemadas y áreas no quemadas del APM/UCPN Tucabaca.	103
Tabla 22. Cantidad de biomasa acumulada por tipo de combustibles y tipos de vegetación en las áreas quemadas y áreas no quemadas en el APM/UCPN Tucabaca.....	103
Tabla 23. Riqueza y abundancia de abejas registradas en áreas de cobertura boscosa del APM/UCPN Tucabaca.....	115

Tabla 24. Riqueza y abundancia de especies registradas en áreas de cobertura no boscosa del APM/UCPN Tucabaca.....	117
Tabla 25. Similaridad cualitativa (celdas celestes) y cuantitativa (celdas blancas) de la vegetación evaluada en las áreas quemadas y áreas no quemadas del PNYANMI Otuquis.....	127
Tabla 26. Cantidad de biomasa acumulada por tipo de combustibles y tipos de vegetación en las áreas quemadas y áreas no quemadas del PNYANMI Otuquis.....	127
Tabla 27. Riqueza y abundancia de abejas registradas en áreas de cobertura boscosa del PNYANMI Otuquis.....	139
Tabla 28. Riqueza y abundancia de abejas registradas en áreas de cobertura no boscosa del PNYANMI Otuquis.....	140
Tabla 29. Similaridad cualitativa (celdas celestes) y cuantitativa (celdas blancas) de la vegetación evaluada en las áreas quemadas y áreas no quemadas en la TCO Monteverde. ...	152
Tabla 30. Cantidad de biomasa acumulada por tipo de combustibles de la vegetación evaluada en zonas quemadas y no quemadas en la TCO Monteverde.	153
Tabla 31. Riqueza y abundancia de abejas inventariada en áreas de cobertura boscosa de la TCO Monteverde.	163
Tabla 32. Riqueza y abundancia de abejas registradas en áreas de cobertura no boscosa de la TCO Monteverde.	165
Tabla 33. Ponderación de los criterios utilizados para la medición de la capacidad de respuesta de la biota en las áreas quemadas durante la gestión 2019 en las tierras bajas del departamento de Santa Cruz.	171

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación geográfica de las cinco zonas seleccionadas para la evaluación de los impactos generados por los incendios de la gestión 2019.....	3
Figura 2. Niveles y variables de estratificación considerados como parte del diseño de muestreo.....	6
Figura 3. Diseño de las parcelas de muestreo y sus respectivas subunidades de muestreo.....	6
Figura 4. Implementación de parcelas de muestreo y medición de parámetros.....	7
Figura 5. Esquema de un transecto y del posicionamiento de las trampas.....	14
Figura 6. Métodos de captura empleados para el muestreo de abejas.	15
Figura 7. Especímenes colectados y tratados en el Museo de Historia Natural Noel Kempff Mercado.	16
Figura 8. Distribución geográfica de los puntos de muestreo implementados para la evaluación y monitoreo de la respuesta de la biocenosis en las cinco zonas de estudio.	18
Figura 9. Superficie quemada y la dinámica espacial y estacional de la severidad de los incendios en el ACeIE Ñembi Guasu.....	20
Figura 10. Dinámica temporal de la severidad de incendios (dNBR) en el ACeIE Ñembi Guasu.	21
Figura 11. Densidad promedio de árboles (≥ 10 cm de diámetro) por hectárea de superficie en los principales tipos de vegetación afectados por los incendios en el ACeIE Ñembi Guasu.....	21
Figura 12. Estructura vertical del Bosque Chiquitano (quemado y no quemado), altura de las cicatrices de quema (color anaranjado) y la reconfiguración estructural como consecuencia de la mortalidad de árboles en el ACeIE Ñembi Guasu.	22
Figura 13. Riqueza de especies (A) y capacidad de regeneración (B) cuantificada en las áreas quemadas y áreas no quemadas del Bosque Chiquitano en el ACeIE Ñembi Guasu.....	22
Figura 14. Estructura vertical del Bosque Chiquitano Transicional al Chaco, altura de las cicatrices de quema (color anaranjado) y la reconfiguración estructural como consecuencia de la mortalidad de árboles en el ACeIE Ñembi Guasu.	23
Figura 15. Sotobosque arbóreo del Bosque Chiquitano Transicional al Chaco no quemado en el ACeIE Ñembi Guasu.	24
Figura 16. Riqueza de especies (A) y capacidad de regeneración (B) cuantificada en las áreas quemadas y áreas no quemadas del Bosque Chiquitano Transicional al Chaco en el ACeIE Ñembi Guasu.....	24
Figura 17. Estructura vertical del Abayoy Denso, altura de las cicatrices de quema (color anaranjado) y la reconfiguración estructural como consecuencia de la mortalidad de árboles en el ACeIE Ñembi Guasu.....	25
Figura 18. Situación de la estructura vertical del Abayoy Denso (marzo del 2020) como producto de la mortalidad de árboles en el ACeIE Ñembi Guasu.	25
Figura 19. Riqueza de especies (A) y capacidad de regeneración (B) cuantificada en las áreas quemadas y áreas no quemadas del Abayoy Denso en el ACeIE Ñembi Guasu.	26
Figura 20. Estructura vertical del Abayoy Ralo, altura de las cicatrices de quema (color anaranjado) y la reconfiguración estructural como consecuencia de la mortalidad de árboles en el ACeIE Ñembi Guasu.....	26
Figura 21. Situación actual de la estructura vertical del Abayoy Ralo como producto de la mortalidad de árboles en el ACeIE Ñembi Guasu.	27
Figura 22. Riqueza de especies (A) y capacidad de regeneración (B) cuantificada en las áreas quemadas y áreas no quemadas del Abayoy Ralo en el ACeIE Ñembi Guasu.....	27
Figura 23. Distribución porcentual de la abundancia de individuos por tipo de síndrome de dispersión según los tipos de vegetación más afectados por los incendios en el ACeIE Ñembi Guasu.....	28

Figura 24. <i>Rhinella Schneideri</i> , especie de anfibio registrada durante el periodo de evaluación y monitoreo en áreas de cobertura boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.	30
Figura 25. Anfibios registrados en áreas de cobertura no boscosa del ACeIE Ñembi Guasu. ...	31
Figura 26. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de anfibios registrados en la cobertura no boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.....	31
Figura 27. Algunas de las especies de reptiles registrados en áreas de cobertura boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.	32
Figura 28. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de reptiles en áreas de cobertura boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.	33
Figura 29. Comparación de abundancias totales y por especies en áreas de cobertura boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.....	33
Figura 30. Curvas de rarefacción/extrapolación de reptiles basadas en la cobertura de la muestra en áreas boscosas del ACeIE Ñembi Guasu.....	34
Figura 31. Diagrama de cajas y violín para el registro de abundancias de reptiles en áreas de cobertura boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.	34
Figura 32. Curvas rango-abundancia de los reptiles registrados en áreas de cobertura boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.....	35
Figura 33. Algunas de las especies de reptiles registrados en áreas de cobertura no boscosa del ACeIE Ñembi Guasu	36
Figura 34. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de reptiles en áreas de cobertura no boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.....	36
Figura 35. Comparación de abundancias totales y por especies en áreas de cobertura no boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.	37
Figura 36. Curvas de rarefacción/extrapolación de reptiles basadas en la cobertura de la muestra en áreas no boscosas del ACeIE Ñembi Guasu.....	37
Figura 37. Diagrama de cajas y violín para el registro de abundancias de reptiles en áreas de cobertura no boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.....	38
Figura 38. Curvas rango-abundancia de los reptiles registrados en áreas de cobertura no boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.	38
Figura 39. Algunas de las especies de aves registradas en áreas de cobertura boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.....	39
Figura 40. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de aves en áreas de cobertura boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.	40
Figura 41. Comparación de abundancias totales y por especies en áreas de cobertura boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.....	40
Figura 42. Curvas rango-abundancia de los gremios tróficos registrados en áreas de cobertura boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.	41
Figura 43. Curvas de rarefacción/extrapolación para aves basadas en la cobertura de la muestra en áreas boscosas del ACeIE Ñembi Guasu.....	41
Figura 44. Diagrama de cajas y violín para el registro de abundancias de Aves en áreas de cobertura boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.	42
Figura 45. Curvas rango-abundancia de las aves registradas en áreas de cobertura boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.	42
Figura 46. Especies de aves registradas en áreas de cobertura no boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.....	43
Figura 47. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de aves en áreas de cobertura no boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.....	44
Figura 48. Comparación de abundancias totales y por especies en áreas de cobertura no boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.	44

Figura 49. Curvas rango-abundancia de los gremios tróficos registrados en áreas de cobertura no boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.....	45
Figura 50. Curvas de rarefacción/extrapolación para aves basadas en la cobertura de la muestra en áreas no boscosas del ACeIE Ñembi Guasu.....	45
Figura 51. Diagrama de cajas y violín para el registro de abundancias de aves en áreas de cobertura no boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.....	46
Figura 52. Curvas rango-abundancia de las aves registradas por hábitat y etapa de trabajo en el ACeIE Ñembi Guasu.....	46
Figura 53. Algunos de los mamíferos registrados en áreas de cobertura boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.....	47
Figura 54. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de mamíferos en áreas de cobertura boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.....	48
Figura 55. Biplot asimétrico de los hábitats evaluados × especies de mamíferos registrados en áreas de cobertura boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.....	49
Figura 56. Biplot asimétrico de los hábitats evaluados × gremios de mamíferos registrados en áreas de cobertura boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.....	49
Figura 57. Especies de mamíferos registrados en áreas de cobertura no boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.....	50
Figura 58. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de mamíferos en áreas de cobertura no boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.....	50
Figura 59. Biplot asimétrico de los hábitats evaluados × especies en áreas de cobertura no boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.....	51
Figura 60. Biplot asimétrico de los hábitats evaluados × gremios tróficos de mamíferos en áreas de cobertura no boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.....	52
Figura 61. Curva de la cobertura de la muestra en áreas boscosas del ACeIE Ñembi Guasu. ..	53
Figura 62. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de de abejas registradas en áreas de cobertura boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.....	53
Figura 63. Curvas de Rango-abundancia de las especies registradas en áreas de cobertura boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.....	54
Figura 64. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de abejas registradas en áreas de cobertura boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.....	54
Figura 65. Curvas de Rango-abundancia de las especies registradas en áreas de cobertura boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.....	55
Figura 66. Análisis de Correspondencia (CA) de las especies registradas en áreas de cobertura boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.....	55
Figura 67. Curva de la cobertura de la muestra en áreas no boscosas en el ACeIE Ñembi Guasu.....	56
Figura 68. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de abejas registradas en áreas de cobertura no boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.....	57
Figura 69. Curvas de Rango-abundancia de las especies registradas en áreas de cobertura no boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.....	57
Figura 70. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de abejas en áreas de cobertura no boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.....	58
Figura 71. Curvas de Rango-abundancia de las especies de abejas registradas en áreas de cobertura no boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.....	58
Figura 72. Análisis de Correspondencia (AC) de las especies registradas en áreas de cobertura no boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.....	59
Figura 73. Superficie quemada y la dinámica espacial y estacional de la severidad de los incendios en el ANMI San Matías.....	62

Figura 74. Dinámica temporal de la severidad de incendios (dnBR) durante la estación húmeda (A) y seca (B) en el ANMI San Matías.	63
Figura 75. Densidad promedio de árboles (≥ 10 cm de diámetro) por hectárea de superficie en los principales tipos de vegetación afectados por los incendios en el ANMI San Matías.....	63
Figura 76. Estructura vertical del Bosque Chiquitano, altura de las cicatrices de quema (color anaranjado) y la reconfiguración estructural como consecuencia de la mortalidad de árboles en el ANMI San Matías.	64
Figura 77. Riqueza de especies (A) y capacidad de regeneración (B) cuantificada en las áreas quemadas y áreas no quemadas del Bosque Chiquitano en el ANMI San Matías.....	65
Figura 78. Estructura vertical de las sabanas del Cerrado, altura de las cicatrices de quema (color anaranjado) y la reconfiguración estructural como consecuencia de la mortalidad de árboles en el ANMI San Matías.....	66
Figura 79. Sabanas del Cerrado quemado y sus características estructurales durante la estación seca (octubre del 2020) en el ANMI San Matías.	66
Figura 80. Riqueza de especies (A) y capacidad de regeneración (B) cuantificada en las áreas quemadas y áreas no quemadas de la vegetación del Cerrado en el ANMI San Matías.....	67
Figura 81. Estructura vertical de los Palmares de Carandá, altura de las cicatrices de quema (color anaranjado) y la reconfiguración estructural como consecuencia de la mortalidad de palmeras en el ANMI San Matías.....	67
Figura 82. Estructura fisionómica de los Palmares de Carandá durante la estación seca (octubre del 2020) en el ANMI San Matías.	68
Figura 83. Distribución porcentual de la regeneración registrada en las áreas quemadas de los Palmares de Carandá en el ANMI San Matías.....	69
Figura 84. Distribución porcentual de la abundancia de individuos por tipo de síndrome de dispersión según los tipos de vegetación más afectados por los incendios en el ANMI San Matías.	69
Figura 85. Situación de los Campos Estacionalmente Inundados durante la estación seca (octubre del 2020) en el ANMI San Matías.	71
Figura 86. Anfibios registrados en áreas de cobertura no boscosa del ANMI San Matías.	72
Figura 87. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de anfibios registrados en la cobertura no boscosa del ANMI San Matías.....	73
Figura 88. Curva rango-abundancia de los anfibios registrados en la cobertura no boscosa del ANMI San Matías.	73
Figura 89. Algunas de las especies de reptiles registradas en áreas de cobertura boscosa y no boscosa del ANMI San Matías.	74
Figura 90. Comparación de abundancias relativas por especies dentro de áreas de cobertura no boscosa del ANMI San Matías.....	75
Figura 91. Algunas de las especies de aves registradas en áreas de cobertura boscosa del ANMI San Matías.....	75
Figura 92. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de aves en áreas de cobertura boscosa del ANMI San Matías.	76
Figura 93. Comparación de abundancias totales y por especies en áreas de cobertura boscosa del ANMI San Matías.....	76
Figura 94. Curvas rango-abundancia de los gremios tróficos registrados en áreas de cobertura boscosa del ANMI San Matías.	77
Figura 95. Curvas de rarefacción/extrapolación para aves basadas en la cobertura de la muestra en áreas de cobertura boscosa del ANMI San Matías.	77
Figura 96. Diagrama de cajas y violín para el registro de abundancias de aves en áreas de cobertura boscosa del ANMI San Matías.....	78

Figura 97. Curvas rango-abundancia de las aves registradas en áreas boscosas del ANMI San Matías.....	78
Figura 98. Especies de aves registradas en áreas de cobertura no boscosa del ANMI San Matías.	79
Figura 99. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de aves en áreas de cobertura no boscosa del ANMI San Matías.....	80
Figura 100. Comparación de abundancias totales y por especies en áreas de cobertura no boscosa del ANMI San Matías.	80
Figura 101. Curvas rango-abundancia de los gremios tróficos registrados en áreas de cobertura no boscosa del ANMI San Matías.....	81
Figura 102. Curvas de rarefacción/extrapolación para aves basadas en la cobertura de la muestra en áreas no boscosas del ANMI San Matías.	81
Figura 103. Diagrama de cajas y violín para el registro de abundancias de aves en áreas de cobertura no boscosa del ANMI San Matías.....	82
Figura 104. Curvas rango-abundancia de las aves registradas en áreas de cobertura no boscosa del ANMI San Matías.....	82
Figura 105. Algunos de los mamíferos registrados en áreas de cobertura boscosa del ANMI San Matías.....	83
Figura 106. Estimación y comparación de la riqueza de mamíferos en áreas de cobertura boscosa del ANMI San Matías.	84
Figura 107. Especies de mamíferos registrados en áreas de cobertura no boscosa del ANMI San Matías.....	85
Figura 108. Estimación y comparación de la riqueza de mamíferos en áreas de cobertura no boscosa del ANMI San Matías.	85
Figura 109. Biplot asimétrico de hábitats evaluados × especies (A) y de hábitats evaluados × gremios tróficos (B) en las áreas de cobertura no boscosa del ANMI San Matías.....	86
Figura 110. Curva de evaluación de la cobertura de la muestra en áreas boscosas del ANMI San Matías.....	87
Figura 111. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de abejas registradas en áreas de cobertura boscosa del ANMI San Matías.....	87
Figura 112. Curvas de Rango-abundancia de las especies de abejas registradas en áreas de cobertura boscosa del ANMI San Matías.....	88
Figura 113. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de abejas registrados en áreas de cobertura boscosa del ANMI San Matías.....	89
Figura 114. Curvas de Rango-abundancia de las especies de abejas registradas en áreas boscosas del ANMI San Matías.	89
Figura 115. Análisis de Correspondencia (CA) de las especies registradas en áreas boscosas del ANMI San Matías.....	90
Figura 116. Curva de la representatividad de la cobertura de la muestra en áreas no boscosas del ANMI San Matías.....	91
Figura 117. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de abejas registradas en áreas de cobertura no boscosa del ANMI San Matías.....	91
Figura 118. Curvas de Rango-abundancia de las especies de abejas registradas en áreas de cobertura no boscosa del ANMI San Matías.....	91
Figura 119. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de abejas en áreas de cobertura no boscosa del ANMI San Matías.....	92
Figura 120. Curvas de Rango-abundancia de las especies de abejas registradas en áreas no boscosas del ANMI San Matías.	92
Figura 121. Superficie quemada y la dinámica espacial y estacional de la severidad de los incendios en el APM/UCPN Tucabaca.....	96

Figura 122. Dinámica temporal de la severidad de incendios (dNBR) en el APM/UCPN Tucabaca.....	97
Figura 123. Densidad promedio de árboles (≥ 10 cm de diámetro) por hectárea de superficie en los principales tipos de vegetación afectados por los incendios en el APM/UCPN Tucabaca.	98
Figura 124. Estructura vertical del Bosque Chiquitano, altura de las cicatrices de quema (color anaranjado) y la reconfiguración estructural arbórea como consecuencia de la mortalidad de árboles en el APM/UCPN Tucabaca.....	98
Figura 125. Estrato inferior del Bosque Chiquitano con alta acumulación de hojarasca después de la ocurrencia de los incendios en la gestión 2019 en el APM/UCPN Tucabaca.	99
Figura 126. Riqueza de especies (A) y capacidad de regeneración (B) cuantificada en las áreas quemadas y áreas no quemadas del Bosque Chiquitano en el APM/UCPN Tucabaca.....	99
Figura 127. Estrato inferior del Bosque Chiquitano en áreas no quemadas durante la gestión 2019 en el APM/UCPN Tucabaca.....	100
Figura 128. Estructura vertical de las sabanas del Cerrado, altura de las cicatrices de quema (color anaranjado) y la reconfiguración estructural como consecuencia de la mortalidad de árboles el APM/UCPN Tucabaca.....	100
Figura 129. Características de la estructura fisionómica de las sabanas del Cerrado quemadas por los incendios del 2019 en el APM/UCPN Tucabaca.....	101
Figura 130. Características de la estructura fisionómica de las sabanas del Cerrado no quemadas por los incendios del 2019 en el APM/UCPN Tucabaca.	101
Figura 131. Riqueza de especies (A) y capacidad de regeneración (B) cuantificada en las áreas quemadas y áreas no quemadas de las sabanas del Cerrado en el APM/UCPN Tucabaca.....	102
Figura 132. Distribución porcentual de la abundancia de individuos por tipo de síndrome de dispersión según los tipos de vegetación más afectados por los incendios en el APM/UCPN Tucabaca.....	102
Figura 133. Situación de las fisionomías campestres del Cerrado en el APM/UCPN Tucabaca (octubre del 2020).	103
Figura 134. Algunas de las especies de reptiles registradas en áreas de cobertura boscosa del APM/UCPN Tucabaca.....	105
Figura 135. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de reptiles en áreas de cobertura boscosa del APM/UCPN Tucabaca.....	105
Figura 136. Comparación de abundancias totales y por especies en áreas de cobertura boscosa del APM/UCPN Tucabaca.	106
Figura 137. Biplot asimétrico de los hábitats evaluados \times especies de reptiles en áreas de cobertura boscosa quemada (BQ) y no quemada (BT) en el APM/UCPN Tucabaca.....	106
Figura 138. Algunas de las especies de reptiles registrados en áreas de cobertura no boscosa del APM/UCPN Tucabaca.....	107
Figura 139. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de reptiles en áreas de cobertura no boscosa del APM/UCPN Tucabaca.....	107
Figura 140. Comparación de abundancias totales y por especies en áreas de cobertura no boscosa del APM/UCPN Tucabaca.....	108
Figura 141. Algunas de las especies de aves registradas en áreas de cobertura boscosa del APM/UCPN Tucabaca.....	108
Figura 142. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de aves en áreas de cobertura boscosa del APM/UCPN Tucabaca.....	109
Figura 143. Comparación de abundancias totales y por especies en áreas de cobertura boscosa del APM/UCPN Tucabaca.	109
Figura 144. Curvas rango-abundancia de los gremios tróficos registrados en áreas de cobertura boscosa del APM/UCPN Tucabaca.....	110

Figura 145. Especies de aves registradas en áreas de cobertura no boscosa del APM/UCPN Tucabaca.....	111
Figura 146. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de aves en áreas de cobertura no boscosa del APM/UCPN Tucabaca.	111
Figura 147. Comparación de abundancias totales y por especies en áreas de cobertura no boscosa del APM/UCPN Tucabaca.....	112
Figura 148. Curvas rango-abundancia de los gremios tróficos registrados en áreas de cobertura no boscosa del APM/UCPN Tucabaca.....	112
Figura 149. Algunos de los mamíferos registrados en áreas de cobertura boscosa del APM/UCPN Tucabaca.....	113
Figura 150. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de especies en áreas de cobertura boscosa del APM/UCPN Tucabaca.....	113
Figura 151. Especies de mamíferos registradas en áreas de cobertura no boscosa del APM/UCPN Tucabaca.....	114
Figura 152. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de especies en áreas de cobertura no boscosa del APM/UCPN Tucabaca.	114
Figura 153. Curva de la cobertura de la muestra en áreas boscosas del APM/UCPN Tucabaca.	115
Figura 154. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de abejas registradas en áreas de cobertura boscosa del APM/UCPN Tucabaca.	116
Figura 155. Curvas de Rango-abundancia de las especies de abejas registradas en áreas de cobertura boscosa del APM/UCPN Tucabaca.....	116
Figura 156. Curva de la cobertura de la muestra en áreas no boscosas del APM/UCPN Tucabaca.	117
Figura 157. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de abejas registradas en áreas de cobertura no boscosa del APM/UCPN Tucabaca.....	117
Figura 158. Curvas de Rango-abundancia de las especies registradas en áreas de cobertura no boscosa del APM/UCPN Tucabaca.....	118
Figura 159. Superficie quemada y la dinámica espacial y estacional de la severidad de los incendios en el PNYANMI Otuquis.....	121
Figura 160. Dinámica temporal de la severidad de incendios (dNBR) en el PNYANMI Otuquis.	122
Figura 161. Densidad promedio de árboles (≥ 10 cm de diámetro) por hectárea de superficie en los principales tipos de vegetación afectados por los incendios en el PNYANMI Otuquis.	123
Figura 162. Estructura vertical del Bosque Chiquitano Transicional al Chaco, altura de las cicatrices de quema (color anaranjado) y la reconfiguración estructural arbórea como consecuencia de la mortalidad de árboles en el PNYANMI Otuquis.	123
Figura 163. Estratos inferiores del Bosque Chiquitano Transicional al Chaco quemados durante la gestión 2019 en el PNYANMI Otuquis.	124
Figura 164. Riqueza de especies (A) y capacidad de regeneración (B) cuantificada en las áreas quemadas y áreas no quemadas del Bosque Chiquitano Transicional al Chaco en el PNYANMI Otuquis.....	124
Figura 165. Estructura vertical de los Palmares de Carandá, altura de las cicatrices de quema (color anaranjado) y la reconfiguración estructural como consecuencia de la mortalidad de palmeras en el PNYANMI Otuquis.....	125
Figura 166. Comparación de áreas quemadas (columna derecha) y no quemadas (columna izquierda; áreas no quemadas durante la gestión 2019) de los Palmares de Carandá en el PNYANMI Otuquis.....	125
Figura 167. Riqueza de especies (A) y capacidad de regeneración (B) cuantificada en las áreas quemadas y áreas no quemadas de los Palmares de Carandá en el PNYANMI Otuquis.....	126

Figura 168. Distribución porcentual de la abundancia de individuos por tipo de síndrome de dispersión según los tipos de vegetación más afectados por los incendios en el PNYANMI Otuquis.....	126
Figura 169. Estratos inferiores del Bosque Chiquitano Transicional al Chaco en las áreas no quemadas durante la gestión 2019 en el PNYANMI Otuquis.....	128
Figura 170. Anfibios registrados en la cobertura no boscosas del PNYANMI Otuquis.	129
Figura 171. Estimación de la riqueza y diversidad de anfibios registrados en la cobertura no boscosa del PNYANMI Otuquis.....	130
Figura 172. Curva rango-abundancia de los anfibios registrados en la cobertura no boscosa del PNYANMI Otuquis.....	130
Figura 173. Especies de reptiles registrados en las áreas de cobertura boscosa y cobertura no boscosa del PNYANMI Otuquis.....	131
Figura 174. Algunas de las especies de aves registradas en áreas de cobertura boscosa del PNYANMI Otuquis.....	131
Figura 175. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de aves en áreas de cobertura boscosa del PNYANMI Otuquis.....	132
Figura 176. Comparación de abundancias totales y por especies en áreas de cobertura boscosa del PNYANMI Otuquis.	132
Figura 177. Curvas rango-abundancia de los gremios tróficos registrados en áreas de cobertura boscosa del PNYANMI Otuquis.....	133
Figura 178. Especies de aves registradas en áreas de cobertura no boscosa del PNYANMI Otuquis.....	134
Figura 179. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de aves en áreas de cobertura no boscosa del PNYANMI Otuquis.	134
Figura 180. Curvas rango-abundancia de las especies registradas en áreas de cobertura no boscosa del PNYANMI Otuquis.....	135
Figura 181. Curvas rango-abundancia de los gremios tróficos registrados en áreas de cobertura no boscosa del PNYANMI Otuquis.....	135
Figura 182. Algunos de los mamíferos registrados en áreas de cobertura boscosa del PNYANMI Otuquis.....	136
Figura 183. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de mamíferos en áreas de cobertura boscosa del PNYANMI Otuquis.....	136
Figura 184. Especies de mamíferos registradas en áreas de cobertura no boscosa del PNYANMI Otuquis.....	137
Figura 185. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de mamíferos en áreas de cobertura no boscosa del PNYANMI Otuquis.	138
Figura 186. Curva de evaluación de la cobertura de la muestra en áreas boscosas del PNYANMI Otuquis.....	139
Figura 187. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de abejas registradas en áreas de cobertura boscosa del PNYANMI Otuquis.	139
Figura 188. Curvas de Rango-abundancia de las especies de abejas registradas en áreas de cobertura boscosa del PNYANMI Otuquis.....	140
Figura 189. Curva de la representatividad de la cobertura de la muestra en áreas no boscosas del PNYANMI Otuquis.	141
Figura 190. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de abejas registradas en áreas de cobertura no boscosa del PNYANMI Otuquis.....	141
Figura 191. Curvas de Rango-abundancia de las especies de abejas registradas en áreas de cobertura no boscosa del PNYANMI Otuquis.....	142
Figura 192. Superficie quemada y la dinámica espacial y estacional de la severidad de los incendios en la TCO Monteverde.....	145

Figura 193. Dinámica temporal de la severidad de incendios (dNBR) en la TCO Monteverde.	146
Figura 194. Campos y sabanas del Cerrado con su estrato gramíneo-herbáceo completamente recuperado (octubre de 2020) después de los incendios ocurridos durante la gestión 2019 en la TCO Monteverde.....	146
Figura 195. Bosque Chiquitano y campos y sabanas del Cerrado durante el mes octubre del 2020 en la TCO Monteverde.....	147
Figura 196. Densidad promedio de árboles (≥ 10 cm de diámetro) por hectárea de superficie en los principales tipos de vegetación afectados por los incendios en la TCO Monteverde...	148
Figura 197. Estructura vertical del Bosque Chiquitano, altura de las cicatrices de quema (color anaranjado) y la reconfiguración estructural como consecuencia de la mortalidad de árboles en la TCO Monteverde.....	148
Figura 198. Características del Bosque Chiquitano quemado y no quemado en la TCO Monteverde.....	149
Figura 199. Comparación de la riqueza de especies (A) y regeneración (B) entre áreas quemadas y no quemadas del Bosque Chiquitano en la TCO Monteverde.....	149
Figura 200. Estructura vertical de las sabanas del Cerrado, altura de las cicatrices de quema (color anaranjado) y la reconfiguración estructural como consecuencia de la mortalidad de árboles en la TCO Monteverde.....	150
Figura 201. Aspecto fisionómico de la estructura de las sabanas del Cerrado (octubre del 2020) que fueron quemadas durante la gestión 2019 en la TCO Monteverde.....	151
Figura 202. Riqueza de especies (A) y capacidad de regeneración (B) cuantificada en las áreas quemadas y áreas no quemadas de la vegetación del Cerrado en la TCO Monteverde.....	151
Figura 203. Distribución porcentual de la abundancia de individuos por tipo de síndrome de dispersión según los tipos de vegetación más afectados por los incendios TCO Monteverde.	152
Figura 204. Fisionomías campestres con alta acumulación de biomasa fina y rodeada de la fisionomía sabánica del Cerrado en la TCO Monteverde.....	153
Figura 205. <i>Ameiva ameiva</i> , especie registrada en áreas de cobertura boscosa en la TCO Monteverde.....	154
Figura 206. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de reptiles en áreas de cobertura boscosa de la TCO Monteverde.....	155
Figura 207. Comparación de abundancias totales y por especies en áreas de cobertura boscosa de la TCO Monteverde.....	155
Figura 208. Algunas de las especies de reptiles registrados en áreas de cobertura no boscosa de la TCO Monteverde.....	156
Figura 209. Algunas de las especies de aves registradas en áreas de cobertura boscosa de la TCO Monteverde.....	157
Figura 210. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de aves en áreas de cobertura boscosa de la TCO Monteverde.....	157
Figura 211. Comparación de abundancias totales y por especies en áreas de cobertura boscosa de la TCO Monteverde.....	158
Figura 212. Curvas rango-abundancia de los gremios tróficos registrados en áreas de cobertura boscosa de la TCO Monteverde.....	158
Figura 213. Especies de aves registradas en áreas de cobertura no boscosa de la TCO Monteverde.....	159
Figura 214. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de aves en áreas de cobertura no boscosa de la TCO Monteverde.....	159
Figura 215. Comparación de abundancias totales y por especies en áreas de cobertura no boscosa de la TCO Monteverde.....	160

Figura 216. Curvas rango-abundancia de los gremios tróficos registrados en áreas de cobertura no boscosa de la TCO Monteverde.....	160
Figura 217. Algunos de los mamíferos registrados en áreas de cobertura boscosa de la TCO Monteverde.	161
Figura 218. Especies de mamíferos registrados en áreas de cobertura no boscosa de la TCO Monteverde.....	162
Figura 219. Estimaciones matemáticas de la riqueza y diversidad de mamíferos en áreas de cobertura no boscosa de la TCO Monteverde.	162
Figura 220. Curva de la cobertura de la muestra en áreas boscosas de la TCO Monteverde.	163
Figura 221. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de abejas registradas en áreas de cobertura boscosa de la TCO Monteverde.....	164
Figura 222. Curvas de Rango-abundancia de las especies registradas en áreas de cobertura boscosa de la TCO Monteverde.....	164
Figura 223. Curva de la representatividad de la cobertura de la muestra en áreas no boscosas de la TCO Monteverde.....	165
Figura 224. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de abejas registradas en áreas de cobertura no boscosa de la TCO Monteverde.	166
Figura 225. Curvas de Rango-abundancia de las especies registradas en áreas de cobertura no boscosa de la TCO Monteverde.....	166
Figura 226. Esquema metodológico utilizado para la evaluación de la severidad de quemas y la toma de decisiones referente a la restauración de las zonas afectadas por los incendios en la gestión 2019.	169
Figura 227. Niveles de severidad de los incendios detectadas mediante el índice dNBR durante noviembre del 2020 en las tierras bajas del departamento de Santa Cruz.	172
Figura 228. Niveles de humedad contenido en el suelo y la vegetación (noviembre del 2020) en las áreas afectadas por los incendios durante la gestión 2019 en las tierras bajas del departamento de Santa Cruz.....	173
Figura 229. Espacialización de los niveles de severidad de quema provocada por los incendios durante la gestión 2019 en las tierras bajas del departamento de Santa Cruz.....	174
Figura 230. Espacialización de los niveles de severidad de sobre la cobertura vegetal en las tierras bajas del departamento de Santa Cruz.....	175

RESUMEN

Durante la gestión 2019 las áreas quemadas en la región de las tierras bajas del departamento de Santa Cruz (Amazonía, Chiquitania, Pantanal y Chaco) se extendieron sobre aproximadamente 4.1 millones de ha de superficie, afectando a 13 tipos de vegetación.

Según el índice dNBR hasta noviembre del 2019 las áreas quemadas habrían sufrido una severidad de impacto predominantemente alta (25.7%) y moderada (68.8%), dando a entender que, con relación a las condiciones previamente existentes, los incendios redujeron significativamente la cobertura y biomasa de la vegetación. Un año después de la ocurrencia de los incendios (noviembre del 2020) espectralmente las superficies quemadas se clasificaron como áreas con baja (24.9%) y moderada (58.9%) severidad de impacto, indicando que dichas áreas aún no habrían conseguido recuperar completamente la cobertura y biomasa vegetal consumida por los incendios.

Sin embargo, de acuerdo con la evaluación y monitoreo de la biodiversidad *in situ* que se realizó en cinco zonas de la región de estudio (Tierra Comunitaria de Origen Monteverde, Área Natural de Manejo Integrado San Matías, Área Protegida Municipal/Unidad de Conservación de Patrimonio Natural Tucabaca, Área de Conservación e Importancia Ecológica Ñembi Guasu y Parque Nacional y Área Natural de Manejo Integrado Otuquis), el impacto de los incendios sobre la biocenosis no coincidió totalmente con la severidad determinada mediante el índice dNBR; pues, en ciertas áreas la biocenosis (fauna de vertebrados, abejas polinizadoras y la flora y vegetación) demostró una alta capacidad de respuesta y recuperación post-incendios, aspectos que no fueron detectados espectralmente.

Los tipos de vegetación que hasta octubre del 2020 demostraron una alta capacidad de resistencia y rápida velocidad de recuperación post-incendios son, los campos y sabanas del Cerrado, las Formaciones Campestres, y los Complejos de Palmares de Carandá, Campos Estacionalmente Inundados y Paratodales. Así también, en estos tipos de vegetación el impacto de los incendios aparentemente favoreció a la diversificación de los ensamblajes de aves, mamíferos y abejas polinizadoras, siendo esto, probablemente el resultado del surgimiento de una elevada disponibilidad y diversidad de hábitats y recursos alimenticios, los cuales se incrementaron y/o modificando en función la estacionalidad climática.

Por otro lado, si bien el Bosque Chiquitano fue el tipo de vegetación más afectado en extensión territorial, el impacto de los incendios no provocó una significativa modificación de su estructura fisionómica y composición taxonómica (la cantidad árboles muertos fue similar al registrado en áreas no quemadas), aunque si experimentó una disminución de la riqueza y diversidad de la fauna de vertebrados y las abejas polinizadoras.

Los tipos de vegetación que resultaron severamente impactados por los incendios fueron el Abayoy y el Bosque Chiquitano de Transición al Chaco, donde la mortalidad arbórea fue superior al 70%, y donde aparentemente la vegetación remanente está atravesando por un proceso gradual de reducción y modificación de su estructura fisionómica (sucesión regresiva), llegando a contrastar notoriamente en el paisaje. Por otro lado, si bien la flora y vegetación resultó drásticamente afectada por los incendios, en estas zonas la riqueza de aves y mamíferos se incrementó significativamente con relación a las áreas no quemadas.

De acuerdo con el análisis multicriterio (basado en los índices espectrales y la respuesta de la biocenosis – evaluación y monitoreo de la biodiversidad) aplicado con el fin de determinar la severidad de los impactos desde la perspectiva del concepto de “*severidad de quema*”, solo el 15.2% de la superficie de la región de estudio corresponde a áreas que sufrieron una Alta Severidad de Quema (608958 mil ha), extensión territorial donde el fuego modificó y deterioró

la biocenosis, y por ende la generación y sostenibilidad de las funciones ambientales en dicho territorio. Así también, según el análisis de los atributos de la flora y vegetación, el 20.4% del total de la superficie quemada posee una cobertura vegetal significativamente modificada y/o degradada (817898 ha) como consecuencia de la elevada mortalidad arbórea.

Las áreas identificadas con Alta Severidad de Quema, así como la cobertura vegetal significativamente modificada y/o degradada corresponden a la vegetación del Abayoy y del Bosque Chiquitano Transicional al Chaco, ambas localizadas principalmente en el ACeIE Ñembi Guasu y el PN y ANMI Otuquis, y en menor proporción en el APM/UCPN Tucabaca.

Por tanto, de los 4.1 millones de ha quemadas en las tierras bajas del departamento de Santa Cruz, aproximadamente 608958 mil ha necesitarían de la implementación de un plan de restauración asistida, ya que dichas áreas perdieron su capacidad natural de regeneración.

1. INTRODUCCIÓN

Actualmente los incendios son considerados como una de las principales presiones y amenazas para la conservación de la naturaleza (Gonzales *et al.* 2005). Desde una perspectiva antrópica y ecosistémica el fuego es categorizado como un elemento de disturbio o perturbación, cuyos efectos sobre la naturaleza pueden resultar negativos (severos y destructivos), neutros (discretos o difusos) y/o positivos, dependiendo del ecosistema donde ocurra (The Nature Conservancy 2004, Gonzales *et al.* 2005, Myers 2006, Quiroga 2015).

De acuerdo con The Nature Conservancy (2004), *“Los incendios son tan antiguos como la Tierra misma. Durante millones de años, el fuego ha sido, y continúa siendo, una fuerza evolutiva mayor que define el tipo de vida en la Tierra”*. Bajo este principio, históricamente el fuego es un fenómeno de perturbación que viene ejerciendo sus efectos sobre los ecosistemas terrestres (Myers 2006, Bowman *et al.* 2009), moldeando de forma gradual o abrupta los atributos del paisaje, los ecosistemas y su respectiva biodiversidad (The Nature Conservancy 2004, Myers 2006, Lehmann *et al.* 2014). En ciertas regiones estos atributos han evolucionado, desarrollando una relación de interdependencia positiva ante los incendios, consiguiendo soportar y aprovechar sus efectos como parte de su ecología (ecosistemas dependientes del fuego); pero en otras regiones (ecosistemas sensibles al fuego), el efecto de los incendios es completamente negativo, representando un evento de perturbación catastrófico (Swan *et al.* 2015, Ferreira *et al.* 2019).

Con la utilización del fuego como una herramienta para el desarrollo de la humanidad, la ocurrencia de incendios se incrementó espacial y temporalmente en todo el mundo, alterando los regímenes naturales del fuego. Como consecuencia, en ciertas regiones el efecto de los incendios ha superado la capacidad de resistencia de los ecosistemas y su biodiversidad; modificando de manera irreversible los procesos ecológicos responsables por la generación de los servicios ambientales y alterando la estructura del paisaje (Montes & Sala 2007, Parra-Lara & Bernal-Toro 2010, Munguia-Vega *et al.* 2013, Simms *et al.* 2019). Así también, como consecuencia de los daños ambientales, los incendios han llegado a ocasionar grandes pérdidas económicas e impactar negativamente sobre la salud humana (FAN 2014).

En el ámbito de la producción agropecuaria, el fuego se constituye en una de sus principales herramientas de trabajo, tanto para la habilitación de los suelos, como para su posterior mantenimiento (Simula 2009, FAN 2014). Con la constante colonización de áreas destinadas para la producción agropecuaria, el número de incendios forestales se ha incrementado, pues, según Simula (2009) este fenómeno se origina principalmente dentro y en cercanías de áreas antrópicas. Por tanto, podemos asumir que los cambios e incremento de la ocurrencia espacial y temporal de los incendios está estrechamente relacionado con las actividades humanas y al uso inadecuado del fuego en las prácticas agropecuarias (FAN 2014).

Si bien en la actualidad existe un amplio conocimiento respecto al efecto del fuego sobre los ecosistemas y su biodiversidad, éste está basado principalmente en estudios realizados en regiones templadas, subtropicales y del continente africano; por lo que la comprensión de la respuesta de los ecosistemas y su biocenosis ante este factor de perturbación aún es deficiente en el neotrópico (Parra-Lara & Bernal-Toro 2010, Pausas & Parr 2018).

Estudios referentes a la evaluación del efecto del fuego sobre el paisaje, los ecosistemas y su biodiversidad son considerados claves y relevantes para determinar su capacidad de respuesta y/o grado de dependencia o sensibilidad, pues, ecosistemas resistentes y/o adaptados al fuego (ecosistemas dependientes del fuego) mantendrán una relativa estabilidad de sus atributos después de la ocurrencia del disturbio, conservando eficientemente su biodiversidad y funciones ambientales (The Nature Conservancy 2004, Myers 2006, Santos & Cheylan 2013). Por el contrario, en aquellos ecosistemas que no están adaptados para resistir el efecto de los incendios (capacidad de respuesta

baja, ecosistemas sensibles al fuego), es muy probable que su estructura y composición de especies, así como sus características y funciones ambientales cambien contrastantemente con relación a las previamente existentes antes de la ocurrencia del incendio (The Nature Conservancy 2004, Myers 2006, Chergui *et al.* 2018, Pausas & Parr 2018, Simms *et al.* 2019).

Por tanto, la evaluación de la magnitud de los daños provocados por los incendios es una necesidad imperante para determinar el tipo o nivel de impacto ecológico sobre los ecosistemas, su biodiversidad y las funciones ambientales (Navarro *et al.* 2014, Gómez-Sánchez *et al.* 2017), pues la generación de este conocimiento permitirá establecer y planificar una serie de medidas apropiadas para prevenir, mitigar y minimizar los efectos adversos de los incendios, así como también, identificar zonas prioritarias para la inversión de recursos y esfuerzos de restauración de los ecosistemas afectados (Keeley 2009, Gómez-Sánchez *et al.* 2017).

2. ANTECEDENTES Y OBJETIVO DEL ESTUDIO

Desde el año 2000 en Bolivia el promedio de las superficies quemadas anualmente es de aproximadamente 3.5 millones de hectáreas, habiéndose registrado superficies máximas de hasta 10 millones de hectáreas (año 2010) y superficies mínimas de poco más de 350 mil hectáreas (año 2017).

Durante la gestión 2019 los incendios en Bolivia se extendieron aproximadamente sobre 6.4 millones de hectáreas (FAN 2019), siendo este el segundo evento de quema más alarmante de los últimos 20 años. De las 6.4 millones de hectáreas quemadas, el 65% ocurrió en el departamento de Santa Cruz, llegando a afectar severamente unidades de conservación nacionales y subnacionales, entre las que se destacan el Área Natural de Manejo Integrado (ANMI) San Matías (con 798521 ha quemadas), el Área de Conservación e Importancia Ecológica (ACeIE) Ñembi Guasu (con 442186 ha quemadas) y el Parque Nacional y ANMI (PN y ANMI) Otuquis (con 390314 ha quemadas); así también, territorios indígenas, tales como Monteverde (con 258121 ha quemadas) y Lomerío (con 143052 ha quemadas).

Ante esta situación, la Fundación Amigos de la Naturaleza (FAN) y el Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF-Bolivia), aunaron esfuerzos para desarrollar el proyecto denominado “*Evaluación de los impactos ecológicos de las áreas afectadas por quemas e incendios en la Amazonía, el Bosque Seco Chiquitano y el Pantanal boliviano*”, cuyo objetivo fue el “desarrollar sustentos técnicos y científicos sobre el comportamiento y/o afectación post-incendio de las funciones ambientales en ecosistemas claves generadores de servicios ecosistémicos, con la finalidad de orientar y diseñar medidas adecuadas en el proceso de restauración de los ecosistemas severamente afectados por el fuego”. Para este fin, este estudio realizó evaluaciones de campo en cinco zonas de las tierras bajas del departamento de Santa Cruz (Figura 1; TCO Monteverde, ACeIE Ñembi Guasu, Área Protegida Municipal/Unidad de Conservación de Patrimonio Natural (APM/UCPN) Tucabaca, ANMI San Matías y el PNYANMI Otuquis.

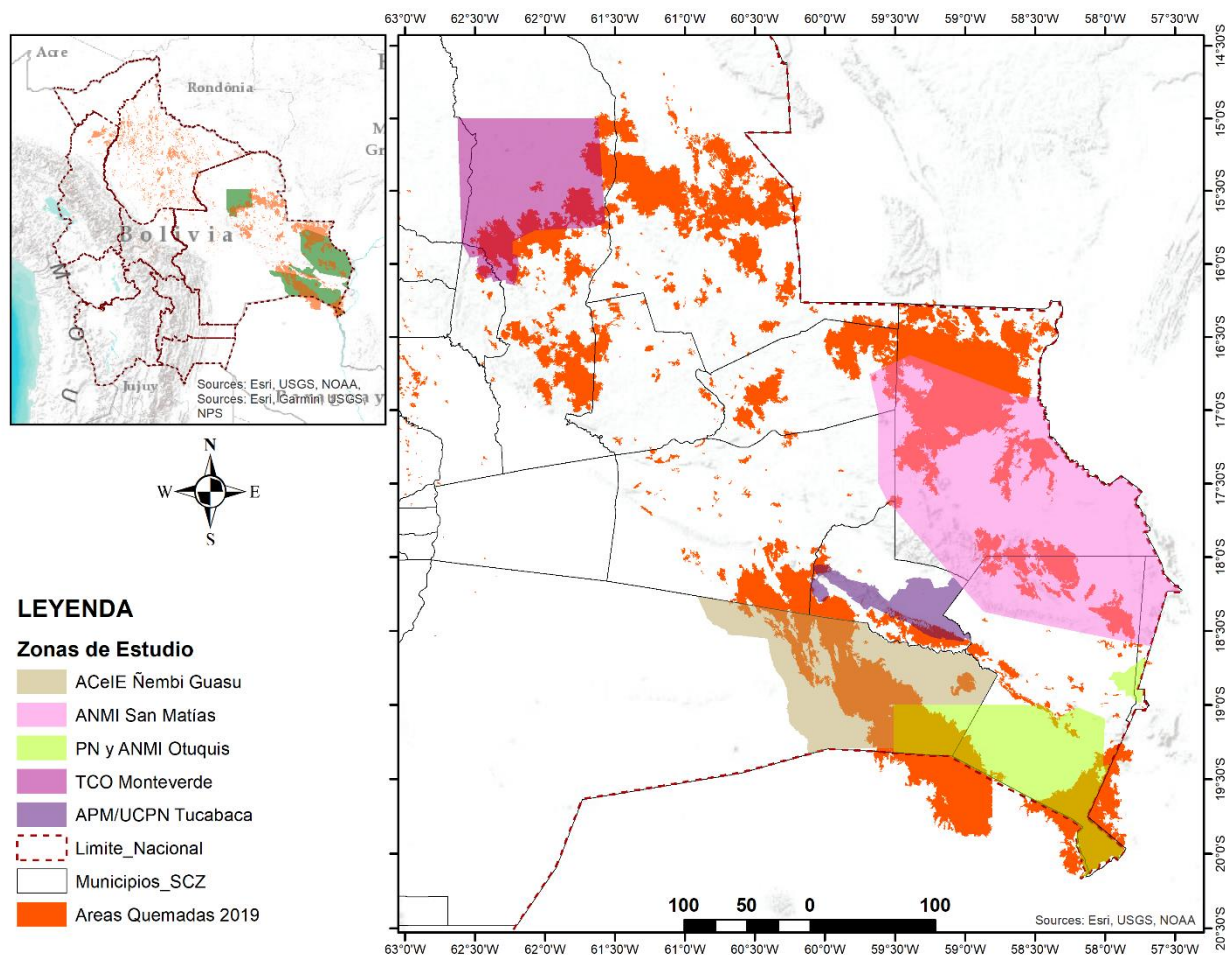


Figura 1. Ubicación geográfica de las cinco zonas seleccionadas para la evaluación de los impactos generados por los incendios de la gestión 2019.

3. EVALUACIÓN DE DAÑOS E IMPACTOS

Si bien existen diferentes métodos que tienen como finalidad la medición de los daños e impactos ocasionados por el fuego sobre el paisaje, los ecosistemas y su biodiversidad; en este estudio se adoptó el enfoque de la evaluación de “*severidad de quema*”, el cual combina los atributos de la “*severidad de incendio*” (eliminación o degradación por la combustión de la materia orgánica vegetal) y la “*respuesta del ecosistema*” ante los efectos del fuego (Chuvienco *et al.* 2006, Keeley 2009, Llovería *et al.* 2014, González de Vega *et al.* 2015, Gómez-Sánchez *et al.* 2017).

Por tanto, la “*severidad de quema*” es una medida de evaluación que combina la teledetección y la evaluación de la biocenosis en campo, considerando las condiciones ambientales existentes antes y después de la ocurrencia de los incendios, y la respuesta del ecosistema en función de parámetros como: la regeneración vegetal, los cambios en la estructura y composición de las comunidades, los cambios en la biodiversidad, la mortalidad de árboles, los cambios de las características física y química de los suelos, la dinámica de las poblaciones y comunidades de la fauna de vertebrados e invertebrados (Jain 2004, Key 2006, Keeley 2009).



DISEÑO METODOLÓGICO

4. METODOLOGÍA

El área de estudio (áreas quemadas y no quemadas) fue definida en función de la cartografía publicada en el reporte “Incendios Forestales en Bolivia 2019” generada por la Fundación Amigos de la Naturaleza (FAN 2019); información que se constituyó en la base para la selección y ejecución de los muestreos de campo y los análisis espectrales.

4.1. Análisis de la severidad de los incendios

La severidad espacial de los incendios fue evaluada mediante el índice NBR [*Normalized Burn Ratio Index*; López & Caselles (1991); Key & Benson (2006)] y el índice dNBR [*differenced Normalized Burn Ratio Index*; Key & Benson (2006)].

El índice NBR es una métrica espectral que detecta y mide las alteraciones en la estructura de la vegetación (Banda NIR), así como la pérdida de humedad del suelo y la vegetación (Banda SWIR). El índice NBR fue calculado utilizando imágenes satelitales Sentinel-2 mediante la siguiente fórmula:

$$NBR = \frac{BNIR - BSWIR}{BNIR + BSWIR}$$

Los periodos evaluados mediante el índice NBR fueron:

- NBRpre-incendio, utilizando las imágenes de mayo del 2019;
- NBRpost-incendio 1, utilizando las imágenes de noviembre del 2019;
- NBRpost-incendio 2, utilizando las imágenes de mayo del 2020;
- NBRpost-incendio 3, utilizando las imágenes de noviembre del 2020.

Por otro lado, el índice dNBR corresponde a una métrica espectral que mide la severidad de los incendios comparando los valores de reflectancia del índice NBR obtenidos de las zonas quemadas en dos o más momentos de tiempo (NBRpre-incendio vs. NBRpost-incendio). Los valores obtenidos como resultado del procesamiento de este índice oscilaron entre -1 y +1, los mismos que posteriormente fueron agrupados en cinco categorías de severidad y/o estado de la cobertura vegetal (Key & Benson 2006, Keeley 2009), siendo estos:

- zonas con recrecimiento: < -0.1
- zonas estables (totalmente recuperadas): -0.1 a 0.1
- zonas con severidad baja: > 0.1 a 0.27
- zonas con severidad moderada: > 0.27 a 0.66
- zonas con severidad alta: > 0.66

4.2. Diseño de muestreo

La toma de datos de campo fue desarrollada mediante la aplicación de un diseño y protocolos metodológicos centrados en el componente flora y vegetación, fauna de vertebrados (mamíferos, aves, reptiles y anfibios) y abejas polinizadoras; los cuales fueron muestreados en dos periodos de tiempo [i. etapa de evaluación, realizada en marzo del 2020 (época húmeda); y ii. etapa de monitoreo, realizada entre septiembre y octubre del 2020 (época seca)].

El diseño de muestreo empleado en la planificación y ejecución del trabajo de campo fue de tipo estratificado (Feinsinger 2004, Feinsinger & Ventosa 2014; Figura 2). El primer nivel de estratificación consistió en separar la región de estudio en dos grandes grupos, siendo éstas: i. áreas quemadas durante la gestión 2019, las cuales según el índice dNBR habrían sufrido una severidad de impacto alto y/o moderado; y ii. áreas no quemadas, las cuales no habrían sido afectadas por quemas e incendios al menos durante los últimos cinco años (áreas testigos o de control). El segundo nivel de estratificación consistió en delimitar la cobertura vegetal en: i. cobertura boscosa, la cual incluyó las

fisionomías arbóreas deciduas, semideciduas y siempre verdes; y ii. cobertura no boscosa, la cual incluyó las fisionomías campestres y sabánicas.

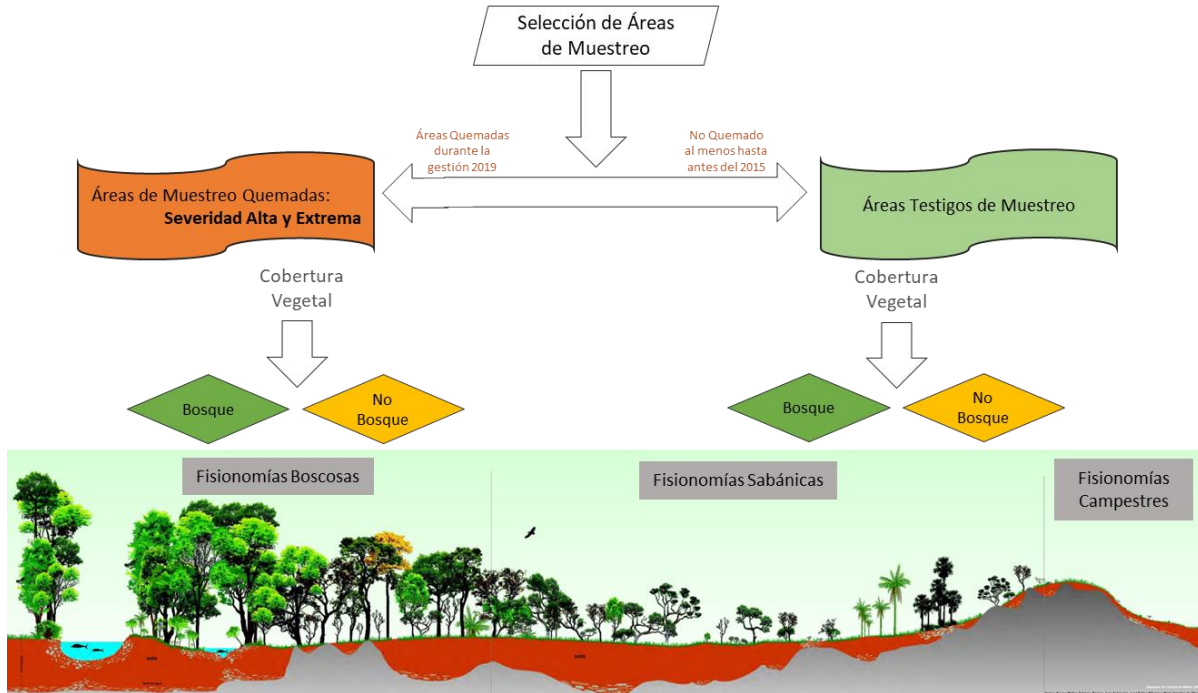


Figura 2. Niveles y variables de estratificación considerados como parte del diseño de muestreo. Perfil fitofisionómico extraído de Ribeiro & Walter (2008).

4.3. Flora y Vegetación - Protocolo metodológico

4.3.1. Toma de datos

Los daños e impactos generados por los incendios sobre la flora y vegetación fueron evaluados y monitoreados de forma cualitativa y cuantitativa. Para este fin se instaló una serie de parcelas de muestreo, en áreas quemadas y áreas no quemadas. Todas las parcelas de muestreo tuvieron una superficie de 0.1 ha, cuyas dimensiones fueron de 50 x 20 m. Cada parcela estuvo subdividida en 10 subunidades de 10 x 10 m. Así también, dentro de cada parcela se instalaron dos cuadrantes de 2 x 2 m (4 m², ubicado en dos de los vértices extremos de la parcela) y cuatro cuadrantes de 1 x 1 m (1 m², localizado en los cuatro vértices de la parcela; Figura 3).

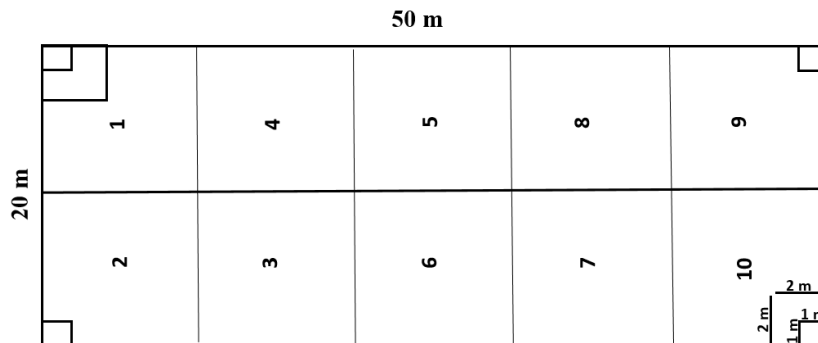


Figura 3. Diseño de las parcelas de muestreo y sus respectivas subunidades de muestreo.

Dentro de las parcelas y cuadrantes se inventarió y registró los siguientes parámetros:

- **Estructura y composición florística:** se evaluó mediante el inventario de todos los individuos vivos (árboles, palmeras y arbustos) ≥ 10 cm de diámetro, los cuales en las formaciones campestres y sabánicas (no bosque) fueron medidos a los 30 cm del suelo, y en las fisionomías forestales (bosque) a los 1.30 m del suelo; registrándose además de sus diámetros, sus respectivas identidades taxonómicas (familia, género y especie) y su altura total, valor que fue estimado visualmente (Figura 4).

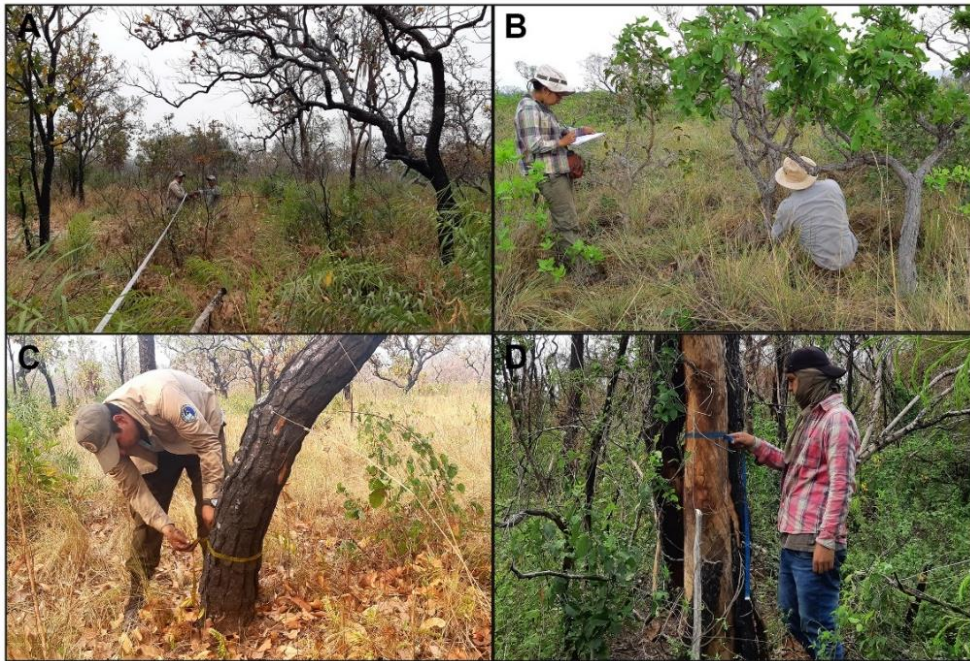


Figura 4. Implementación de parcelas de muestreo y medición de parámetros.

A= instalación de una parcela de muestreo; B= registro de especies; C= medición del diámetro de fustes en fisionomías sabánicas (no bosque); D= medición del diámetro de fustes en fisionomías boscosas (cobertura boscosa).

- **Mortalidad:** fue cuantificada mediante el registro de todos los individuos muertos en pie ≥ 10 cm de diámetro [medidos a los 30 cm del suelo en las fisionomías sabánicas (Figura 4C) y a los 1.30 m del suelo en las fisionomías boscosas (Figura 4D)].
- **Altura de la cicatriz de quema:** parámetro que fue obtenido mediante la medición de la cicatriz de quema (desde la base hasta la terminación de los rastros de quema) que dejaron las llamas de los incendios sobre el fuste de los árboles.
- **Regeneración:** se realizó mediante el registro de las diferentes categorías de desarrollo de los árboles y arbustos presentes dentro de los cuadrantes de 1 m² y 4 m². Todos los individuos registrados fueron clasificados en los siguientes estadios de desarrollo:
 - Plántulas: individuos < 50 cm de altura.
 - Brinzal: individuos ≥ 50 y < 150 cm de altura, cuyo diámetro sea < 2.5 cm.
 - Latizal: individuos ≥ 2.5 y < 5 cm de diámetro.
 - Fustal: individuos ≥ 5 y < 10 cm de diámetro.
 - Adulto: individuos ≥ 10 cm de diámetro.
- **Combustibles:** evaluados a partir de la extracción y cuantificación de la biomasa vegetal del interior de los cuadrantes de 1 m² instalados en los vértices de las parcelas (Figura 3). Una

vez extraída la biomasa fue clasificada en cuatro categorías [ajustadas en función de los tipos de combustibles propuestos por Morfin-Ríos *et al.* (2012)], las cuales son:

- Categoría 1: agrupa a todas las plantas cuyas formas de vida correspondan a gramíneas y gramínoideas [biomasa clasificada como combustibles finos según Morfin-Ríos *et al.* (2012)].
- Categoría 2: agrupa a todos los individuos < 0.5 cm de diámetro, cuyas formas de vida no correspondan a gramíneas y/o gramínoideas, siendo generalmente herbáceas y lianas o trepadoras juveniles [biomasa clasificada como combustibles regulares (0.06 a 2.5 cm de diámetro) según Morfin-Ríos *et al.* (2012)].
- Categoría 3: agrupa a todos los individuos ≥ 0.5 cm y < 1 cm de diámetro, siendo éstos generalmente subarbustos y lianas de tallos leñosos [biomasa clasificada como combustibles regulares (0.06 a 2.5 cm de diámetro) según Morfin-Ríos *et al.* (2012)].
- Categoría 4: agrupa a todos individuos ≥ 1 cm y < 2.5 de diámetro, siendo éstos generalmente arbustos, árboles juveniles y lianas leñosas [biomasa clasificada como combustibles regulares (0.06 a 2.5 cm de diámetro) según Morfin-Ríos *et al.* (2012)].
- Formas de vida: fue designada para todas las especies registradas dentro de las parcelas y cuadrantes. Esta característica se determinó a partir de la literatura existente y el conocimiento de los investigadores que participaron en este trabajo. Las formas de vida identificadas son: pastos (incluye a gramíneas y gramínoideas), hierbas, palmeras (incluye palmeras acaules), subarbustos, arbustos, árboles y lianas.
- Gremios ecológicos: esta característica fue asignada para todas aquellas especies arbóreas y arbustivas, y fue basada en la literatura existente, así como el conocimiento de los investigadores que participaron en este trabajo. Los gremios ecológicos identificados son:
 - Heliófitas o pioneras. También llamadas intolerantes a la sombra, incluye a todas las plantas que requieren de una cantidad e intensidad de luz solar para desarrollarse. Dentro de este grupo se distinguieron a: i. heliófitas efímeras (HE), categoría que integra a todas las especies pioneras, típicas colonizadoras de áreas que fueron desprovistas de cobertura vegetal (claros) por acciones antrópicas o naturales, caracterizándose por ser de crecimiento rápido, ciclo de vida relativamente corto y generalmente con poblaciones abundantes; y ii. heliófitas durables (HD), también llamadas como gremio de sol, está conformado por especies de vida relativamente larga, con crecimiento rápido y/o lento, pudiendo llegar a alcanzar fustes y alturas mayores con relación a las heliófitas efímeras.
 - Esciófitas o no pioneras. Incluye a todas aquellas plantas que tiene alta tolerancia a la sombra durante sus primeros estadios de desarrollo. Dentro de este grupo se distinguen a: i. esciófitas parciales (EP) o gremio de sol parcial, estando conformada por especies que, si bien inicialmente se desarrollan bajo sombra, posteriormente necesitan una alta cantidad de horas e intensidad de luz solar, pues sólo de esta forma pueden alcanzar la madurez; y ii. esciófitas totales (ET) o gremio de sombra, compuesta por especies que no requieren de iluminación directa para su desarrollo, por lo que crecen y maduran bajo sombra. Estas plantas son típicas del sotobosque arbóreo.

4.3.2. Tratamiento de especímenes botánicos y muestras de biomasa

Los especímenes colectados en campo fueron identificados en base a claves taxonómicas, consultas a especialistas botánicos y mediante la comparación con las muestras depositadas en la colección del Herbario del Oriente Boliviano (USZ) del Museo de Historia Natural Noel Kempff Mercado.

Por otro lado, todo el material de biomasa extraído como parte del muestreo de combustibles fue codificado y posteriormente secado en estufas portátiles durante 1 a 5 días a temperaturas de alrededor de 70°C; para así finalmente pesarlas en balanzas electrónicas de precisión, con lo que se obtuvo el valor del peso seco de la biomasa.

4.3.3. Análisis de datos

Diversidad florística en áreas quemadas y testigos

La diversidad florística observada y esperada fue calculada mediante la relación de la abundancia de individuos por cada una de las especies registradas dentro de cada parcela de muestreo (Chao *et al.* 2014, Hsieh *et al.* 2016). Este cálculo permitió contrastar la semejanza y/o diferencia de la riqueza de especies entre las áreas quemadas y no quemadas. El análisis de estimación y comparación de la riqueza fue realizado con el paquete *iNEXT versión 2.0.20* (Chao *et al.* 2014, Hsieh *et al.* 2016, Hsieh *et al.* 2020).

Modificación del ensamblaje de especies entre áreas quemadas y testigos

La similaridad y/o diferencia de la composición florística de las áreas quemadas y no quemadas fue evaluada mediante el índice de Sorensen cualitativo y cuantitativo (Moreno 2001), para lo cual se utilizaron los datos obtenidos a partir de la implementación de las parcelas y cuadrantes. Como resultado se obtuvieron valores relativos de semejanza, cuya escala varía entre 0 (ninguna similaridad) y 1 (completamente iguales). Este análisis fue realizado con el paquete *vegan versión 2.4-1* (Oksanen *et al.* 2016).

Comparación de parámetros

La comparación entre áreas quemadas y no quemadas de la densidad de árboles, mortalidad, la cantidad de biomasa almacenada, regeneración, composición de especies por gremios y tipos de dispersión, fue realizada mediante los estadísticos no paramétricos de Kruskal Wallis (utilizado para la comparación de más de dos grupos) y U de Mann-Whitney (utilizado para la comparación de dos grupos). Estos análisis fueron ejecutados (al 95% de confianza) y graficados mediante el paquete *ggstatsplot versión 0.6.5* (Patil 2018).

Todos los paquetes utilizados para la realización de los análisis previamente indicados fueron ejecutados sobre la plataforma *R versión 4.0.2* (R Core R Core Team 2020).

4.4. Fauna de vertebrados - Protocolo metodológico

4.4.1. Grupos taxonómicos evaluados

Hasta ahora los impactos y daños ocasionados por los incendios sobre la fauna de vertebrados fueron los menos investigados con relación a los impactos sobre la flora y vegetación (Pausas & Parr 2018). Basados en Majer (1983), Karl' *et al.* (1986), Kelly & Hanvell (1990), Hilty & Merenlender (2000) y Thompson & Thompson (2005), en este estudio se incluyó un conjunto de taxones correspondientes a cuatro grandes grupos de vertebrados [anfibios, reptiles, aves y mamíferos (medianos y grandes)], los cuales cumplen con una serie de características para ser considerados potenciales indicadores ecológicos (Tabla 1) para la medición del daño e impacto generado por los incendios (Egwumah *et al.* 2017).

Tabla 1. Criterios que los diferentes taxones en estudio deben cumplir para ser incluidos como grupos de estudio en la evaluación del impacto de los incendios sobre los ecosistemas.

Criterio	Atributos
1 Abundancia relativa	Las tasas de captura/observación de individuos deben ser lo suficientemente altas en función de un esfuerzo de muestreo razonable, lo cual puede determinarse mediante análisis de la cobertura muestral (Hsieh <i>et al.</i> 2016).
2 Riqueza de especies	Los taxones deben contener una alta riqueza específica de manera que las diferentes especies ocupen una variedad de nichos ecológicos.
3 Rango de hogar	Los taxones deben tener especies con ámbitos hogareños de variados tamaños (grandes o cambiantes, medianos, pequeños).
4 Tiempo de actividad	El grupo taxonómico divide el ambiente en función del período de actividad (por ejemplo, diurno o nocturno) y es preferible que el ensamblaje del indicador incluya especies que utilizan el espectro completo de tiempos de actividad.
5 Estrategia depredadora y forrajera	Los taxones cubren una variedad de estrategias depredadoras (por ejemplo, sentarse y esperar, buscar comida activamente o una estrategia mixta) y es preferible que el conjunto de indicadores incluya especies que ocupan el espectro completo de estrategias depredadoras.
6 Dieta y nivel trófico	Las especies ocupan un rango de niveles tróficos (por ejemplo, omnívoros, carnívoros invertebrados o carnívoros vertebrados), incluidos alimentadores generalistas y especialistas (por ejemplo, monófagos u oligófagos) que cubren todos los nichos dietéticos especializados disponibles.
7 Estatus taxonómico	Capacidad para identificar con precisión las especies, si no es posible, debe existir la capacidad de distinguir de manera confiable una especie de otra en el campo; la identidad de las especies debe ser determinada con facilidad.
8 Costos de campo	Alta rentabilidad para monitorear un ensamblaje de especies en el campo (por ejemplo, alta cantidad de especímenes capturados/registrados por noche de trapeo/muestreo).

4.4.2. Toma de datos

La colecta de datos fue realizada mediante el establecimiento de estaciones de muestreo, las mismas que se implementaron considerando los distintos niveles de estratificación (Figura 2). Las estaciones de muestreo consistieron en el establecimiento de transectos lineales de aproximadamente 2 km de longitud (Tabla 2), en las que se aplicaron diferentes métodos de relevamiento según las características del grupo taxonómico evaluado.

Tabla 2. Detalle de las estaciones de muestreo (transectos) establecidas por cada tipo de cobertura en las cinco zonas de estudio.

BQ= Bosque Quemado, BT= Bosque Testigo, NBQ= No Bosque Quemado, NBT= No Bosque Testigo.

Zona	Cobertura	Transecta	Longitud	Latitud
ACeE Ñembi Guasu	BQ	T1 - BQ	-59.86804113	-18.64416085
		T2 - BQ	-59.88235306	-18.67844984
		T3 - BQ	-59.84410677	-18.65073133
		T4 - BQ	-59.79543889	-18.48901667
		T5 - BQ	-59.79606667	-18.47960556
		T6 - BQ	-60.16974237	-18.72278533
		T7 - BQ	-60.16537137	-18.71204630
	BT	T1 - BT	-59.84410680	-18.65073130
		T2 - BT	-59.81375760	-18.64445150
		T3 - BT	-60.19587949	-18.75666411
		T4 - BT	-60.20850230	-18.76608732
	NBQ	T1 - NBQ	-59.96559000	-18.40965000
		T2 - NBQ	-59.97878887	-18.40757536
		T3 - NBQ	-60.11061240	-18.64518823
		T4 - NBQ	-60.14690101	-18.66609407
		T5 - NBQ	-60.14274728	-18.66972880
	NBT	T1 - NBT	-60.13334647	-18.66109021
		T2 - NBT	-60.11947844	-18.65004834
		T3 - NBT	-60.13618123	-18.66383341
		T4 - NBT	-60.13945051	-18.65399598
T5 - NBT		-60.14778614	-18.65619833	
APM/UCPN Tucabaca	BQ	T1 - BQ	-59.49133292	-18.44604403
		T2 - BQ	-59.49013665	-18.44344141
	BT	T1 - BT	-59.58446693	-18.36712751
		T2 - BT	-59.58738986	-18.36918400
	NBQ	T1 - NBQ	-60.06608000	-18.04304000

Zona	Cobertura	Transecta	Longitud	Latitud
PNyANMI Otuquis	NBT	T2 - NBQ	-60.07472847	-18.03830947
		T3 - NBQ	-60.07665530	-18.02881671
		T4 - NBQ	-60.04330035	-18.11038493
		T5 - NBQ	-60.05722236	-18.11466202
		T1 - NBT	-59.55805556	-18.34722222
	BQ	T2 - NBT	-59.59305556	-18.33861111
		T1 - BQ	-58.16052977	-19.45859571
		T2 - BQ	-58.15493770	-19.45232238
		T3 - BQ	-58.02759500	-19.42215700
		T4 - BQ	-58.14033800	-19.44644500
T5 - BQ		-58.13637800	-19.43468200	
T6 - BQ		-58.14256800	-19.45565300	
BT	T7 - BQ	-58.14776100	-19.46034100	
	T1 - BT	-58.08634792	-19.35292406	
ANMI San Matías	BT	T2 - BT	-58.16774927	-19.45754174
		T1 - BQ	-59.15711770	-16.59739820
	BQ	T2 - BQ	-59.16377770	-16.62313890
		T3 - BQ	-59.16334000	-16.62223000
		T1 - BT	-59.47992220	-16.34152780
	BT	T2 - BT	-59.47458575	-16.40459649
		T3 - BT	-59.48352770	-16.40697220
		T1 - NBQ	-59.26524430	-16.60129830
	NBQ	T2 - NBQ	-59.27966660	-16.59444440
		T3 - NBQ	-58.85963611	-16.95638889
T4 - NBQ		-58.86451140	-16.93882842	
T1 - NBT		-59.47873320	-16.41433930	
TCO Monte Verde	NBT	T2 - NBT	-59.48352770	-16.40697220
		T1 - BQ	-61.68291494	-15.69473213
	BQ	T2 - BQ	-56.14181460	-16.06017672
		T3 - BQ	-62.14050000	-16.07519440
		T4 - BQ	-61.69314600	-15.69155900
		T1 - BT	-61.82707261	-15.68146367
	BT	T2 - BT	-56.11583201	-16.08420632
		T3 - BT	-62.14002770	-16.04538890
		T4 - BT	-61.83767100	-15.66837500
		T1 - NBQ	-61.60069082	-15.67437622
NBQ	T2 - NBQ	-61.63448229	-15.68627039	
	T3 - NBQ	-61.65889500	-15.58273700	
	T4 - NBQ	-61.66139400	-15.59358700	
	T5 - NBQ	-61.60732300	-15.68299500	
	T1 - NBT	-61.67601831	-15.73488343	
NBT	T2 - NBT	-61.66255563	-15.73342832	

Anfibios y reptiles

El inventario de la diversidad de anfibios y reptiles fue realizado mediante la aplicación de dos métodos de muestreo ampliamente utilizados en estudios herpetológicos, siendo estos los siguientes:

- **Búsqueda por encuentro visual** (Heyer *et al.* 1994, Rueda *et al.* 2006). Consistió en la búsqueda de todos los anfibios y reptiles mediante desplazamiento lento y constante, revisando la vegetación, cuerpos de agua, piedras, rocas y otros materiales que puedan servir de refugio a estos taxones. Esta técnica fue aplicada durante la noche, desde las 20:00 a 00:00 Hrs (Córdova *et al.* 2009), ya que este periodo es cuando se presenta la mayor actividad de herpetofauna (principalmente anfibios; MMAP 2015). Los datos registrados a través de este método se emplearon para determinar la riqueza, composición y la abundancia relativa, de manera que se constituye en un método cuantitativo (Rueda *et al.* 2006).
- **Búsquedas intensivas**. También llamada búsqueda libre y sin restricciones (Lips *et al.* 2001, Angulo *et al.* 2006), es un método útil para conseguir datos adicionales (datos cualitativos) para estimar la riqueza de especies. Consistió en caminatas diurnas y nocturnas sin límite

temporal o espacial. Las caminatas se realizaron dentro y los alrededores de los puntos de muestreo, haciendo énfasis en áreas con alta probabilidad de encontrar la herpetofauna. Durante este muestreo se registró a todas las especies observadas y/o escuchadas (identificación auditiva en el caso de anfibios).

La identificación de los individuos registrados se realizó mediante la guía de anfibios y reptiles de la Chiquitanía (Embert & Reichle 2008). Para la identificación de las vocalizaciones registradas se utilizó la guía sonora de sapos y ranas de Bolivia (Márquez *et al.* 2002). Adicionalmente se tomaron fotografías de todos los individuos que lograron observarse de forma directa, con lo cual posteriormente mediante la consulta a otros expertos del Museo de Historia Natural Noel Kempff Mercado se logró corroborar las identidades taxonómicas.

El sistema de clasificación taxonómica que se utilizó para los anfibios fue el propuesto por Frost (2020), y para reptiles el propuesto por Uetz & Hošek (2020).

Aves

El inventario de aves fue realizado mediante la aplicación de los siguientes métodos:

- Transectos lineales. Tuvieron una longitud de aproximadamente 2 km (Buckland *et al.* 2001). Este método es considerado uno de los más efectivos para la obtención de información cualitativa y cuantitativa de la ornitofauna existente dentro de un determinado hábitat.
- Búsquedas intensivas. Consistió en realizar recorridos en diversos ambientes dentro de una determinada área, registrándose a todas las especies observadas y/o escuchadas. Este método es considerado útil y eficaz para incrementar el listado de especies.

Ambos métodos se ejecutaron durante las primeras horas de la mañana (05:00 a 09:00 Hrs), en el ocaso (17:00 a 19:00 Hrs) y por la noche (20:00 a 22:00 Hrs), tal como lo sugiere el MMAP (2015). Así también, cada vez que fue posible se tomaron registros fotográficos de las especies observadas. La identificación de las especies registradas fue realizada en base a la Guía de Aves de Bolivia (Herzog *et al.* 2017).

Mamíferos

El inventario de mamíferos medianos y grandes fue realizado mediante la aplicación de métodos ampliamente utilizados en hábitats abiertos, donde la fauna puede observarse fácilmente, así como en hábitats cerrados, donde la vegetación es densa e impide su visualización (Voss & Emmons 1996). Así, para este estudio aplicamos métodos de registro directo e indirecto, ya que ambos pueden ajustarse a los diferentes tipos de hábitats. Estos métodos son:

- Registro directo. Consistió en registrar a todas las especies que se observaron durante el recorrido en las áreas de muestreo. El registro de las especies fue basado en su visualización, así como por la audición de sus vocalizaciones (Pereira *et al.* 2011). Este último método es una herramienta muy importante para el registro de algunos mamíferos difíciles de observar, tales como primates y cérvidos (Bautista *et al.* 2011).
- Registros indirectos. Consistió en la búsqueda de indicios, tales como huellas, heces, refugios, huesos, pelos, rasguños, madrigueras y otros (Wilson *et al.* 1996, Krebs *et al.* 2008). Así también se instalaron trampas cámaras, las mismas que, para maximizar el registro de especies fueron localizados en sitios claves para la fauna (Ej. sitios de paso de fauna, revolcaderos y salitrales, entre otros; MMAP 2015). La ventaja del uso de las trampas cámara es que minimizan la presencia humana, lo cual incrementa la probabilidad de detección de especies crípticas (Nakashima *et al.* 2018, Patten & Burger 2018). Las estaciones con trampas cámaras se instalaron en el ACeIE Ñembi Guasu, ANMI San Matías y PN y ANMI Otuquis.

Todos los registros obtenidos mediante los métodos directos e indirectos fueron anotados en planillas de campo previamente elaboradas.

En la medida de lo posible, todos los mamíferos registrados mediante observación directa e indirecta fueron fotografiados. La identificación de los especímenes *in situ* y *ex situ* se realizó con base a literatura especializada (Anderson 1997, Musser *et al.* 1998, Patton *et al.* 2000, Gardner 2008, Patton *et al.* 2015) y al conocimiento de los investigadores que participaron del estudio.

4.4.3. Análisis de datos

Eficiencia del muestreo obtenido en campo

El esfuerzo del muestreo de la fauna en los hábitats evaluados fue valorado mediante el análisis de curvas de completitud. Este método permite evaluar la relación entre el tamaño de la muestra y su cobertura, con lo cual se mide la eficiencia del muestreo y se verifica si el inventario fue o no completado exitosamente (Hsieh *et al.* 2016).

Diversidad de fauna en áreas quemadas y testigos

Para determinar y comparar la diversidad de fauna registrada entre los diferentes hábitats estudiados (áreas de bosque y no bosque quemadas con sus respectivas áreas testigos) se ejecutó los análisis de diversidad basados en los denominados números de Hill ($q=0$, $q=1$, $q=2$; Chao *et al.* 2014, Hsieh *et al.* 2016).

Estos análisis utilizan diferentes niveles de sensibilidad a la abundancia relativa de las especies para determinar y estimar la diversidad de especies. Cuando se utiliza el valor $q=0$ el análisis no considera las abundancias de los individuos y el resultado refleja únicamente el número de especies (Ej. riqueza específica). Cuando el análisis utiliza el valor de $q=1$ se ponderan las especies en función de su abundancia relativa y se obtienen resultados correspondientes al exponencial del índice de Shannon. Finalmente, si se utiliza el valor de $q=2$ el análisis es influenciado principalmente por las especies más abundantes y corresponde al cálculo del inverso del índice de Simpson (Chao *et al.* 2014, Hsieh *et al.* 2016, Chao *et al.* 2020).

Todos los análisis anteriores fueron ejecutados con el paquete *iNEXT versión 2.0.20* (Chao *et al.* 2014, Hsieh *et al.* 2016, Hsieh *et al.* 2020).

Modificación del ensamblaje de especies entre áreas quemadas y testigos

La comparación del ensamblaje de especies que actualmente conforman las comunidades de vertebrados en las áreas quemadas y no quemadas fue analizada mediante las curvas rango-abundancia; lo cual posibilitó contrastar y apreciar de manera gráfica las variaciones de diversidad de especies y gremios tróficos con relación a la dominancia y equidad de las poblaciones que integran las áreas muestreadas, teniendo como ventaja el no perder las identidades taxonómicas de las especies (Feinsinger 2004, Feinsinger & Ventosa 2014). Este análisis se realizó mediante el paquete *BiodiversityR versión 2.11-3* (Kindt & Coe 2005).

Así también se analizó el grado de similitud existente entre las comunidades de vertebrados presentes en las áreas quemadas y no quemadas mediante el cálculo de la distancia taxonómica (DT; Sokal 1961). Este análisis fue realizado con el paquete *proxy versión 0.4-24* (Meyer & Buchta 2019).

Adicionalmente, para verificar y expresar estos resultados de forma gráfica (comparación de las comunidades de fauna entre áreas quemadas y no quemadas), se aplicó un Análisis de Correspondencias (CA), el cual ordena y agrupa espacialmente sobre dos ejes cartesianos las áreas muestreadas en función de su similaridad taxonómica. Este análisis fue realizado con los paquetes *FactoMineR versión 2.3* (Le *et al.* 2008) y *factoextra versión 1.0.7* (Kassambara & Mundt 2020).

La comparación de la abundancia de individuos registrados en las áreas quemadas y no quemadas fue calculada mediante las pruebas de U de Mann-Whitney (para los resultados obtenidos durante la etapa de monitoreo) y pruebas de Kruskal Wallis (para el contraste de los datos obtenidos en la etapa de evaluación y monitoreo). Este análisis fue realizado con el paquete *ggstatsplot versión 0.6.5* (Patil 2018).

Todos los paquetes utilizados para la realización de los análisis fueron ejecutados sobre la plataforma *R versión 4.0.2* (R Core R Core Team 2020), utilizando la interface *RStudio versión 1.2*. (RStudio RStudio Team 2020).

Estado de conservación de las especies registradas

A nivel nacional el estado de conservación de las especies registradas fue determinada con base al Libro Rojo de Vertebrados de Bolivia (MMAyA 2009); y a nivel internacional en base a las listas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN 2020) mediante la consulta de su página web oficial.

Así también, se consideró la categoría de las especies incluidas en los apéndices de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES 2020).

4.5. Abejas polinizadoras - Protocolo metodológico

4.5.1. Toma de datos

La evaluación e inventario de abejas fue realizado mediante la implementación de transectos de 300 m de longitud (Figura 5). Dentro de cada transecto se aplicaron tres tipos de muestreo, siendo estos el de platos de colores, trampas aéreas y capturas con redes.

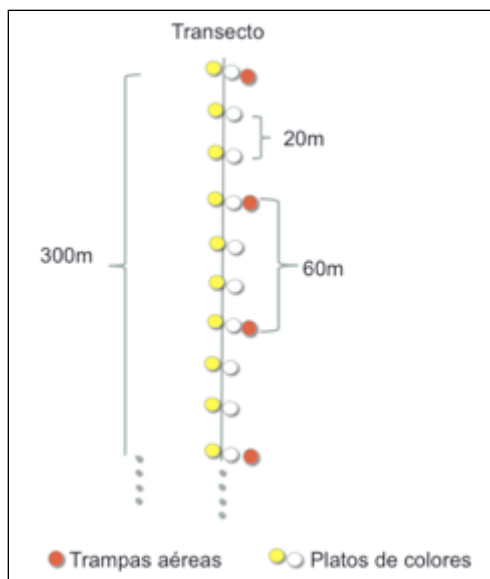


Figura 5. Esquema de un transecto y del posicionamiento de las trampas.

Platos de colores

Este método fue aplicado mediante el uso de platos plásticos de color blanco y amarillo, ambos colocados sobre el suelo (Figura 6A). La selección de estos colores se debe a la efectividad en la atracción de las abejas, ya que estas consideran que objetos de estos colores podrían ser flores.

En cada transecto un total de 15 puntos de captura fueron instalados (uno cada 20 m), principalmente en áreas abiertas, pero que no estén expuestas completamente a la radiación solar. Una vez instalados los platos fueron llenados con una solución salina, a la cual se le agregó una

pequeña proporción de detergente líquido para romper la tensión de la superficie del agua y así facilitar que las abejas queden atrapadas.

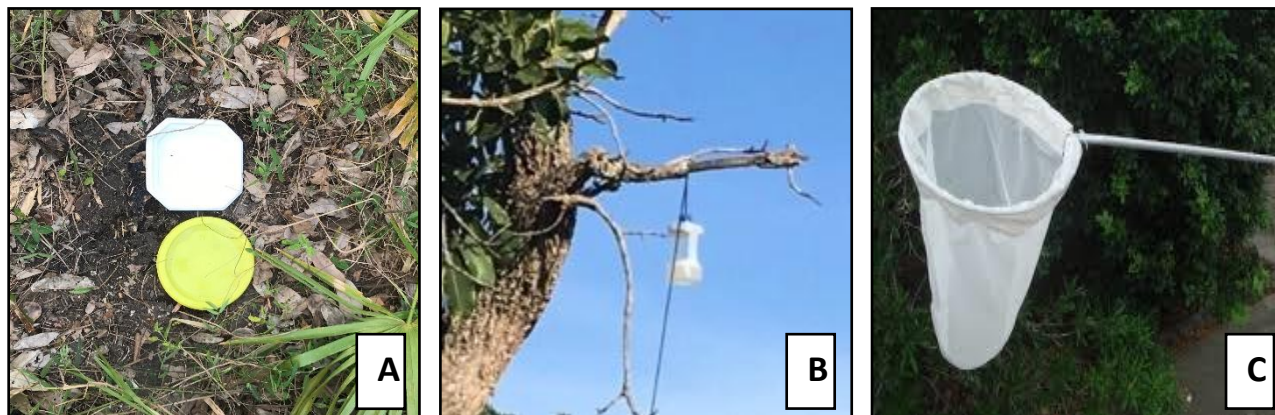


Figura 6. Métodos de captura empleados para el muestreo de abejas.

A= Platos de colores colocados a nivel del suelo; B= Trampa aérea colgada 3-5 m de altura; C= Red entomológica de mano.

Trampas aéreas

Este método de captura fue instalado dentro de los transectos con el fin de inventariar a las abejas especializadas en flores de árboles de dosel (Figura 6B). Estas trampas se posicionaron cada 60 m (5 trampas en cada transecto). Las trampas consisten en botellas plásticas de color blanco, las cuales poseen dos ventanas a cada lado, permitiendo así la movilización de las abejas y otros insectos hacia su interior. Una vez instaladas, las trampas fueron llenadas con la misma solución utilizada en los platos de colores.

Red entomológica

Para complementar el inventario e incrementar el esfuerzo muestral, también se realizó colectas mediante el uso de la red entomológica (Figura 6C). El tiempo de muestreo con la red entomológica fue de aproximadamente 2 a 3 horas durante la mañana (después de instalar los platos y las trampas aéreas) y otras 2 a 3 horas por la tarde (antes del recojo de los platos y las trampas aéreas).

La instalación de las trampas dentro de los transectos se realizó entre las 07:00 y 08:00 Hrs. Los especímenes capturados con las trampas fueron recogidos diariamente a partir de las 17:00 Hrs. En todos los puntos de muestreo se evitó realizar colecciones/muestreos entre las 12:00 y 15:00 Hrs, ya que durante este periodo las abejas tienen una baja actividad (sensibles a altas temperaturas).

Conservación de las muestras

Para garantizar la conservación y posterior manejo, todos los especímenes colectados mediante los métodos de platos de colores y trampas aéreas fueron colocados en una solución alcohólica al 70%. Por otro lado, especímenes colectados con la red entomológica fueron conservados en frascos con acetato de etilo y sílica gel.

4.5.2. Procesamiento e identificación de las muestras

La identificación taxonómica de los especímenes colectados (Figura 7) se realizó mediante comparación con especímenes de la colección de entomológica del Museo de Historia Natural Noel Kempff Mercado, así como mediante el uso de claves taxonómicas especializadas, tales como las propuestas por Schwarz (1932 y 1948), Camargo (1980), Ayala (1999), Fernández & Sharkey (2006), Michener (2007), González & Roubik (2008), Dalmazzo (2015) y Álvarez (2015; 2016).



Figura 7. Especímenes colectados y tratados en el Museo de Historia Natural Noel Kempff Mercado. Izquierda= Morfoespecies de la familia Andrenidae; Derecha= Separación y conteo de especies y morfoespecies.

4.5.3. Análisis de datos

Diversidad de abejas en áreas quemadas y testigos

La riqueza y diversidad de abejas registradas dentro de los transectos fue analizada mediante ecuaciones basadas en los denominados números de Hill ($q=0$, $q=1$, $q=2$; Chao *et al.* 2014, Hsieh *et al.* 2016, Chao *et al.* 2020), siendo estos los siguientes:

- Valor $q=0$, análisis que considera las abundancias de los individuos por cada especie registrada, y cuyo resultado expresa una estimación de la riqueza de especies.
- Valor $q=1$, análisis que pondera el número de especies en función de la abundancia relativa, obteniendo como resultado un valor de diversidad basado en el exponencial del índice de Shannon.
- Valor $q=2$, análisis que estima el número de especies en base a la influencia de las especies más abundantes, obteniendo como resultado un valor de diversidad basado en el cálculo del inverso del índice de Simpson.

Estos análisis fueron calculados con el paquete *iNEXT versión 2.0.20* (Chao *et al.* 2014, Hsieh *et al.* 2016, Hsieh *et al.* 2020).

Modificación del ensamblaje de especies entre áreas quemadas y testigos

La semejanza estructural de las comunidades de abejas en las áreas quemadas y no quemadas fue comparada mediante las curvas rango-abundancia (Feinsinger 2004, Feinsinger & Ventosa 2014). Este análisis se realizó mediante el paquete *BiodiversityR versión 2.11-3* (Kindt & Coe 2005).

Adicionalmente, el recambio de especies entre áreas quemadas y no quemadas también se analizó mediante el índice de disimilitud de Bray-Curtis y el Análisis de Correspondencia (CA); ambos calculados con los paquetes *FactoMineR versión 2.3* (Le *et al.* 2008) y *factoextra versión 1.0.7* (Kassambara & Mundt 2020).



RESULTADOS



5. RESULTADOS

Como resultado del trabajo de campo ejecutado durante la etapa de evaluación (marzo de 2020) y monitoreo (septiembre-octubre de 2020) se implementó un total de 90 parcelas de muestreo de flora y vegetación, 77 transectos de muestreo de fauna de vertebrados y 43 transectos de muestreo de abejas polinizadoras (Tabla 3).

Tabla 3. Esfuerzo de muestreo ejecutado por cada componente biótico durante las etapas de evaluación y monitoreo de las cinco zonas de estudio.

Zona de Trabajo	Esfuerzo de Muestreo						
	Fauna		Entomofauna			Flora y Vegetación	
	Transectos	Trampas Cámaras	Transectos	Platos de Colores	Trampas Aéreas	Red entomológica	Parcelas
ACeIE Ñembi Guasu	21	6	11	330	55	13	19
APM/UCPN Tucabaca	15	3	9	279	45	10	21
PN y ANMI Otuquis	10	2	5	150	25	6	16
ANMI San Matías	12	6	11	330	55	12	19
TCO Monteverde	19	4	7	210	35	7	15
Esfuerzo de Muestreo Total	77	21	43	1299	215	48	90

Aproximadamente el 65% de las parcelas y transectos fueron implementadas en áreas afectadas bajo una severidad de incendio moderada y/o alta; y el 35% restante en áreas no quemadas (Figura 8), las cuales se constituyen en la fuente de referencia de las condiciones que existían previamente a la ocurrencia de los incendios.

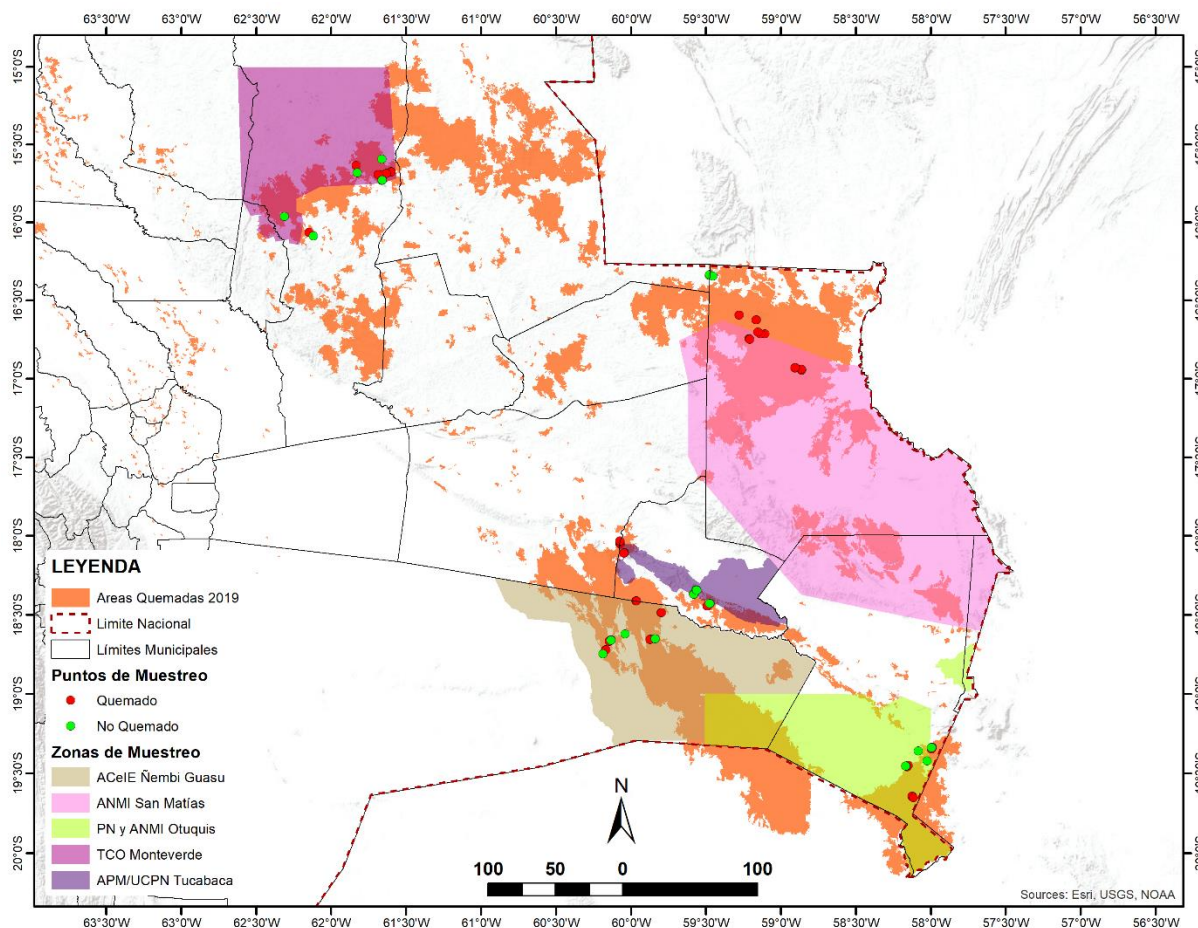


Figura 8. Distribución geográfica de los puntos de muestreo implementados para la evaluación y monitoreo de la respuesta de la biocenosis en las cinco zonas de estudio.

Áreas de Conservación e Importancia Ecológica
Ñembi Guasu



5.1. ACeIE Ñembi Guasu

5.1.1. Áreas quemadas y dinámica de la severidad del incendio

Durante la gestión 2019 las áreas quemadas dentro del ACeIE Ñembi Guasu se extendieron sobre aproximadamente 442186 ha de superficie, siendo la vegetación del Abayoy (357244 ha), el Bosque Chiquitano Transicional al Chaco (66723 ha) y el Bosque Chiquitano (9110 ha; incluyendo el Bosque Chiquitano Ribereño) las más afectadas en extensión territorial (Figura 9A), representando el 97.4% del total de la superficie quemada.

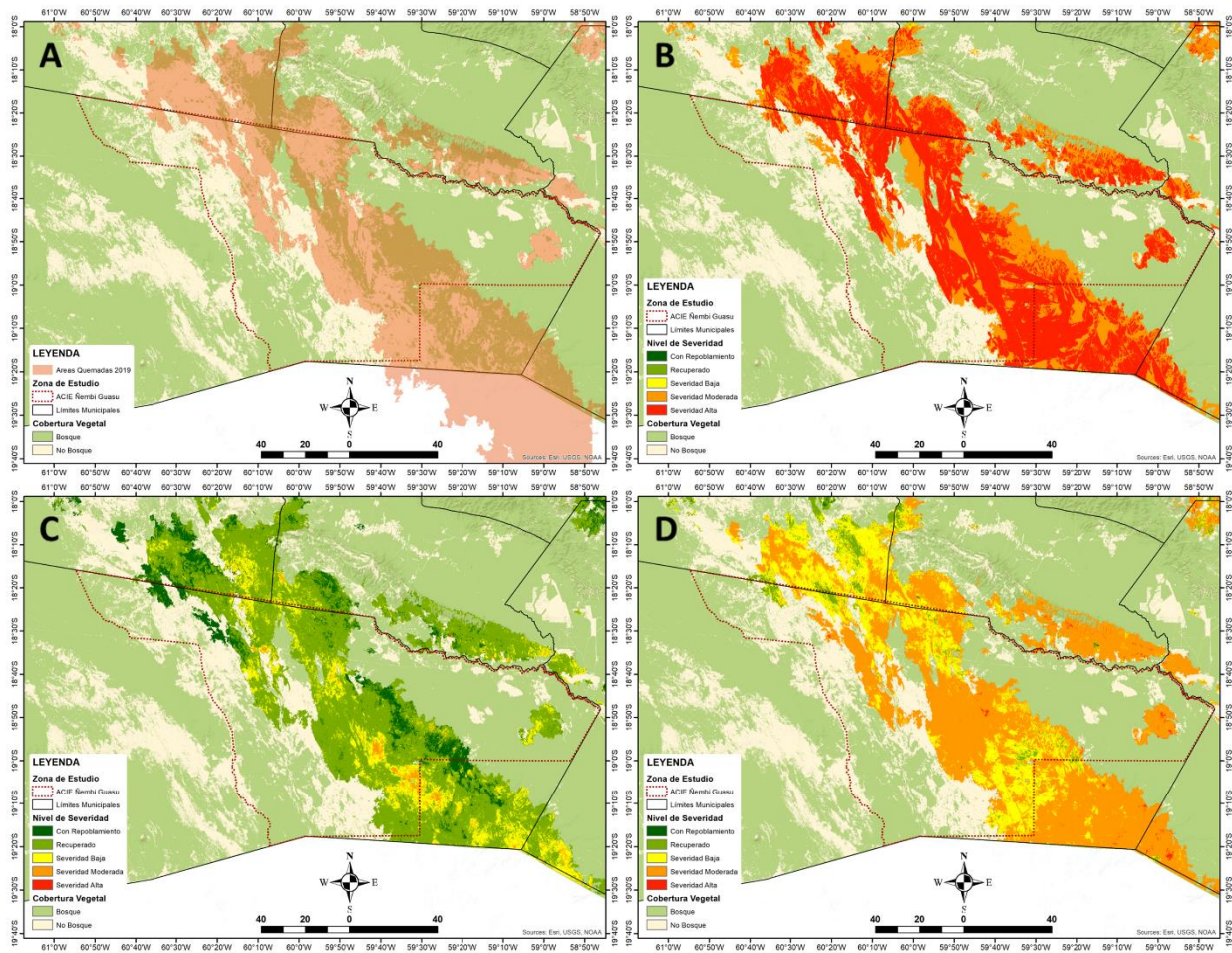


Figura 9. Superficie quemada y la dinámica espacial y estacional de la severidad de los incendios en el ACeIE Ñembi Guasu.

A= superficies quemadas y tipos de cobertura vegetal; B= severidad de incendio hasta finales de noviembre de 2019; C= severidad de incendio hasta mayo de 2020; D= severidad de incendio hasta noviembre de 2020.

Según el índice dNBR, hasta finales de noviembre del 2019 el 64.7% del total de la superficie afectada por los incendios habría sufrido una alta severidad de impacto (Figura 9B), dando a entender que los incendios consumieron la totalidad de la cobertura vegetal.

Después de seis meses (finales de mayo del 2020), a la conclusión de la estación lluviosa, la magnitud de la severidad de los incendios disminuyó contrastantemente con relación a noviembre del 2019, indicando que el 70.9% de las áreas quemadas habría pasado a niveles de afectación estables (completamente recuperadas) y el 11% a casi recuperadas (Figura 9C; con repoblamiento). Sin embargo, posteriormente, hasta finales de noviembre de 2020, esta aparente recuperación de la

cobertura vegetal cambió significativamente (Figura 9D), pasando a clasificarse principalmente en las categorías de severidad moderada (64.6%) y baja (31.6%) (Figura 10).

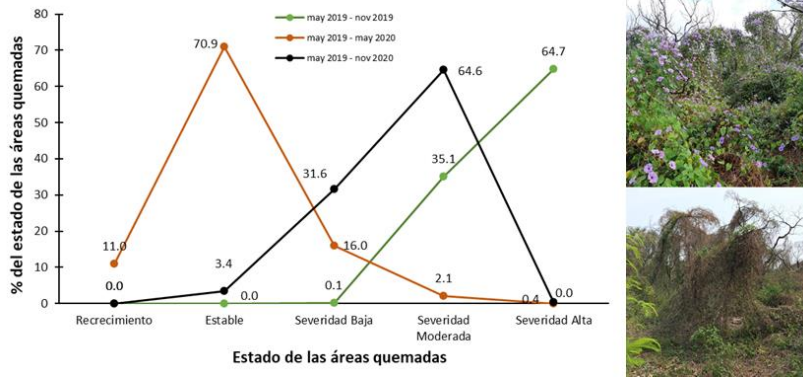


Figura 10. Dinámica temporal de la severidad de incendios (dNBR) en el ACeIE Ñembi Guasu.

La significativa disminución de los niveles de severidad hasta finales de mayo del 2020 es atribuida a la acelerada colonización y crecimiento de plantas de consistencia herbácea, siendo estas principalmente hierbas y lianas anuales, las cuales ante condiciones favorables reflejan una alta actividad fotosintética (Figura 10), dando la impresión espectral de que las áreas analizadas presentan una cobertura vegetal saludable. Sin embargo, con el inicio de la estación seca la mayoría de estas plantas pioneras concluyeron su ciclo de vida, y con lo cual también disminuyó significativamente su verdor espectral (Figura 10).

5.1.2. Flora y vegetación

Cinco de los seis tipos de vegetación quemados dentro del ACeIE Ñembi Guasu fueron muestreados, ya que éstos se constituyen en las coberturas vegetales más afectadas territorialmente. Estos tipos de vegetación son: el Abayoy, tipo de vegetación que fisionómicamente varía en función de la densidad y cobertura arbórea (i. Abayoy Denso, alta densidad de árboles y cobertura arbórea continua; ii. Abayoy Ralo, baja densidad de árboles y cobertura arbórea discontinua); el Bosque Chiquitano, dominado fisionómicamente por un estrato arbóreo; el Bosque Chiquitano Transicional al Chaco, también dominado fisionómicamente por un estrato arbóreo; y las Formaciones Campestres, la cual fisionómicamente está dominada por un estrato gramíneo-herbáceo continuo.

Densidad y mortalidad de árboles

La mayor densidad de árboles se registró en el Bosque Chiquitano (640 ind/ha \pm 112; Figura 11), la cual superó significativamente a la densidad arbórea del Bosque Chiquitano Transicional al Chaco (443 ind/ha \pm 155) y la densidad arbórea del Abayoy, tanto, a su fisionomía Densa (317 ind/ha \pm 140) como a su fisionomía Rala (228 ind/ha \pm 68).

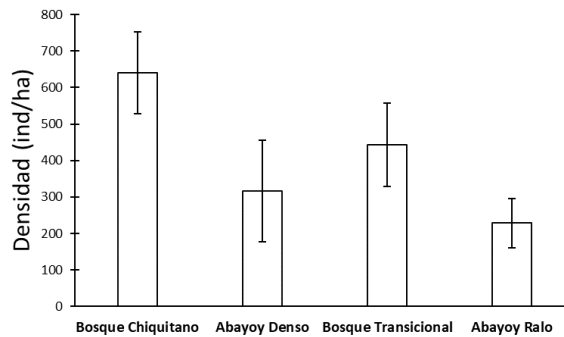


Figura 11. Densidad promedio de árboles (\geq 10 cm de diámetro) por hectárea de superficie en los principales tipos de vegetación afectados por los incendios en el ACeIE Ñembi Guasu.

Bosque Chiquitano

El Bosque Chiquitano se caracterizó por tener un dosel arbóreo que se distribuye entre los 10 y 15 m de altura, con árboles emergentes que pueden alcanzar hasta 21 m (Figura 12). De acuerdo con las mediciones de las cicatrices de quema, la propagación del incendio en este bosque fue de tipo rastroso (fuego de superficie), con llamas que alcanzaron una altura promedio de 1.7 m (± 1.5 m) y que consumió principalmente el estrato herbáceo y la hojarasca acumulada sobre el suelo (Figura 12).

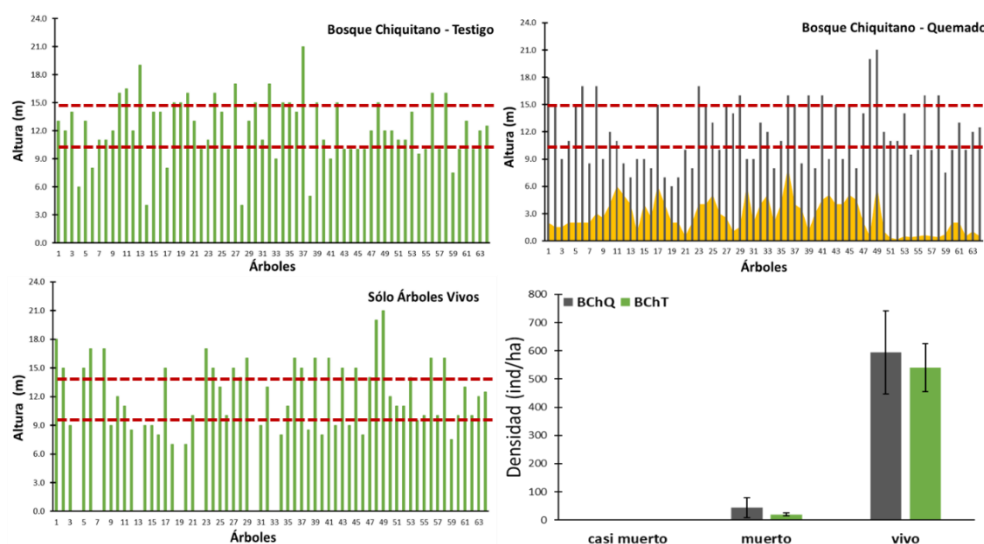


Figura 12. Estructura vertical del Bosque Chiquitano (quemado y no quemado), altura de las cicatrices de quema (color anaranjado) y la reconfiguración estructural como consecuencia de la mortalidad de árboles en el ACEI Ñembi Guasu.

La densidad de árboles muertos en pie cuantificados en las áreas quemadas (45 ind/ha ± 35 ; 7% de mortalidad) no resultó estadísticamente diferente de la densidad de árboles muertos en las áreas no quemadas (20 ind/ha ± 5 ; 4% de mortalidad natural), por lo que, de no ocurrir un nuevo incendio en los próximos años, la configuración estructural arbórea mantendrá una cierta homogeneidad espacial, la cual no se distinguirá de las áreas no quemadas.

Así también, el impacto de los incendios no afectó la riqueza de especies arbóreas del Bosque Chiquitano, pues, la cantidad de especies observadas y estimadas en las áreas quemadas no se diferenció probabilísticamente de las áreas no quemadas (Figura 13A), encontrando en ambas áreas entre 10 y 19 especies por cada hectárea de superficie.

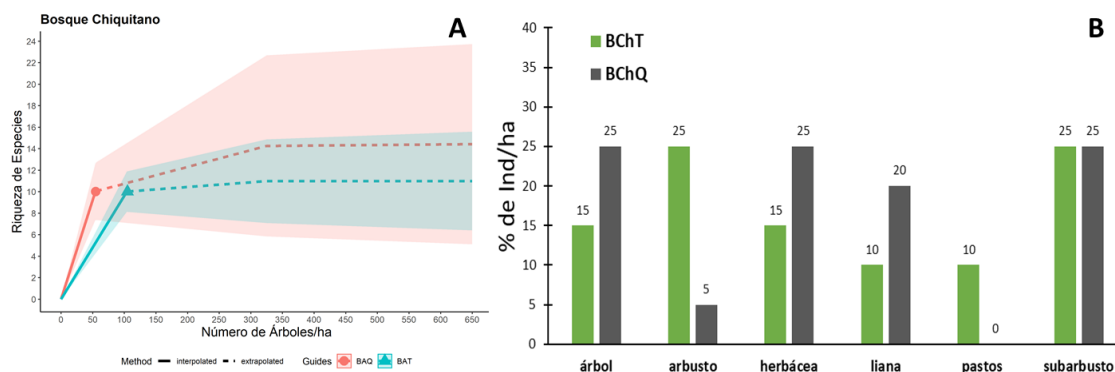


Figura 13. Riqueza de especies (A) y capacidad de regeneración (B) cuantificada en las áreas quemadas y áreas no quemadas del Bosque Chiquitano en el ACEI Ñembi Guasu.

En cuanto la capacidad de regeneración, las especies con formas de vida arbóreas, herbáceas y lianas (plantas heliófitas efímeras y durables) fue superior en las áreas quemadas (Figura 13B), lo cual puede atribuirse a que, como producto de la combustión de la hojarasca y otras especies de consistencia herbácea, el suelo quedó descubierto, dando oportunidad a la germinación y desarrollo de nuevos individuos. Por otro lado, la forma de vida arbustiva, conformada por especies típicamente de sotobosque (plantas esciófitas totales) resultó más abundante en las áreas no quemadas, donde a diferencia de las áreas quemadas el sotobosque recibe una baja intensidad de radiación solar.

Bosque Chiquitano Transicional al Chaco

En el Bosque Chiquitano Transicional al Chaco el dosel arbóreo se distribuye entre los 8 y 10 m de altura, con árboles emergentes de hasta 15 m (Figura 14). De acuerdo con la altura de las cicatrices de las llamas, la propagación del incendio ocurrido en este tipo de vegetación es clasificado como de fuego activo de dosel (fuego de copa), habiendo llegado a propagarse y extenderse sobre todos los estratos vegetales (herbáceo, arbustivo, arbóreo y emergente), siendo las fuentes de combustibles la hojarasca, las hierbas, lianas y las ramas y hojas de la copa de los árboles (Figura 15).

Como producto de la severidad e intensidad de este incendio, la mortalidad de árboles en las áreas quemadas alcanzó un promedio de 425 ind/ha (± 65), valor que representa al 97% de la densidad total de árboles por cada hectárea de terreno. Por otro lado, la mortalidad de árboles por causas naturales en las áreas no quemadas sólo representó el 2.2% de la densidad total (10 ind/ha ± 2).

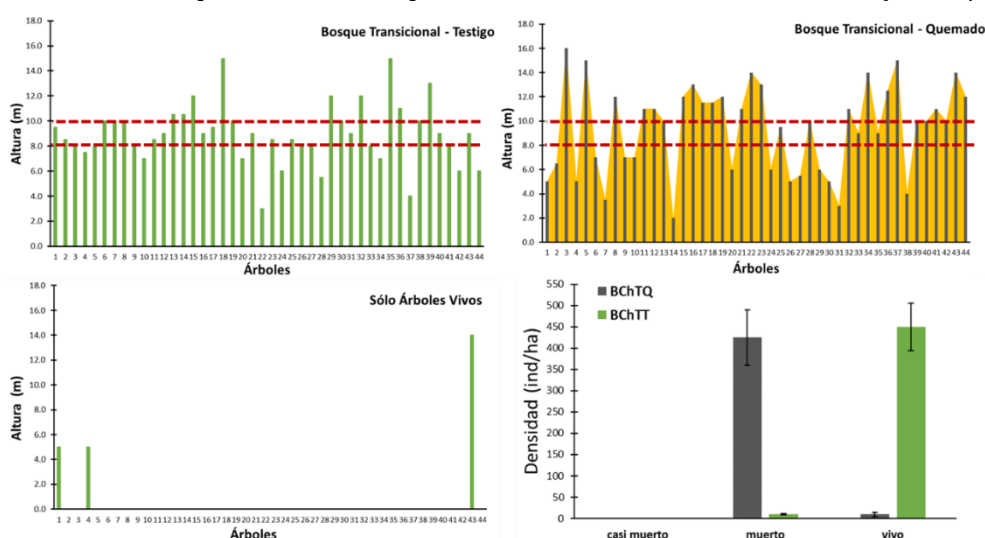


Figura 14. Estructura vertical del Bosque Chiquitano Transicional al Chaco, altura de las cicatrices de quema (color anaranjado) y la reconfiguración estructural como consecuencia de la mortalidad de árboles en el ACEIe Ñembi Guasu.

Por esta razón, en las áreas quemadas paisajísticamente la configuración fisionómica del Bosque Chiquitano Transicional al Chaco cambiará contrastantemente con relación a las áreas no quemadas (Figura 14); siendo actualmente, una fuente de combustible de ignición altamente inflamable, lo cual durante la estación seca incrementa el riesgo de la ocurrencia y propagación de nuevo eventos de incendios extremos.



Figura 15. Sotobosque arbóreo del Bosque Chiquitano Transicional al Chaco no quemado en el ACEI Ñembi Guasu.

Como consecuencia de la elevada mortalidad de árboles en las áreas quemadas la riqueza de especies también disminuyó contrastantemente con relación a las áreas no quemadas (Figura 16A), pues, donde generalmente se podría encontrar entre 12 y 20 especies por hectárea muestreada, actualmente sólo existen entre 1 y 3 especies.

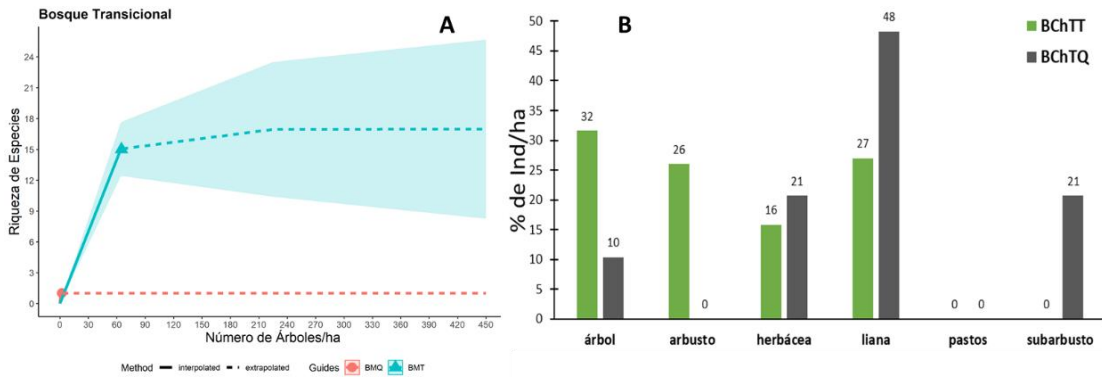


Figura 16. Riqueza de especies (A) y capacidad de regeneración (B) cuantificada en las áreas quemadas y áreas no quemadas del Bosque Chiquitano Transicional al Chaco en el ACEI Ñembi Guasu.

La capacidad de regeneración de especies arbóreas y arbustivas (de larga vida) en las áreas quemadas fue significativamente menor que la cuantificada en las áreas no quemadas, pudiendo encontrarse una elevada densidad de lianas anuales y perennes (Figura 16B), las mismas que posiblemente estén impidiendo la regeneración de las especies arbóreas y arbustivas.

Abayoy Denso

Este tipo de vegetación posee un dosel arbóreo distribuido entre los 5 y 7 m de altura, con árboles emergentes de hasta 10 m (Figura 17). Al igual que en el Bosque Chiquitano Transicional al Chaco, la propagación del incendio ocurrido en el Abayoy Denso es clasificado como fuego activo de dosel

(fuego de copa), habiendo consumido todos los estratos vegetales (herbáceo, arbustivo, arbóreo y emergente; Figura 18).

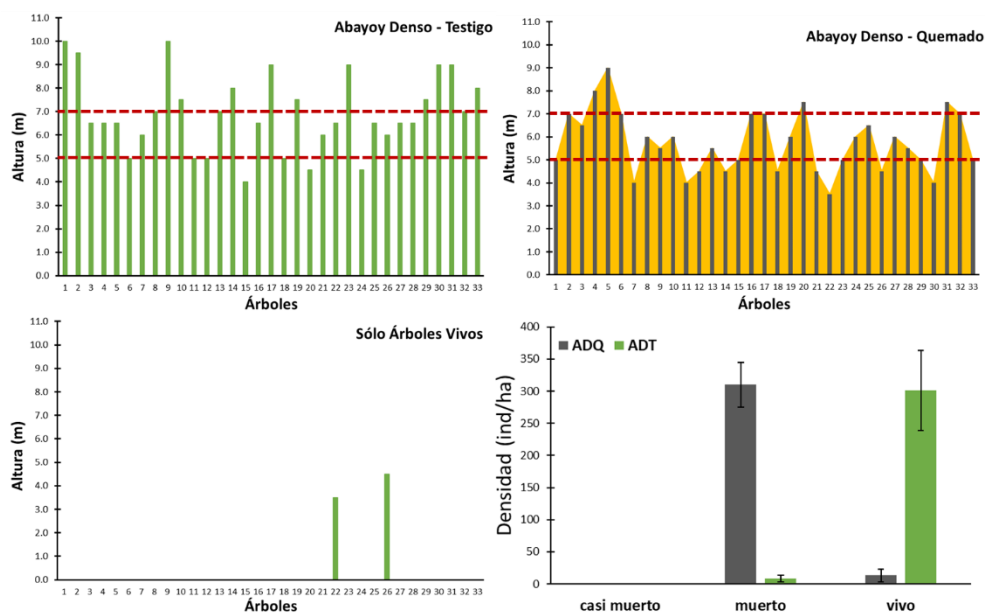


Figura 17. Estructura vertical del Abayoy Denso, altura de las cicatrices de quema (color anaranjado) y la reconfiguración estructural como consecuencia de la mortalidad de árboles en el ACEI Ñembi Guasu.

En promedio, la mortalidad de árboles registrada en las áreas quemadas fue de 310 ind/ha (± 35), lo cual representa la pérdida del 96% de la densidad arbórea total (Figura 18). Por otro lado, en las áreas no quemadas la densidad de árboles muertos como resultado de procesos naturales sólo representó el 2.5% (8 ind/ha ± 5) de la densidad total.



Figura 18. Situación de la estructura vertical del Abayoy Denso (marzo del 2020) como producto de la mortalidad de árboles en el ACEI Ñembi Guasu.

Considerando la elevada mortalidad de árboles, es de esperarse que las áreas quemadas cambiarán contrastantemente su configuración fisionómica con relación a las áreas no quemadas, situación que será claramente notoria en el paisaje (Figura 18). Actualmente todos los árboles muertos en pie se

constituyen en una gran fuente de combustible vegetal, las cuales, debido a las características climáticas de la región son altamente inflamables.

Como consecuencia de la mortalidad de árboles, la riqueza de especies disminuyó significativamente en las áreas quemadas (Figura 19A), pudiendo encontrarse entre 2 y 5 especies por cada hectárea de superficie muestreada, y entre 15 y 21 especies en las áreas no quemadas.

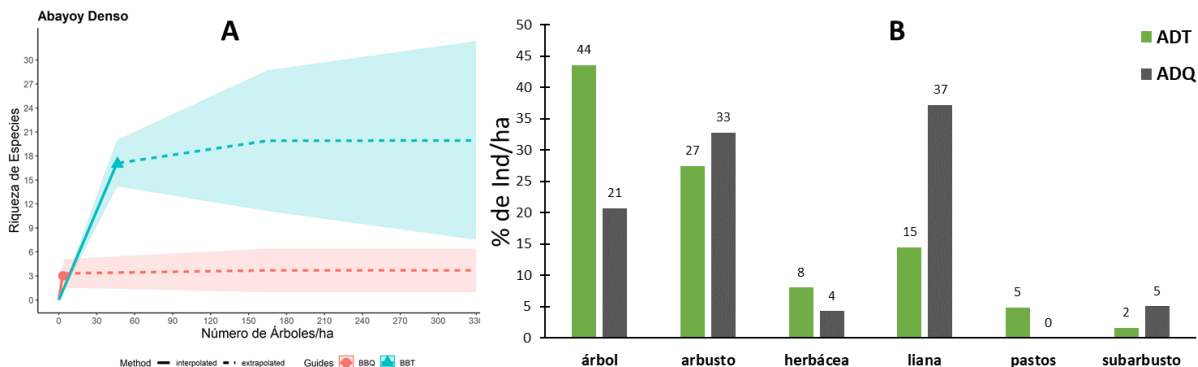


Figura 19. Riqueza de especies (A) y capacidad de regeneración (B) cuantificada en las áreas quemadas y áreas no quemadas del Abayoy Denso en el ACeIE Ñembi Guasu.

En las áreas quemadas, las especies con forma de vida arbórea presentaron una baja capacidad de regeneración con relación a las áreas no quemadas (Figura 19B), lo cual puede atribuirse a la alta densidad de lianas anuales y perennes que surgieron y se establecieron inmediatamente después de la ocurrencia de los incendios (Figura 18); así como también, por la eliminación de los bancos de semillas almacenados en los suelos.

Abayoy Ralo

Florísticamente este tipo de vegetación es relativamente similar al Abayoy Denso, pero se diferencia por ser más bajo y tener una menor densidad de árboles. El Abayoy Ralo posee un dosel arbóreo distribuido entre los 4 y 6 m de altura, con árboles emergentes de hasta 10 m (Figura 20).

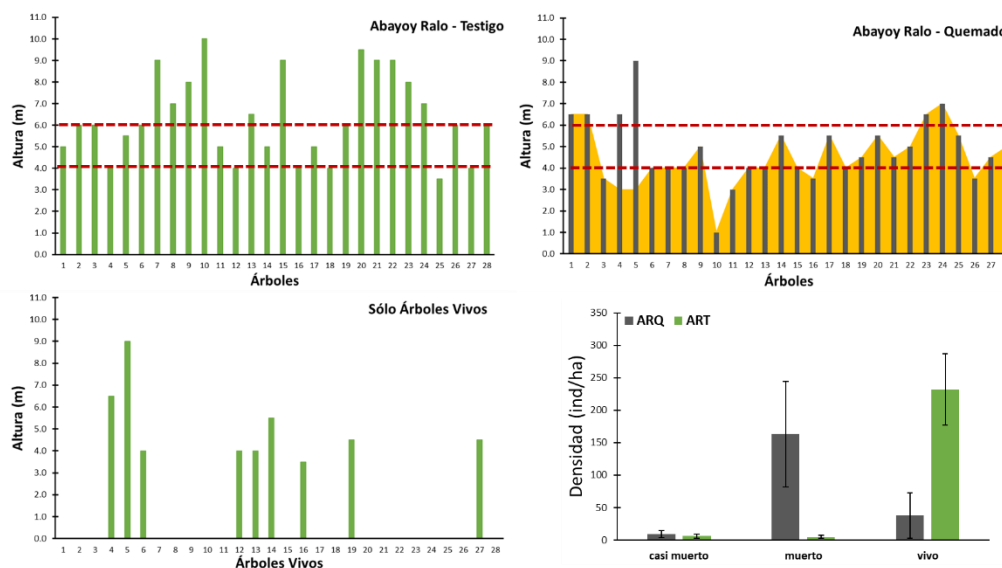


Figura 20. Estructura vertical del Abayoy Ralo, altura de las cicatrices de quema (color anaranjado) y la reconfiguración estructural como consecuencia de la mortalidad de árboles en el ACeIE Ñembi Guasu.

La propagación del incendio en esta cobertura vegetal se clasificó como fuego activo de dosel (fuego de copa), similar al ocurrido en el Bosque Chiquitano Transicional al Chaco y el Abayoy Denso,

habiendo llegado a afectar drásticamente a todos los estratos vegetales (herbáceo, arbustivo, arbóreo y emergente; Figura 20).

La mortalidad de árboles en las áreas quemadas de este tipo de vegetación (Figura 20) alcanzó un promedio de 163 ind/ha (± 81), lo cual representa la disminución del 77.6% de los árboles por cada hectárea de terreno; valor que supera significativamente al encontrado en las áreas no quemadas, donde la mortalidad de árboles por causas naturales apenas representa el 2% (5 ind/ha ± 2) de la densidad total.



Figura 21. Situación actual de la estructura vertical del Abayoy Ralo como producto de la mortalidad de árboles en el ACEIe Ñembi Guasu.

Por lo que, paisajísticamente la configuración fisionómica del Abayoy Ralo en las áreas quemadas cambiará contrastantemente con relación a las áreas no quemadas (Figura 20); siendo actualmente una fuente de combustible altamente inflamables (Figura 21).

Como resultado de la mortalidad del 77.6% de los árboles, la riqueza de especies en las áreas quemadas disminuyó significativamente con relación a las áreas no quemadas (Figura 22A), pues donde generalmente se podría haber encontrado entre 15 y 32 especies de árboles por cada hectárea de superficie (áreas no quemadas), actualmente sólo existen entre 1 y 3 especies.

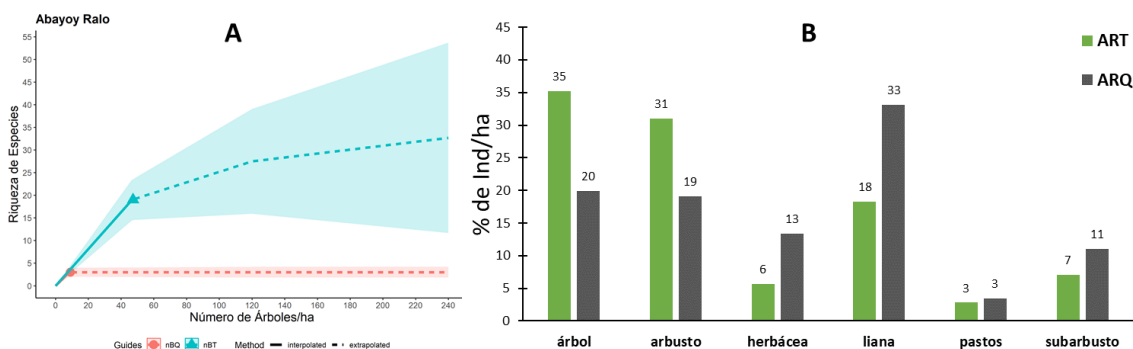


Figura 22. Riqueza de especies (A) y capacidad de regeneración (B) cuantificada en las áreas quemadas y áreas no quemadas del Abayoy Ralo en el ACEIe Ñembi Guasu.

En las áreas quemadas la capacidad de regeneración de especies arbóreas y arbustivas (de larga vida) fue significativamente menor que las cuantificadas en las áreas no quemadas. La forma de vida dominante en las áreas quemadas fueron las lianas, las cuales posiblemente están impidiendo la regeneración de las especies arbóreas y arbustivas.

Síndromes de dispersión

El tipo de dispersión dominante en los cuatro tipos de vegetación más afectados por los incendios correspondió a la anemócora (Figura 23). La autocoría y zoocoría presentaron valores relativamente similares.

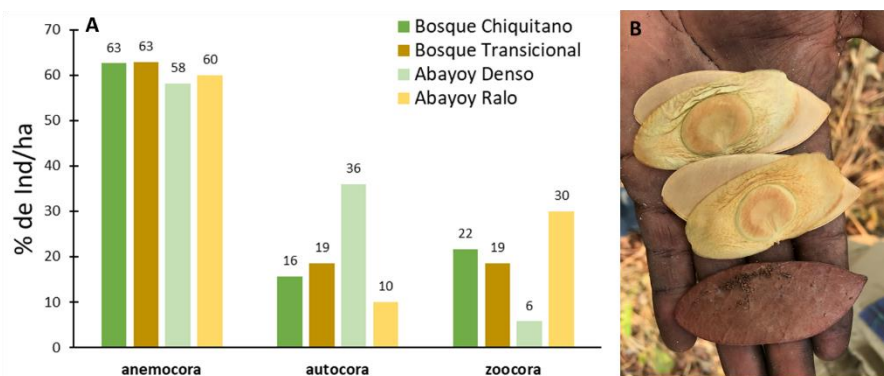


Figura 23. Distribución porcentual de la abundancia de individuos por tipo de síndrome de dispersión según los tipos de vegetación más afectados por los incendios en el ACeIE Ñembi Guasu.

A= Distribución porcentual de la abundancia; B= semillas de *Diptychandra aurantiaca*, adaptadas para la dispersión por viento.

Por tanto, aproximadamente el 80% de la dispersión de semillas de los árboles desde las áreas no quemadas hacia las áreas quemadas dependerá únicamente de la acción y velocidad del viento, así como de la capacidad intrínseca de la dispersión de las especies (autócora). La baja dependencia de la fauna como dispersores de semillas resulta ecológicamente beneficiosa para la recuperación de la vegetación, pues la sucesión vegetal podría iniciar independientemente del retorno o presencia de los animales.

Recambio de la composición de especies

De los cuatro tipos de vegetación arbórea, solo el Bosque Chiquitano fue la comunidad vegetal que no resultó significativamente modificada por los incendios, ya que las áreas quemadas y no quemadas poseen una elevada similitud taxonómica y estructural (Tabla 4).

Tabla 4. Similitud cualitativa (celdas celestes) y cuantitativa (celdas blancas) de la vegetación evaluada en las áreas quemadas y áreas no quemadas del ACeIE Ñembi Guasu.

BAQ= bosque chiquitano quemado; BAT= bosque chiquitano no quemado; BBQ= abayoy denso quemado; BBT= abayoy denso no quemado; BMQ= bosque chiquitano transicional quemado; BMT= bosque chiquitano transicional no quemado; nBQ= abayoy ralo quemado; nBT= abayoy ralo no quemado.

	BAQ	BAT	BBQ	BBT	BMQ	BMT	nBQ	nBT
BAQ	1	0.70	0.31	0.22	0.00	0.32	0.15	0.14
BAT	0.59	1	0.02	0.15	0.02	0.25	0.05	0.12
BBQ	0.07	0.02	1	0.13	0.00	0.03	0.22	0.08
BBT	0.20	0.15	0.13	1	0.08	0.16	0.22	0.42
BMQ	0.00	0.02	0.00	0.08	1	0.03	0.00	0.00
BMT	0.32	0.25	0.03	0.16	0.03	1	0.08	0.14
nBQ	0.09	0.05	0.22	0.22	0.00	0.08	1	0.18
nBT	0.18	0.12	0.08	0.42	0.00	0.14	0.18	1

Sin embargo, esta situación no fue evidenciada en las otras comunidades vegetales, pues, tanto, cualitativa como cuantitativamente las áreas quemadas se diferenciaron de las no quemadas, demostrando una elevada alteración de la composición de especies como producto de los incendios.

Biomasa y disponibilidad de combustibles

La mayor concentración de combustible vegetal fue cuantificada en las formaciones campestres (Tabla 5; 3.46 tn/ha⁻¹), la cual corresponde a una fisionomía dominada principalmente por pastos y hierbas [biomasa fina (BMF), altamente inflamable], formas de vida que representan el 75% del total de su biomasa y que se distribuye en un estrato gramíneo-herbáceo continuo, cuyo dosel es de 1.5 m de altura (± 0.3).

Tabla 5. Cantidad de biomasa acumulada por tipo de combustibles y tipos de vegetación en las áreas quemadas y áreas no quemadas del ACeIE Ñembi Guasu.

Tipo de Vegetación		Biomasa (t/ha ⁻¹)						
		BMF	<0.5	>0.5<1	>1	Total	DE	CV
Bosque Chiquitano	Quemado	0.000	0.785	0.245	1.108	2.138	0.946	44.3
	no quemado	0.000	0.768	0.124	1.380	2.272	1.449	63.8
Bosque Chiquitano Transicional al Chaco	quemado	0.000	0.504	0.139	1.745	2.388	0.354	14.8
	no quemado	0.000	0.445	0.698	0.595	1.738	0.768	44.2
Formaciones campestres	quemado	2.605	0.715	0.073	0.069	3.461	0.309	8.9
Abayoy Ralo	quemado	0.002	1.075	0.230	0.098	1.405	0.255	18.1
	no quemado	0.021	1.876	0.103	0.951	2.950	0.762	25.8
Abayoy Denso	quemado	0.003	1.234	0.230	0.483	1.948	0.688	35.3
	no quemado	0.000	0.223	0.033	2.383	2.638	0.731	27.7

Estadísticamente, la cantidad de biomasa acumulada en las áreas quemadas y no quemadas fue diferente en todos los tipos vegetación, excepto en el Bosque Chiquitano, donde la biomasa mantuvo valores similares (Tabla 5).

Con excepción de las formaciones campestres, la cual posee una significativa cantidad de combustibles altamente inflamables, hasta octubre del 2020 todos los tipos de vegetación afectados por los incendios han acumulado entre 0.44 y 1.8 t/ha de combustibles relativamente inflamables (plantas de consistencia herbácea con diámetro <0.5; Tabla 5). Por lo que, la disponibilidad de combustibles de rápida ignición, tanto en áreas quemadas como no quemadas es un peligro latente ante la ocurrencia de nuevos incendios forestales.

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

De los cinco tipos de vegetación más afectados en extensión territorial, la severidad de impacto de los incendios sobre la flora y vegetación fue extremadamente mayor en el Bosque Chiquitano Transicional al Chaco, y el Abayoy Denso y Ralo, ya que después de los incendios la riqueza y diversidad de especies, así como la estructura y composición de la vegetación disminuyó drásticamente con relación a las características previamente existentes (mortalidad de árboles >70%). Así también, a un año de la ocurrencia de los incendios, el proceso de sucesión vegetal en estos tres tipos de vegetación no presentó avances significativos y/o relativamente similares con relación a la regeneración de las áreas no quemadas, lo cual es atribuido a la ausencia de árboles semilleros y la eliminación de los bancos de semillas depositados en los suelos.

Por otro lado, en el Bosque Chiquitano y las Formaciones Campestres la severidad de impacto de los incendios fue significativamente baja, ya que ambos tipos de vegetación consiguieron soportar y/o recuperarse plenamente después de los incendios; no habiendo presentado cambios en cuanto su riqueza, estructura y composición de especies.

Finalmente, debido al elevado incremento de la biomasa herbácea (combustible de rápida ignición) después de los incendios, y el alto contenido de biomasa leñosas (árboles muertos), las áreas quemadas del Bosque Chiquitano Transicional al Chaco y el Abayoy Denso y Ralo se constituyen en áreas altamente susceptibles e idóneas para la ocurrencia de nuevos incendios (posiblemente de mayor magnitud con relación a los incendios del 2019).

5.1.3. Fauna de vertebrados

Los tipos de vegetación muestreados en el ACeIE Ñembi Guasu fueron agrupados en dos principales tipos de cobertura, siendo estos: i. cobertura boscosa, la cual está conformada por el Bosque Chiquitano, Bosque Chiquitano Transicional al Chaco (Figura 15) y el Abayoy Denso; y ii. cobertura no boscosa, conformada por el Abayoy Ralo (Figura 21).

Anfibios

Cobertura boscosa

Durante la época húmeda y época seca solo se registró una especie de anfibio, siendo esta *Rhinella schneideri* (Bufonidae; Figura 24), la cual fue encontrada habitando en las áreas no quemada.

Según los criterios de la IUCN, esta especie no se encuentra categorizada bajo ningún estatus de amenaza a nivel nacional (MMAyA 2009) o internacional (UICN 2020). Asimismo, tampoco está incluida en ninguno de los apéndices de la CITES.



Figura 24. *Rhinella Schneideri*, especie de anfibio registrada durante el periodo de evaluación y monitoreo en áreas de cobertura boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

Debido a la baja cantidad de especies e individuos registrados, y considerando que las características ambientales de la cobertura muestreada en la región de estudio no constituyen un hábitat idóneo para los anfibios, resulta difícil determinar y fundamentar el impacto de los incendios sobre este grupo de vertebrados.

Por tanto, la severidad del impacto de los incendios sobre los anfibios en la cobertura boscosa es incierta.

Cobertura no boscosa

Evaluación – época húmeda

En la cobertura no boscosa (áreas quemadas y áreas no quemadas) se registró un total de 12 especies de anfibios (Figura 25), los cuales corresponden a un único orden, dentro del que se distribuyen en 4 familias y 9 géneros.

Según los criterios de la IUCN, ninguna de las especies registradas se encuentra categorizada bajo algún estatus de amenaza a nivel nacional (MMAyA 2009) o internacional (UICN 2020). De igual manera, ninguna de las especies está incluida en alguno de los apéndices de la CITES.

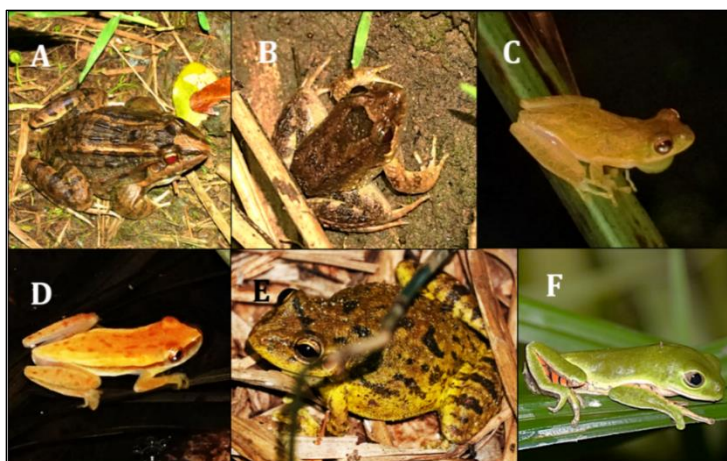


Figura 25. Anfibios registrados en áreas de cobertura no boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.
 A= *Leptodactylus chaquensis*; B= *L. podicipinus*; C= *Dendropsopus minutus*; D= *D. nanus*; E= *Scinax fuscovarius*; F= *Pithecopus hypochondrialis*.

El tiempo y esfuerzo de muestreo empleado durante el trabajo de campo en las áreas quemadas y no quemadas fue estadísticamente representativo, ya que se logró alcanzar a cubrir aproximadamente el 95% del total de la cobertura muestral estimada (Figura 26A).

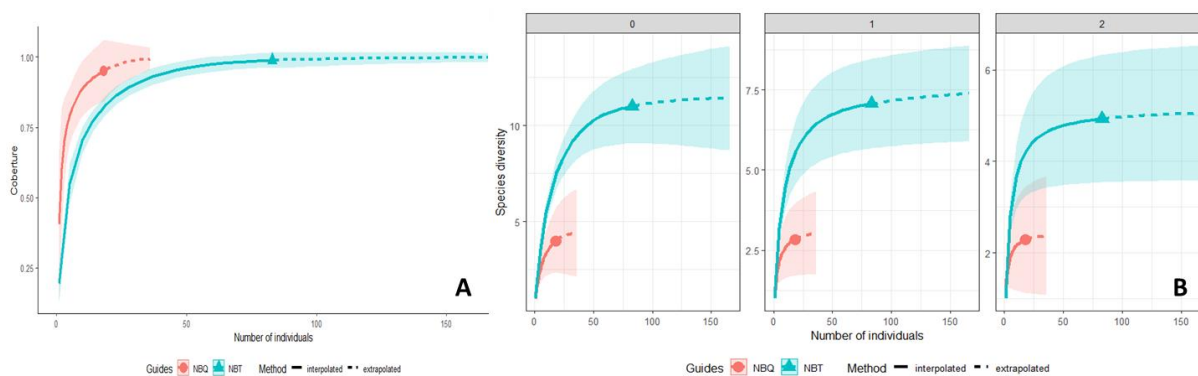


Figura 26. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de anfibios registrados en la cobertura no boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.

A= Curvas de rarefacción/extrapolación de la riqueza de anfibios basadas en el tamaño de la muestra; B= Rarefacción/extrapolación basada en la cobertura. NBQ= no bosque quemado; NBT= no bosque testigo. 0= riqueza de especies; 1= exponencial del índice de Shannon; 2= inverso del índice de Simpson.

De acuerdo con los modelos de estimación de riqueza (Figura 26B), potencialmente la cantidad de especies en las áreas no quemadas podría incrementarse en un 9.6% (de 11 a 12 especies); y en las áreas quemadas en un 20% (de 4 a 5 especies). Por lo que, el ensamblaje de anfibios que habita en las áreas no quemadas posee una riqueza y diversidad de especies (observada y estimada) significativamente mayor que la cuantificada en el ensamblaje de anfibios que colonizó las áreas quemadas (Figura 26B).

Así también, la composición taxonómica del ensamblaje de anfibios que colonizó y se estableció en las áreas quemadas fue contrastantemente diferente de la composición taxonómica del ensamblaje que habita en las áreas no quemadas, ya que, cuantitativamente, la similaridad de especies entre ambas áreas sólo alcanzó el 38%.

Monitoreo – época seca

Durante la época seca no se registró ninguna especie de anfibio, tanto, en las áreas quemadas como en las áreas no quemadas.

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

En la cobertura no boscosa, los anfibios resultaron severamente impactados por los incendios, ya que, como consecuencia de la alteración y modificación del hábitat las áreas quemadas sólo consiguieron recuperar aproximadamente el 36% de la riqueza y diversidad de las especies previamente existentes (áreas no quemadas).

Por otro lado, la ausencia de anfibios (especies que colonizaron las áreas quemadas durante la época húmeda) durante la época seca puede ser atribuida principalmente al cambio de la estacionalidad climática, y no así al impacto de los incendios; ya que, de acuerdo con su historia natural, los anfibios generalmente son más activos y diversos durante la época húmeda, y poco o nada activos y diversos durante la época seca.

Reptiles

Cobertura boscosa

Evaluación – época húmeda

Durante la época húmeda se registró un total de 6 especies de reptiles (Figura 27), las cuales se encuentran distribuidas en 2 órdenes, 4 familias y 6 géneros. La familia taxonómicamente mejor representada fue Teiidae (3 spp.).

Ninguna de las especies registradas se encuentra categorizada bajo algún estatus de amenaza a nivel nacional (MMAyA 2009) o internacional (UICN 2020) según los criterios de la IUCN. Sin embargo, 2 de las 6 especies registradas están incluidas como parte del apéndice II de la CITES, siendo estas la peta de monte (*Chelonoidis carbonarius*) y la mussurana (*Clelia clelia*).



Figura 27. Algunas de las especies de reptiles registrados en áreas de cobertura boscosa del ACeE Ñembi Guasu.

A= *Teius teyou*; B= *Salvator* sp.; C= *Tropidurus etheridgei*; D= *Chelonoidis carbonarius*.

En las áreas no quemadas, la eficiencia del esfuerzo de muestreo aplicado durante el trabajo de campo fue estadísticamente representativo, habiendo alcanzado a cubrir aproximadamente el 95% del total de la cobertura muestral (Figura 28A). Por otro lado, en las áreas quemadas, el esfuerzo de muestreo solo alcanzó a cubrir aproximadamente el 55% del total de la cobertura muestral, siendo así un muestreo parcialmente representativo, ya que, probabilísticamente existe una alta cantidad de especies aún no registrada.

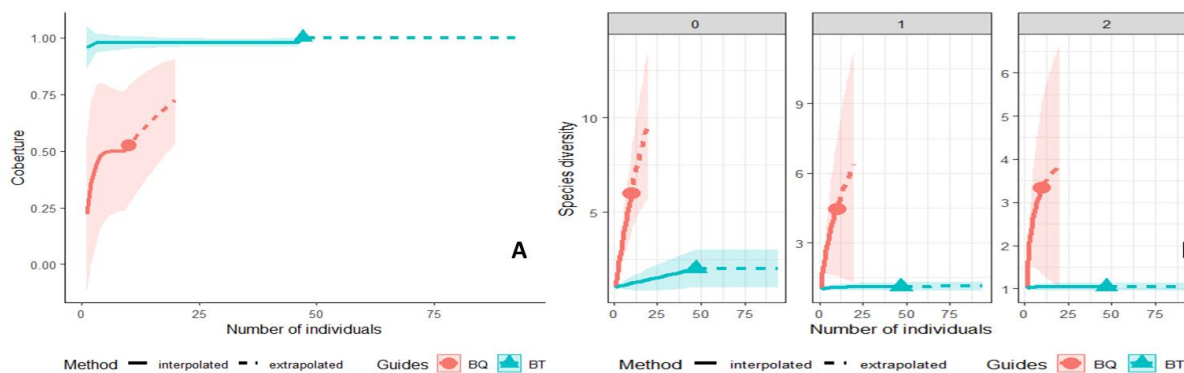


Figura 28. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de reptiles en áreas de cobertura boscosa del ACEI Nembí Guasu.

A: Curvas de completitud de la muestra para reptiles del Nembí Guasu basadas en el tamaño de la muestra. B: Curvas de rarefacción/extrapolación. BQ= bosque quemado; BT= bosque testigo. 0= riqueza de especies; 1= exponencial de Shannon; 2= inverso de Simpson.

De acuerdo con las estimaciones de riqueza (Figura 28B), en las áreas quemadas el número de especies podría incrementarse potencialmente en un 50% (de 6 a 9 especies; 3 especies no inventariadas); no previéndose ningún incremento en las áreas no quemadas, ya que probabilísticamente con el muestreo implementado se habría logrado inventariar al 100% de las especies (2 especies inventariadas). Por lo cual, la riqueza y diversidad (observada y estimada) del ensamblaje de reptiles que colonizaron las áreas quemadas después de los incendios fue significativamente mayor que la cuantificada en el ensamblaje que habita en las áreas no quemadas (Figura 28B).

Sin embargo, pese a contener una mayor riqueza y diversidad de especies, la abundancia de reptiles en las áreas quemadas fue menor que la registrada en las áreas no quemadas (Figura 29A), indicando que, a la conclusión de los incendios y el inicio de la época húmeda, las áreas quemadas propiciaron una mayor diversidad de hábitats y de recursos alimenticios, pero en bajas proporciones, tornándose idóneas para la colonización de especies con bajas densidades poblacionales y diferentes tipos de requerimientos.

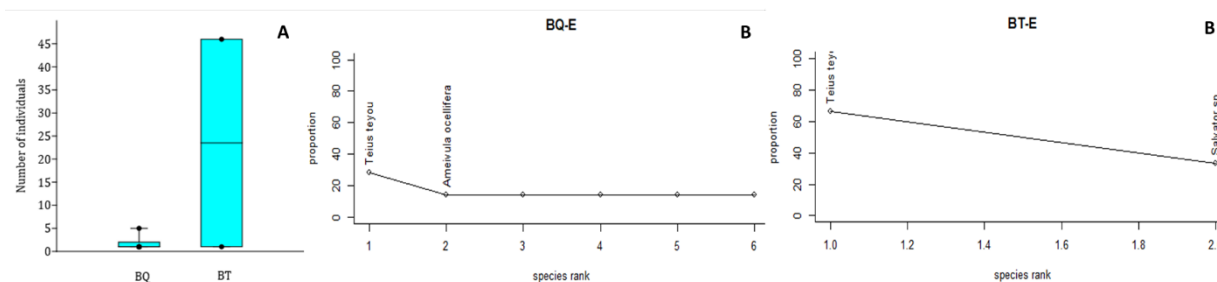


Figura 29. Comparación de abundancias totales y por especies en áreas de cobertura boscosa del ACEI Nembí Guasu.

A: Diagrama de cajas y violín para el registro de abundancias de reptiles por cada hábitat evaluado en Nembí Guasu. B: Curvas rango-abundancia. BQ= bosque quemado; BT= bosque testigo.

Por otro lado, la composición y estructura del ensamblaje de reptiles que colonizó las áreas quemadas fue significativamente diferente del ensamblaje que habita en las áreas no quemadas (21% de similaridad cuantitativa; Figura 29B). En ambas áreas, la mayor cantidad de individuos se concentró en una sola especie de lagartija (*T. teyou*, con una abundancia >35% en las áreas quemadas y >63% en las áreas no quemadas; Figura 29B), la cual se constituyó en el taxón dominante.

Monitoreo – época seca

Durante la época de seca, la riqueza y diversidad de especies (observada y estimada) en las áreas no quemadas se incrementó significativamente con relación a la cuantificada en la época húmeda (de 2 a 5 especies; Figura 30). Contrariamente, en las áreas quemadas, la riqueza y diversidad (observada y estimada) de reptiles fue significativamente menor que la cuantificada en la época húmeda (de 6 a 4 especies; Figura 30).

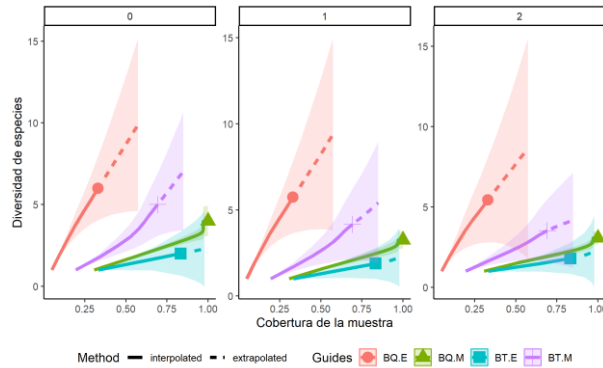


Figura 30. Curvas de rarefacción/extrapolación de reptiles basadas en la cobertura de la muestra en áreas boscosas del ACEI E Ñembi Guasu.

BQ.E= bosque quemado evaluación; BQ.M= bosque quemado monitoreo; BT-E= bosque testigo evaluación; BT-M= bosque testigo monitoreo. 0= riqueza de especies; 1= exponencial de Shannon; 2= inverso de Simpson.

Sin embargo, pese a la evidente disminución de la riqueza y diversidad de especies, durante la época seca las áreas quemadas congregaron una abundancia de reptiles estadísticamente mayor que la cuantificada durante la época húmeda y la cuantificada en las áreas no quemadas (época húmeda y época seca), donde, la abundancia de individuos se mantuvo constante en el tiempo (Figura 31).

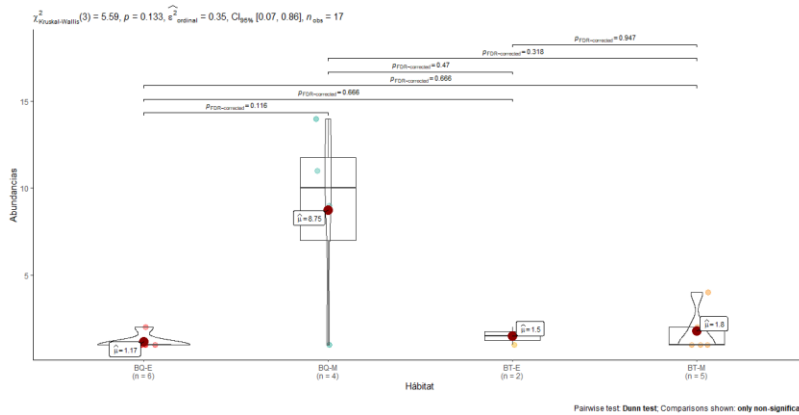


Figura 31. Diagrama de cajas y violín para el registro de abundancias de reptiles en áreas de cobertura boscosa del ACEI E Ñembi Guasu.

BQ.E= bosque quemado evaluación; BQ.M= bosque quemado monitoreo; BT-E= bosque testigo evaluación; BT-M= bosque testigo monitoreo. n= número de especies registradas.

Así también, con el incremento de la riqueza y diversidad de especies en las áreas no quemadas durante la época seca, la estructura y composición taxonómica del ensamblaje de reptiles cambió significativamente con relación al ensamblaje que se estableció en las mismas áreas durante la época húmeda. De modo que, probablemente la dinámica de cambio de la estructura, composición, riqueza y diversidad de reptiles en las áreas no quemadas está regida en función de la estacionalidad climática, variable que determina la oferta y disponibilidad de hábitats y recursos alimenticios (Figura 32; Tabla 6).

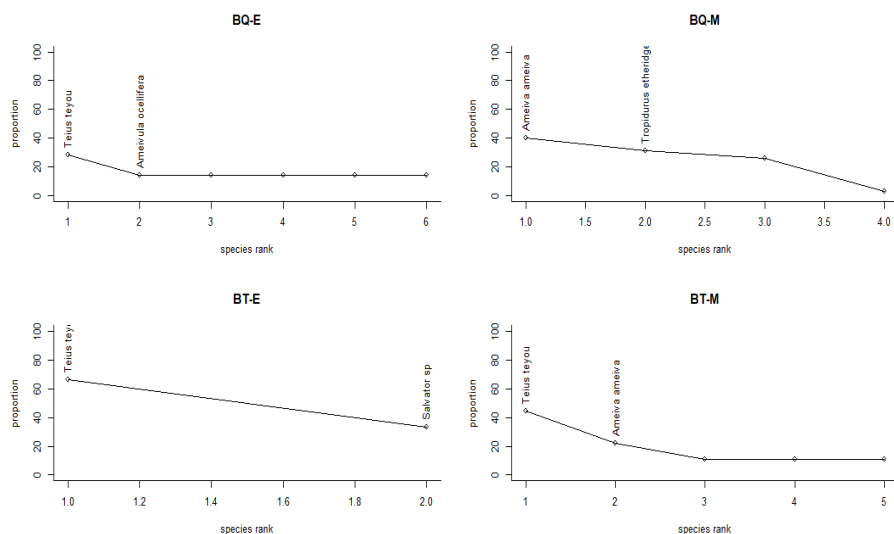


Figura 32. Curvas rango-abundancia de los reptiles registrados en áreas de cobertura boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.

BQ.E= bosque quemado evaluación; BQ.M= bosque quemado monitoreo; BT-E= bosque testigo evaluación; BT-M= bosque testigo monitoreo.

Por otro lado, en las áreas quemadas, la estructura del ensamblaje de reptiles se mantuvo relativamente similar y constante en el tiempo, no existiendo cambios y/o modificaciones significativas según la estacionalidad climática (Figura 32; Tabla 6). Sin embargo, taxonómicamente, la composición del ensamblaje de reptiles que colonizó las áreas durante la época húmeda cambió contrastantemente con relación al ensamblaje que se estableció en la época seca, la cual, además, también se diferenció taxonómicamente del ensamblaje de reptiles que habitan en las áreas no quemadas (Tabla 6).

Tabla 6. Valores de distancia taxonómica determinados para el ensamblaje de reptiles en áreas de cobertura boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.

BQ.E= bosque quemado evaluación; BQ.M= bosque quemado monitoreo; BT-E= bosque testigo evaluación; BT-M= bosque testigo monitoreo.

	BQ-E	BQ-M	BT-E
BQ-M	5.82		
BT-E	0.6	5.78	
BT-M	1.13	5.17	1.04

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

De acuerdo con los resultados obtenidos, en la cobertura boscosa, el impacto de los incendios ejerció un efecto altamente negativo sobre el ensamblaje de reptiles, ya que, si bien durante la época húmeda la riqueza y diversidad de especies se incrementó significativamente, ésta se redujo y modificó taxonómicamente en función del cambio de la estacionalidad climática (las áreas no quemadas incrementaron su riqueza y diversidad de especies). En este sentido, considerando a la peta de monte (*Chelonoidis carbonarius*), especie que se encuentra como casi amenazada para Bolivia y dentro del apéndice II de la CITES, es importante resaltar que, si bien esta fue registrada en áreas quemadas durante la época húmeda, ya para la temporada seca solo se constató su presencia al interior de las áreas no quemadas.

Por lo que, aparentemente, en general la oferta y disponibilidad de hábitats y recursos alimenticios en las áreas quemadas no resultaron suficientes para mantener la riqueza, diversidad y composición del ensamblaje de reptiles que colonizaron las áreas quemadas después de los incendios.

Cobertura no boscosa

Evaluación – época húmeda

Dentro de esta cobertura vegetal se logró registrar un total de 5 especies de reptiles (Figura 33), las cuales se encuentran agrupadas en un solo orden, 4 familias y 5 géneros. La familia mejor representada taxonómicamente fue Teiidae (2 spp.).

Ninguna especie registrada está categorizada bajo algún estatus de amenaza a nivel nacional (MMAyA 2009) o internacional (IUCN 2020) según los criterios de la IUCN; así como también, ninguna está incluida en los apéndices de la CITES.



Figura 33. Algunas de las especies de reptiles registrados en áreas de cobertura no boscosa del ACEIe Ñembi Guasu
A= *Ameivula ocellifera*; B= *Teius teyou*.

Durante el trabajo de campo el esfuerzo de muestreo aplicado en las áreas quemadas y no quemadas resultó altamente representativo, habiendo conseguido abarcar a más del 90% de la cobertura muestral esperada (Figura 34A).

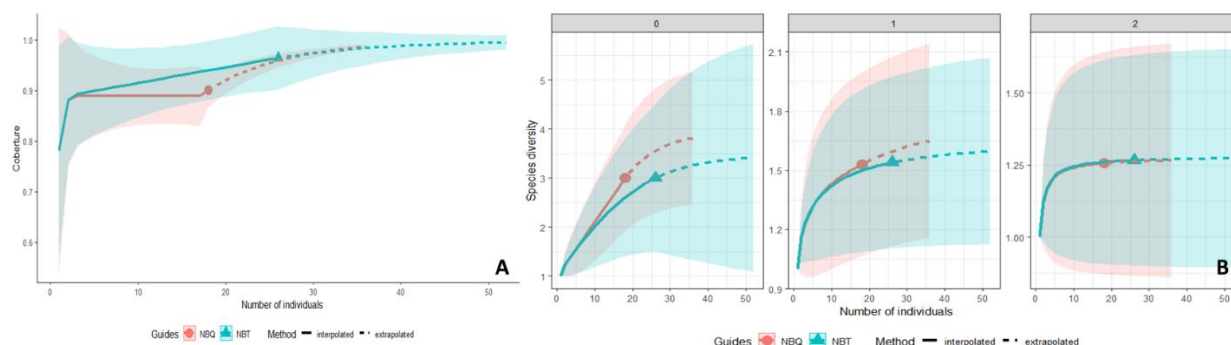


Figura 34. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de reptiles en áreas de cobertura no boscosa del ACEIe Ñembi Guasu.

A: Curvas de completitud de la muestra para reptiles del Ñembi Guasu basadas en el tamaño de la muestra. B: Curvas de rarefacción/extrapolación. NBQ= no bosque quemado; NBT= no bosque testigo. 0= riqueza de especies; 1= exponencial de Shannon; 2= inverso de Simpson.

Según los modelos de estimación de riqueza (Figura 34B), en las áreas quemadas el número de especies podría incrementarse potencialmente en un 25% (de 3 a 4 especies); no previéndose ningún incremento en las áreas no quemadas, ya que probabilísticamente con el muestreo implementado se habría logrado inventariar al 100% de las especies (3 especies inventariadas). Por lo que, la riqueza y diversidad (observada y esperada) del ensamblaje de reptiles que colonizó las áreas quemadas fue estadísticamente similar a la cuantificada en las áreas no quemadas (Figura 34B); manteniendo, además, una composición de especies cuantitativa semejante (72% de similaridad).

Así también, en las áreas quemadas, el ensamblaje de reptiles alcanzó a congregarse una abundancia de individuos estadísticamente similar a la cuantificada en el ensamblaje que habita en las áreas no quemadas (Figura 35A). Con relación a la estructura de los ensamblajes, en ambas áreas la distribución proporcional de la abundancia de individuos por especies se organizó de forma semejante, siendo *Teius teyou* la especie más dominante (>60% de los individuos registrados).

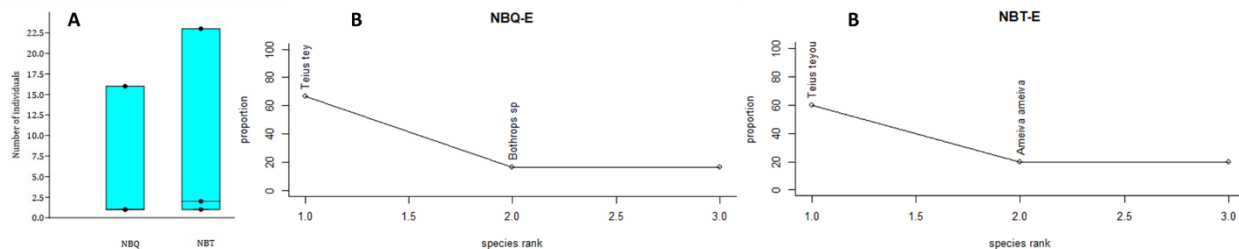


Figura 35. Comparación de abundancias totales y por especies en áreas de cobertura no boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.

A: Diagrama de cajas y violín para el registro de abundancias de reptiles por cada hábitat evaluado en Ñembi Guasu. B: Curvas rango-abundancia. NBQ= no bosque quemado; NBT= no bosque testigo.

Monitoreo – época seca

En las áreas no quemadas, la riqueza y diversidad (observada y esperada) de reptiles cuantificada durante la época seca y húmeda se mantuvo estadísticamente constante en el tiempo (Figura 36). Por el contrario, en las áreas quemadas la riqueza y diversidad (observada y esperada) de reptiles que se estableció durante la época seca fue relativamente menor a la inventariada durante la época húmeda (de 3 a 2 especies; Figura 36).

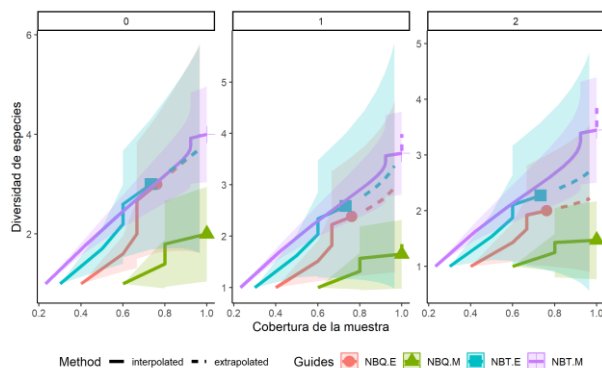


Figura 36. Curvas de rarefacción/extrapolación de reptiles basadas en la cobertura de la muestra en áreas no boscosas del ACeIE Ñembi Guasu.

NBQ.E= no bosque quemado evaluación; NBQ.M= no bosque quemado monitoreo; NBT-E= no bosque testigo evaluación; NBT-M= no bosque testigo monitoreo. 0= riqueza de especies; 1= exponencial de Shannon; 2= inverso de Simpson.

Por otro lado, durante la época seca y época húmeda, la abundancia de reptiles que colonizó y se estableció en las áreas quemadas no presentaron diferencias estadísticamente significativas con relación de la abundancia de reptiles que habitan en las áreas no quemadas (Figura 37).

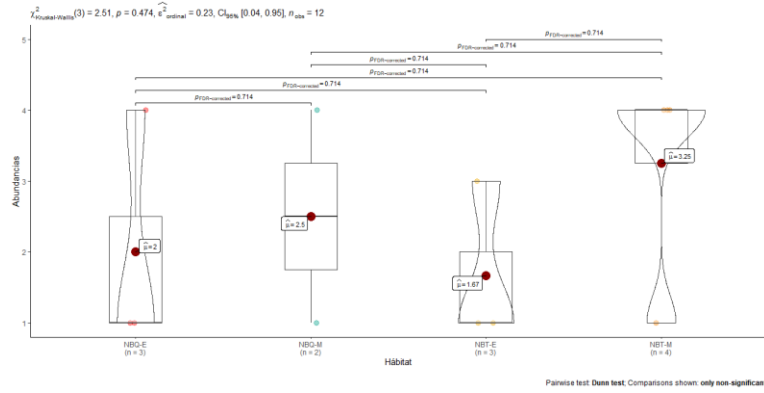


Figura 37. Diagrama de cajas y violín para el registro de abundancias de reptiles en áreas de cobertura no boscosa del ACeIE Ñembi Guasu. NBQ.E= no bosque quemado evaluación; NBQ.M= no bosque quemado monitoreo; NBT-E= no bosque testigo evaluación; NBT-M= no bosque testigo monitoreo. n= número de especies registradas.

Con respecto a la estructura del ensamblaje, durante la época húmeda y la época seca, en las áreas no quemadas la distribución de la abundancia de reptiles por especies se mantuvo organizada de forma relativamente similar (Figura 38). Sin embargo, en las áreas quemadas, la estructura del ensamblaje de reptiles registrado durante la época de seca cambió significativamente con relación a la obtenida en la época húmeda, lo cual se atribuye principalmente a la disminución de la riqueza y diversidad especies (Figura 38).

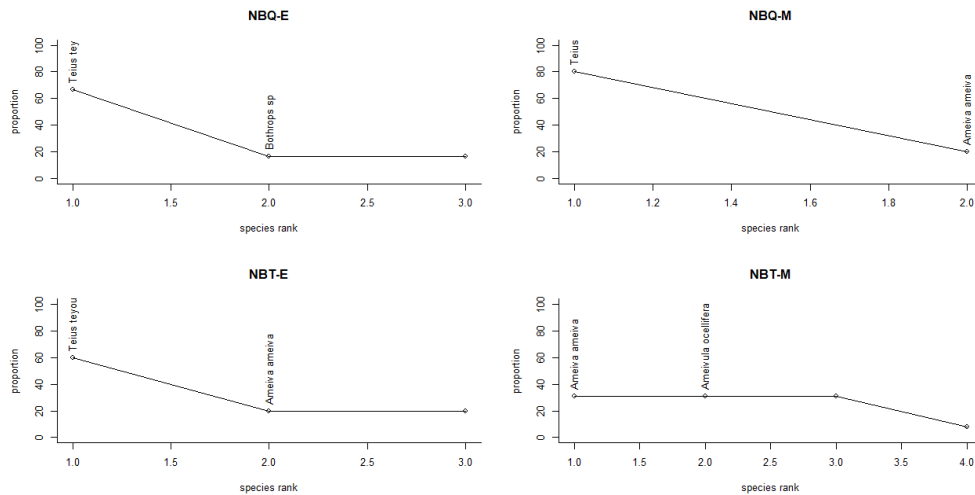


Figura 38. Curvas rango-abundancia de los reptiles registrados en áreas de cobertura no boscosa del ACeIE Ñembi Guasu. NBQ.E= no bosque quemado evaluación; NBQ.M= no bosque quemado monitoreo; NBT-E= no bosque testigo evaluación; NBT-M= no bosque testigo monitoreo.

No obstante, la composición de especies inventariada en las áreas quemadas durante la época seca se mantuvo significativamente similar a la inventariada en la época húmeda y, además, relativamente semejante a la composición de especies del ensamblaje que habita en las áreas no quemadas (Tabla 7). Así también, la composición de especies del ensamblaje de reptiles que habita en las áreas no quemadas se mantuvo significativamente constante durante la época húmeda y la época seca (Tabla 7).

Tabla 7. Valores de distancia taxonómica determinados para el ensamblaje de reptiles en áreas de cobertura no boscosa del ACEI Ñembi Guasu.

NBQ.E= no bosque quemado evaluación; NBQ.M= no bosque quemado monitoreo; NBT-E= no bosque testigo evaluación; NBT-M= no bosque testigo monitoreo.

	NBQ-E	NBQ-M	NBT-E
NBQ-M	0.655		
NBT-E	0.845	0.535	
NBT-M	2.236	1.927	2

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

A un año de la ocurrencia de los incendios, la comunidad de reptiles que se estableció en las áreas quemadas aún no consiguió recuperar plenamente sus niveles de riqueza y diversidad de especies con relación a la previamente existente antes de los incendios; lo cual es atribuido inicialmente al impacto de los incendios, y posteriormente al cambio de la estacionalidad climática, ya que, durante la época seca, con la escases de agua, generalmente también se reduce la disponibilidad de recursos alimenticios, y por ende también se incrementa la competencia intrínseca y extrínseca de las especies; provocando de esta forma la migración total (salida de toda una población) y/o parcial (salida de una parte la población) de las especies que colonizaron las áreas quemadas (en las áreas no quemadas la riqueza y diversidad se mantuvo constante durante la época seca y húmeda).

Aves

Cobertura boscosa

Evaluación – época húmeda

En las áreas quemadas y no quemadas se registró un total de 43 especies (Figura 39), las cuales se distribuyen en 12 órdenes, 19 familias y 41 géneros. La familia con mayor número de especies fueron Tyrannidae y Psittacidae, cada una con 4 especies.

Ninguna de las especies registradas está categorizada bajo algún estatus de amenaza a nivel nacional (MMAyA 2009) o internacional (IUCN 2020) según los criterios de la IUCN. En cuanto a los apéndices de la CITES, 6 de las especies registradas se encuentran incluidas en el apéndice II, siendo estas el picaflor bronceado (*Hylocharis chrysura*), la carcaña (*Caracara plancus*) y los loros *Amazona aestiva*, *Pionus maximiliani*, *Thectocercus acuticaudatus* y *Primolius auricollis*.

Respecto al tipo de movimiento (capacidad de migración), el 81.4% de las especies registradas corresponden a taxones residentes (no migrantes; 35 spp.).

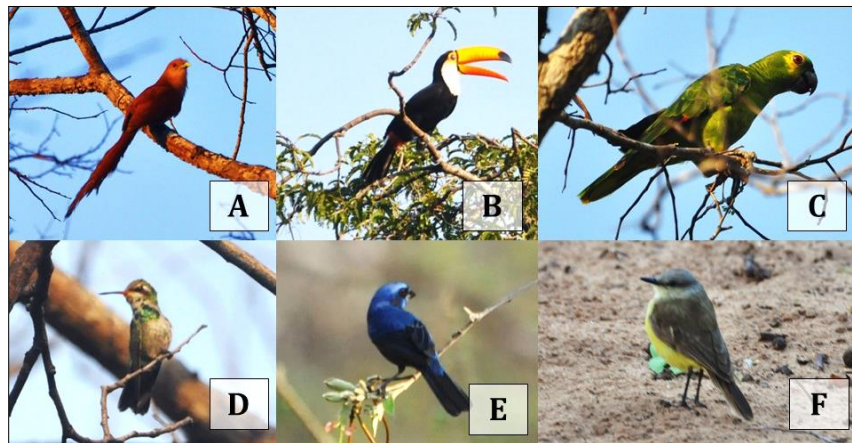


Figura 39. Algunas de las especies de aves registradas en áreas de cobertura boscosa del ACEI Ñembi Guasu.

A= *Piaya cayana*; B= *Ramphastos toco*; C= *Amazona aestiva*; D= *Phaethornis subochraceus*; E= *Cyanocompsa brissonii*; F= *Tyrannus melancholicus*.

El esfuerzo de muestreo empleado durante el trabajo de campo en las áreas quemadas y no quemadas fue probabilísticamente suficiente y apropiado para obtener resultados confiables, habiendo conseguido alcanzar aproximadamente el 90% del total de la cobertura muestral (Figura 40A).

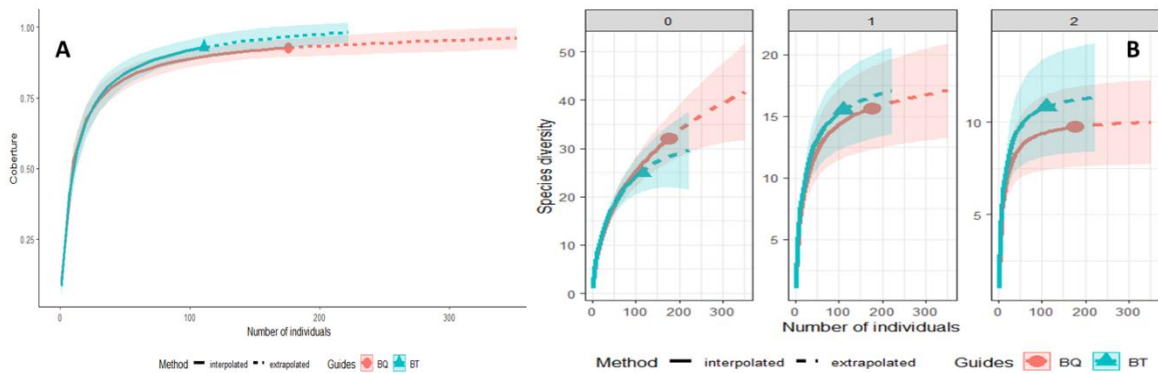


Figura 40. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de aves en áreas de cobertura boscosa del ACEI Ñembi Guasu.

A: Curvas de completitud de la muestra para aves del Ñembi Guasu en el tamaño de la muestra. B: Curvas de rarefacción/extrapolación. BQ= bosque quemado; BT= bosque testigo. 0= riqueza de especies; 1= exponencial de Shannon; 2= inverso de Simpson.

De acuerdo con los modelos de estimación de riqueza (Figura 40B), en las áreas no quemadas el número de especies podría incrementarse potencialmente en un 24.2% (de 25 a 31 especies); y en las áreas quemadas en un 65.6% (de 32 a 53 especies). Por lo cual, estadísticamente, la riqueza y diversidad (observada y esperada) de aves que colonizaron las áreas quemadas después de los incendios fue significativamente mayor que la cuantificada en el ensamblaje de aves que habita en las áreas no quemadas (Figura 40B).

Por otro lado, con el incremento de la riqueza y diversidad de especies, en las áreas quemadas también se incrementó la abundancia de individuos, habiendo alcanzado en promedio una abundancia similar al registrado en las áreas no quemadas (Figura 41A).

Así también, en las áreas quemadas la distribución de la abundancia de individuos por especies se organizó de forma estructuralmente similar al ensamblaje de aves que habita en las áreas no quemadas (Figura 41B); sin embargo, en ambos casos, los ensamblajes estuvieron conformados por una composición de especies diferente (43% de similitud cuantitativa).

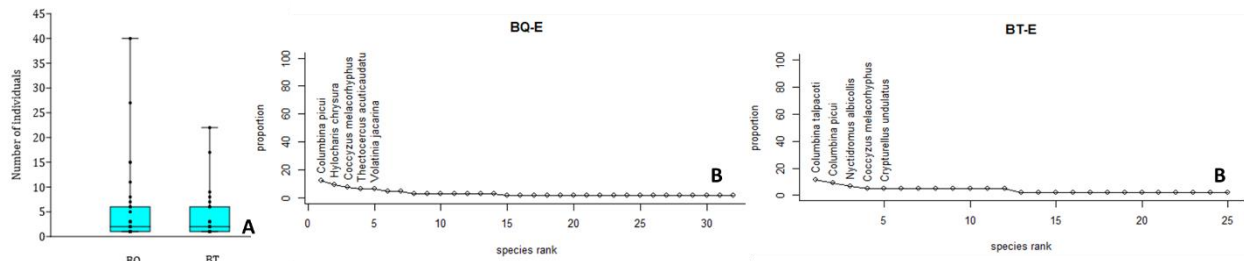


Figura 41. Comparación de abundancias totales y por especies en áreas de cobertura boscosa del ACEI Ñembi Guasu.

A: Diagrama de cajas y violín para el registro de abundancias de aves por cada hábitat evaluado en Ñembi Guasu. B: Curvas rango-abundancia. BQ= bosque quemado; BT= bosque testigo.

Con respecto a la estructura de las comunidades según los gremios tróficos, en las áreas quemadas la distribución de la abundancia de individuos por tipo de gremio se organizó equitativamente mejor (ningún gremio trófico fue altamente abundante con relación a otro) que en las áreas no quemadas, donde más del 80% de los individuos se agruparon en 2 de los 4 gremios identificados (Figura 42).

Por tanto, podemos asumir que la diversidad y disponibilidad de recursos alimenticios en las áreas quemadas fue significativamente mayor a la encontrada en las áreas no quemadas.

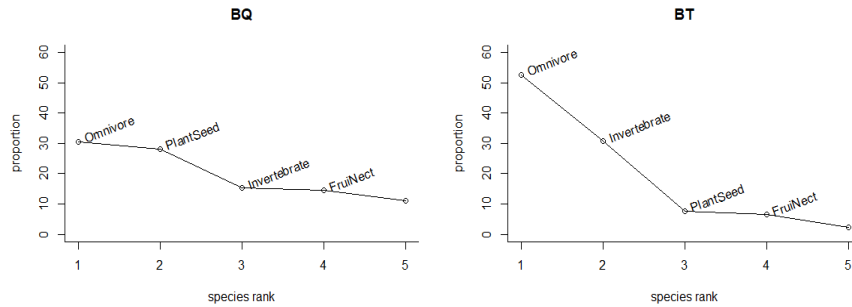


Figura 42. Curvas rango-abundancia de los gremios tróficos registrados en áreas de cobertura boscosa del ACEI Nambi Guasu.
BQ= bosque quemado; BT= bosque testigo.

Monitoreo – época seca

En las áreas quemadas, la riqueza y diversidad (observada y esperada) del ensamblaje de aves que se estableció durante la época seca (51 spp.), fue significativamente mayor que la cuantificada en la época húmeda (32 spp.; Figura 43); en cambio, en las áreas no quemadas, durante la época seca (22 spp.) la riqueza y diversidad del ensamblaje de aves disminuyó con relación a la cuantificada en la época húmeda (25 spp.; Figura 43).

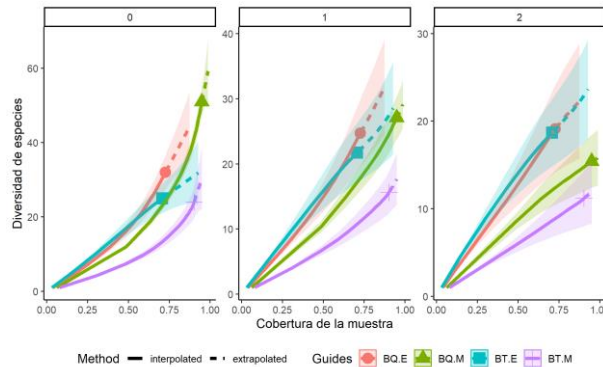


Figura 43. Curvas de rarefacción/extrapolación para aves basadas en la cobertura de la muestra en áreas boscosas del ACEI Nambi Guasu.

BQ.E= bosque quemado evaluación; BQ.M= bosque quemado monitoreo; BT-E= bosque testigo evaluación; BT-M= bosque testigo monitoreo. 0= riqueza de especies; 1= exponencial de Shannon; 2= inverso de Simpson.

Del mismo modo, durante la época seca, la abundancia de aves en las áreas quemadas fue significativamente mayor que la cuantificada en la época húmeda (Figura 44); mientras que, en las áreas no quemadas, la abundancia de aves cuantificada durante la época húmeda y la época seca no presentaron diferencias estadísticamente significativas.

Evaluación de impactos ecológicos en áreas afectadas por quemas e incendios

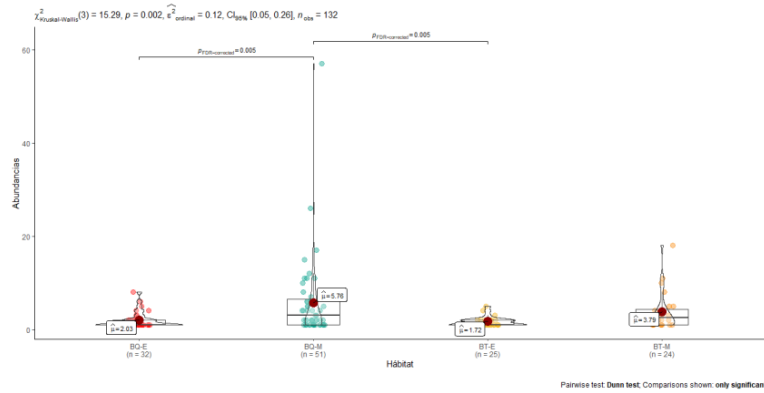


Figura 44. Diagrama de cajas y violín para el registro de abundancias de Aves en áreas de cobertura boscosa del ACEIe Ñembi Guasu.

BQ.E= bosque quemado evaluación; BQ.M= bosque quemado monitoreo; BT-E= bosque testigo evaluación; BT-M= bosque testigo monitoreo. n= número de especies registradas.

Por otro lado, la composición de especies que conforman los ensamblajes de aves en las áreas quemadas y no quemadas cambiaron significativamente en función del impacto de los incendios (áreas quemadas vs. áreas no quemadas) y el cambio en la estacionalidad climática (época húmeda, etapa de evaluación vs. época seca, etapa de monitoreo). Sin embargo, pese a estas diferencias, la estructura de los ensamblajes se distribuyó de forma relativamente equitativa, no existiendo especies altamente dominantes (Figura 45).

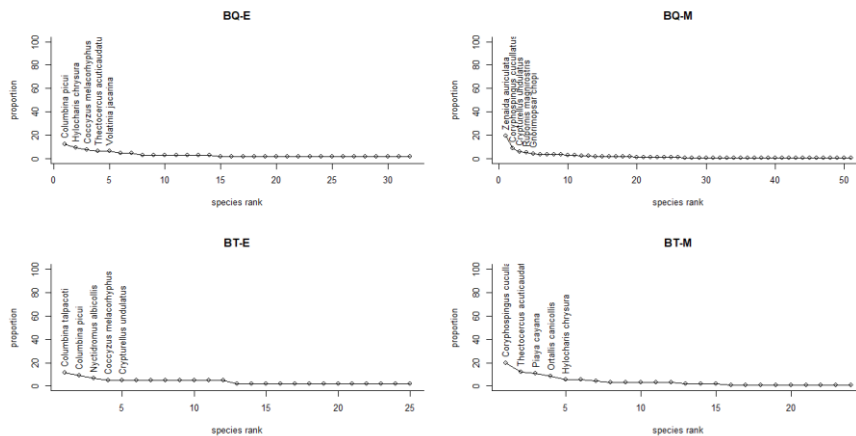


Figura 45. Curvas rango-abundancia de las aves registradas en áreas de cobertura boscosa del ACEIe Ñembi Guasu.

BQ.E= bosque quemado evaluación; BQ.M= bosque quemado monitoreo; BT-E= bosque testigo evaluación; BT-M= bosque testigo monitoreo.

La semejanza taxonómica de los ensamblajes de especies que colonizaron y se establecieron en las áreas quemadas y no quemadas, tanto en la época seca como en la época húmeda fue significativamente baja (Tabla 8), lo cual demuestra que, el recambio de especies entre una y otra época de muestreo es un proceso natural que ocurre en función de la estacionalidad climática (Ej. áreas no quemadas – época húmeda vs. áreas no quemadas – época seca); y el recambio de especies detectado en cada época de muestreo fue provocada por los incendios (Ej. áreas quemadas – época seca vs. áreas no quemadas – época seca).

Tabla 8. Valores de distancia taxonómica determinadas para el ensamblaje de aves en áreas de cobertura boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.

BQ.E= bosque quemado evaluación; BQ.M= bosque quemado monitoreo; BT-E= bosque testigo evaluación; BT-M= bosque testigo monitoreo.

	BQ-E	BQ-M	BT-E
BQ-M	8.92		
BT-E	1.41	9.09	
BT-M	3.22	8.54	3.1

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

En la cobertura boscosa, el impacto de los incendios sobre la ornitofauna favoreció significativamente al incremento de la riqueza y diversidad de aves (post-incendio), ya que, a un año de la ocurrencia de los incendios estos atributos llegaron a sobrepasar los niveles de riqueza y diversidad previamente existentes. El incremento de la riqueza y diversidad de aves en las áreas quemadas es atribuido a la diversidad y disponibilidad de hábitats y recursos alimenticios post-incendios, los cuales cambiaron, pero no disminuyeron según la estacionalidad climática.

Sin embargo, con el cambio de la diversidad de hábitats y recursos alimenticios entre la época húmeda y época seca, también cambió la composición de especies de los ensamblajes, quienes, si bien concentraron una alta riqueza y diversidad de especies durante ambas épocas de muestreo, taxonómicamente están conformadas por un conjunto de especies diferente al de los ensamblajes previamente existentes. Por otro lado, resulta interesante notar que, casi la totalidad de especies que forman parte de la CITES se encuentran habitando tanto áreas quemadas como no quemadas durante ambas épocas de muestreo.

Cobertura no boscosa

Evaluación – época húmeda

En la cobertura no boscosa la ornitofauna estuvo representada por 66 especies (Figura 46), las cuales están distribuidas en 23 órdenes, 32 familias y 60 géneros. Las familias con mayor número de especies fueron Columbidae, Cuculidae y Psittacidae, cada una con 5 especies.



Figura 46. Especies de aves registradas en áreas de cobertura no boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.

A= *Vanellus chilensis*; B= *Callonetta leucophrys* (hembra y macho); C= *Chauna torquata*; D= *Platalea ajaja*; E= *Ortallia canicollis*.

Ninguna de las especies registradas está categorizada bajo algún estatus de amenaza a nivel nacional (MMAyA 2009) o internacional (IUCN 2020) según los criterios de la IUCN. Por otro lado, 10 de las 66 especies registradas se encuentran incluidas en el apéndice II de la CITES, siendo algunas de estas el picaflor (*Hylocharis chrysura*), la carcaña (*Caracara plancus*), el macono (*Herpetotheres cachinnans*), el chimango (*Milvago chimachima*), el tucán (*Ramphastos toco*), el loro hablador

(*Amazona aestiva*), la paraba roja y verde (*Ara chloropterus*), la tacuarita azul (*Primolius auricollis*) y el tarechi (*Psittacara leucophthalmus*). En cuanto al estatus migratorio, 60 de las 66 especies están catalogadas como residentes, 5 como migrantes australes y una como migrante boreal.

El esfuerzo de muestreo empleado durante el trabajo de campo en las áreas quemadas y no quemadas fue estadísticamente representativo, ya que se habría conseguido alcanzar aproximadamente el 95% del total de cobertura muestral (Figura 47A).

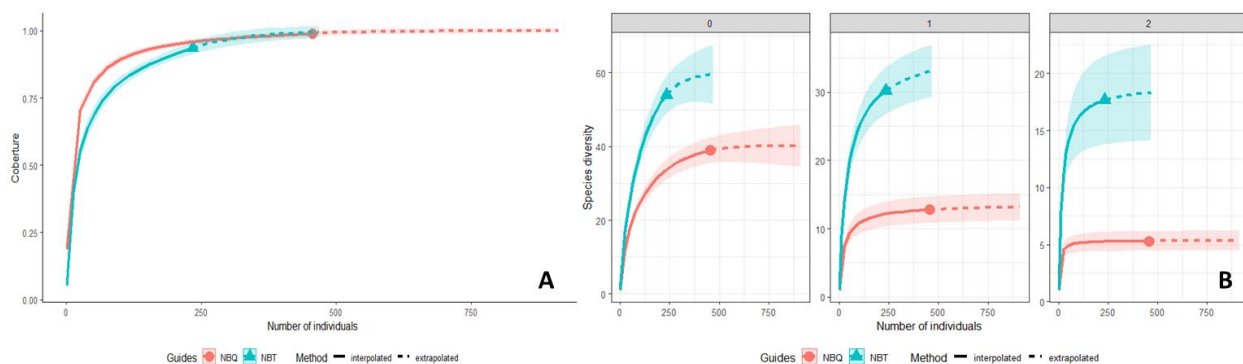


Figura 47. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de aves en áreas de cobertura no boscosa del ACEI Nembí Guasu.

A: Curvas de completitud de la muestra para aves basadas en el tamaño de la muestra en el Nembí Guasu. B: Curvas de rarefacción/extrapolación. NBQ= no bosque quemado; NBT= no bosque testigo. 0= riqueza de especies; 1= exponencial de Shannon; 2= inverso de Simpson.

De acuerdo con los modelos de estimación de riqueza (Figura 47B), en las áreas no quemadas el número de especies podría incrementarse potencialmente en un 11.3% (de 53 a 59 especies); y en las áreas quemadas en un 2.5% (de 39 a 40 especies). Por lo que, el ensamblaje de aves que colonizó las áreas quemadas después de los incendios congregó una riqueza y diversidad (observada y esperada) de especies estadísticamente menor que la cuantificada en el ensamblaje que habita en las áreas no quemadas (Figura 47B).

Por otro lado, pese a congregarse una baja riqueza y diversidad de aves, la abundancia de individuos que colonizaron las áreas quemadas fue estadísticamente similar a la cuantificada en las áreas no quemadas (Figura 48A).

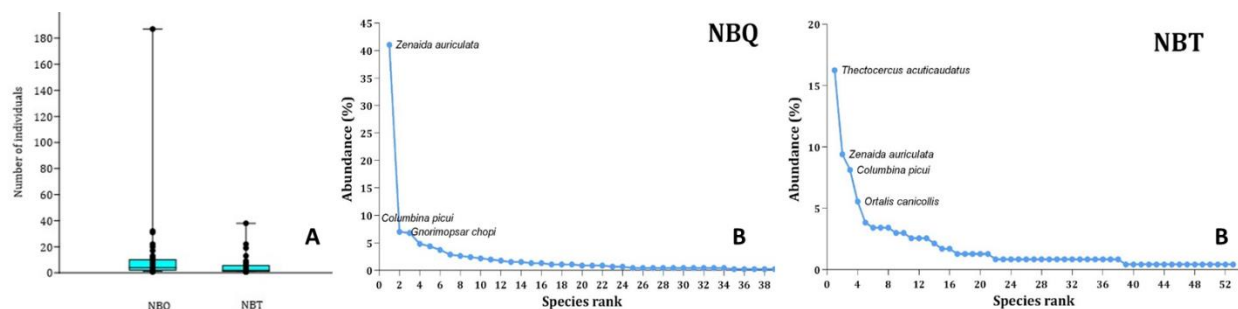


Figura 48. Comparación de abundancias totales y por especies en áreas de cobertura no boscosa del ACEI Nembí Guasu.

A: Diagrama de cajas y violín para el registro de abundancias de aves por cada hábitat evaluado en Nembí Guasu. B: Curvas rango-abundancia. NBQ= no bosque quemado; NBT= no bosque testigo.

Estructuralmente, en las áreas no quemadas la distribución de la abundancia de individuos por especies se distribuyó equitativamente mejor que en las áreas quemadas, donde la especie *Zenaida auriculata* se posicionó como el taxón más dominante del ensamblaje, congregando a poco más del 40% del total de individuos registrados (Figura 48B). Así también, la composición del ensamblaje de aves que se estableció en las áreas quemadas fue contrastantemente diferente del ensamblaje que habita

en las áreas no quemadas (Figura 48B), ya que, cuantitativamente la similaridad taxonómica entre ambas áreas fue del 33%.

Respecto a la estructura del ensamblaje de aves según los gremios tróficos, en las áreas quemadas la distribución de la abundancia de individuos por tipo de gremio se organizó equitativamente mejor (ningún gremio trófico fue altamente abundante con relación a otro) que en el ensamblaje de aves que habita en las áreas no quemadas (Figura 49), donde aproximadamente el 80% de los individuos registrados corresponden a taxones omnívoros e insectívoros.

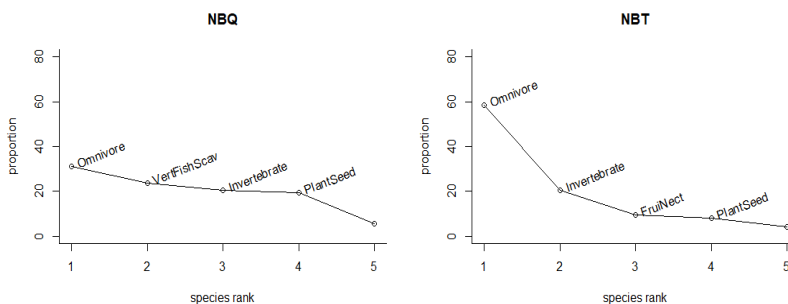


Figura 49. Curvas rango-abundancia de los gremios tróficos registrados en áreas de cobertura no boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.

NBQ= no bosque quemado; NBT= no bosque testigo.

Monitoreo – época seca

En las áreas quemadas y no quemadas, durante la época seca la riqueza y diversidad (observada y esperada) de aves disminuyó con relación a la cuantificada en la época húmeda (Figura 50); lo cual fue más evidentemente en las áreas no quemadas (de 53 a 48 especies).

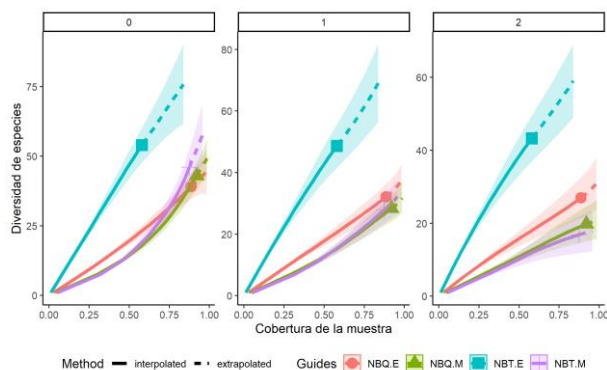


Figura 50. Curvas de rarefacción/extrapolación para aves basadas en la cobertura de la muestra en áreas no boscosas del ACeIE Ñembi Guasu.

NBQ.E= no bosque quemado evaluación; NBQ.M= no bosque quemado monitoreo; NBT.E= no bosque testigo evaluación; NBT.M= no bosque testigo monitoreo. 0= riqueza de especies; 1= exponencial de Shannon; 2= inverso de Simpson.

Sin embargo, pese a la evidente disminución de la riqueza y diversidad de aves durante la época seca, la abundancia de individuos se incrementó relativamente con relación a la cuantificada en la época húmeda, tanto, en las áreas quemadas como en las áreas no quemadas (Figura 51).

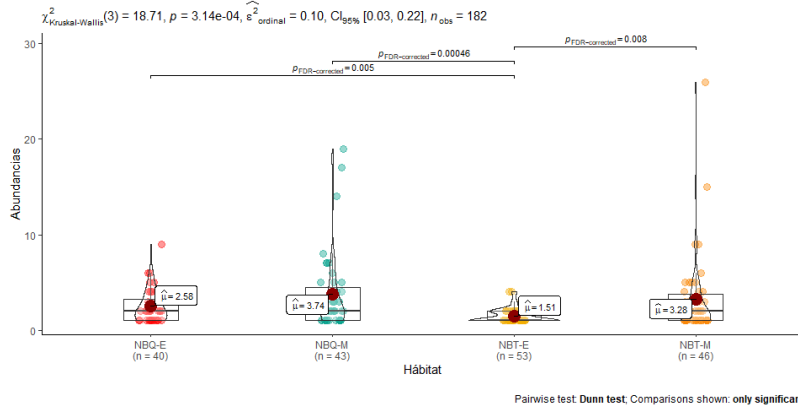


Figura 51. Diagrama de cajas y violín para el registro de abundancias de aves en áreas de cobertura no boscosa del ACEI Nembí Guasu. NBQ.E= no bosque quemado evaluación; NBQ.M= no bosque quemado monitoreo; NBT-E= no bosque testigo evaluación; NBT-M= no bosque testigo monitoreo. n= número de especies registradas.

Con relación a la organización estructural de los ensamblajes, durante la época húmeda y la época seca, la estructura del ensamblaje de aves que habitan en las áreas quemadas y no quemadas se mantuvieron constantes y similares cuando se comparan unas con otras (Figura 52); indicando que, estructuralmente, la abundancia de individuos por especies están distribuidas equitativamente, no llegando a distinguirse especies altamente dominantes (especies que congregan un elevado porcentaje de individuos con relación a las otras especies).

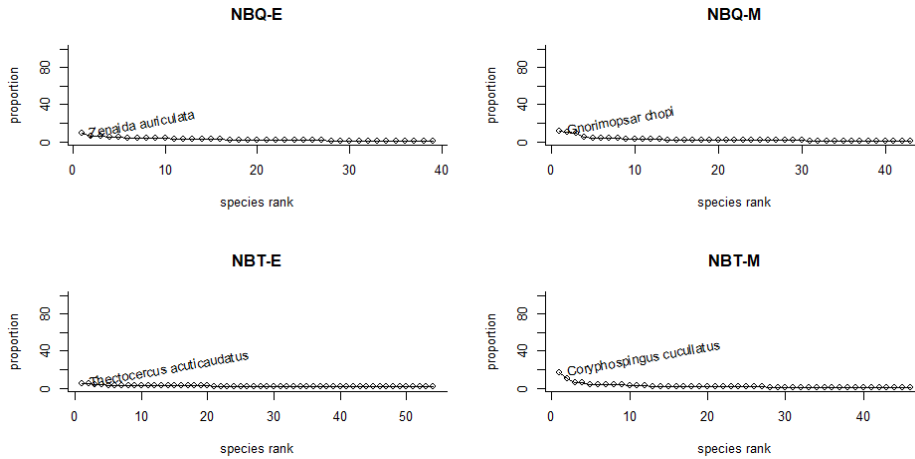


Figura 52. Curvas rango-abundancia de las aves registradas por hábitat y etapa de trabajo en el ACEI Nembí Guasu. NBQ.E= no bosque quemado evaluación; NBQ.M= no bosque quemado monitoreo; NBT-E= no bosque testigo evaluación; NBT-M= no bosque testigo monitoreo.

Por otro lado, la composición de especies de los ensamblajes en las áreas quemadas y no quemadas se diferenciaron significativamente, tanto, en la época seca como en la época húmeda (baja semejanza taxonómica; Tabla 9); lo cual en un principio se debió al efecto de los incendios (baja similaridad entre las áreas quemadas y no quemadas) y posteriormente al cambio en la estacionalidad climática (baja similaridad entre la época seca y época húmeda), variables que determinaron la disponibilidad y diversidad de hábitats y recursos alimenticios.

Tabla 9. Valores de distancia taxonómica determinados para el ensamblaje de aves en áreas de cobertura no boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.

NBQ.E= no bosque quemado evaluación; NBQ.M= no bosque quemado monitoreo; NBT-E= no bosque testigo evaluación; NBT-M= no bosque testigo monitoreo.

	NBQ-E	NBQ-M	NBT-E
NBQ-M	3.06		
NBT-E	1.75	3.597	
NBT-M	3.9	4.642	3.72

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

En la cobertura no boscosa el impacto de los incendios sobre la ornitofauna afectó negativamente los atributos de riqueza y diversidad de especies; ya que, si bien una vez concluidos los incendios las áreas quemadas fueron colonizadas rápidamente por una alta abundancia de individuos, el ensamblaje no consiguió alcanzar valores de riqueza y diversidad de especies similares al de las áreas no quemadas. Consecuentemente, con el cambio de la época húmeda a la época seca, la riqueza y diversidad de aves disminuyó considerablemente, lo cual es atribuido a la reducción de la diversidad y disponibilidad de recursos alimenticios.

Así también, la composición de especies del ensamblaje de aves que colonizó y se estableció en las áreas quemadas está conformada por un conjunto de especies taxonómicamente distinto del ensamblaje de aves previamente existente (antes de la ocurrencia de los incendios); cambios que son atribuidos al surgimiento de nuevos hábitats y recursos alimenticios (diversidad y abundancia) según el proceso de sucesión vegetal y el cambio de la estacionalidad climática. Finalmente, al igual que lo sucedido en la cobertura boscosa, las especies CITES se encontraron habitando en las áreas quemadas.

Mamíferos

Cobertura boscosa

Evaluación – época húmeda

Dentro de la cobertura boscosa se registraron un total de 15 especies de mamíferos (Figura 53), los cuales se distribuyen en 15 géneros, 13 familias y 7 órdenes. Taxonómicamente, las familias mejor representadas fueron Procyonidae y Dasypodidae, cada una con 2 especies.

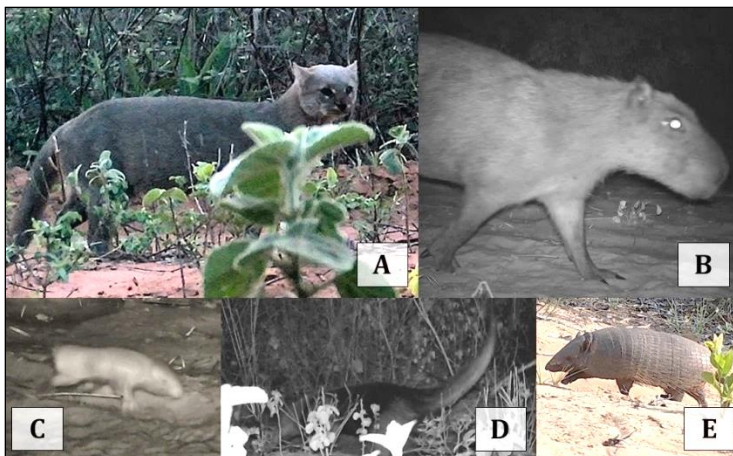


Figura 53. Algunos de los mamíferos registrados en áreas de cobertura boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.

A= *Herpailurus yagouaroundi*; B= *Hydrochoerus hydrochaeris*; C= *Calyptopractus retusus*; D= *Tamandua tetradactyla*; E= *Euphractus sexcinctus*.

Según los criterios de la IUCN, a nivel nacional la única especie categorizada bajo estatus de amenaza fue el corechi (*Tolypeutes matacus*), la cual está catalogada como un taxón Vulnerable (VU; MMAyA, 2009). Por otro lado, a nivel internacional ninguna de las especies registradas está categorizada bajo estatus de amenaza (IUCN 2020). Con respecto a la CITES, 5 de las 15 especies registradas están incluidas dentro de sus apéndices, siendo estas el ocelote (*Leopardus pardalis*) y el gato montés (*Leopardus geoffroyi*), ambas listadas en apéndice I; y el puma (*Puma concolor*), el taitetú (*Pecari tajacu*) y el mono martín (*Sapajus cay*) como parte del apéndice II.

La eficiencia del muestreo ejecutado durante el trabajo de campo fue estadísticamente mayor en las áreas quemadas (90.3% del total de la cobertura muestral), superando significativamente la representatividad alcanzada en las áreas no quemadas (51% del total de la cobertura muestral); así, probabilísticamente, las estimaciones de riqueza y diversidad de especies resultaron más confiables para las áreas quemadas y parcialmente confiables para las áreas no quemadas (Figura 54A).

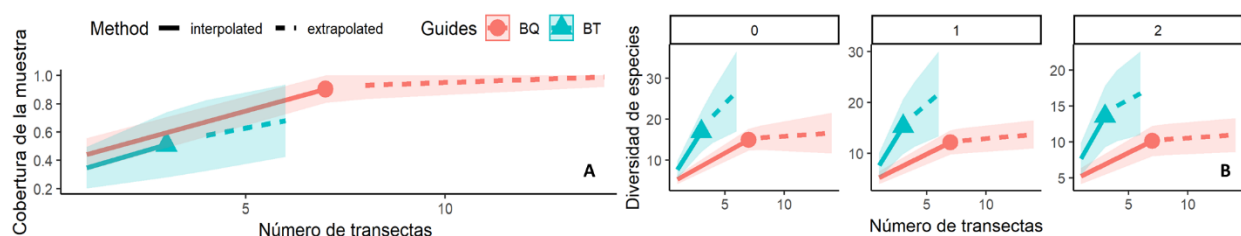


Figura 54. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de mamíferos en áreas de cobertura boscosa del ACEI Ñembi Guasu.

A: Curvas de completitud de la muestra para mamíferos basadas en el tamaño de la muestra en el Ñembi Guasu. B: Curvas de rarefacción/extrapolación. BQ= bosque quemado; BT= bosque testigo. 0= riqueza de especies; 1= exponencial de Shannon; 2= inverso de Simpson.

Por tanto, la riqueza y diversidad (observada y esperada) del ensamblaje de mamíferos que colonizaron las áreas quemadas después de los incendios (12 spp.) fue significativamente menor a la cuantificada en el ensamblaje que habita en las áreas no quemadas (15 spp.; Figura 54B); ambas compartiendo aproximadamente el 48% de las especies.

Monitoreo – época seca

Durante la época seca, la riqueza de mamíferos inventariada en las áreas quemadas y no quemadas se incrementó aproximadamente en un 20% con relación a la riqueza inventariada durante la época húmeda. Sin embargo, pese al incremento del número de especies, las áreas no quemadas concentraron una riqueza de especies relativamente mayor (17 spp.) que la encontrada en las áreas quemadas (15 spp. respectivamente).

Por otro lado, composición de especies del ensamblaje de mamíferos que colonizó las áreas quemadas durante la época húmeda fue taxonómicamente similar al ensamblaje que se estableció durante la época seca; situación que también fue determinada con relación a los ensamblajes de mamíferos que habitan en las áreas no quemadas (Figura 55).

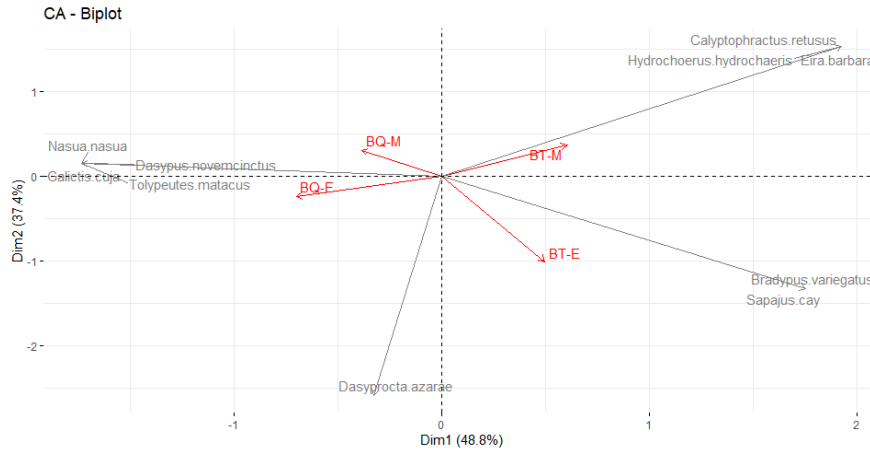


Figura 55. Biplot asimétrico de los hábitats evaluados x especies de mamíferos registrados en áreas de cobertura boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.

BQ.E= bosque quemado evaluación; BQ.M= bosque quemado monitoreo; BT-E= bosque testigo evaluación; BT-M= bosque testigo monitoreo.

Sin embargo, la composición de especies del ensamblaje de mamíferos que se estableció en las áreas quemadas durante la época seca resultó taxonómicamente diferente del ensamble que habita en las áreas no quemadas (Figura 55). De modo que, a un año de la ocurrencia de los incendios, los mamíferos que colonizaron y se establecieron en las áreas quemadas conformaron un ensamblaje de especies significativamente diferente del ensamblaje previamente existente (pre-incendios).

Con respecto a los gremios tróficos, durante la época húmeda, las áreas quemadas y no quemadas estuvieron conformadas principalmente por taxones herbívoros e insectívoros, gremios tróficos que en la etapa de monitoreo fueron desplazados por omnívoros y carnívoros (Figura 56).

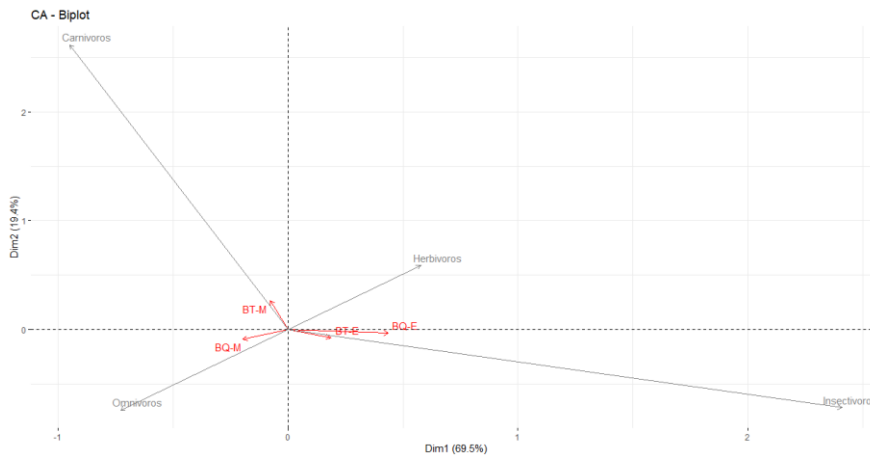


Figura 56. Biplot asimétrico de los hábitats evaluados x gremios de mamíferos registrados en áreas de cobertura boscosa del ACeIE Ñembi Guasu

BQ.E= bosque quemado evaluación; BQ.M= bosque quemado monitoreo; BT-E= bosque testigo evaluación; BT-M= bosque testigo monitoreo.

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

En la cobertura boscosa, a un año de la ocurrencia de los incendios el ensamblaje de mamíferos que se estableció en las áreas quemadas recuperó significativamente su riqueza y diversidad de especies, habiendo conseguido alcanzar valores similares a los previamente existentes (incluyendo a las especies CITES).

Sin embargo, pese a la recuperación de la riqueza y diversidad de mamíferos, las áreas quemadas fueron colonizadas por un conjunto de especies diferente de las áreas no quemadas, lo cual inicialmente es atribuido al impacto de los incendios, y posteriormente a la dinámica estacional de la diversidad y disponibilidad de hábitats y recursos alimenticios; ya que, durante la época húmeda las áreas quemadas ofertaron una mayor cantidad de plantas e insectos; y durante la época seca, con el retorno de los mamíferos herbívoros e insectívoros (época húmeda), también retornaron los carnívoros y omnívoros.

Cobertura no boscosa

Evaluación – época húmeda

En la cobertura no boscosa se registró un total de 15 especies de mamíferos (Figura 57), los cuales están distribuidos en 5 órdenes, 13 familias y 15 géneros. Las familias taxonómicamente mejor representadas fueron Dasypodidae y Mustelidae, cada una con 3 especies.

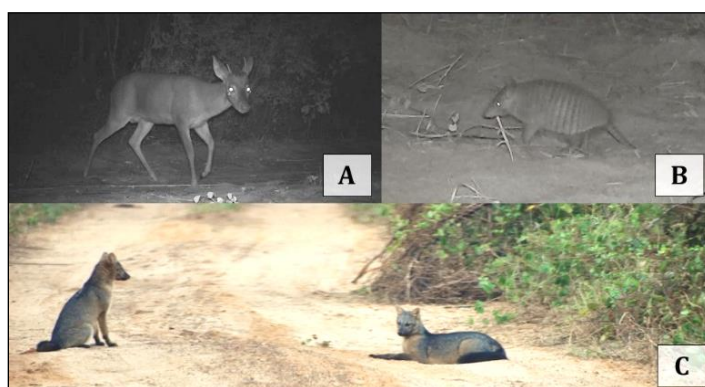


Figura 57. Especies de mamíferos registrados en áreas de cobertura no boscosa del ACEIe Ñembi Guasu.

A= *Mazama gouazoubira*; B= *Tolypeutes matacus*; C= *Cerdocyon thous*.

Según los criterios de la IUCN, a nivel nacional la única especie categorizada bajo estatus de amenaza es el corechi (*Tolypeutes matacus*), la cual está catalogada como un taxón Vulnerable (VU; MMAyA, 2009). Por otro lado, a nivel internacional ninguna de las especies registradas está categorizada bajo estatus de amenaza (IUCN 2020). En cuanto a los apéndices CITES, 2 de las 15 especies se encuentran listadas en el apéndice II, siendo estas el puma (*Puma concolor*) y el taitetú (*Pecari tajacu*).

El esfuerzo de muestreo empleado durante el trabajo de campo en las áreas quemadas y no quemadas fue estadísticamente representativo, ya que se habría conseguido alcanzar a más del 80% del total de la cobertura muestral (Figura 58A).

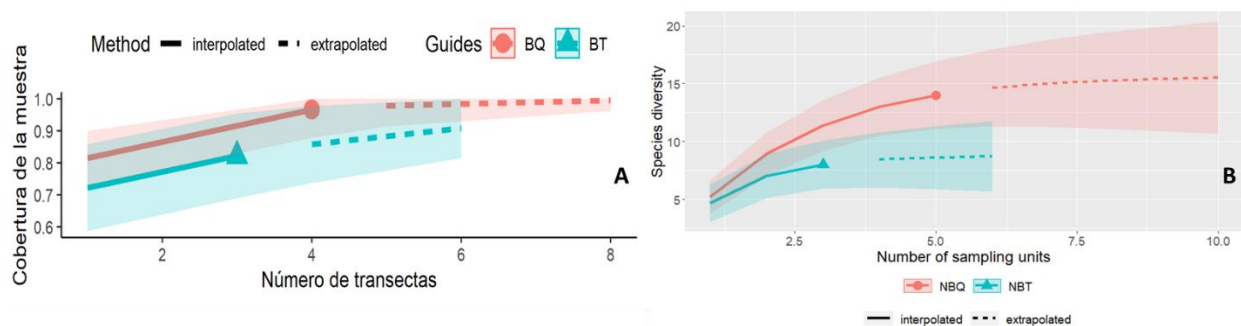


Figura 58. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de mamíferos en áreas de cobertura no boscosa del ACEIe Ñembi Guasu.

A: Curvas de completitud de la muestra para mamíferos del Ñembi Guasu basadas en el tamaño de la muestra. B: Curvas de rarefacción/extrapolación. BQ= no bosque quemado; BT= no bosque testigo.

Según los modelos de estimación de riqueza, en las áreas quemadas el número de especies podría incrementarse potencialmente en un 7.2% (de 14 a 15 especies); y en las áreas no quemadas en un 12.5% (de 8 a 9 especies). Por lo que, la riqueza y diversidad (observada y esperada) de mamíferos que colonizaron las áreas quemadas después de los incendios fue significativamente mayor que la establecida en las áreas no quemadas (Figura 58B); ambas conformadas por un ensamblaje de especies taxonómicamente diferente (24% de similaridad de especies).

Monitoreo – época seca

En las áreas no quemadas, la riqueza de mamíferos se mantuvo estadísticamente constante durante la época húmeda y época seca. Por otro lado, en las áreas quemadas, durante la época seca la riqueza de mamíferos (6 spp.) disminuyó con relación a la inventariada en la época húmeda (14 spp.).

Así también, el ensamblaje de mamíferos que se estableció en las áreas quemadas y no quemadas presentaron una composición de especies que cambió significativamente en función de la estacionalidad climática (época húmeda y época seca; Figura 59).

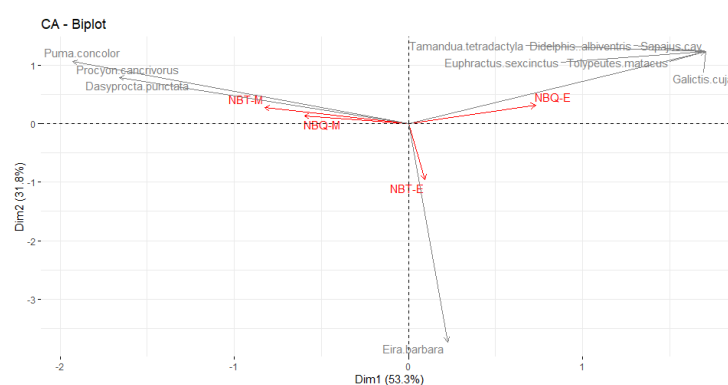


Figura 59. Biplot asimétrico de los hábitats evaluados x especies en áreas de cobertura no boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.

NBQ.E= no bosque quemado evaluación; NBQ.M= no bosque quemado monitoreo; NBT-E= no bosque testigo evaluación; NBT-M= no bosque testigo monitoreo.

Durante la época húmeda, los mamíferos que colonizaron las áreas quemadas conformaron un ensamblaje de especies significativamente diferente al de las áreas no quemadas (Figura 59). Sin embargo, con el cambio de la estacionalidad climática (época húmeda) y el tiempo post-incendio transcurrido, el ensamblaje de mamíferos en las áreas quemadas se modificó taxonómicamente, pasando a estar conformada por un conjunto de especies relativamente similar al de las áreas no quemadas (Figura 59).

Del mismo modo, la composición del ensamblaje de mamíferos según los gremios tróficos se diferenció en mayor y/o menor magnitud en función de la estacionalidad climática (época húmeda y época seca). Durante la época húmeda, las áreas quemadas se diferenciaron significativamente de las áreas no quemadas, ya que cada una de estas estuvo dominada por gremios tróficos diferentes (insectívoros y carnívoros respectivamente; Figura 60).

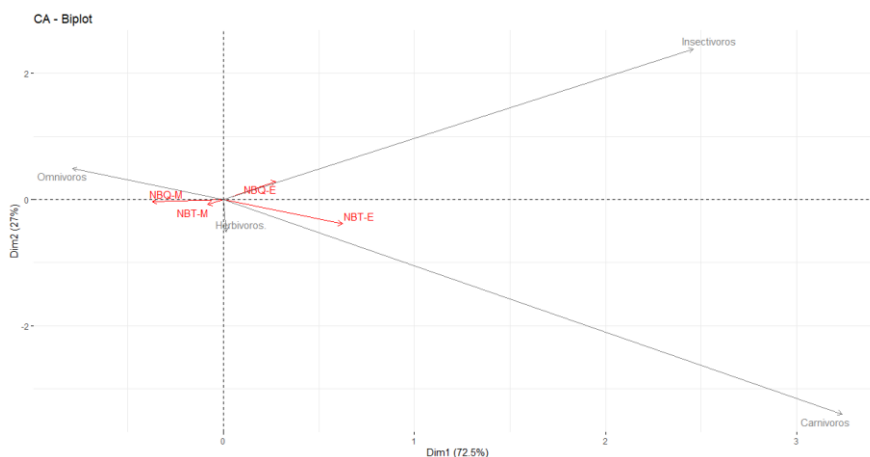


Figura 60. Biplot asimétrico de los hábitats evaluados x gremios tróficos de mamíferos en áreas de cobertura no boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.

NBQ.E= no bosque quemado evaluación; NBQ.M= no bosque quemado monitoreo; NBT.E= no bosque testigo evaluación; NBT.M= no bosque testigo monitoreo.

Sin embargo, durante la época seca, con el recambio de la diversidad y disponibilidad de hábitats y recursos alimenticios, en las áreas quemadas y no quemadas también cambió la composición de especies (Figura 59), por lo que, el ensamblaje de mamíferos en ambas áreas paso a estar dominado por omnívoros y herbívoros (Figura 60).

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

En la cobertura no boscosa, a un año de la ocurrencia de los incendios el ensamblaje de mamíferos que colonizó las áreas quemadas aún no consiguió recuperar los niveles de riqueza y diversidad de especies previamente existentes. Por otro lado, si bien inicialmente la organización trófica y taxonómica del ensamblaje de mamíferos que se estableció en las áreas quemadas fue diferente del ensamblaje que habita en las áreas no quemadas (época húmeda), durante la época seca la semejanza trófica y similaridad taxonómica entre ambas áreas se incrementó notoriamente.

Por tanto, la severidad del impacto de los incendios sobre la riqueza, composición y estructura del ensamblaje de mamíferos disminuyó gradualmente en función del tiempo, ya que, este grupo de vertebrados se está recuperando progresivamente.

5.1.4. Abejas polinizadoras

En la región del ACeIE Ñembi Guasu se colectaron un total de 7950 individuos, los cuales corresponden a 79 morfo-especies, 26 tribus y 5 familias. La mayor cantidad de especies e individuos fueron colectados durante la época húmeda, superando contrastantemente a las colectadas en la época seca. Durante ambas etapas del trabajo de campo la especie más colectada fue la abeja extranjera *Apis mellifera*.

Cobertura boscosa

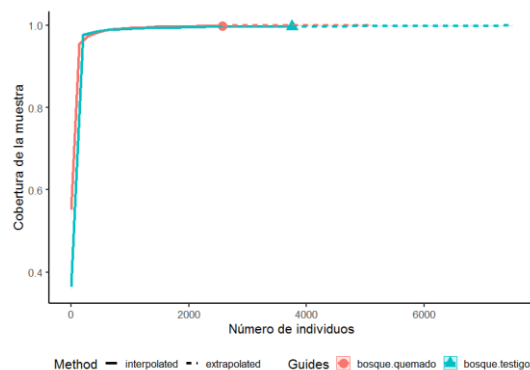
Evaluación – época húmeda

En las áreas no quemadas la abundancia y riqueza de abejas fue significativamente mayor (3755 individuos; 35 spp.) que la inventariada en las áreas quemadas (2567 individuos; 33 spp.); siendo Apidae la familia taxonómicamente mejor representada en las áreas quemadas y no quemadas (Tabla 10).

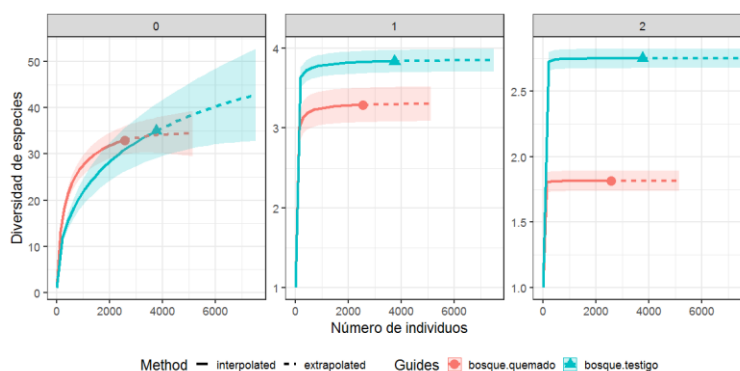
Tabla 10. Riqueza y abundancia de abejas registradas en áreas de cobertura boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.

Familia	Morfoespecies		Abundancia	
	Bosque quemado	Bosque testigo	Bosque quemado	Bosque testigo
Andrenidae	3	1	8	1
Apidae	19	28	2481	3743
Halictidae	8	3	47	4
Megachilidae	3	3	31	7
Total general	33	35	2567	3755

El esfuerzo de muestreo empleado para el inventario de abejas polinizadoras en las áreas quemadas y no quemadas fue estadísticamente representativo, habiéndose alcanzado el 99.7% del total de la cobertura muestral esperada (Figura 61).

**Figura 61.** Curva de la cobertura de la muestra en áreas boscosas del ACeIE Ñembi Guasu.

Según los modelos y estimadores, el ensamblaje de abejas que colonizó las áreas quemadas después de los incendios congregó una riqueza y diversidad (observada y esperada) de especies menor que la cuantificada en el ensamblaje de abejas que habitan en las áreas no quemadas (Figura 62).

**Figura 62.** Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de abejas registradas en áreas de cobertura boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.

0: riqueza (número efectivo de especies), 1: exponente de la diversidad Shannon, 2: inverso del índice de diversidad de Simpson.

Por otro lado, de acuerdo con el patrón de distribución de la abundancia de individuos por especie, estructuralmente los ensamblajes de abejas que habitan en las áreas quemadas y no quemadas se encuentran organizados de forma diferente; siendo *Apis mellifera* la especie que congregó aproximadamente el 76% del total de individuos colectados (1881 individuos) en las áreas quemadas; y *A. mellifera* y *Geotrigona argentina* las especies que congregaron aproximadamente el 85% del total de individuos colectados (1630 y 1551 individuos respectivamente) en las áreas no quemadas (Figura 63).

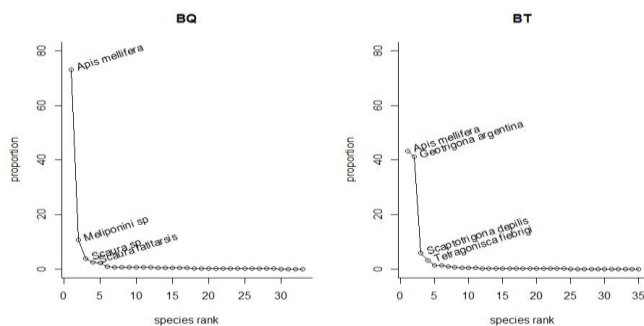


Figura 63. Curvas de Rango-abundancia de las especies registradas en áreas de cobertura boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.

BQ: bosque quemado, BT: bosque testigo.

Así también, cuantitativamente la similaridad taxonómica de los ensamblajes de abejas inventariados en las áreas quemadas y no quemadas fue del 45%, indicando que, como producto de los incendios el ensamblaje de abejas que colonizó las áreas quemadas pasó a estar conformado por un conjunto de especies taxonómicamente diferente del ensamblaje previamente existente.

Monitoreo – época seca

La cantidad de individuos colectados durante la época de seca fue menor (933 individuos; Tabla 11) a la colectada en la época húmeda (6322 individuos). Sin embargo, pese al reducido número de individuos colectados, en la época seca la riqueza de especies se incrementó en aproximadamente un 9% con relación a la registrada en la época húmeda (Tabla 11).

Tabla 11. Riqueza y abundancia de abejas colectadas durante la etapa de monitoreo en áreas de cobertura boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.

Familia	Morfoespecies		Abundancia	
	Bosque quemado	Bosque testigo	Bosque quemado	Bosque testigo
Andrenidae	2		3	
Apidae	19	19	216	468
Colletidae		1		1
Halictidae	13	12	99	141
Megachilidae	4	1	4	1
Total general	38	33	322	611

Según los modelos de predicción, durante época seca la riqueza y diversidad (observada y esperada) de abejas en las áreas quemadas se incrementó significativamente con relación a la cuantificada en la época húmeda (Figura 64), situación que ocurrió en las áreas no quemadas, donde este atributo se redujo de 35 a 33 especies.

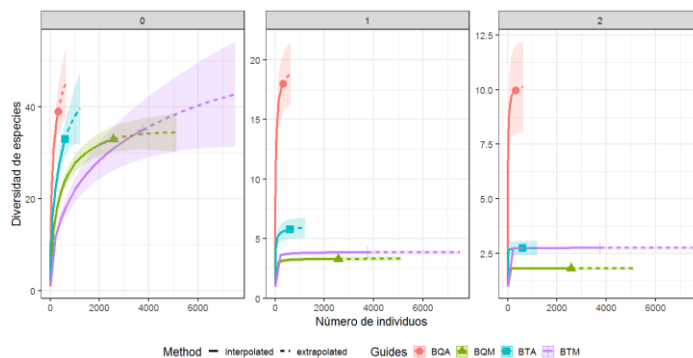


Figura 64. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de abejas registradas en áreas de cobertura boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.

0: riqueza (número efectivo de especies), 1: exponente de la diversidad Shannon, 2: inverso del índice de diversidad de Simpson. BQA: bosque quemado monitoreo, BQM: bosque quemado evaluación, BTA: bosque testigo monitoreo, BTM: bosque testigo evaluación.

No obstante, a un año de la ocurrencia de los incendios, el ensamblaje de abejas que colonizó las áreas quemadas alcanzó una riqueza y diversidad de especies estadísticamente mayor que la encontrada en el ensamblaje de abejas que habita en las áreas no quemadas (época húmeda y época seca; Figura 64).

Respecto a la estructura de los ensamblajes, en las áreas quemadas (Figura 65), durante la época seca el patrón de distribución de la abundancia de individuos por especie se organizó de forma estructuralmente más equitativa con relación a la estructura registrada en la época húmeda y en las áreas no quemadas (época seca y época húmeda). En las áreas quemadas y no quemadas la abeja extranjera (*A. mellifera*) se posicionó como la especie más dominante, alcanzando diferentes proporciones de abundancias según la estacionalidad climática (Figura 65).

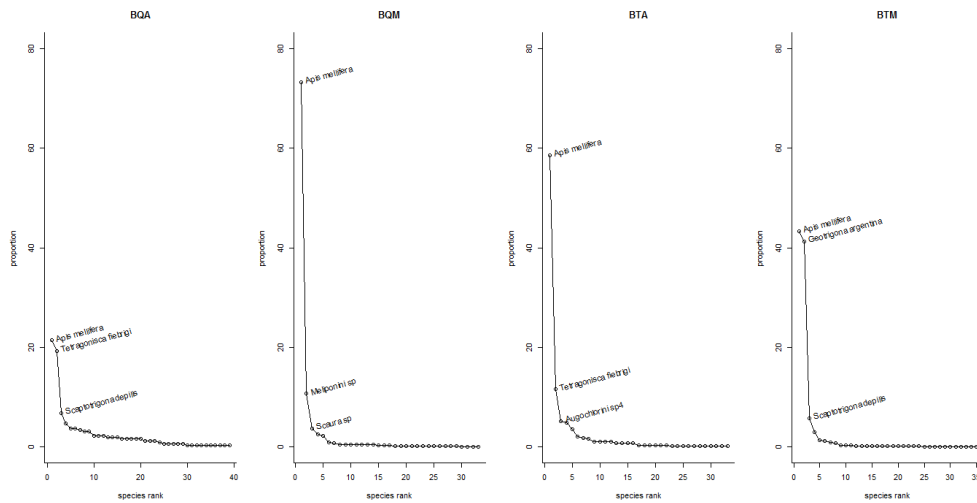


Figura 65. Curvas de Rango-abundancia de las especies registradas en áreas de cobertura boscosa del ACEI Nembí Guasu.

BQA: bosque quemado monitoreo, BQM: bosque quemado evaluación, BTA: bosque testigo monitoreo, BTM: bosque testigo evaluación.

De acuerdo con el Análisis de Correspondencia, durante la época seca y la época húmeda los ensamblajes de abejas que se establecieron en las áreas quemadas y no quemadas estuvieron conformadas por un conjunto de especies taxonómicamente diferentes (cualitativa y cuantitativamente; Figura 66); indicando de esta forma que, en un principio el recambio de especies fue provocado por el impacto de los incendios, y posteriormente por el cambio de la estacionalidad climática.

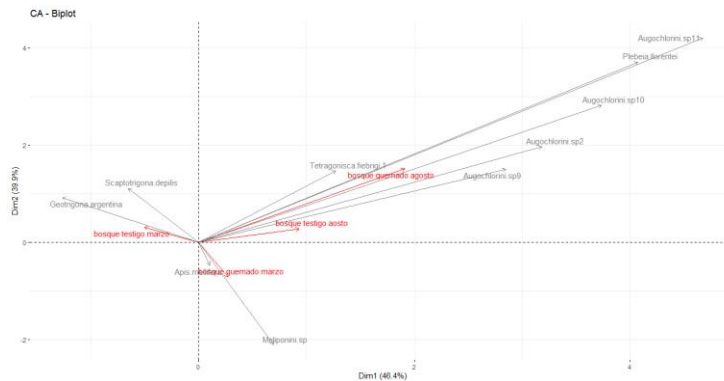


Figura 66. Análisis de Correspondencia (CA) de las especies registradas en áreas de cobertura boscosa del ACEI Nembí Guasu.

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

Pese a congregar una baja abundancia de individuos (época seca y la época húmeda), a un año de la ocurrencia de los incendios el ensamblaje de abejas que colonizó las áreas quemadas acumuló progresivamente (en función del surgimiento y la disponibilidad de recursos alimenticios y nuevos sitios de nidificación) una riqueza y diversidad de especies relativamente superior y taxonómicamente diferente del ensamblaje de abejas que habitan en las áreas no quemadas; pues, con el desarrollo del proceso de la sucesión vegetal, en las áreas quemadas se generó una diversidad de hábitats (sitios de nidificación) y recursos alimenticios contrastantemente diferentes de las que existieron antes de los incendios.

Cobertura no boscosa

Evaluación – época húmeda

Durante la época húmeda se logró registrar un total de 442 individuos y 39 morfo-especies. En las áreas quemadas la familia más representativa en términos de abundancia fue Halictidae (116 individuos), y Andrenidae en las áreas no quemadas (82 individuos). Por otro lado, en las áreas quemadas y no quemadas la mayor cantidad de especies registradas correspondieron a la familia Apidae (Tabla 12).

Tabla 12. Riqueza y abundancia de abejas registradas en áreas de cobertura no boscosa del ACeE Ñembi Guasu.

Familia	Morfoespecies		Abundancia	
	No Bosque quemado	No Bosque testigo	No Bosque quemado	No Bosque testigo
Andrenidae	3	6	32	82
Apidae	16	10	83	74
Colletidae	1	0	1	0
Halictidae	9	4	116	5
Megachilidae	12	3	46	3
Total general	39	23	278	164

El esfuerzo y tiempo de trabajo empleado para el inventario de abejas en las áreas quemadas y no quemadas fue estadísticamente representativo, habiendo conseguido cubrir más del 90% de la cobertura muestral esperada (Figura 67). Por tanto, los resultados de las estimaciones de riqueza y diversidad de especies son probabilísticamente confiables.

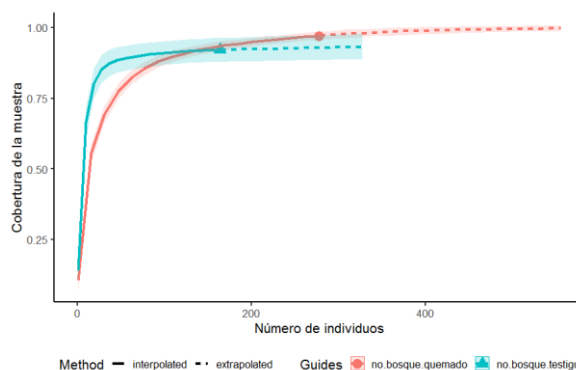


Figura 67. Curva de la cobertura de la muestra en áreas no boscosas en el ACeE Ñembi Guasu.

La riqueza y diversidad de abejas (observada y esperada) que colonizaron las áreas quemadas después de los incendios fue significativamente mayor que la cuantificada en el ensamblaje que habita en las áreas no quemadas (Figura 68), indicando que el impacto de los incendios sobre la vegetación propició el surgimiento de condiciones ambientales que favorecieron (recursos alimenticios y sitios de nidificación) a la diversificación taxonómica de las abejas polinizadoras.

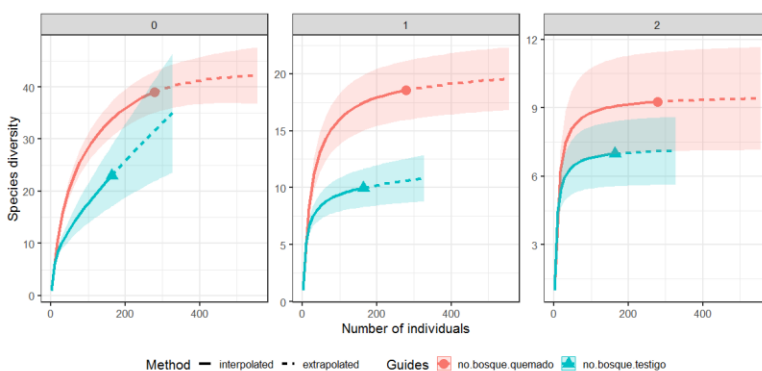


Figura 68. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de abejas registradas en áreas de cobertura no boscosa del ACEI Nembí Guasu.

0: riqueza (número efectivo de especies), 1: exponente de la diversidad Shannon, 2: inverso del índice de diversidad de Simpson.

Sin embargo, si bien en las áreas quemadas el ensamblaje de abejas alcanzó una significativa riqueza y diversidad de especies, cuantitativamente su composición taxonómica fue diferente del ensamblaje que habita en las áreas no quemadas (18% de similaridad de especies).

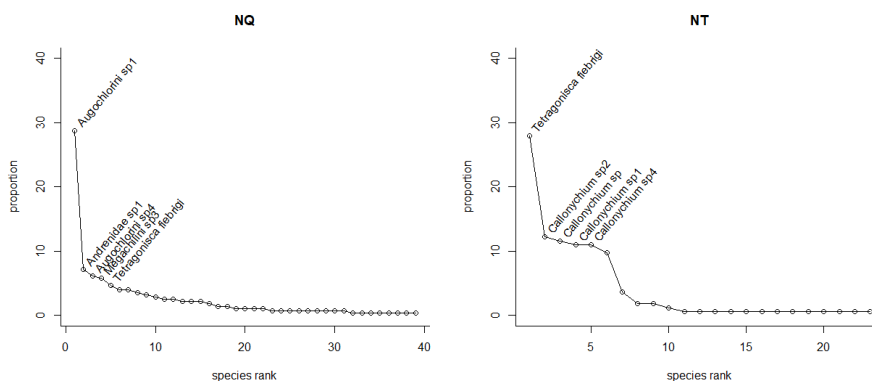


Figura 69. Curvas de Rango-abundancia de las especies registradas en áreas de cobertura no boscosa del ACEI Nembí Guasu.

NQ: no bosque quemado, NT: no bosque testigo.

Por otro lado, estructuralmente, en las áreas quemadas y no quemadas la distribución de la abundancia de individuos por especies se organizó de forma similar, ya que en ambos casos la mayor cantidad de individuos se concentró en una sola especie (aproximadamente el 30% del total de individuos), siendo estas, *Augochlorini* sp. en las áreas quemadas, y *Tetragonisca fiebrigi* en las áreas no quemadas (Figura 69).

Monitoreo – época seca

A un año de la ocurrencia de los incendios, durante la época seca, un total de 253 individuos y 41 morfo-especies fueron inventariadas (Tabla 13). En términos de abundancia, la familia mejor representada en las áreas quemadas y no quemadas fue Halictidae (164 individuos). Así también, en ambas áreas la familia que concentró la mayor cantidad de especies fue Apidae (Tabla 13).

Tabla 13. Riqueza y abundancia de especies registradas en áreas de cobertura no boscosa del ACEI Nembí Guasu.

Familia	Morfoespecies		Abundancias	
	No Bosque quemado	No Bosque testigo	No Bosque quemado	No Bosque testigo
Andrenidae	2	4	5	6
Apidae	5	14	11	62
Halictidae	5	9	56	108
Megachilidae	0	2	0	5
Total general	12	29	72	181

De acuerdo con los modelos y estimadores matemáticos, durante la época seca, la riqueza y diversidad (observada y esperada) del ensamblaje de abejas en las áreas quemadas fue significativamente menor que la cuantificada durante la época húmeda; contrariamente, en las áreas no quemadas, la riqueza y diversidad del ensamblaje de abejas durante la época seca fue significativamente mayor que la cuantificada durante la época húmeda (Figura 70).

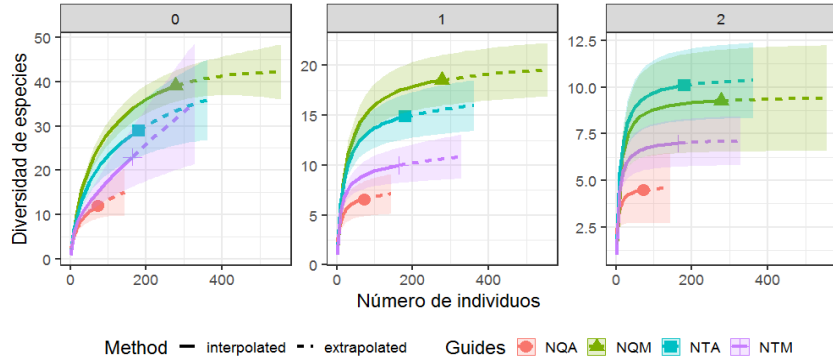


Figura 70. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de abejas en áreas de cobertura no boscosa del ACEI E Ñembi Guasu.

0: riqueza (número efectivo de especies), 1: exponente de la diversidad Shannon, 2: inverso del índice de diversidad de Simpson. NQA: no bosque quemado monitoreo, NQM: no bosque quemado evaluación, NTA: no bosque testigo monitoreo, NTM: no bosque testigo evaluación.

En cuanto la estructura de los ensamblajes de abejas, durante la época seca, en las áreas quemadas la distribución de la abundancia de individuos por especies se organizó de forma significativamente diferente a la estructura del ensamblaje de abejas que habita en las áreas no quemadas (época seca y época húmeda) y de la estructura del ensamblaje que colonizó inicialmente las áreas quemadas durante la época húmeda (Figura 71); situación que se atribuye principalmente a la disminución de la riqueza y diversidad de especies, y al elevado incremento de la abundancia de dos especies de la tribu *Augochlorini*, las cuales congregaron aproximadamente el 60% del total de individuos inventariados.

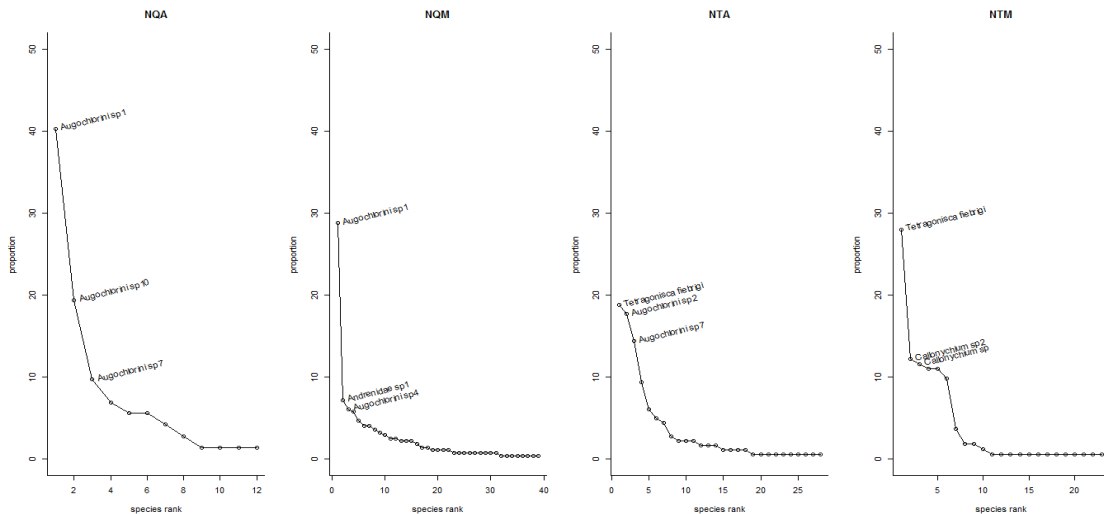


Figura 71. Curvas de Rango-abundancia de las especies de abejas registradas en áreas de cobertura no boscosa del ACEI E Ñembi Guasu.

NQA: no bosque quemado monitoreo, NQM: no bosque quemado evaluación, NTA: no bosque testigo monitoreo, NTM: no bosque testigo evaluación.

Así también, el ensamblaje de abejas que se estableció en las áreas quemadas durante la época seca está conformada por una composición de especies taxonómicamente similar al ensamblaje inventariado en la época húmeda; pero, diferente del ensamblaje de abejas que habitan en las áreas no quemadas (Figura 72).

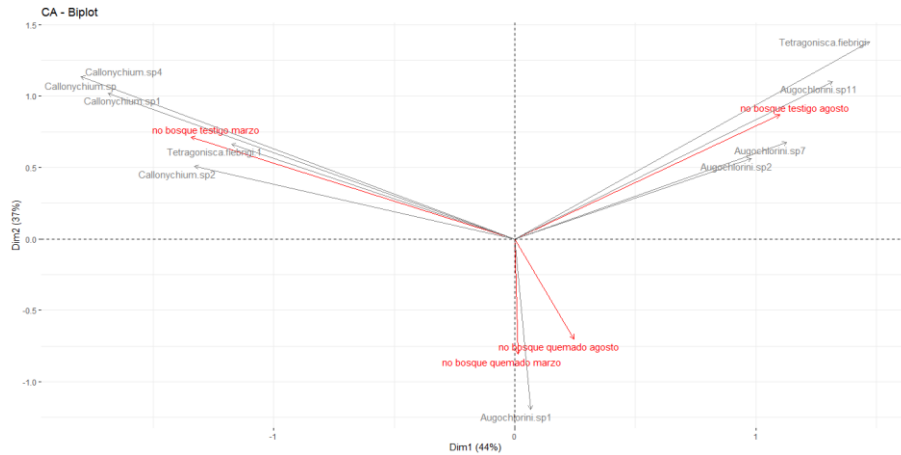


Figura 72. Análisis de Correspondencia (AC) de las especies registradas en áreas de cobertura no boscosa del ACeIE Ñembi Guasu.

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

De acuerdo con los resultados obtenidos, en la cobertura no boscosa el impacto de los incendios afectó y modificó drásticamente el ensamblaje de abejas, habiendo reducido su riqueza y diversidad de especies, y consecuentemente modificando su estructura y composición; atributos que, si bien durante la época húmeda alcanzó valores y características similares al de las áreas no quemadas, durante la época seca se redujeron y/o cambiaron drásticamente, situación que puede ser atribuida a la disminución de la diversidad y disponibilidad de sitios de nidificación y de recursos alimenticios.

5.1.5. Resumen de los principales hallazgos de la evaluación y monitoreo de las áreas quemadas y no quemadas en el ACeIE Ñembi Guasu

Tipo de Vegetación	Densidad de Árboles (Ind/ha)	Árboles Muertos (ind/ha)		Riqueza de Especies (spp/ha)		Tipo de Propagación del Incendio	Altura del Dosel	Altura de la Llama (m)	Impacto del Incendio							
		No quemado	Quemado	No quemado	Quemado				Riqueza de Especies	Abundancia	Composición de Especies	Estructura del Ensamblaje				
Bosque Chiquitano	640 ±112	20 ±5	45 ±35	10 a 19		fuego rastrero	10 a 15 m	1.7 ±1.5	bajo	bajo	bajo	bajo				
Bosque Chiquitano Transicional al Chaco	443 ±155	10 ±2	425 ±65	15 a 20	1 a 3	fuego de copa	8 a 10 m	>10	alto	alto	alto	alto				
Abayoy Denso	317 ±140	8 ±5	310 ±35	15 a 21	2 a 5	fuego de copa	5 a 7 m	>7	alto	alto	alto	alto				
Abayoy Ralo	228 ±68	5 ±2	163 ±81	15 a 32	1 a 3	fuego de copa	4 a 6 m	>6	alto	alto	alto	alto				
Fauna de Vertebrados	Riqueza y Diversidad				Abundancia				Similitud de la Composición de Especies (%)				Impacto del Incendio			
	Época Húmeda		Época Seca		Época Húmeda		Época Seca		Época Húmeda		Época Seca		Riqueza de Especies	Abundancia	Composición de Especies	Estructura del Ensamblaje
	No quemado	Quemado	No quemado	Quemado	No quemado	Quemado	No quemado	Quemado	No quemado	Quemado	No quemado	Quemado				
Cobertura Boscosa																
Anfibios	1	0	1	0	NE	NE	NE	NE	0	0	NE	NE	NE	NE	NE	NE
Reptiles	2	6	5	4	mayor	menor	menor	mayor	21	25	bajo	bajo	alto	bajo	bajo	bajo
Aves	25	32	22	51	igual	menor	mayor	mayor	43	26	bajo	bajo	alto	bajo	bajo	bajo
Mamíferos	15	12	17	15	NE	NE	NE	NE	48	31	bajo	NE	alto	bajo	bajo	bajo
Cobertura no Boscosa																
Anfibios	11	4	0	0	igual	NE	NE	NE	38	NE	alto	NE	alto	NE	NE	NE
Reptiles	3	3	3	2	igual	igual	igual	igual	72	43	bajo	bajo	medio	bajo	bajo	alto
Aves	53	39	48	36	igual	igual	igual	igual	33	36	alto	bajo	alto	bajo	bajo	bajo
Mamíferos	8	14	10	6	NE	NE	NE	NE	24	63	alto	NE	medio	alto	alto	NE
Abejas polinizadoras	Riqueza y Diversidad				Abundancia				Similitud de la Composición de Especies (%)				Impacto del Incendio			
	Época Húmeda		Época Seca		Época Húmeda		Época Seca		Época Húmeda		Época Seca		Riqueza de Especies	Abundancia	Composición de Especies	Estructura del Ensamblaje
	No quemado	Quemado	No quemado	Quemado	No quemado	Quemado	No quemado	Quemado	No quemado	Quemado	No quemado	Quemado				
Cobertura Boscosa	35	33	33	38	mayor	menor	mayor	menor	45	39	bajo	alto	alto	alto	medio	medio
Cobertura no Boscosa	23	39	29	12	menor	mayor	mayor	menor	18	13	alto	alto	alto	alto	alto	alto



**Áreas Natural de Manejo Integrado
San Matías**

5.2. ANMI San Matías

5.2.1. Áreas quemadas y dinámica de la severidad del incendio

Durante la gestión 2019 las áreas quemadas en el Área Natural de Manejo Integrado (ANMI) San Matías se extendieron sobre aproximadamente 798521 ha de superficie, siendo los campos y sabanas del Cerrado (371061 ha), el Bosque Chiquitano (279303 ha; incluyendo el Bosque Chiquitano Ribereño) y el complejo de Palmares de Carandá, Campos Estacionalmente Inundados (Formaciones Campestres) y Paratodales (125554 ha) las más afectadas en extensión territorial (Figura 73A; 97.2% del total de la superficie quemada).

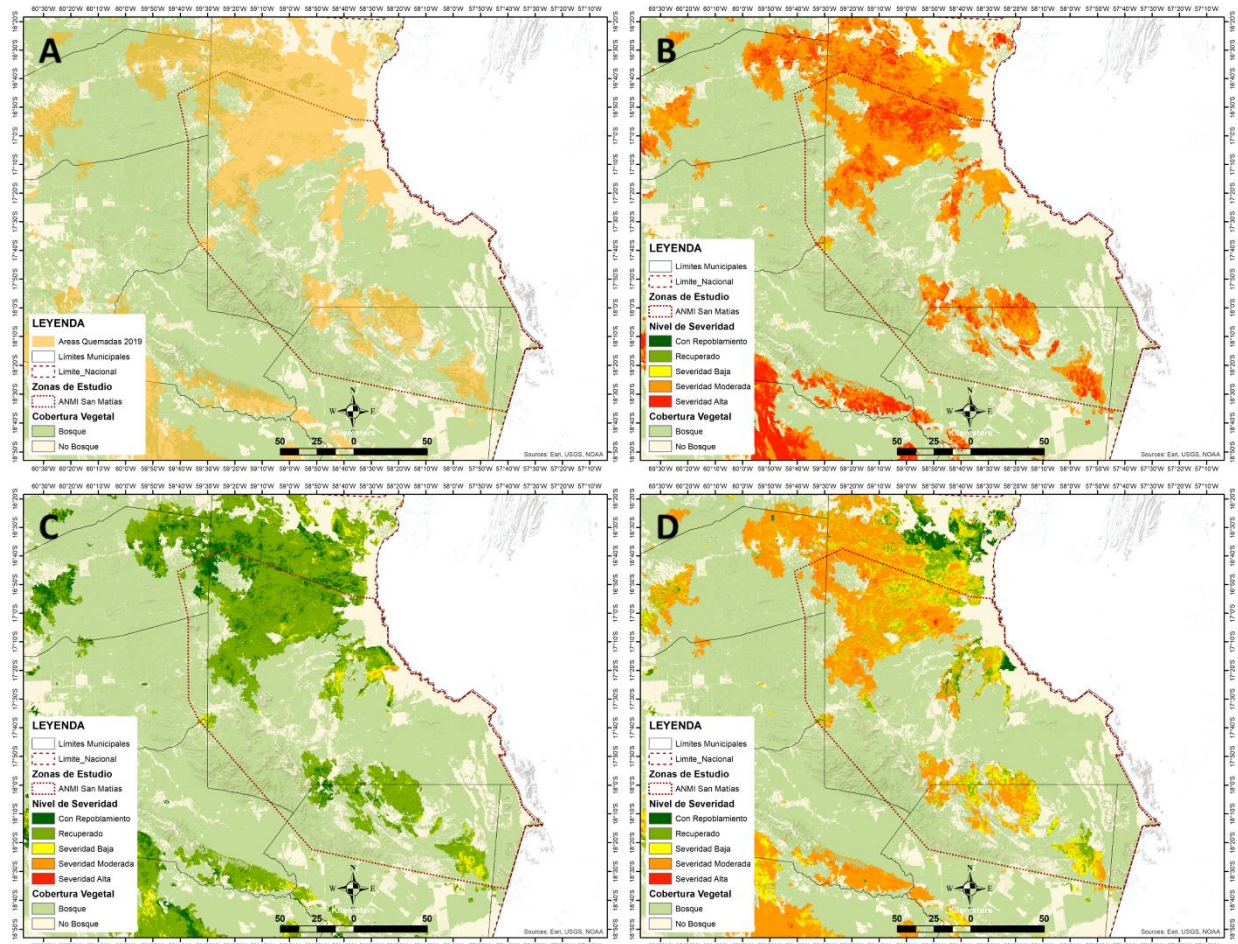


Figura 73. Superficie quemada y la dinámica espacial y estacional de la severidad de los incendios en el ANMI San Matías.

A= superficies quemadas y tipos de cobertura vegetal; B= severidad de incendio hasta finales de noviembre de 2019; C= severidad de incendio hasta mayo de 2020; D= severidad de incendio hasta noviembre de 2020.

Hasta finales de noviembre del 2019 la severidad de impacto de los incendios sobre la cobertura vegetal fue clasificada como predominantemente moderada (78.2% del total de la superficie) y alta (18.1% del total de la superficie; Figura 73B), por lo que, según el índice dNBR la biomasa vegetal de estas áreas se redujo significativamente con relación a las condiciones previamente existentes.

Posteriormente, a la conclusión de la estación de lluviosa (finales de mayo del 2020), la magnitud de la severidad de los incendios disminuyó contrastantemente, indicando que el 80% de las áreas quemadas estarían completamente recuperadas, y el 12.3% casi recuperadas (Figura 73C). Sin embargo, esta aparente recuperación de la vegetación cambió sustancialmente hasta finales de

noviembre del 2020 (Figura 73D), pues, a un año de la ocurrencia de los incendios la severidad de impacto de las áreas quemadas fue clasificada como moderada (58.9%) y baja (25.6%; Figura 74).

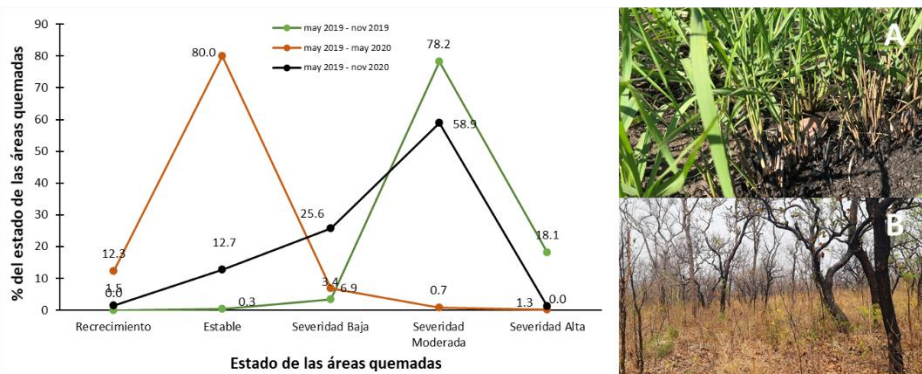


Figura 74. Dinámica temporal de la severidad de incendios (dNBR) durante la estación húmeda (A) y seca (B) en el ANMI San Matías.

La aparente recuperación del 78.6% de las áreas quemadas que habría ocurrido hasta finales de mayo del 2020, es atribuida al crecimiento acelerado del estrato gramíneo-herbáceo (Figura 74A) que caracteriza la vegetación del Cerrado y el Complejo de Palmares de Carandá, Campos Estacionalmente Inundados y Paratodales, ya que, ante condiciones favorables (incremento de la humedad) las formas de vida que conforman el estrato gramíneo-herbáceo reflejan una alta actividad fotosintética (Figura 74A), indicando que las áreas analizadas presentan una cobertura vegetal saludable. Sin embargo, con el inicio de la estación seca y el incremento del déficit hídrico que caracteriza a la región de Pantanal, hasta finales de noviembre del 2020 (Figura 73D) el estrato gramíneo-herbáceo comenzó a secarse (Figura 74B), por lo cual, el verdor espectral disminuyó significativamente. Por lo que, espectralmente se clasifican como áreas no recuperadas después del incendio.

5.2.2. Flora y vegetación

El muestreo de campo en el ANMI San Matías fue realizado en cuatro de los siete tipos de vegetación que se extienden sobre dicha región (Figura 73A), ya que, durante los incendios del 2019 estos cuatro tipos de vegetación resultaron los más afectados en extensión territorial. Estos cuatro tipos de vegetación se agruparon en: i. cobertura boscosa, conformada por el Bosque Chiquitano; y ii. cobertura no boscosa, conformada por la vegetación del Cerrado, las Formaciones Campestres y el Complejo de Palmares de Carandá, Campos Estacionalmente Inundados y Paratodales.

Densidad y mortalidad de árboles

De los cuatro principales tipos de vegetación que fueron muestreados, tres poseen una fisionomía vegetal donde la forma de vida arbórea define y distingue su estructura en el paisaje (Figura 75).

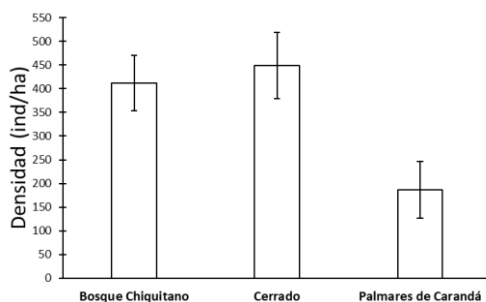


Figura 75. Densidad promedio de árboles (>=10 cm de diámetro) por hectárea de superficie en los principales tipos de vegetación afectados por los incendios en el ANMI San Matías.

En las áreas no quemadas de estos tres tipos de vegetación, la mayor densidad de árboles se cuantificó en el Bosque Chiquitano (413 ind/ha \pm 59) y las sabanas del Cerrado (449 ind/ha \pm 70), las cuales se diferenciaron significativamente de la densidad arbórea de los Palmares de Carandá (187 ind/ha \pm 60).

Bosque Chiquitano

El Bosque Chiquitano se caracterizó por tener un dosel arbóreo que se distribuye entre los 15 y 18 m de altura, con árboles emergentes que pueden alcanzar hasta 30 m (Figura 76). De acuerdo con los resultados de las mediciones de cicatrices de quema (Figura 76B; Figura 76D), la propagación del incendio en este bosque fue de tipo rastroso (fuego de superficie), cuyas llamas alcanzaron una altura promedio de 1.2 m (\pm 1.05 m) y que consumieron principalmente el estrato herbáceo y la hojarasca acumulada sobre el suelo (Figura 76A; Figura 76B).

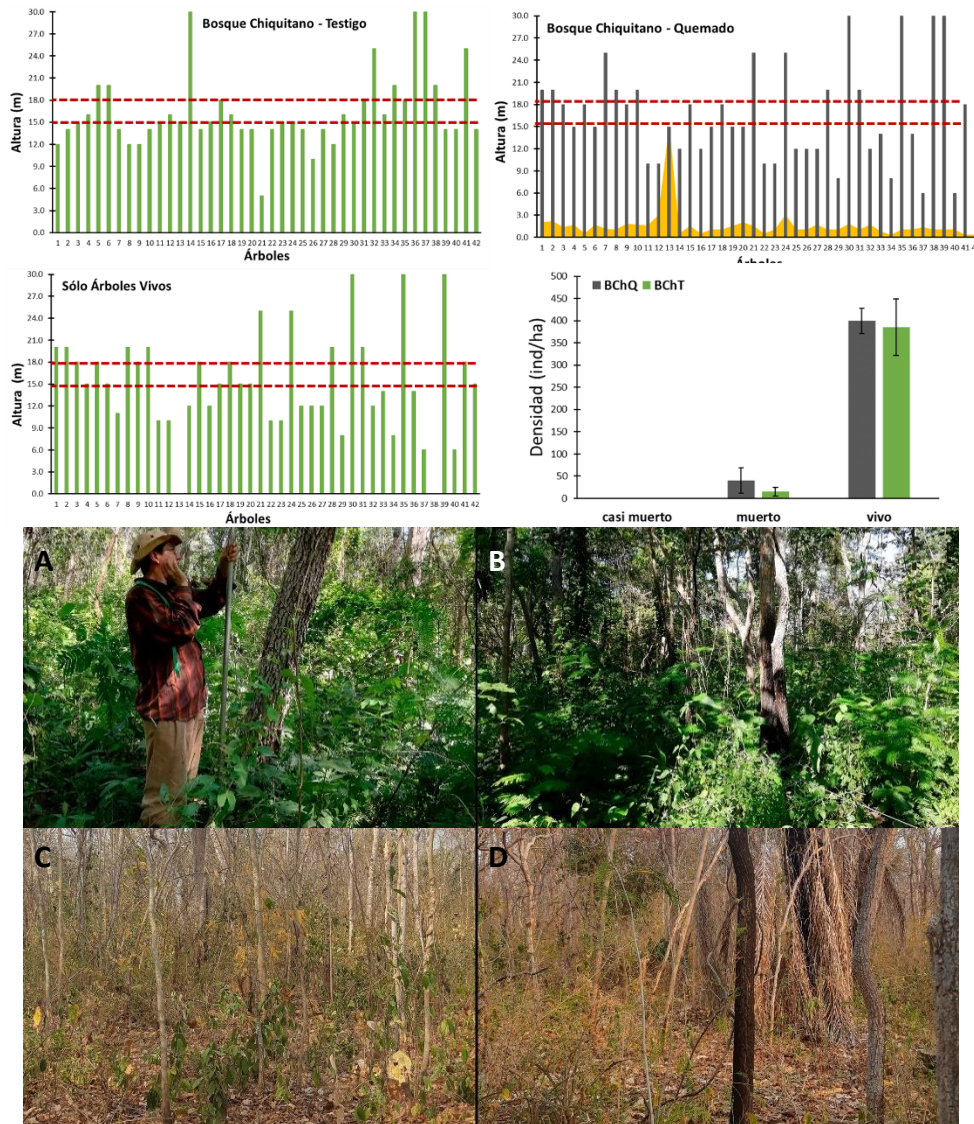


Figura 76. Estructura vertical del Bosque Chiquitano, altura de las cicatrices de quema (color anaranjado) y la reconfiguración estructural como consecuencia de la mortalidad de árboles en el ANMI San Matías.

A= bosque no quemado, época húmeda; B= bosque quemado, época húmeda; C= bosque no quemado, época seca; D= bosque quemado, época seca.

La densidad de árboles muertos que se cuantificó en las áreas quemadas (27 ind/ha \pm 15; 6.3% de mortalidad) no resultó significativamente diferente de la mortalidad cuantificada en las áreas no quemadas (15 ind/ha \pm 10; 3.7% de mortalidad natural). Por lo que, de no ocurrir un nuevo evento de incendio en los próximos años, la configuración estructural arbórea de las áreas quemadas no se diferenciará de las áreas no quemadas.

Así también, la riqueza de especies arbóreas del Bosque Chiquitano no resultó afectada por los incendios, ya que, en las áreas quemadas y no quemadas dicho atributo fue estadísticamente similar (Figura 77A), pudiendo encontrarse en ambas áreas entre 20 y 45 especies por cada hectárea de superficie.

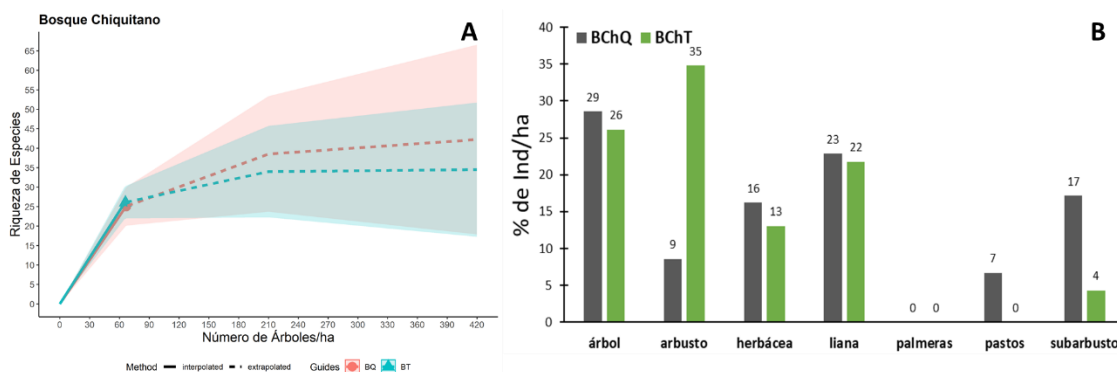


Figura 77. Riqueza de especies (A) y capacidad de regeneración (B) cuantificada en las áreas quemadas y áreas no quemadas del Bosque Chiquitano en el ANMI San Matías.

Por otro lado, en las áreas quemadas y no quemadas la capacidad de regeneración de las especies de forma de vida arbórea, herbácea y liana (especies principalmente heliófitas efímeras y durables) fue cuantitativamente similar (Figura 77B). Sin embargo, la forma de vida arbustiva, conformada por especies típicas del sotobosque (plantas esciófitas totales) fue más abundante en las áreas no quemadas, donde, a diferencia de las áreas quemadas, el sotobosque recibe una menor cantidad e intensidad de radiación solar. Por lo que, con excepción de la forma de vida arbustiva, en las áreas quemadas la capacidad de la regeneración de las especies no resultó significativamente afectada por los incendios.

Cerrado

En las sabanas del Cerrado el dosel arbóreo se distribuye entre los 5 y 7 m de altura, con árboles emergentes de hasta 11 m (Figura 78). De acuerdo con las cicatrices de quema el fuego alcanzó una altura promedio de 2.4 m (\pm 1.5 m), habiendo consumido la totalidad del estrato gramíneo-herbáceo, la hojarasca acumulada sobre el suelo y las hojas y tallos de los arbustos y árboles de bajo porte (Figura 78A).

Según la distribución de la altura de la llama, así como las observaciones de campo, el incendio en este tipo de vegetación se propagó de forma rastrera (fuego de superficie), evidenciándose además la presencia de fuego de copa, ya que algunos árboles se quemaron en su totalidad (antorcheo o coronamiento) (Figura 78).

La cantidad de árboles muertos en pie que fueron cuantificados en las áreas quemadas (13 ind/ha \pm 9) y no quemadas (15 ind/ha \pm 10) resultó estadísticamente similares. Por lo cual, paisajísticamente la configuración fisionómica de las sabanas del Cerrado en las áreas quemadas no se diferenciará con relación a las áreas no quemadas (Figura 78; Figura 79).

Evaluación de impactos ecológicos en áreas afectadas por quemas e incendios

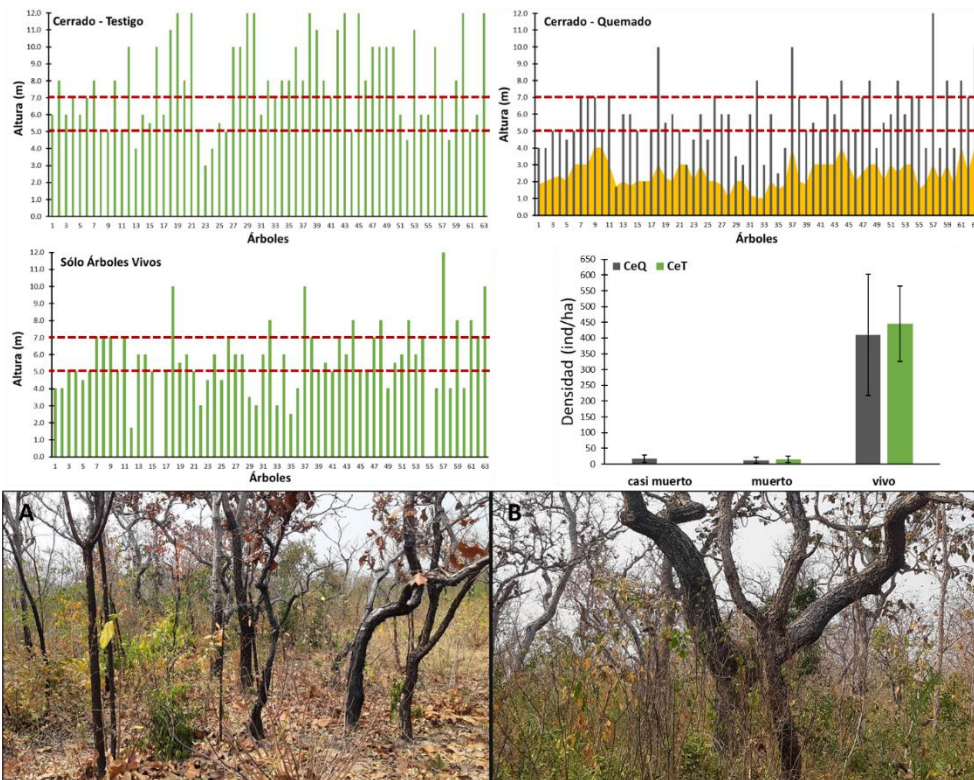


Figura 78. Estructura vertical de las sabanas del Cerrado, altura de las cicatrices de quema (color anaranjado) y la reconfiguración estructural como consecuencia de la mortalidad de árboles en el ANMI San Matías.



Figura 79. Sabanas del Cerrado quemado y sus características estructurales durante la estación seca (octubre del 2020) en el ANMI San Matías.

Así también, la diversidad arbórea en las sabanas del Cerrado no resultó significativamente afectada por los incendios, ya que la riqueza de especies en las áreas quemadas y no quemadas fueron

similares (Figura 80A), pudiendo encontrarse en ambas áreas entre 35 y 45 especies por cada hectárea de superficie muestreada (según las estimaciones de riqueza).

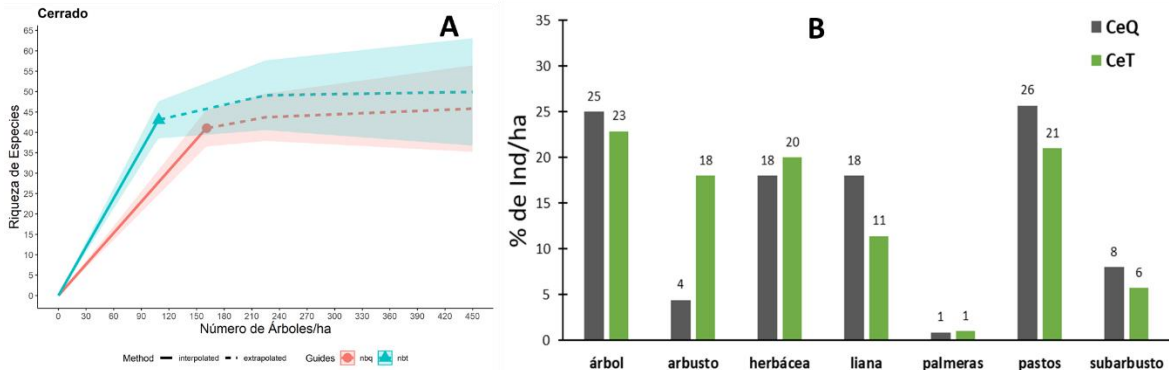


Figura 80. Riqueza de especies (A) y capacidad de regeneración (B) cuantificada en las áreas quemadas y áreas no quemadas de la vegetación del Cerrado en el ANMI San Matías.

En las áreas quemadas la regeneración de los pastos fue mayor a la registrada en las áreas no quemadas (Figura 80B), lo cual demuestra su alta capacidad de repoblamiento post-incendios (los pastos son combustibles finos de alta inflamabilidad y su biomasa es consumida totalmente durante los incendios). Por otro lado, en las áreas quemadas y no quemadas la regeneración de las formas de vida arbórea, herbácea, liana y subarbusto presentaron valores similares, indicando un bajo impacto de los incendios.

Palmares de Carandá (Carandazales)

Esta fisionomía vegetal es parte del denominado Complejo de Palmares de Carandá, Campos Estacionalmente Inundados y Paratodales, y se caracteriza principalmente por presentar una alta dominancia de la palmera *Copernicia alba*, la cual forma un dosel distribuido entre los 7 y 9 m de altura, con algunos individuos emergentes de hasta 15 m (Figura 81).

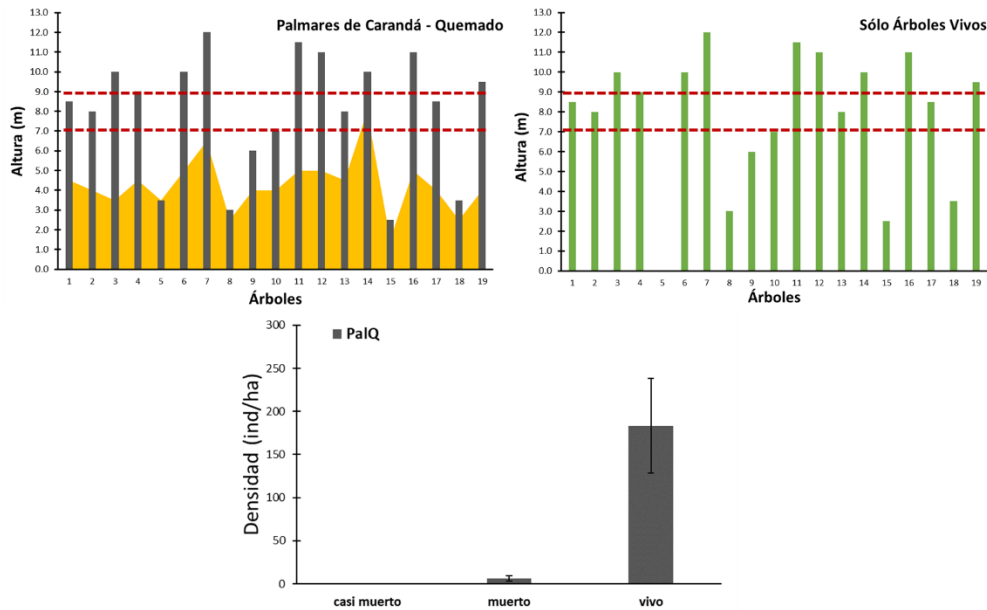


Figura 81. Estructura vertical de los Palmares de Carandá, altura de las cicatrices de quema (color anaranjado) y la reconfiguración estructural como consecuencia de la mortalidad de palmeras en el ANMI San Matías.

Según las cicatrices de las llamas, durante el incendio el fuego alcanzó una altura promedio de 4.6 m (± 2 m), consumiendo la totalidad del estrato gramíneo-herbáceo, así como las hojas y tallos de los arbustos y árboles de pequeño porte (Figura 81, Figura 82). La propagación del incendio en este tipo de vegetación fue principalmente de tipo rastrero, llegando a afectar la copa de algunas palmeras (fuego de copa, antorcheo; Figura 82).

En promedio, la mortalidad de palmeras registrada en las áreas quemadas fue de 6 ind/ha (± 3), lo cual representa una posible disminución del 2.6% de la densidad total de individuos (187 ind/ha ± 60). Dentro del área de estudio no se consiguió muestrear a Palmares de Carandá no quemados, ya que en la región este tipo de vegetación es quemado recurrentemente. Sin embargo, considerando la mortalidad registrada y la recurrencia de los incendios, la configuración estructural de este tipo de vegetación no se modificará significativamente en el paisaje (Figura 81; Figura 82).



Figura 82. Estructura fisionómica de los Palmares de Carandá durante la estación seca (octubre del 2020) en el ANMI San Matías.

Así también, la riqueza de especies no resultó afectada por los incendios, por lo que, las poblaciones de *Copernicia alba* y *Tabebuia aurea*, ambas consideradas altamente resistentes y adaptadas al fuego, no están en riesgo.

Con respecto a la capacidad de regeneración, las formas de vida más sobresalientes después de las quemas fueron los pastos y hierbas (Figura 83), las cuales se caracterizan por tener un rápido crecimiento post-incendios. Las formas de vida arbórea y arbustiva concentraron una baja proporción de la regeneración, lo cual no debe atribuirse al impacto de los incendios, ya que naturalmente este hábitat posee una baja abundancia y riqueza de especies leñosas, pues son pocos los taxones arbóreos y arbustivos capaces de tolerar anualmente al menos 30 días de inundación (los Palmares de Carandá están condicionados ambientalmente por los pulsos de inundación).

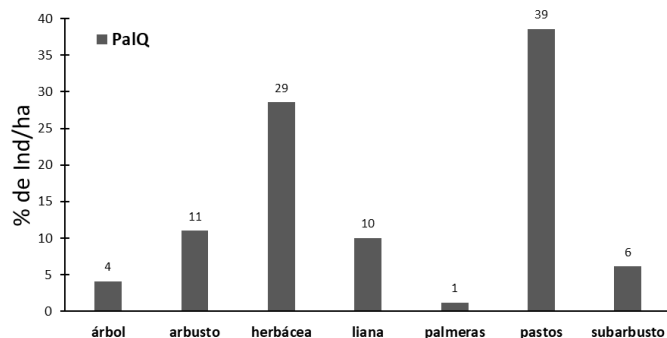


Figura 83. Distribución porcentual de la regeneración registrada en las áreas quemadas de los Palmars de Carandá en el ANMI San Matías.

Síndromes de dispersión

La dominancia de los síndromes de dispersión cambió proporcionalmente en función del tipo de vegetación (Figura 84). El Bosque Chiquitano se caracterizó por tener una dominancia de especies anemócoras y autócoras (Figura 84; lado izquierdo, *Anadenanthera colubrina*), por lo que, la propagación de aproximadamente el 80% de sus especies no está asociada con la fauna silvestre.

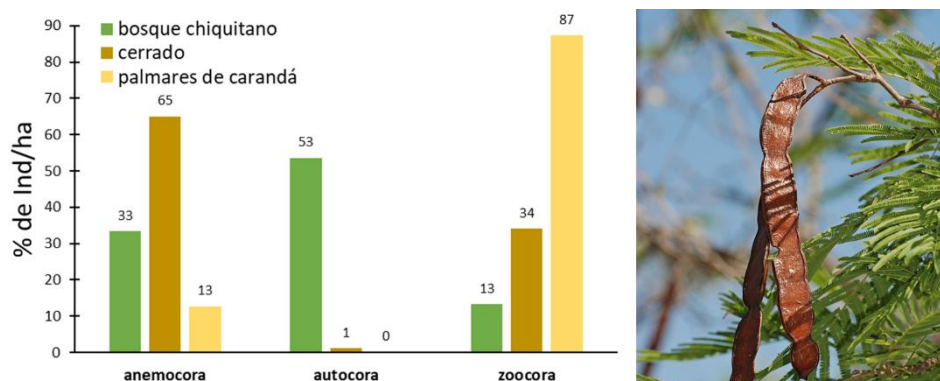


Figura 84. Distribución porcentual de la abundancia de individuos por tipo de síndrome de dispersión según los tipos de vegetación más afectados por los incendios en el ANMI San Matías.

A= Distribución porcentual de la abundancia; B= fruto de *Anadenanthera colubrina*.

La dispersión de semillas de las especies que conforman las sabanas del Cerrado está condicionada principalmente a la acción del viento (anemocoría; 65%), así como también por la fauna silvestre, la cual es responsable por la dispersión del 34% de sus especies (Figura 84). Por otro lado, en los Palmars de Carandá la propagación de sus especies depende significativamente de la fauna silvestre, ya que su dispersión está condicionada a la presencia de mamíferos medianos y grandes, así como algunas especies de aves mayores.

Por tanto, en el Bosque Chiquitano y las sabanas del Cerrado la dispersión de las semillas hacia las áreas quemadas desde las no quemadas dependerá principalmente de la fuerza y velocidad del viento, así como de la capacidad intrínseca de la dispersión de las especies (autócora); situación que no ocurriría en los Palmars de Carandá, donde la presencia de la fauna silvestres es fundamental para la propagación de sus semillas (zoocoría).

Recambio de la composición de especies

El análisis de la similitud cualitativa y cuantitativa solo fue realizado en dos de los cuatro tipos de vegetación muestreados, ya que estas cuentan con muestreos realizados en áreas quemadas y áreas no quemadas (no se muestreó en áreas no quemadas de los Palmars de Carandá y las Campos Estacionalmente Inundados). De acuerdo con el índice de Sorensen, las áreas quemadas y no

quemadas del Bosque Chiquitano y las sabanas del Cerrado no presentaron diferencias florísticas (cualitativas) y estructurales (cuantitativas) significativas (Tabla 14). Por lo que, el impacto de los incendios no modificará la semejanza taxonómica y estructural de en estos dos tipos de vegetación.

Tabla 14. Similitud cualitativa (celdas celestes) y cuantitativa (celdas blancas) de la vegetación evaluada en las áreas quemadas y áreas no quemadas en el ANMI San Matías.

BChQ= bosque chiquitano quemado; BChT= bosque chiquitano no quemado; CeQ= cerrado quemado; CeT= cerrado no quemado.

	BChQ	BChT	CeQ	CeT
BChQ	1	0.75	0.03	0.03
BChT	0.57	1	0.03	0.03
CeQ	0.02	0.01	1	0.90
CeT	0.01	0.01	0.61	1

Biomasa y disponibilidad de combustibles

La mayor cantidad de combustibles fue cuantificada en las formaciones no boscosas (sabanas del Cerrado, los Palmares de Carandá y los Campos Estacionalmente Inundados; Tabla 15); siendo los Campos Estacionalmente Inundados el tipo de vegetación que presentó los valores de biomasa más altos (5.94 t/ha \pm 2.38).

Así también, la biomasa fina, la cual corresponde a combustibles altamente inflamables (gramíneas y graminoides) fue el elemento que se presentó en mayor proporción en los Palmares de Carandá y los Campos Estacionalmente Inundados, representado a más del 95% de su biomasa total (Tabla 15).

Tabla 15. Cantidad de biomasa acumulada por tipo de combustibles y tipos de vegetación en las áreas quemadas y áreas no quemadas en el ANMI San Matías.

Tipo de Vegetación		Biomasa (t/ha)					Total	DE	CV
		BMF	<0.5	>0.5 < 1	>1				
Bosque Chiquitano	quemado	0.000	0.585	0.571	0.351	1.508	1.022	67.8	
	no quemado	0.000	0.614	0.000	0.000	0.614	0.157	25.6	
Cerrado	quemado	0.999	0.731	0.516	0.148	2.394	1.766	73.8	
	no quemado	1.218	1.380	0.000	0.000	2.598	0.657	25.3	
Campos Estacionalmente Inundados	quemado	5.737	0.200	0.003	0.000	5.940	2.384	40.1	
Palmares de Carandá	quemado	2.573	0.043	0.000	0.000	2.617	0.919	35.1	

La cantidad de biomasa cuantificada en las áreas quemadas del Bosque Chiquitano resultó significativamente mayor que la registrada en las áreas no quemadas (Tabla 15), indicando un acelerado crecimiento del estrato inferior como parte de la sucesión natural.

En las sabanas del Cerrado, las áreas quemadas y no quemadas presentaron cantidades similares de biomasa (Tabla 15). Por lo que, a un año de la ocurrencia de los incendios las áreas quemadas en las sabanas del Cerrado consiguieron recuperar significativamente la biomasa consumida por los incendios, tal como posiblemente también ocurrió en los Campos Estacionalmente Inundados.

De acuerdo con la disponibilidad de combustibles, los tipos de vegetación con mayor riesgo de incendios son, las sabanas del Cerrado (Figura 79), los Palmares de Carandá (Figura 82) y los Campos Estacionalmente Inundados (Figura 85), pues, actualmente la mayor proporción de su biomasa está concentrada en combustibles de la categoría 1 (gramíneas y graminoides) y categoría 2 (plantas de consistencia herbácea menor a 0.5 cm de diámetro; Tabla 15).

Por lo que, al tener una elevada disponibilidad de combustibles de rápida ignición (categoría 1 y categoría 2), estos tres tipos de vegetación están propensos a la ocurrencia de nuevos eventos de incendios, especialmente durante la estación seca, periodo cuando la biomasa reduce su humedad intrínseca e incrementa su inflamabilidad (Figura 85).

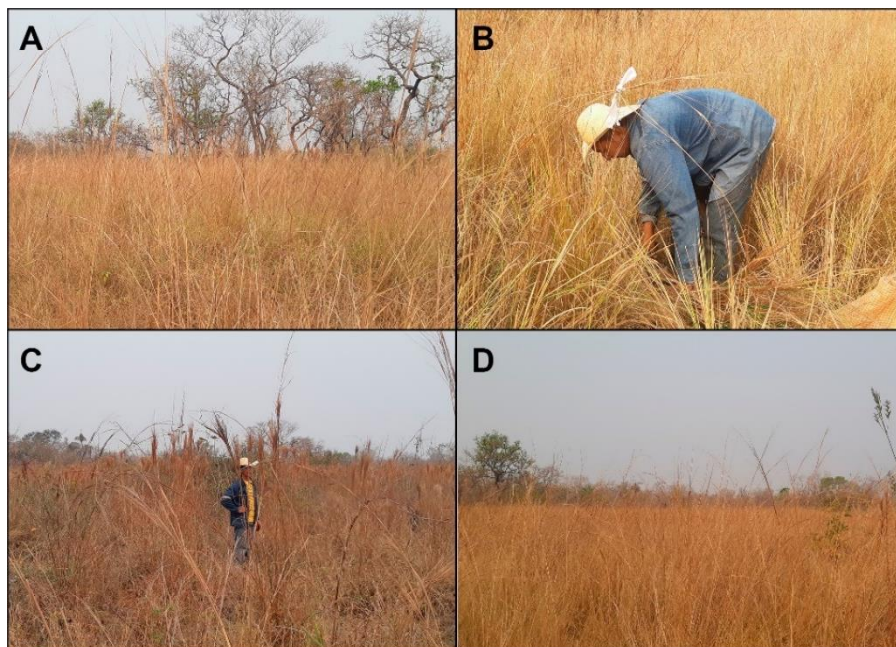


Figura 85. Situación de los Campos Estacionalmente Inundados durante la estación seca (octubre del 2020) en el ANMI San Matías.

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

En los cuatro tipos de vegetación más afectados en extensión territorial, la severidad de impacto de los incendios fue baja, ya que los atributos de riqueza y diversidad de especies, y la estructura y composición de la vegetación no se diferenciaron de sus homólogos no quemados (características previamente existentes). Así también, a un año de la ocurrencia de los incendios el proceso de sucesión vegetal de estos cuatro tipos de vegetación presentó una recuperación altamente significativa, lo cual es atribuido a la presencia de árboles semilleros (anemocoría y autoría) y la germinación de las semillas depositados en los suelos (bancos de semillas).

Debido al elevado incremento de la biomasa fina (BMF) y biomasa herbácea (<0.5) después de los incendios (ambos categorizados como combustible de rápida ignición), las áreas quemadas de las sabanas del Cerrado, los Campos Estacionalmente Inundados y los Palmares de Carandá se constituyen en áreas altamente susceptibles e idóneas para la ocurrencia de nuevos incendios, especialmente durante la época seca, ya que la humedad intrínseca de la biomasa fina y herbácea se reduce significativamente ($\pm 70\%$).

5.2.3. Fauna de vertebrados

Los tipos de vegetación que fueron muestreados en el ANMI San Matías se agruparon en dos tipos de cobertura vegetal, siendo estas: i. cobertura boscosa, la cual estuvo representada por el Bosque Chiquitano (Figura 76); y ii. cobertura no boscosa, representada por las sabanas del Cerrado (Figura 79) y los Palmares de Carandá (Figura 82).

Anfibios

Cobertura boscosa

Evaluación – época húmeda

Durante el trabajo de campo se registró un total de 3 especies y 4 individuos, los cuales fueron inventariados en las áreas quemadas. Estas 3 especies corresponden a un único orden, dentro del que se distribuyen en 3 familias y 3 géneros.

Ninguna de las especies registradas se encuentra categorizada bajo alguno de los estatus de amenaza según los criterios de la IUCN, tanto, a nivel nacional (MMAyA 2009) como internacional (UICN 2020). Así también, tampoco se encuentran catalogadas dentro de ningún apéndice de la CITES.

Debido a la baja cantidad de especies e individuos registrados no fue posible realizar ningún análisis estadístico.

Monitoreo – época seca

En la época seca no se registró ninguna especie de anfibio, tanto, en áreas quemadas como en las áreas no quemadas.

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

Si bien después de los incendios las áreas quemadas fueron colonizadas por un reducido grupo de anfibios, estos no volvieron a ser registrados durante la época seca, periodo cuando las características ambientales de la cobertura boscosa no constituyen un hábitat idóneo para los anfibios.

Por tanto, debido a la escasa cantidad de datos no fue posible determinar y fundamentar la severidad del impacto de los incendios sobre este grupo de vertebrados.

Cobertura no boscosa

Evaluación – época húmeda

En la cobertura no boscosa, durante la época húmeda se registró un total de 3 especies de anfibios (Figura 86), los cuales taxonómicamente se distribuyen en 3 géneros, 3 familias y un único orden. Las 3 especies fueron registradas habitando las áreas quemadas.

Ninguna de las especies registradas se encuentra categorizada bajo alguno de los estatus de amenaza según los criterios de la IUCN, tanto a nivel nacional (MMAyA 2009) como internacional (UICN 2020). Así también, tampoco se encuentran catalogadas dentro de ningún apéndice de la CITES.



Figura 86. Anfibios registrados en áreas de cobertura no boscosa del ANMI San Matías.

A= *Rhinella major*; B= *Leptodactylus chaquensis*; C= *Pseudis paradoxa*.

La eficiencia del esfuerzo de muestreo aplicado durante el trabajo de campo fue altamente representativa, ya que, probabilísticamente se habría logrado cubrir el 100% de la cobertura muestral estimada (Figura 87A). Por lo que, estadísticamente, como resultado del trabajo de campo se logró inventariar la totalidad de la riqueza y diversidad de anfibios que colonizaron las áreas quemadas después de los incendios (Figura 87B).

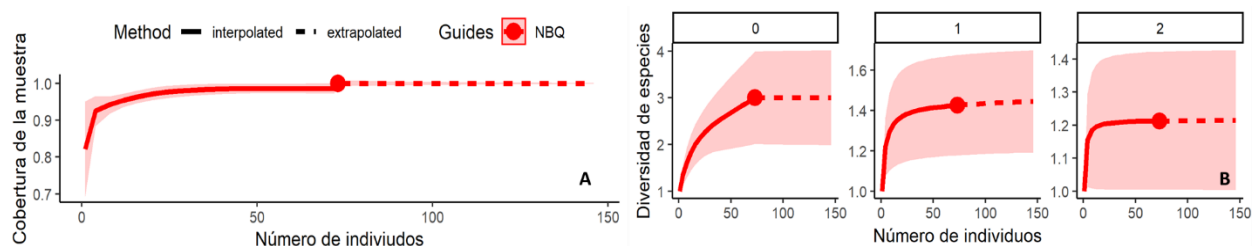


Figura 87. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de anfibios registrados en la cobertura no boscosa del ANMI San Matías.

A: Curvas de completitud de la muestra para anfibios de San Matías basadas en el tamaño de la muestra. B: Curvas de rarefacción/extrapolación. NBQ= no bosque quemado. 0= riqueza de especies; 1= exponencial de Shannon; 2= inverso de Simpson.

La estructura del ensamblaje de anfibios que colonizaron las áreas quemadas estuvo notoriamente dominada por la rana chaqueña *L. chaquensis*, la cual agrupó aproximadamente al 90% del total de individuos registrados (Figura 88).

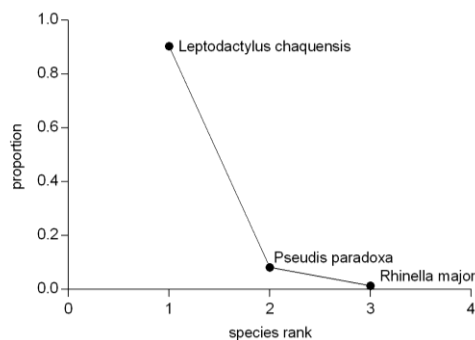


Figura 88. Curva rango-abundancia de los anfibios registrados en la cobertura no boscosa del ANMI San Matías.

Monitoreo – época seca

En la época seca no se registró ninguna especie de anfibio, tanto en áreas quemadas como en las áreas no quemadas.

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

Al igual que en la cobertura boscosa, si bien después de los incendios las áreas quemadas fueron colonizadas por un reducido grupo de anfibios, estos no volvieron a ser registrados durante la época seca, ya que, las características ambientales de la cobertura no boscosa no constituyen un hábitat idóneo para los anfibios.

Por tanto, debido a la escasa cantidad de datos no fue posible determinar y fundamentar la severidad del impacto de los incendios sobre este grupo de vertebrados.

Reptiles

Cobertura boscosa

Evaluación – época húmeda

Durante el trabajo de campo se registró un total de 2 especies, las cuales se distribuyen en 2 géneros, 2 familias y 2 órdenes (Figura 89). Las 2 especies fueron registradas en áreas quemadas, y sólo una en las no quemadas.



Figura 89. Algunas de las especies de reptiles registradas en áreas de cobertura boscosa y no boscosa del ANMI San Matías.

A= Peni (*Salvator* sp.); B= Lagartija (*Ameiva ameiva*); C= Lagarto (*Caiman yacare*).

Ninguna de las especies registradas se encuentra categorizada bajo algún estatus de amenaza según los criterios de la IUCN, tanto, a nivel nacional (MMAyA 2009) como internacional (IUCN 2020). Así también, tampoco se encuentran catalogadas dentro de ningún apéndice de la CITES.

Debido a la baja cantidad de especies e individuos registrados no fue posible realizar ningún análisis estadístico.

Monitoreo – época seca

En la época seca, las áreas quemadas y no quemadas mantuvieron la misma riqueza de especies cuantificada durante la época húmeda (2 spp. en áreas quemadas y 1 spp en áreas no quemadas).

Sin embargo, debido a la baja cantidad de especies e individuos registrados no fue posible realizar ningún análisis estadístico.

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

Pese a que después de los incendios las áreas quemadas fueron colonizadas por 2 especies reptiles, los cuales se mantuvieron constantes durante ambas épocas de muestreo, resulta complejo evaluar y fundamentar el impacto de los incendios sobre este grupo de vertebrados.

Por tanto, la severidad del impacto de los incendios sobre los reptiles en la cobertura boscosas es incierta.

Cobertura no boscosa

Evaluación – época húmeda

En los tipos de vegetación que integran la cobertura no boscosa se registró un total de 3 especies de reptiles (Figura 89), los cuales se encuentran agrupados en un solo orden, 3 familias y 3 géneros. Las 3 especies fueron registradas habitando en las áreas quemadas, no habiéndose registrado a ninguna especie en las áreas no quemadas.

Según los criterios de la IUCN, ninguna de las especies registradas está categorizadas bajo algún estatus de amenaza a nivel nacional (MMAyA 2009) o internacional (IUCN 2020); así como tampoco se encuentran incluidas en ningún apéndice de la CITES.

De acuerdo con la distribución de las abundancias por especie, la estructura del ensamblaje de reptiles está altamente dominada por el lagarto (*Caiman yacare*), especie que concentró a más del 80% del total de individuos registrados (Figura 90).

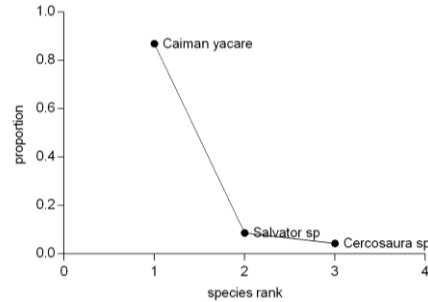


Figura 90. Comparación de abundancias relativas por especies dentro de áreas de cobertura no boscosa del ANMI San Matías.

Monitoreo – época seca

La riqueza de reptiles que se inventarió en las áreas quemadas durante la época seca fue similar a la inventariada en la época húmeda. Sin embargo, a diferencia de la época húmeda, durante la época seca la cantidad de individuos por especie se redujo considerablemente, por lo cual no fue posible realizar ningún análisis estadístico.

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

Al igual que en la cobertura boscosa, pese a que las áreas quemadas de la cobertura no boscosa presentaron una riqueza de reptiles que se mantuvo constante durante ambas épocas de muestreo (húmeda y seca), resulta complejo determinar y fundamentar el impacto de los incendios, ya que no existe una referencia de comparación respecto al ensamblaje de reptiles previamente existente o de las áreas no quemadas.

Por tanto, debido a la escasa cantidad de datos e información no fue posible determinar y fundamentar la severidad del impacto de los incendios sobre este grupo de vertebrados.

Aves

Cobertura boscosa

Evaluación – época húmeda

En las áreas quemadas y no quemada se inventarió un total de 50 especies (Figura 91), las mismas que se encuentran distribuidas en 15 órdenes, 25 familias y 48 géneros. La familia con mayor número de especies fueron Furnariidae (6 spp.), Tyrannidae (5 spp.) y Psittacidae (5 spp.).



Figura 91. Algunas de las especies de aves registradas en áreas de cobertura boscosa del ANMI San Matías.

A= *Tigrisoma lineatum*; B= *Pytangus sulphuratus*; C= *Galbula ruficauda*; D= *Crotophaga ani*; F= *Primolius auricollis*.

Según los criterios de la IUCN, ninguna de las especies registradas se encuentra catalogada bajo alguna categoría de amenaza a nivel nacional (MMAyA 2009) o internacional (IUCN 2020). En cuanto a los apéndices de la CITES, 6 de las 50 especies están incluidas en el apéndice II, siendo estas el colibrí tijereta (*Eupetomena macroura*), el picaflor bronceado (*Hylocharis chrysura*), la carcaña (*Caracara plancus*), el halconcito (*Falco sparverius*), el tucán (*Ramphastos toco*) y la tacuarita azul (*Primolius auricollis*).

Probabilísticamente, el esfuerzo de muestreo empleado durante el trabajo de campo en las áreas quemadas y no quemadas fue suficiente y apropiado para obtener resultados confiables, ya que se consiguió cubrir aproximadamente el 90% del total de la cobertura muestral (Figura 92A).

De acuerdo con las estimaciones de riqueza, en las áreas no quemadas la cantidad de especies registradas podría incrementarse potencialmente en un 7.7% (de 39 a 42 especies; 3 especies no inventariadas); y en las áreas quemadas en un 14.8% (de 27 a 31 especies; 4 especies no inventariadas). Por lo cual, probabilísticamente la riqueza y diversidad (observada y esperada) de aves que colonizaron las áreas quemadas después de los incendios es significativamente menor que la registrada en el ensamblaje de aves que habita en las áreas no quemadas (Figura 92B).

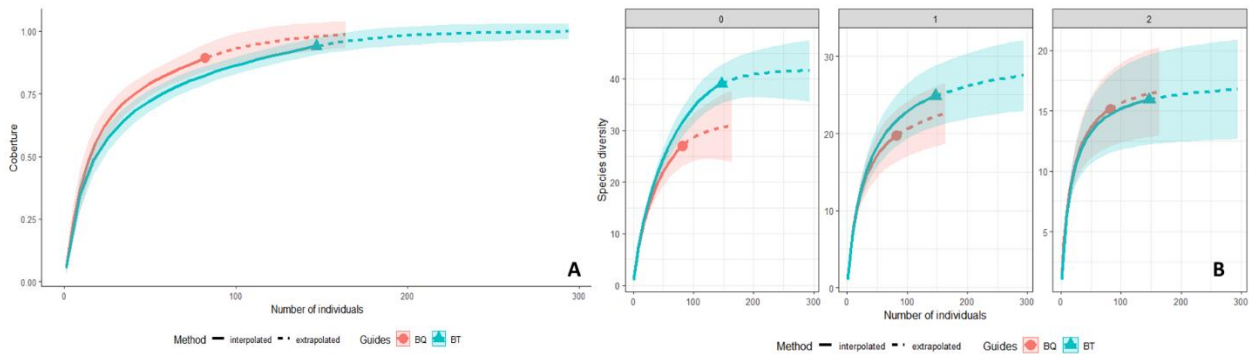


Figura 92. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de aves en áreas de cobertura boscosa del ANMI San Matías.

A: Curvas de completitud de la muestra para aves de San Matías basadas en el tamaño de la muestra. B: Curvas de rarefacción/extrapolación. BQ= bosque quemado; BT= bosque testigo. 0= riqueza de especies; 1= exponencial de Shannon; 2= inverso de Simpson.

Sin embargo, pese a la baja riqueza y diversidad de especies, las áreas quemadas congregaron una abundancia de individuos estadísticamente similar a la cuantificada en las áreas no quemadas (Figura 93A).

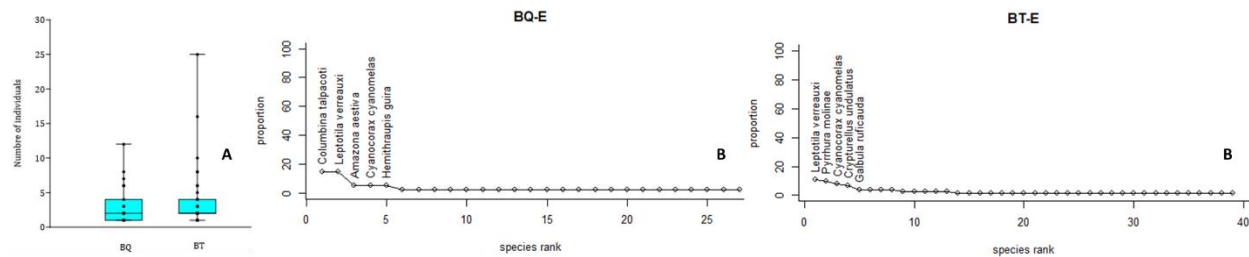


Figura 93. Comparación de abundancias totales y por especies en áreas de cobertura boscosa del ANMI San Matías.

A: Diagrama de cajas para el registro de abundancias de aves por cada hábitat evaluado. B: Curvas rango-abundancia. BQ= bosque quemado; BT= bosque testigo.

Así también, estructuralmente, en las áreas quemadas la distribución de la abundancia de individuos por especies se organizó de forma similar al ensamblaje de aves que habita en las áreas no quemadas (Figura 93B); no obstante, en ambos casos los ensamblajes de aves estuvieron conformados por una composición de especies taxonómicamente diferente (33% de similitud cuantitativa).

Por otro lado, el ensamblaje de especies que colonizó las áreas quemadas concentró una mayor diversidad de gremios tróficos (5 gremios) con relación al ensamblaje que habita en las áreas no quemadas (3 gremios). No obstante, en ambas áreas los omnívoros e insectívoros se constituyeron en los gremios más dominantes (Figura 94). Por lo que, aparentemente durante la época húmeda la diversidad y disponibilidad de recursos alimenticios en las áreas quemadas fue mayor que la encontrada en las áreas no quemadas.

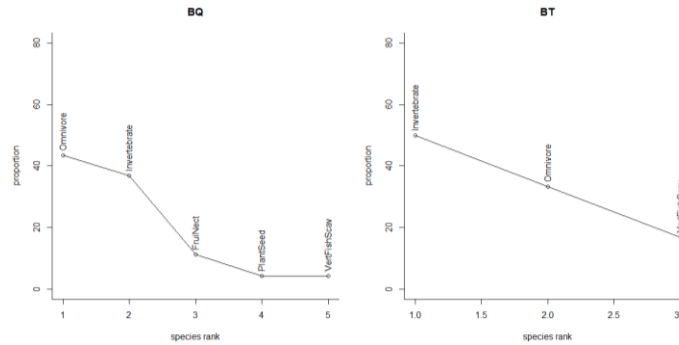


Figura 94. Curvas rango-abundancia de los gremios tróficos registrados en áreas de cobertura boscosa del ANMI San Matías.

BQ= bosque quemado; BT= bosque testigo.

Monitoreo – época seca

En las áreas quemadas, durante la época seca la riqueza y diversidad de especies (41 spp.) se incrementó significativamente con relación a la época húmeda (27 spp.; Figura 95). Por otro lado, en las áreas no quemadas la riqueza y diversidad de aves cuantificada en la época húmeda (39 spp.) disminuyó drásticamente en la época seca (5 spp.; Figura 95).

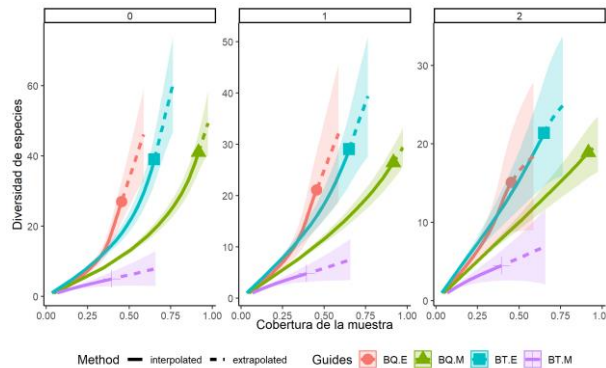


Figura 95. Curvas de rarefacción/extrapolación para aves basadas en la cobertura de la muestra en áreas de cobertura boscosa del ANMI San Matías.

BQ.E= bosque quemado evaluación; BQ.M= bosque quemado monitoreo; BT-E= bosque testigo evaluación; BT-M= bosque testigo monitoreo. 0= riqueza de especies; 1= exponencial de Shannon; 2= inverso de Simpson.

Con respecto a la abundancia, en la época seca la cantidad de individuos del ensamblaje de aves que se estableció en las áreas quemadas se incrementó significativamente, congregando una abundancia estadísticamente mayor que la cuantificada en la época húmeda y las áreas no quemadas (Figura 96).

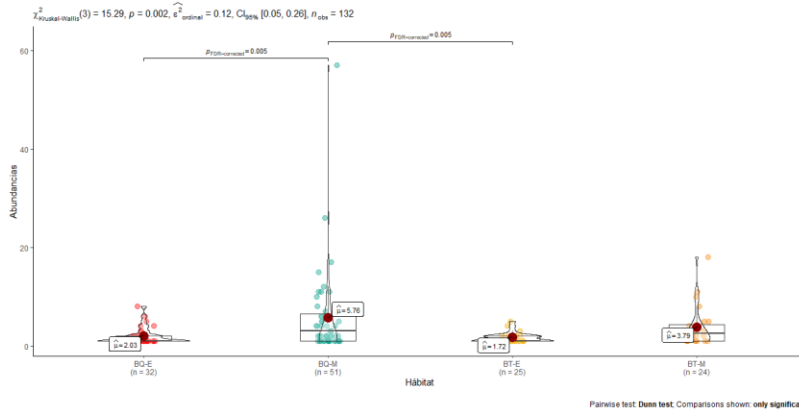


Figura 96. Diagrama de cajas y violín para el registro de abundancias de aves en áreas de cobertura boscosa del ANMI San Matías.

BQ.E= bosque quemado evaluación; BQ.M= bosque quemado monitoreo; BT-E= bosque testigo evaluación; BT-M= bosque testigo monitoreo. n= número de especies registradas.

Por otro lado, si bien las áreas no quemadas concentraron una baja riqueza y diversidad de aves durante la época seca, el ensamblaje mantuvo una abundancia relativamente superior a la cuantificada durante la época húmeda (Figura 96).

La composición de especies de los ensamblajes de aves en las áreas quemadas y no quemadas cambiaron sustancialmente en función del impacto de los incendios (áreas quemadas vs. áreas no quemadas) y el cambio en la estacionalidad climática (época húmeda, etapa de evaluación vs. época seca, etapa de monitoreo). Sin embargo, pese a estas diferencias, durante las dos épocas de muestreo, en las áreas quemadas y no quemadas las abundancias de individuos por especies se distribuyeron de forma relativamente equitativas (Figura 97), no llegando a diferenciarse taxones altamente dominantes.

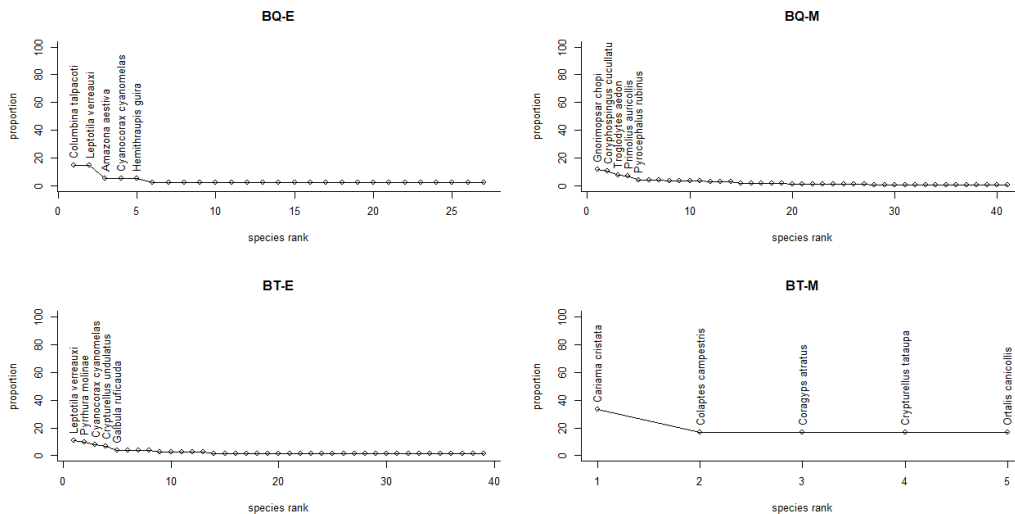


Figura 97. Curvas rango-abundancia de las aves registradas en áreas boscosas del ANMI San Matías. BQ.E= bosque quemado evaluación; BQ.M= bosque quemado monitoreo; BT-E= bosque testigo evaluación; BT-M= bosque testigo monitoreo.

En la época seca, el ensamblaje de aves que se estableció en las áreas quemadas presentó una composición de especies diferente del ensamblaje de aves que habita en las áreas no quemadas (época húmeda y época seca; Tabla 16). Por lo que, aparentemente, el recambio de especies entre las épocas de muestreo (independiente si fueron quemadas o no) es un proceso natural que sucede en función del cambio de la estacionalidad climática (Ej. áreas no quemadas – época húmeda vs. áreas

no quemadas – época seca); y el recambio de especies detectado en cada época de muestreo es producto del impacto de los incendios (Ej. áreas quemadas – época seca vs. áreas no quemadas – época seca).

Tabla 16. Valores de distancia taxonómica determinadas para el ensamblaje de aves en áreas de cobertura boscosa del ANMI San Matías.

BQ.E= bosque quemado evaluación; BQ.M= bosque quemado monitoreo; BT-E= bosque testigo evaluación; BT-M= bosque testigo monitoreo.

	BQ-E	BQ-M	BT-E
BQ-M	4.28		
BT-E	1.46	4.35	
BT-M	1.15	4.17	1.75

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

El impacto de los incendios sobre la cobertura boscosa favoreció significativamente a la diversificación de la ornitofauna en las áreas quemadas, ya que, después de los incendios la abundancia, riqueza y diversidad de aves se incrementó progresivamente (incluyendo el retorno de las especies CITES), llegando a sobrepasar los atributos del ensamblaje de aves que habita en las áreas no quemadas. El incremento de la abundancia, riqueza y diversidad de aves es atribuido al incremento de la diversidad y disponibilidad hábitats y recursos alimenticios post-incendios, los cuales cambiaron, pero no disminuyeron según la estacionalidad climática.

Sin embargo, si bien las áreas quemadas concentraron una alta abundancia, riqueza y diversidad de especies, taxonómicamente, el ensamblaje de aves está conformada por un conjunto de especies diferente al de los ensamblajes previamente existentes (áreas no quemadas).

Cobertura no boscosa

Evaluación – época húmeda

En la cobertura no boscosa se registró un total de 60 especies (Figura 98), las cuales están distribuidas en 14 órdenes, 27 familias y 50 géneros. La familia con mayor número de especies fue Columbidae (8 spp.).

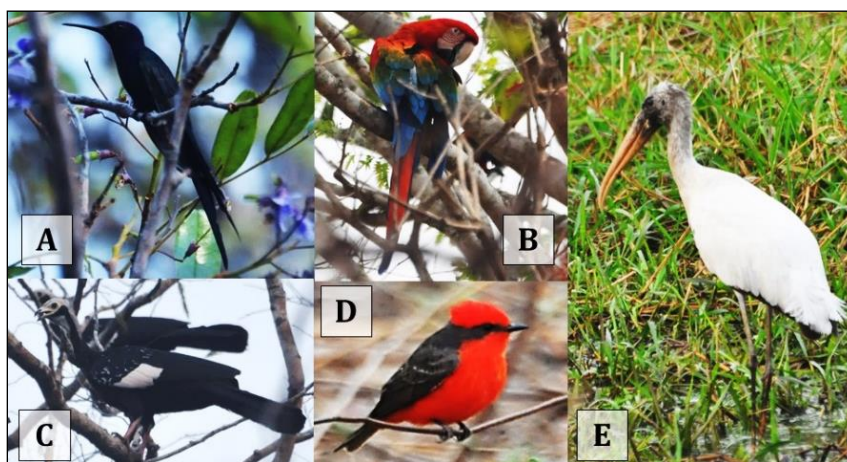


Figura 98. Especies de aves registradas en áreas de cobertura no boscosa del ANMI San Matías. A= *Eupetomena macroura*; B= *Ara chloropterus*; C= *Pipile cumanensis*; D= *Pyrocephalus rubinus*; E= *Mycteria americana*.

Ninguna de las especies registradas está categorizada bajo algún estatus de amenaza a nivel nacional (MMAyA 2009) o internacional (IUCN 2020) según los criterios de la IUCN. En cuanto los apéndices de la CITES, el aguilucho cangrejero (*Buteogallus meridionalis*), el macono (*Herpetotheres cachinnans*), el tucán (*Ramphastos toco*), el loro hablador (*Amazona aestiva*), la cotorrita amarilla (*Brotogeris chiriri*), los tarechis (*Primolius auricollis*; *Psittacara leucophthalmus*), la cara sucia

(*Pyrrhura molinae*) y el piyo (*Rhea americana*) están incluidos en el apéndice II, y el pato ala blanca (*Cairina moschata*) en el apéndice I.

Según el estatus migratorio, de las 60 especies, el 82% corresponden a taxones residentes, 15% son migrantes australes y 3% son migrantes australes parciales (Figura 98).

Probabilísticamente, el esfuerzo de muestreo empleado durante el trabajo de campo en las áreas quemadas y no quemadas fue parcialmente representativo, ya que solo se consiguió cubrir aproximadamente entre el 60 y 70% del total de cobertura muestral estimada (Figura 99A); por lo que en ambas existen taxones que aún no habrían sido registradas.

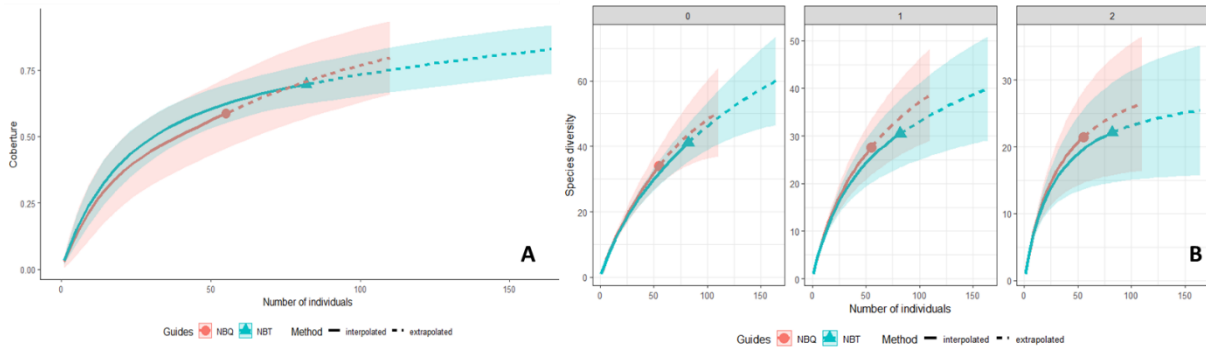


Figura 99. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de aves en áreas de cobertura no boscosa del ANMI San Matías.

A= Curvas de completitud de la muestra para aves de San Matías basadas en el tamaño de la muestra. B: Curvas de rarefacción/extrapolación. NBQ= no bosque quemado. 0= riqueza de especies; 1= exponencial de Shannon; 2= inverso de Simpson.

Según los modelos de estimación de riqueza, en las áreas no quemadas la cantidad de especies podría incrementarse potencialmente en un 107% (de 41 a 85 especies); y en las áreas quemadas en un 94% (de 34 a 66 especies). Por lo que, de acuerdo con estas tendencias el ensamblaje de aves que colonizó las áreas quemadas después de los incendios concentró una riqueza y diversidad (observada y esperada) de especies estadísticamente menor que la cuantificada en el ensamblaje de aves que habita en las áreas no quemadas (Figura 99B).

No obstante, pese a su baja riqueza y diversidad de especies, el ensamblaje de aves que colonizó las áreas quemadas congregó una abundancia de individuos estadísticamente similar a la cuantificada en las áreas no quemadas (Figura 100A).

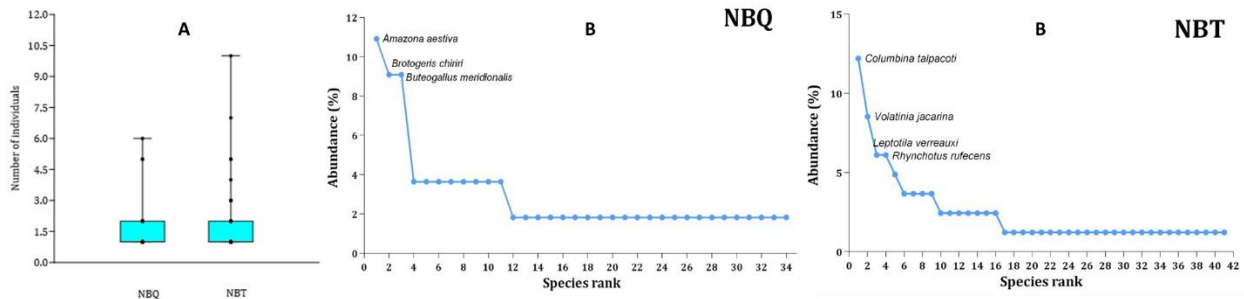


Figura 100. Comparación de abundancias totales y por especies en áreas de cobertura no boscosa del ANMI San Matías.

A: Diagrama de cajas para el registro de abundancias de aves por cada hábitat evaluado en el ANMI San Matías. B: Curvas rango-abundancia. NBQ= no bosque quemado; NBT= no bosque testigo.

Por otro lado, cuantitativamente la similaridad de la composición de especies entre ambas áreas fue del 40%, lo cual indica que el ensamblaje de aves que colonizó las áreas quemadas está conformada por un conjunto de especies taxonómicamente diferente a la previamente existente (pre-incendios).

Respecto a la estructura de los ensamblajes, en las áreas quemadas y no quemadas la distribución de la abundancia de individuos por especies se organizó de forma similar (tendencias similares), no habiéndose identificado la presencia de taxones altamente dominantes, pues ninguna de las especies concentró a más del 15% de total de individuos registrados (Figura 100B).

Del mismo modo, en las áreas quemadas y no quemadas la distribución de la abundancia de individuos por gremios tróficos se estructuró bajo las mismas tendencias, siendo los insectívoros el grupo más dominante (Figura 101). Por lo que, aparentemente la diversidad y disponibilidad de recursos alimenticios ofertados en las áreas quemadas después de los incendios fue similar al ofertado en las áreas no quemadas.

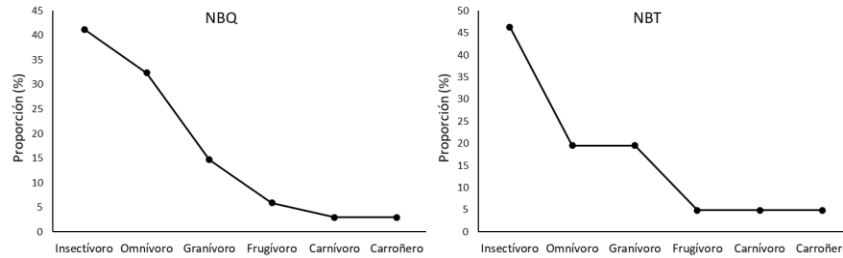


Figura 101. Curvas rango-abundancia de los gremios tróficos registrados en áreas de cobertura no boscosa del ANMI San Matías.
NBQ= no bosque quemado; NBT= no bosque testigo.

Monitoreo – época seca

En las áreas quemadas la riqueza y diversidad (observada y esperada) de aves cuantificada durante la época seca (73 spp.) se incrementó significativamente con relación a la inventariada en la época húmeda (34 spp.; Figura 102); habiendo llegado a sobrepasar inclusive la riqueza y diversidad de especies del ensamblaje de aves que habita en las áreas no quemadas (41 spp.).

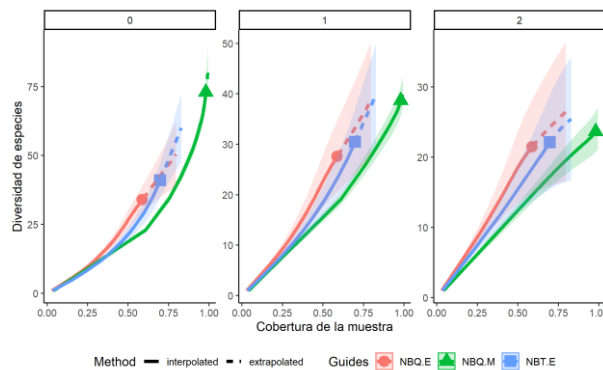


Figura 102. Curvas de rarefacción/extrapolación para aves basadas en la cobertura de la muestra en áreas no boscosas del ANMI San Matías.

NBQ.E= no bosque quemado evaluación; NBQ.M= no bosque quemado monitoreo; NBT-E= no bosque testigo evaluación. 0= riqueza de especies; 1= exponencial de Shannon; 2= inverso de Simpson.

Así también, conjuntamente con los atributos de riqueza y diversidad de especies, durante la época seca el ensamblaje de aves que se estableció en las áreas quemadas concentró una abundancia de individuos significativamente mayor que la cuantificada en la época húmeda y la abundancia cuantificada en las áreas no quemadas (Figura 103).

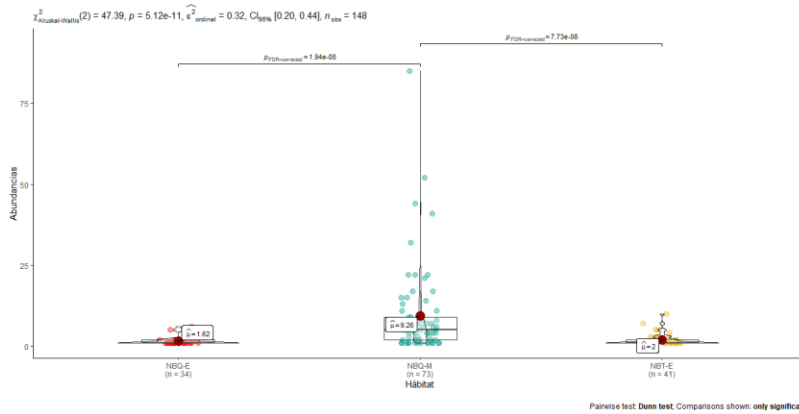


Figura 103. Diagrama de cajas y violín para el registro de abundancias de aves en áreas de cobertura no boscosa del ANMI San Matías.

NBQ.E= no bosque quemado evaluación; NBQ.M= no bosque quemado monitoreo; NBT-E= no bosque testigo evaluación; n= número de especies registradas.

Con relación a la estructura de los ensamblajes, durante la época húmeda y la época seca la distribución de la abundancia de individuos por especies se organizó de forma similar (Figura 104), indicando que, estructuralmente la abundancia de individuos por especies se encuentra distribuidas equitativamente, no llegando a distinguirse especies altamente dominantes en ninguna de las épocas de muestreo (especies que congregan un elevado porcentaje de individuos con relación a las otras especies).

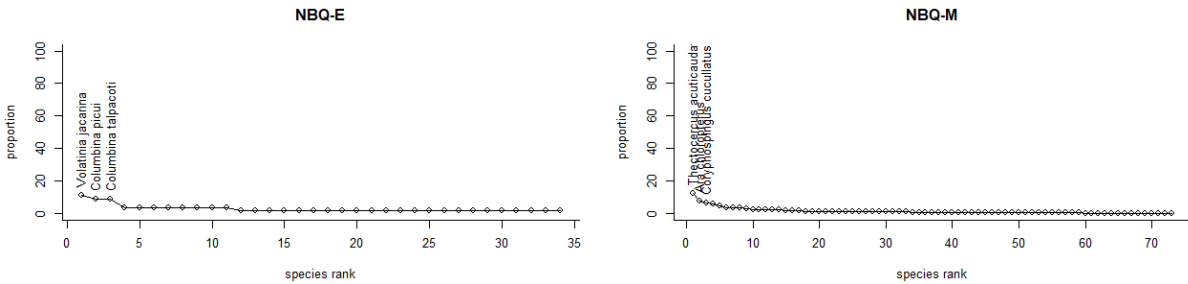


Figura 104. Curvas rango-abundancia de las aves registradas en áreas de cobertura no boscosa del ANMI San Matías.

NBQ.E= no bosque quemado evaluación; NBQ.M= no bosque quemado monitoreo.

Por otro lado, la composición de especies que colonizó las áreas quemadas después de los incendios (época húmeda) cambió significativamente con la relación a la composición inventariada durante la época seca y la inventariada en las áreas no quemadas (Tabla 17). Este elevado recambio de especies es atribuido inicialmente al impacto de los incendios (áreas quemadas vs. áreas no quemadas), y posteriormente al cambio de la estacionalidad climática (áreas quemadas – época seca vs. áreas quemadas – época húmeda); variables que influyen directamente sobre la diversidad y disponibilidad de hábitats y recursos alimenticios.

Tabla 17. Valores de distancia taxonómica determinados para el ensamblaje de aves en áreas de cobertura no boscosa del ANMI San Matías.

NBQ.E= no bosque quemado evaluación; NBQ.M= no bosque quemado monitoreo.

	NBQ-E	NBQ-M
NBQ-M	13.39	
NBT-E	1.264	13.38

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

El impacto de los incendios sobre la cobertura no boscosa favoreció a la diversificación de la ornitofauna en las áreas quemadas; ya que, a un año de la ocurrencia de los incendios, la riqueza y

diversidad de especies se incrementó progresiva y significativamente en función del cambio en la estacionalidad climática, llegando a congregarse valores superiores pero taxonómicamente distintos a los previamente existentes (la composición de especies del ensamblaje de aves que colonizó y se estableció en las áreas quemadas está conformada por un conjunto de especies altamente diferente del ensamblaje de aves que habitan en las áreas no quemadas). Así también, se destaca el retorno de las especies CITES a las áreas quemadas.

La baja afinidad taxonómica entre las áreas quemadas y no quemadas es atribuida a que, probablemente, a la conclusión de los incendios e inicio del proceso de sucesión vegetal, las áreas quemadas ofertaron una mayor diversidad y disponibilidad de hábitats y recursos alimenticios, la cual fue altamente diferente de la ofertada en las áreas no quemadas.

Mamíferos

Cobertura boscosa

Evaluación – época húmeda

Durante la época húmeda se registró un total de 12 especies (Figura 105), las cuales se distribuyen en 12 géneros, 10 familias y 6 órdenes. Taxonómicamente las familias mejor representadas fueron Dasypodidae y Cervidae, cada una con 2 especies.

Según los criterios de la IUCN, 2 de las 12 especies están amenazadas a nivel nacional (MMAyA 2009) e internacional (IUCN 2020), siendo estas el corechi (*Tolypeutes matacus*) y el tapir (*Tapirus terrestris*), ambas categorizadas como taxones Vulnerables (VU). Con respecto a la CITES, el taitetú (*Pecari tajacu*), el puma (*Puma concolor*) y el anta (*Tapirus terrestris*) se encuentran incluidas en el apéndice II; y el pejichi (*Priodontes maximus*), el ocelote (*Leopardus pardalis*) y el mono aullador (*Alouatta caraya*) en apéndice I.



Figura 105. Algunos de los mamíferos registrados en áreas de cobertura boscosa del ANMI San Matías.
A= *Nasua nasua*; B= *Hydrochoerus hydrochaeris*; C= *Mazama gouazoubira*.

Con el esfuerzo de muestreo ejecutado durante el trabajo de campo se consiguió cubrir aproximadamente el 51% del total de la cobertura muestral esperada. Por lo que, probabilísticamente, la estimación y comparación de la riqueza especies representan valores parcialmente confiables.

De acuerdo con el modelo de estimación de riqueza, en las áreas no quemadas la cantidad de especies podría incrementarse potencialmente en un 87% (de 8 a 15 especies); y en las áreas quemadas en un 50% (de 12 a 18 especies). Por lo que, probabilísticamente, el ensamblaje de mamíferos que colonizó

las áreas quemadas después de los incendios alcanzó una riqueza (observada y esperada) de especies mayor que la cuantificada en el ensamblaje que habita en las áreas no quemadas (Figura 106).

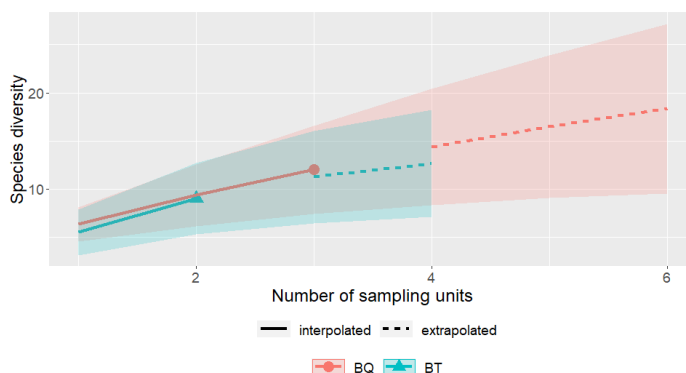


Figura 106. Estimación y comparación de la riqueza de mamíferos en áreas de cobertura boscosa del ANMI San Matías.

Curvas de rarefacción/extrapolación. BQ= bosque quemado; BT= bosque testigo.

Por otro lado, la composición de especies del ensamblaje de mamíferos que colonizó las áreas quemadas después de los incendios fue relativamente similar a la composición del ensamblaje que habita en las áreas no quemadas, pues cuantitativamente ambas poseen una semejanza taxonómica del 59%.

Monitoreo – época seca

Durante la época seca la riqueza de mamíferos que se inventarió en las áreas quemadas fue similar a la registrada en la época húmeda; no habiéndose registrado a ninguna especie en las áreas no quemadas.

Debido a la baja cantidad de individuos registrados no fue posible realizar los cálculos de la estimación de riqueza y diversidad de especies.

La composición de especies del ensamblaje de mamíferos registrado en las áreas quemadas durante la época seca no se diferenció taxonómicamente del ensamblaje registrado durante la época húmeda (80% de similaridad cualitativa). De modo que, a un año de la ocurrencia de los incendios la mayoría de las especies que colonizaron las áreas quemadas continuaron haciendo uso de los recursos y hábitats de las áreas quemadas.

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

En la cobertura boscosa, la riqueza de especies del ensamblaje de mamíferos se recuperó significativamente con relación a la riqueza previamente existente (áreas no quemadas). Así también, la composición de especies del ensamblaje de mamíferos que se estableció en las áreas quemadas no cambió en función de la estacionalidad climática, habiendo mantenido una alta similaridad con relación a las áreas no quemadas.

La ausencia de mamíferos en las áreas no quemadas durante la época seca es atribuida a que, posiblemente, con el inicio y desarrollo de la sucesión vegetal, la disponibilidad y diversidad de hábitats y recursos alimenticios en las áreas quemadas fue mayor que la ofertada en las áreas no quemadas, tornándose más atractivas para su colonización.

Por tanto, a un año de la ocurrencia de los incendios el ensamblaje de mamíferos en la cobertura boscosa consiguió recuperarse, incluyendo el retorno de las especies amenazadas (IUCN) y CITES.

Cobertura no boscosa

Evaluación – época húmeda

Dentro de esta cobertura se inventarió un total de 18 especies de mamíferos medianos y grandes, los cuales están distribuidos taxonómicamente en 7 órdenes, 12 familias y 16 géneros (Figura 107); siendo la familia Felidae la que congregó el mayor número de especies (2 spp.).

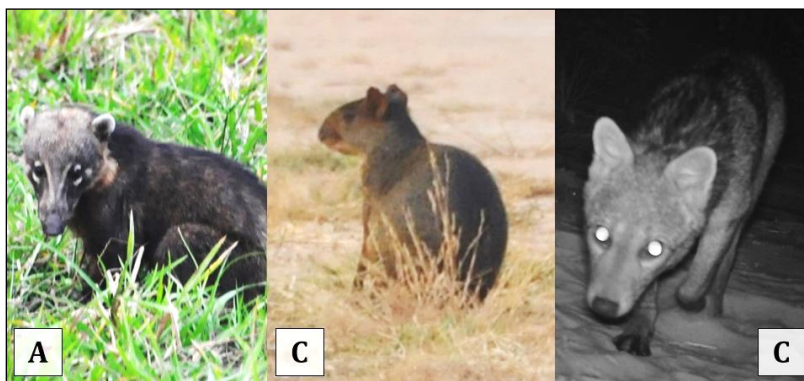


Figura 107. Especies de mamíferos registrados en áreas de cobertura no boscosa del ANMI San Matías.
A= *Nasua nasua*; B= *Dasyprocta punctata*; C= *Cerdocyon thous*.

Según los criterios de la IUCN, a nivel nacional la única especie registrada bajo categoría de amenaza fue el corechi (*Tolypeutes matacus*), la cual está catalogada como un taxón Vulnerable (VU) (MMAyA, 2009). A nivel internacional, ninguna de las especies registradas está categorizada bajo algún estatus de amenaza (IUCN 2020). Por otro lado, el ocelote (*Leopardus geoffroyi*) y el gato pajero (*Leopardus geoffroyi*) están incluidos en el apéndice I de la CITES; y el puma (*Puma concolor*), el taitetú (*Pecari tajacu*), el anta (*Tapirus terrestris*) y el oso bandera (*Myrmecophaga tridactyla*) se encuentran listada dentro del apéndice II.

Con el esfuerzo de muestreo empleado durante el trabajo de campo se consiguió cubrir aproximadamente el 75% del total de la cobertura muestral; por lo que, probabilísticamente, la representatividad del muestreo fue suficiente para obtener estimaciones estadísticas confiables (Figura 108A).

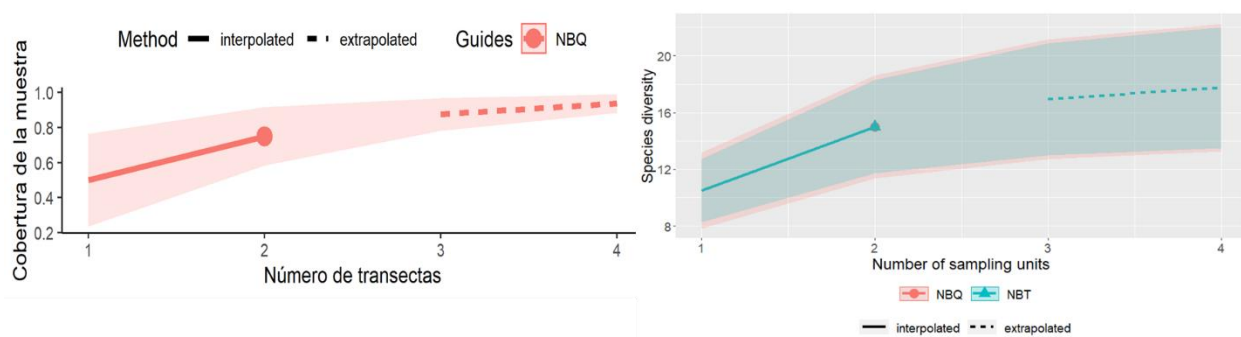


Figura 108. Estimación y comparación de la riqueza de mamíferos en áreas de cobertura no boscosa del ANMI San Matías.

A: Curvas de completitud muestral para mamíferos en el ANMI San Matías basadas en el tamaño de la muestra. B: Curvas de rarefacción/extrapolación. NBQ= no bosque quemado; NBT= no bosque testigo.

Según los modelos de estimación de riqueza, en las áreas quemadas y no quemadas el número de especies podría incrementarse potencialmente en un 20% (de 15 a 18 especies). Por lo que, la riqueza (observada y esperada) de mamíferos que colonizaron las áreas quemadas después de los incendios fue estadísticamente similar a la riqueza del ensamblaje que habita en las áreas no quemadas (Figura 108B).

Así también, la composición de especies del ensamblaje de mamíferos que colonizó las áreas quemadas estuvo conformada por un conjunto de especies taxonómicamente similar al de las áreas no quemadas, habiendo alcanzado una similaridad del 67%.

Monitoreo – época seca

Durante la época seca, la riqueza de especies de los ensamblajes de mamíferos establecidos en las áreas quemadas (9 spp.) y no quemadas (8 spp.) fue menor que la cuantificada en la época húmeda (15 spp. en cada una de las áreas muestreadas).

Así también, con la disminución de la riqueza de especies, la composición taxonómica del ensamblaje de mamíferos en las áreas quemadas cambió significativamente con relación a la composición de los ensamblajes que se establecieron en las áreas quemadas y no quemadas durante la época húmeda (Figura 109A).

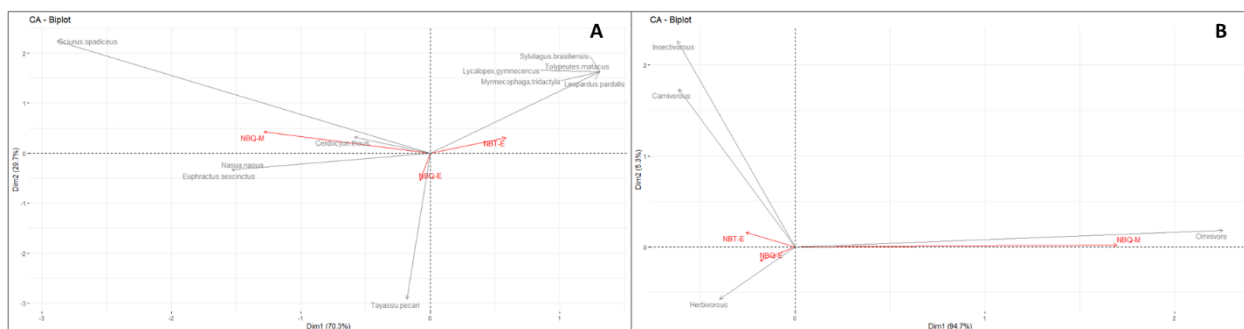


Figura 109. Biplot asimétrico de hábitats evaluados x especies (A) y de hábitats evaluados x gremios tróficos (B) en las áreas de cobertura no boscosa del ANMI San Matías.

NBQ.E= no bosque quemado evaluación; NBQ.M= no bosque quemado monitoreo; NBT-E= no bosque testigo evaluación.

Del mismo modo, la composición del ensamblaje de mamíferos según los gremios tróficos también se diferenció notablemente función de la estacionalidad climática; ya que, por ejemplo, en la época húmeda las áreas quemadas fueron colonizadas por una mayor proporción de especies herbívoras, las cuales disminuyeron significativamente durante la época seca, ya que este gremio trófico fue desplazado por especies omnívoras (Figura 109B).

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

La disminución de la riqueza de especies y la modificación taxonómica del ensamblaje de mamíferos entre la época húmeda y la época seca, es atribuida inicialmente al impacto de los incendios y posteriormente a los efectos del cambio de la estacionalidad climática; ya que, este factor influyó directamente sobre la diversidad y abundancia de hábitats y recursos alimenticios (Ej. durante la época húmeda, las áreas quemadas disponibilizaron una mayor proporción de recursos forrajeros, tornándola idónea para los herbívoros; y posteriormente, durante la época seca, idónea para los omnívoros).

Por tanto, a un año de la ocurrencia de los incendios, el ensamblaje de mamíferos que se estableció en las áreas quemadas aún no consiguió recuperar una riqueza y composición de especies similar a la previamente existentes (áreas no quemadas).

5.2.4. Abejas polinizadoras

En las áreas quemadas y no quemadas del ANMI San Matías se colectó un total de 1142 abejas, las cuales corresponden a 12 tribus, 5 familias y 57 morfo-especies. La mayor cantidad de abejas fue colectada durante la época húmeda (742), superando contrastantemente a la colectada durante la época seca (383).

Cobertura boscosa

Evaluación – época húmeda

Durante la época húmeda, en las áreas quemadas la abundancia y riqueza de abejas colectadas fue notablemente mayor (524 individuos; 17 spp.) que la colectada en las áreas no quemadas (74 individuos; 12 spp.). En ambas áreas, todos los individuos colectados correspondieron a la familia Apidae (Tabla 10).

Tabla 18. Riqueza y abundancia de abejas inventariada en áreas de cobertura boscosa del ANMI San Matías.

Familia	Morfoespecies		Abundancia	
	Bosque quemado	Bosque testigo	Bosque quemado	Bosque testigo
Apidae	17	12	524	74
Total general	17	12	524	74

El esfuerzo de muestreo empleado para el inventario de las abejas polinizadoras en las áreas quemadas y no quemadas fue probabilísticamente suficiente y representativo, habiéndose llegado a cubrir aproximadamente el 92% del total de la cobertura muestral (Figura 110). Por tanto, los resultados obtenidos mediante las estimaciones y modelos matemáticos de riqueza y diversidad de especies pueden ser considerados confiables.

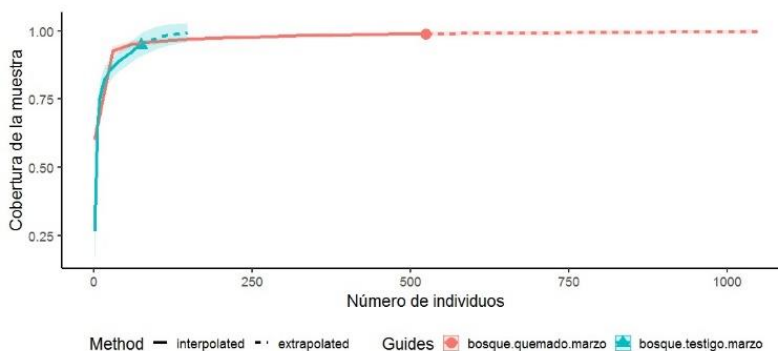


Figura 110. Curva de evaluación de la cobertura de la muestra en áreas boscosas del ANMI San Matías.

De acuerdo con los estimadores de riqueza (Figura 111), el ensamblaje de abejas que colonizó las áreas quemadas después de los incendios congregó una riqueza (observada y esperada) de especies (17 a 22 spp.) significativamente mayor a la cuantificada en el ensamblaje que habita en las áreas no quemadas (12 a 14 spp.).

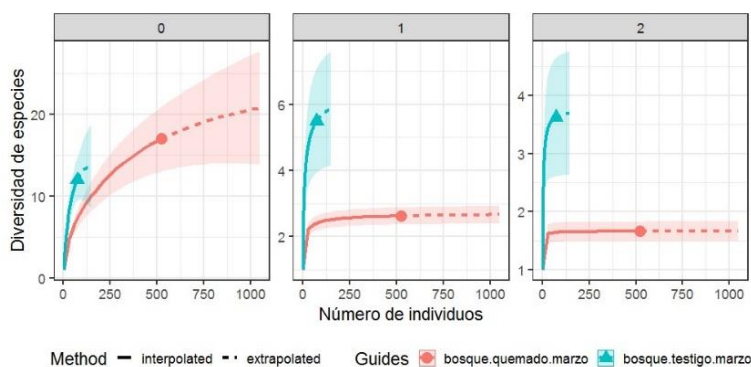


Figura 111. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de abejas registradas en áreas de cobertura boscosa del ANMI San Matías.

0: riqueza (número efectivo de especies), 1: exponente de la diversidad Shannon, 2: inverso del índice de diversidad de Simpson.

Sin embargo, pese a que las áreas quemadas concentran una elevada riqueza de especies, según los índices del exponencial de Shannon e inverso de Simpson, su diversidad resulta contrastantemente menor que la diversidad de abejas congregada en las áreas no quemadas (Figura 111). Esta situación es atribuida principalmente a que, el ensamblaje de abejas que colonizó las áreas quemadas posee una elevada cantidad de especies representada por unos pocos individuos (baja abundancia), las cuales según los modelos de diversidad son taxones cuya permanencia dentro del hábitat a lo largo del tiempo es poco probable, pues se asume que al tener una baja abundancia el hábitat donde fue registrado no conseguirá satisfacer plenamente los requerimientos de la especie, por lo cual, su permanencia en el área es poco probable.

La composición del ensamblaje de abejas que colonizó las áreas quemadas está conformada por un conjunto de especies taxonómicamente diferente del ensamblaje que habita en las áreas no quemadas (32% de similaridad de especies). Así también, pese a que ambas comunidades están dominadas por la misma especie (*Scaura* sp.; Figura 112), proporcionalmente *Scaura* sp. concentró a más del 75% de los individuos cuantificados en las áreas quemadas, situación que contrasta notoriamente con relación a las áreas no quemadas (45% de los individuos).

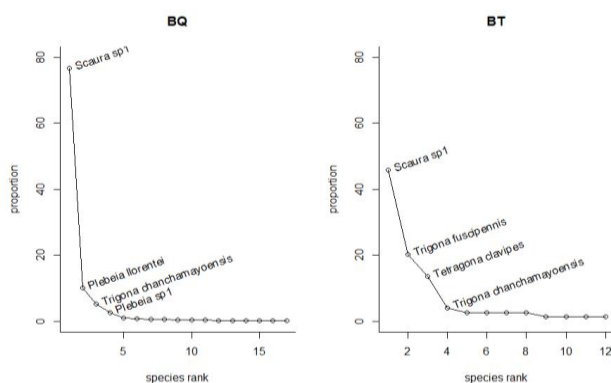


Figura 112. Curvas de Rango-abundancia de las especies de abejas registradas en áreas de cobertura boscosa del ANMI San Matías.

BQ: bosque quemado, BT: bosque testigo.

Monitoreo – época seca

La cantidad de individuos registrados durante la época seca fue significativamente menor que la cuantificada en la época húmeda (243 y 598 respectivamente), siendo las áreas no quemadas donde se colectó la mayor cantidad de individuos (165 individuos). Sin embargo, pese a la baja cantidad de individuos colectados, las áreas quemadas (19 spp.) y no quemadas (20 spp.) presentaron una riqueza de especies mayor que la cuantificada en la época húmeda (Tabla 19).

Tabla 19. Riqueza y abundancia de abejas colectadas durante el monitoreo en áreas de cobertura boscosa del ANMI San Matías.

Familia	Morfoespecies		Abundancia	
	Bosque quemado	Bosque testigo	Bosque quemado	Bosque testigo
Apidae	12	19	56	164
Colletidae	1	0	2	
Halictidae	6	1	20	1
Total general	19	20	78	165

De acuerdo con los modelos de predicción, durante la época seca la riqueza y diversidad (observada y esperada) de abejas que se estableció en las áreas quemadas fue significativamente mayor que la cuantificada en la época húmeda, y la cuantificada en las áreas no quemadas durante ambas épocas de muestreo (Figura 113).

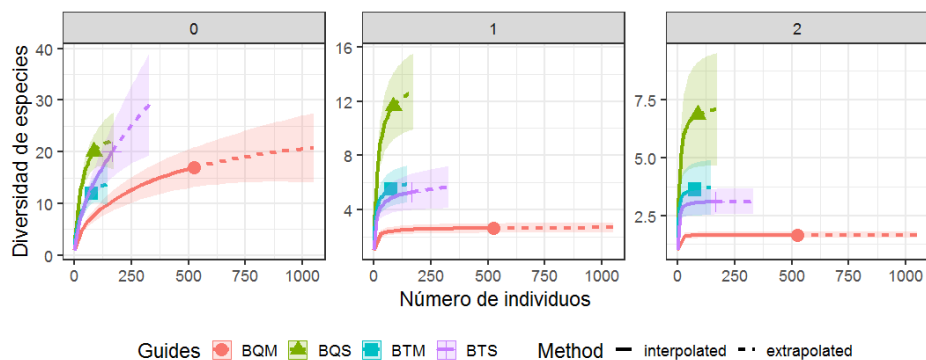


Figura 113. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de abejas registradas en áreas de cobertura boscosa del ANMI San Matías.

0: riqueza (número efectivo de especies), 1: exponente de la diversidad Shannon, 2: inverso del índice de diversidad de Simpson. BQS: bosque quemado monitoreo, BQM: bosque quemado evaluación, BTS: bosque testigo monitoreo, BTM: bosque testigo evaluación.

Con respecto a estructura de los ensamblajes (Figura 114), durante la época seca, en las áreas quemadas la distribución de la abundancia de individuos por especie se organizó de forma estructuralmente más equitativa con relación a la estructura del ensamblaje que colonizó las áreas quemadas en la época húmeda y el ensamblaje que habita en las áreas no quemadas (época seca y época húmeda).

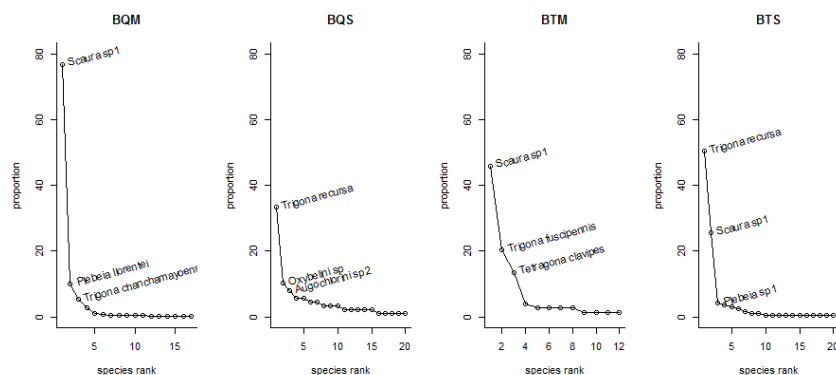


Figura 114. Curvas de Rango-abundancia de las especies de abejas registradas en áreas boscosas del ANMI San Matías.

BQM: bosque quemado evaluación, BQS: bosque quemado monitoreo, BTM: bosque testigo evaluación, BTS: bosque testigo monitoreo.

Según el Análisis de Correspondencia, si bien el ensamblaje de abejas que se estableció en las áreas quemadas durante la época seca presentó una notable recuperación de su estructura, riqueza y diversidad de especies, su composición taxonómica estuvo conformada por un conjunto de especies altamente diferente del ensamblaje que habita en las áreas no quemadas (época seca y época húmeda) y del ensamblaje que colonizó las áreas quemadas en la época húmeda (Figura 115); indicando que, en un principio el recambio de especies fue provocado por el impacto de los incendios, y posteriormente por el cambio de la estacionalidad climática.

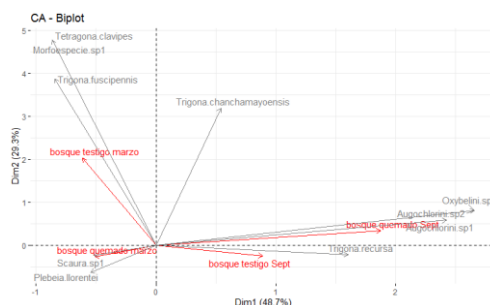


Figura 115. Análisis de Correspondencia (CA) de las especies registradas en áreas boscosas del ANMI San Matías.

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

Por tanto, a un año de la ocurrencia de los incendios, pese a concentrar una baja abundancia de individuos durante la época húmeda y época seca, el ensamblaje de abejas que se estableció en las áreas quemadas consiguió recuperar progresivamente (en función del cambio de la estacionalidad climática y del surgimiento y la disponibilidad de recursos alimenticios y nuevos sitios de nidificación) una riqueza y diversidad de especies superior, pero taxonómicamente diferente del ensamblaje de abejas que habita en las áreas no quemadas, ya que, después de los incendios, con el inicio y desarrollo del proceso de la sucesión vegetal, las áreas quemadas ofertaron una diversidad de hábitats y recursos alimenticios altamente diferente a la ofertada en las áreas no quemadas.

Cobertura no boscosa

Evaluación – época húmeda

Durante el muestreo de campo se colectó un total de 144 individuos y 21 morfo-especies (Tabla 20). La mayor abundancia y riqueza de especies se registró en las áreas no quemadas (110 individuos, 17 morfoespecies), superando significativamente a la cuantificada en las áreas quemadas (34 individuos, 10 morfo-especies; Tabla 20).

Tabla 20. Riqueza y abundancia de abejas registradas en áreas de cobertura no boscosa del ANMI San Matías.

Familia	Morfoespecies		Abundancia	
	No bosque quemado	No bosque testigo	No bosque quemado	No bosque testigo
Andrenidae	1		1	
Apidae	4	14	4	107
Halictidae	5	1	29	1
Megachilidae		2		2
Total general	10	17	34	110

La eficiencia del esfuerzo de muestreo empleado durante el trabajo de campo en las áreas quemadas y no quemadas fue estadísticamente representativa, ya que se logró alcanzar aproximadamente entre el 80 y 90% del total de la cobertura muestral estimada (Figura 116), por lo que, los resultados obtenidos mediante los estimadores y modelos de riqueza y diversidad son probabilísticamente confiables.

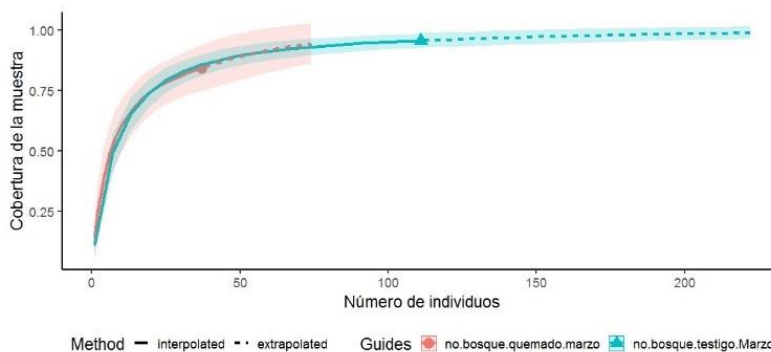


Figura 116. Curva de la representatividad de la cobertura de la muestra en áreas no boscosas del ANMI San Matías.

Según las estimaciones, probabilísticamente la riqueza y diversidad (observada y esperada) del ensamblaje de abejas que colonizó las áreas quemadas después de los incendios (12 spp.) fue menor que la establecida en las áreas no quemadas (17 spp.; Figura 117).

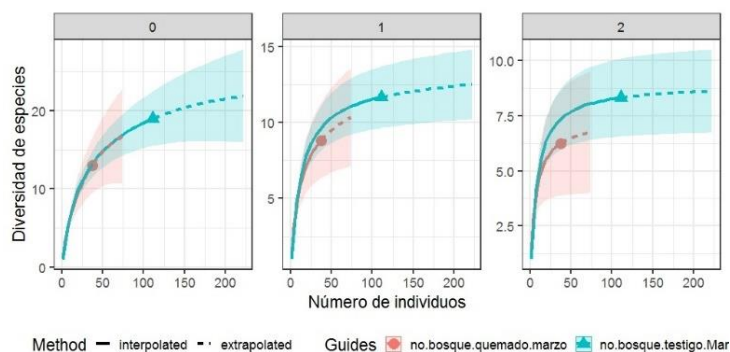


Figura 117. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de abejas registradas en áreas de cobertura no boscosa del ANMI San Matías.

0: riqueza (número efectivo de especies), 1: exponente de la diversidad Shannon, 2: inverso del índice de diversidad de Simpson.

Por otro lado, la composición taxonómica del ensamblaje de especies que conforman las comunidades que habitan en las áreas quemadas y no quemadas se diferenciaron significativamente, ya que la similaridad cuantitativa de sus ensamblajes apenas alcanzó el 5%.

Sin embargo, pese a las diferencias de riqueza y similaridad de especies, la estructura de los ensamblajes que habitan en las áreas quemadas y no quemadas estuvieron organizadas de forma similar (Figura 118). En ambas áreas, aproximadamente el 60% del total de individuos registrados están concentrados 4 especies, las cuales se constituyen en los taxones más dominantes.

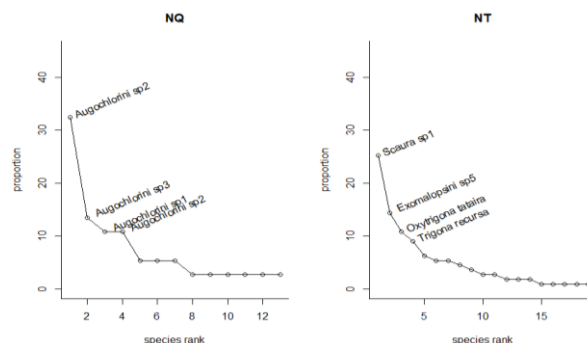


Figura 118. Curvas de Rango-abundancia de las especies de abejas registradas en áreas de cobertura no boscosa del ANMI San Matías.

NQ: no bosque quemado, NT: no bosque testigo.

Monitoreo – época seca

Durante la época seca, en las áreas quemadas se registró un total de 140 individuos y 14 morfoespecies, valores que superan notoriamente a los cuantificados en la época húmeda (34 individuos y 12 spp.).

De acuerdo con los modelos y estimadores matemáticos, el ensamblaje de abejas que se estableció en las áreas quemadas durante la época seca congregó una riqueza y diversidad de especies significativamente mayor que la cuantificada en el ensamblaje de abejas que colonizó las áreas quemadas después de los incendios (época húmeda). Sin embargo, pese a dicho incremento, su riqueza y diversidad fue menor que la cuantificada en el ensamblaje de abejas que habita en las áreas no quemadas (Figura 119).

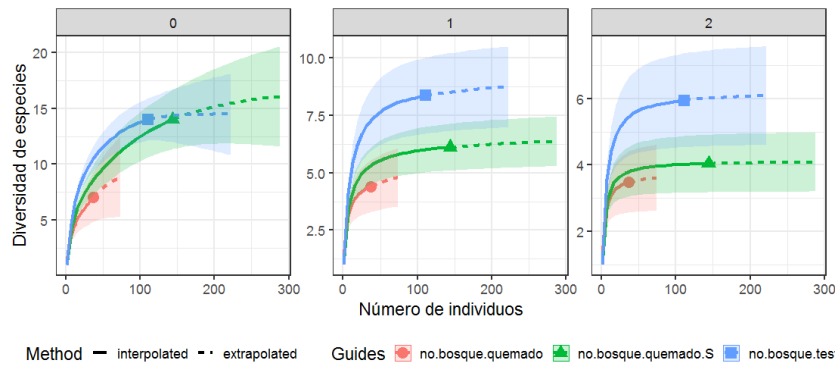


Figura 119. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de abejas en áreas de cobertura no boscosa del ANMI San Matías.

0: riqueza (número efectivo de especies), 1: exponente de la diversidad Shannon, 2: inverso del índice de diversidad de Simpson.

En cuanto la estructura del ensamblaje, durante la época seca, en las áreas quemadas la distribución de la abundancia de individuos por especies se organizó de forma significativamente diferente de la estructura del ensamblaje que habitan en las áreas no quemadas (época húmeda), y de la estructura del ensamblaje de abejas que colonizaron inicialmente las áreas quemadas (época húmeda; Figura 120); situación que se atribuye principalmente al incremento de la abundancia de *Tetragonisca fiebrigi*, la cual concentró aproximadamente el 60% del total de individuos inventariados.

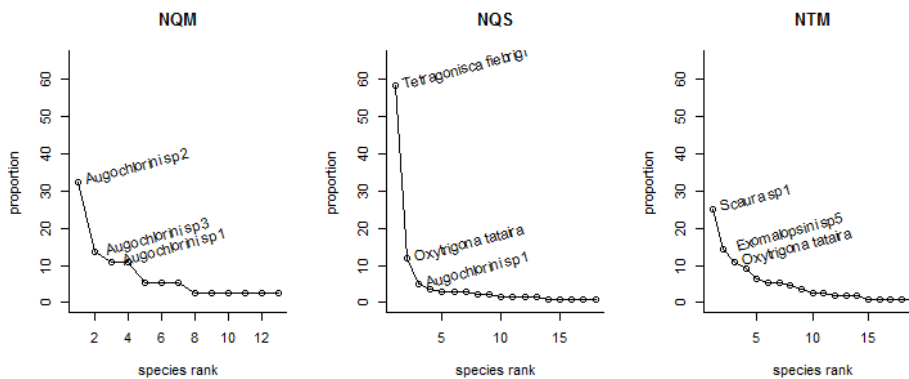


Figura 120. Curvas de Rango-abundancia de las especies de abejas registradas en áreas no boscosas del ANMI San Matías.

NQM: no bosque quemado evaluación, NQS: no bosque quemado monitoreo, NTM: no bosque testigo evaluación.

Así también, con el incremento de la riqueza y diversidad de especies, y el cambio de la estructura del ensamblaje de abejas, durante la época seca las áreas quemadas estuvieron conformadas por un conjunto de especies taxonómicamente diferente del ensamblaje inventariado en la época húmeda, y

del ensamblaje de abejas que habita en las áreas no quemadas, pues, cuantitativamente la similaridad de especies con estas áreas fue del 5 y 7% respectivamente.

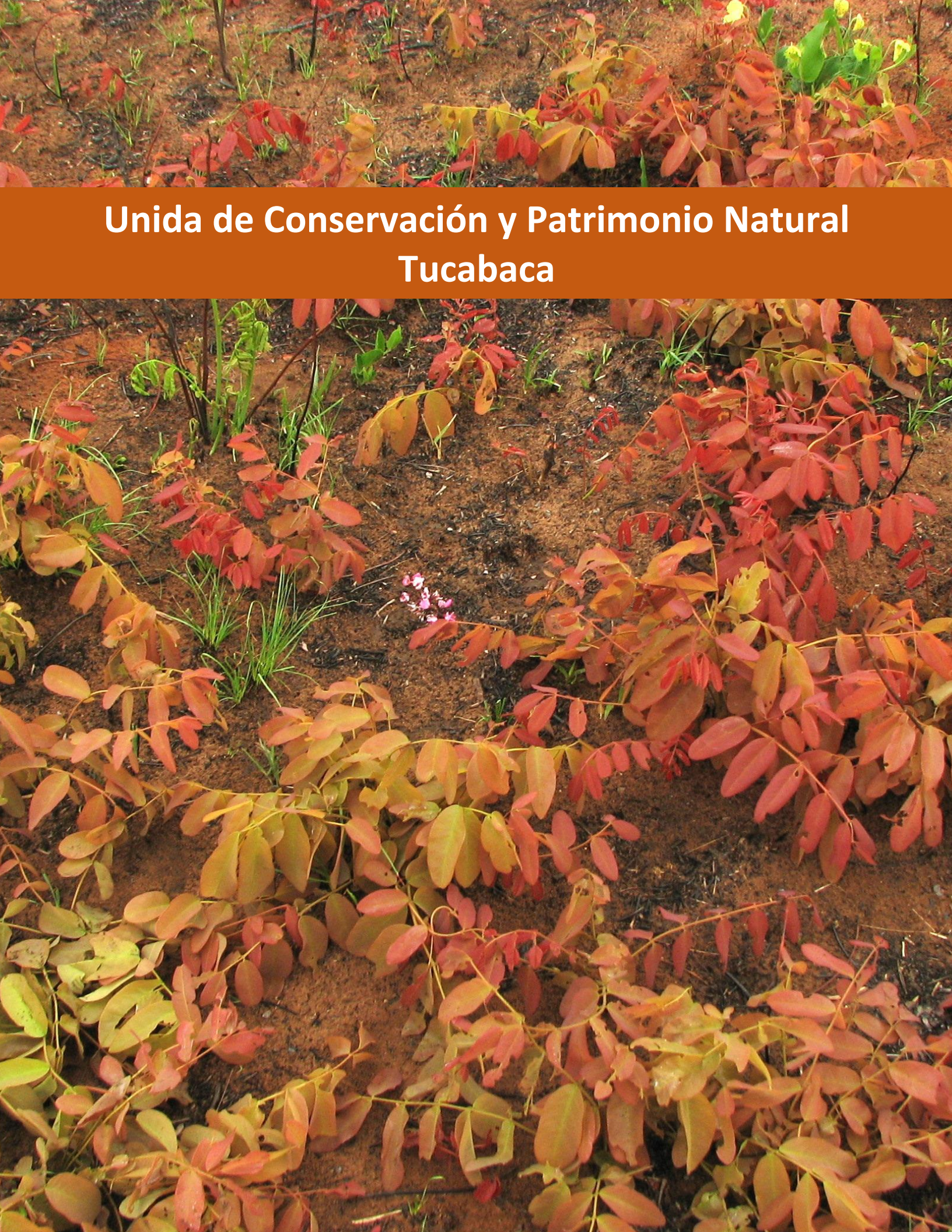
Consideraciones sobre el impacto de los incendios

Pese a que después de los incendios las áreas quemadas fueron colonizadas progresivamente por las abejas polinizadoras, a un año de la ocurrencia de los impactos el ensamblaje de abejas aún no consiguió recuperar sus atributos de estructura, composición, riqueza y diversidad de especies; atributos que contrastan significativamente con relación al ensamblaje de abejas previamente existente.

La baja recuperación de este conjunto de atributos puede atribuirse a que, en las áreas quemadas la diversidad y disponibilidad de recursos alimenticios y sitios de nidificación fue menor y contrastantemente diferente al de las áreas no quemadas; por lo que, ecológicamente, las áreas quemadas se constituyen en un ambiente poco atractivo y/o favorable para la migración y establecimiento de este grupo taxonómico.

5.2.5. Resumen de los principales hallazgos de la evaluación y monitoreo de las áreas quemadas y no quemadas en el ANMI San Matías

Tipo de Vegetación	Densidad de Árboles (Ind/ha)	Árboles Muertos (ind/ha)		Riqueza de Especies (spp/ha)		Tipo de Propagación del Incendio	Altura del Dosel	Altura de la Llama (m)	Impacto del Incendio							
		No quemado	Quemado	No quemado	Quemado				Riqueza de Especies	Abundancia	Composición de Especies	Estructura del Ensamblaje				
Bosque Chiquitano	413 ±59	15 ±10	27 ±15	20 a 45		fuego rastrero	15 a 18 m	1.2 ±1.05	bajo	bajo	bajo	bajo				
Cerrado (Sabanas)	449 ±70	15 ±10	13 ±9	35 a 45		fuego rastrero/fuego de copa	5 a 7 m	3.4 ±2.5	bajo	bajo	bajo	bajo				
Palmares de Carandá	187 ±60	6 ±3		2 a 4		fuego rastrero/fuego de copa	7 a 9 m	4.6 ±2	bajo	bajo	bajo	bajo				
Fauna de Vertebrados	Riqueza y Diversidad				Abundancia				Similaridad de la Composición de Especies (%)				Impacto del Incendio			
	Época Húmeda		Época Seca		Época Húmeda		Época Seca		Época Húmeda		Época Seca		Riqueza de Especies	Abundancia	Composición de Especies	Estructura del Ensamblaje
	No quemado	Quemado	No quemado	Quemado	No quemado	Quemado	No quemado	Quemado	No quemado	Quemado	No quemado	Quemado				
Cobertura Boscosa																
Anfibios	0	3	0	0	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
Reptiles	1	2	1	2	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
Aves	39	27	5	41	igual	menor	mayor	mayor	33	8	8	8	bajo	bajo	alto	bajo
Mamíferos	8	12	0	12	NE	NE	NE	NE	59	0	0	0	bajo	NE	alto	NE
Cobertura no Boscosa																
Anfibios	0	3	0	0	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
Reptiles	0	3	0	3	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE
Aves	41	34	42	73	igual	menor	mayor	mayor	40	13	13	13	bajo	bajo	bajo	bajo
Mamíferos	15	15	8	9	NE	NE	NE	NE	67	27	27	27	bajo	NE	alto	NE
Abejas polinizadoras	Riqueza y Diversidad				Abundancia				Similaridad de la Composición de Especies (%)				Impacto del Incendio			
	Época Húmeda		Época Seca		Época Húmeda		Época Seca		Época Húmeda		Época Seca		Riqueza de Especies	Abundancia	Composición de Especies	Estructura del Ensamblaje
	No quemado	Quemado	No quemado	Quemado	No quemado	Quemado	No quemado	Quemado	No quemado	Quemado	No quemado	Quemado				
Cobertura Boscosa	12	17	20	19	menor	mayor	menor	mayor	32	35	35	35	bajo	alto	alto	bajo
Cobertura no Boscosa	17	10	17	14	mayor	menor	menor	mayor	5	7	7	7	medio	alto	bajo	alto



**Unida de Conservación y Patrimonio Natural
Tucabaca**

5.3. APM/UCPN Tucabaca

5.3.1. Áreas quemadas y dinámica de la severidad del incendio

En la gestión 2019 las áreas quemadas dentro del APM/UCPN Tucabaca se extendió sobre aproximadamente 37016 ha de superficie. Los tipos de vegetación más afectados en extensión territorial fueron el Bosque Chiquitano (20709 ha; incluyendo el Bosque Chiquitano Ribereño), el Abayoy (8444 ha) y los campos y sabanas del Cerrado (7568 ha), representando el 99.2% del total de áreas quemadas (Figura 121A).

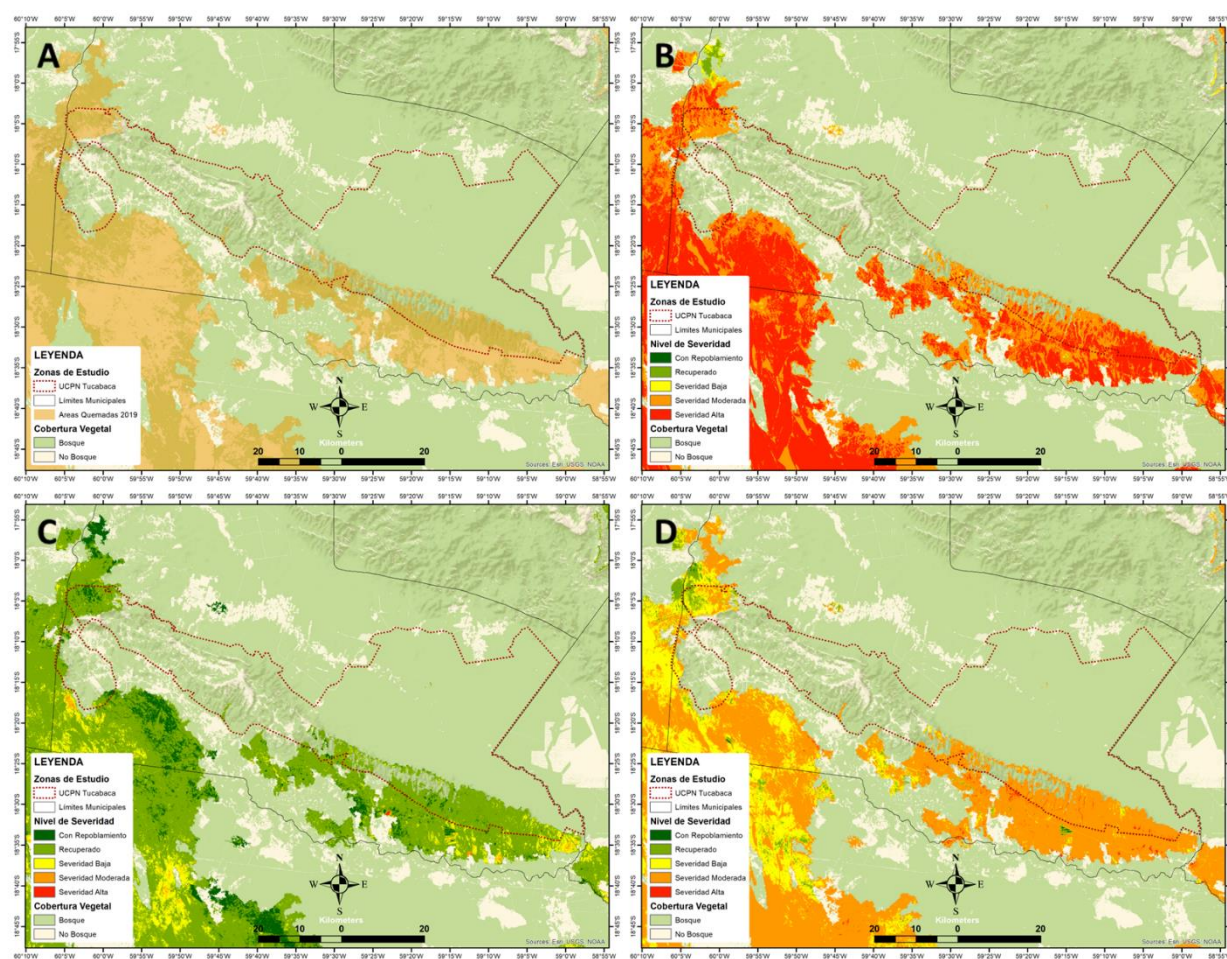


Figura 121. Superficie quemada y la dinámica espacial y estacional de la severidad de los incendios en el APM/UCPN Tucabaca.

A= superficies quemadas y tipos de vegetación; B= severidad de incendio hasta finales de noviembre de 2019; C= severidad de incendio hasta mayo de 2020; D= severidad de incendio hasta noviembre de 2020.

De acuerdo con los análisis espectrales (índice dNBR), hasta finales de noviembre del 2019 (Figura 121B) el 62.5% del total de la superficie quemada sufrió una severidad de impacto moderada (donde según los valores de reflectancia el fuego consumió parcialmente la biomasa vegetal) y el 34.5% una alta severidad de impacto (donde según los valores de reflectancia el fuego consumió totalmente la biomasa vegetal).

Posteriormente, hasta de mayo del 2020 (seis meses después), con la finalización de la estación lluviosa, la magnitud de la severidad de los incendios disminuyó contrastantemente con relación a la severidad detectada en noviembre del 2019, indicando que, el 88.6% de la superficie quemadas se habrían recuperado completamente y el 6.7% estaría casi recuperada (Figura 121C).

Sin embargo, a un año de la ocurrencia de los incendios (noviembre del 2020), la aparente recuperación de la vegetación detectada en mayo del 2020 (Figura 121C) cambió significativamente (Figura 121D), ya que, el 78.9% de la superficie quemada fue clasificada nuevamente como áreas con severidad de impacto moderada (Figura 122).

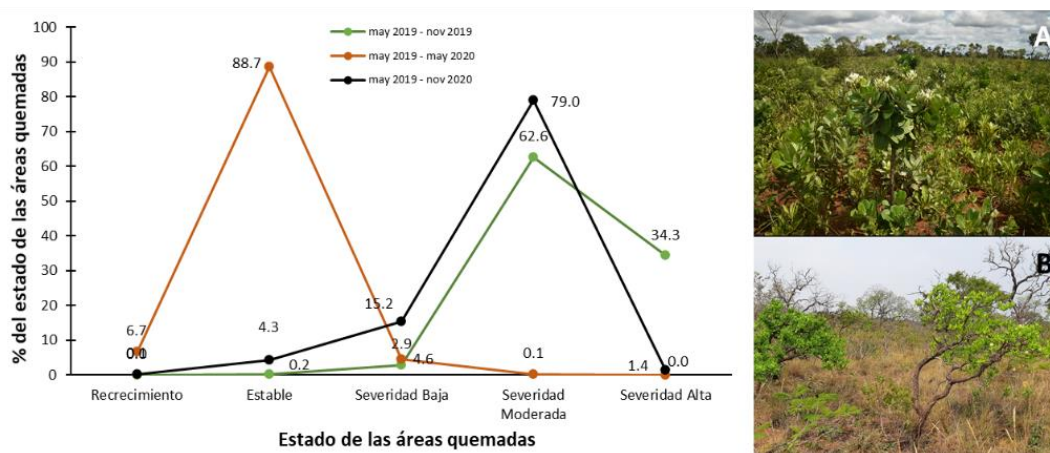


Figura 122. Dinámica temporal de la severidad de incendios (dNBR) en el APM/UCPN Tucabaca.

La aparente recuperación del 88.7% de la superficie quemada (hasta mayo del 2020) puede atribuirse principalmente al efecto de la época de lluvias, ya que esta variable estimula: i. el crecimiento progresivo y/o acelerado post-incendio del estrato gramíneo-herbáceo de los campos y sabanas del Cerrado (Figura 122A); y ii. la recuperación del follaje de los árboles de dosel del Bosque Chiquitano [pierde sus hojas durante la estación seca (julio a octubre) e inicia su recuperación a partir de finales de noviembre e inicios de diciembre].

Así también, la detección del incremento de superficies quemadas bajo severidad moderada en noviembre del 2020 (de 0.1% en mayo del 2020 a 79% en noviembre del 202; Figura 122; Figura 121C; Figura 121D) es atribuido al cambio de la estacionalidad climática, ya que, durante la época seca, los árboles del Bosque Chiquitano nuevamente pierden sus hojas, y los pastos y hierbas de la vegetación del Cerrado pierden aproximadamente hasta el 70% de su humedad intrínseca, dando una apariencia espectral no saludable de la vegetación; por lo cual son detectadas como superficies no recuperadas.

5.2.2. Flora y vegetación

La evaluación de daños e impactos sobre la flora y vegetación en el APM/UCPN Tucabaca fue realizada en dos de los tres tipos de vegetación más afectados territorialmente por los incendios (Figura 121A). Estos dos tipos de vegetación son: i. Bosque Chiquitano [incluyendo el Bosque Seco Bajo (cerradao)], la cual está conformada por una fisionomía boscosa, donde los árboles se constituyen en la forma de vida estructuralmente dominante; y ii. Cerrado, dentro de la cual se distingue una fisionomía sabánica (conformada por un estrato gramíneo-herbáceo continuo y un estrato arbóreo discontinuo) y una fisionomía campestre (completamente dominada por un estrato gramíneo-herbáceo continuo), ambas intercalando espacialmente.

Densidad y mortalidad de árboles

En las áreas no quemadas de las fisionomías arbóreas de los dos tipos de vegetación que fueron muestreados, la densidad de árboles cuantificada en la cobertura del Bosque Chiquitano (556 ind/ha \pm 76) fue significativamente mayor que la densidad arbórea de las sabanas del Cerrado (69 ind/ha \pm 26; Figura 123).

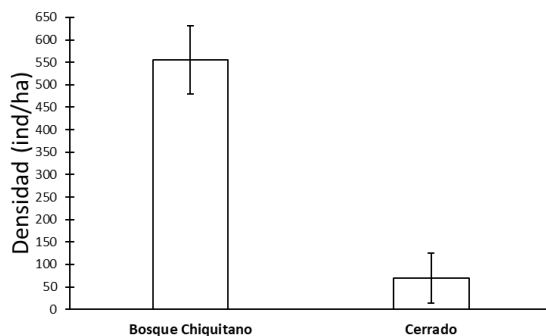


Figura 123. Densidad promedio de árboles (≥ 10 cm de diámetro) por hectárea de superficie en los principales tipos de vegetación afectados por los incendios en el APM/UCPN Tucabaca.

Bosque Chiquitano

El dosel arbóreo en el Bosque Chiquitano se caracterizó por alcanzar una altura de entre 8 y 12 m, con árboles emergentes que alcanzan hasta 16 m (Figura 124). Según las cicatrices de quema, el incendio ocurrido en el Bosque Chiquitano fue de tipo rastro (fuego de superficie), con llamas que regularmente alcanzaron una altura promedio de 0.44 m (± 0.4 m) y que consumieron totalmente el estrato herbáceo y la hojarasca acumulada sobre el suelo (Figura 125).

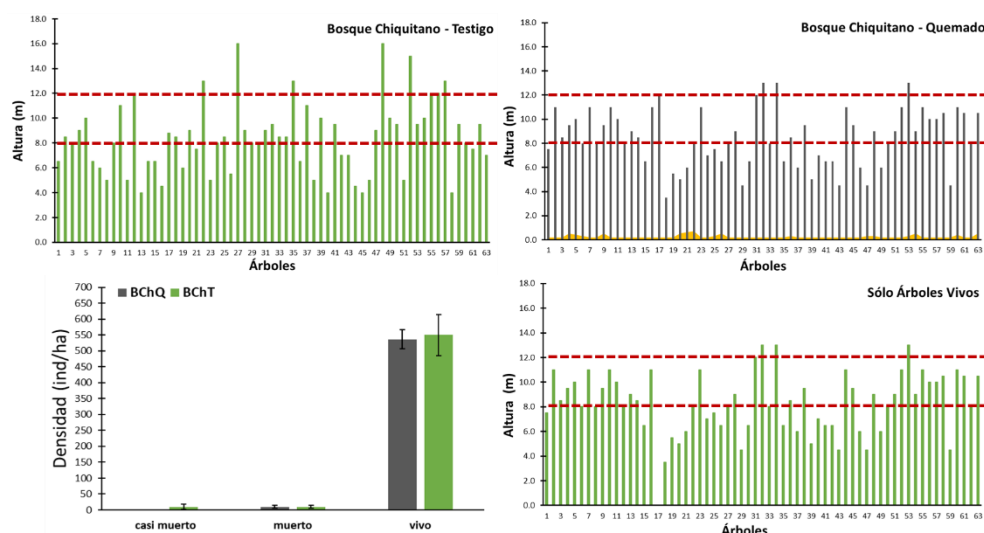


Figura 124. Estructura vertical del Bosque Chiquitano, altura de las cicatrices de quema (color anaranjado) y la reconfiguración estructural arbórea como consecuencia de la mortalidad de árboles en el APM/UCPN Tucabaca.

Estadísticamente, la densidad de árboles muertos que fue cuantificada en las áreas quemadas (8 ind/ha ± 5 ; 1.5% de mortalidad) no se diferenció de la mortalidad cuantificada en las áreas no quemadas (10 ind/ha ± 7 ; 1.8% de mortalidad natural); de modo que, probablemente los árboles muertos en las áreas quemadas no son el resultado del efecto de los incendios, sino más bien de la mortalidad natural (árboles que ya estaban muertos antes de la ocurrencia del incendio). Por tanto, la configuración estructural arbórea del Bosque Chiquitano no sufrirá modificaciones y su cobertura se mantendrá espacialmente homogénea con relación a las áreas no quemadas.

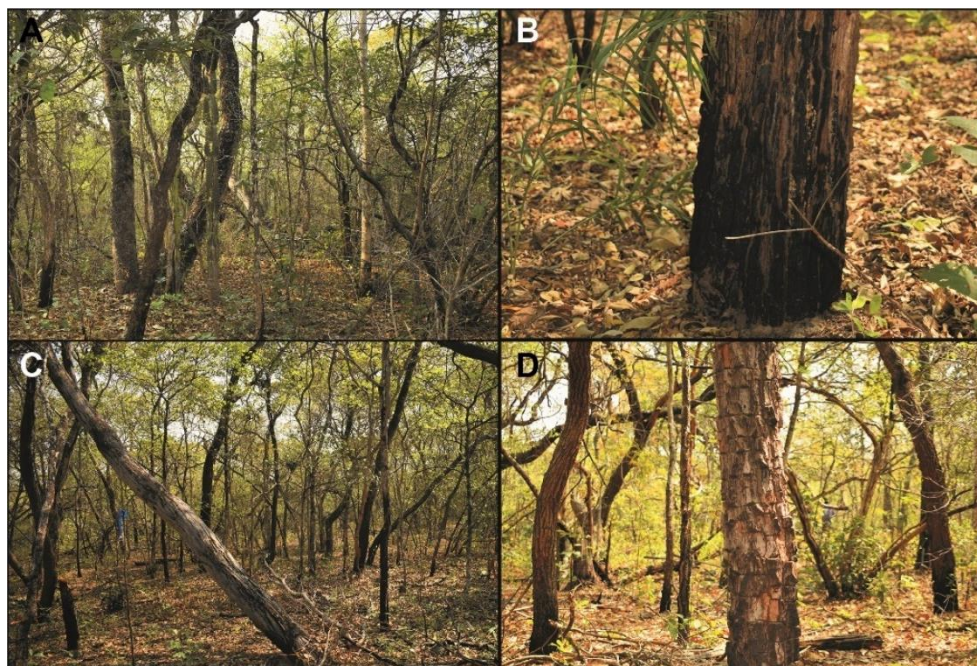


Figura 125. Estrato inferior del Bosque Chiquitano con alta acumulación de hojarasca después de la ocurrencia de los incendios en la gestión 2019 en el APM/UCPN Tucabaca.

Así también, el impacto de los incendios no disminuyó la riqueza de especies arbóreas del Bosque Chiquitano, ya que, la cantidad de especies observadas y estimadas en las áreas quemadas no se diferenció probabilísticamente de las áreas no quemadas (Figura 126A), pudiendo encontrarse en ambas áreas entre 32 y 60 especies por cada hectárea de superficie muestreada.

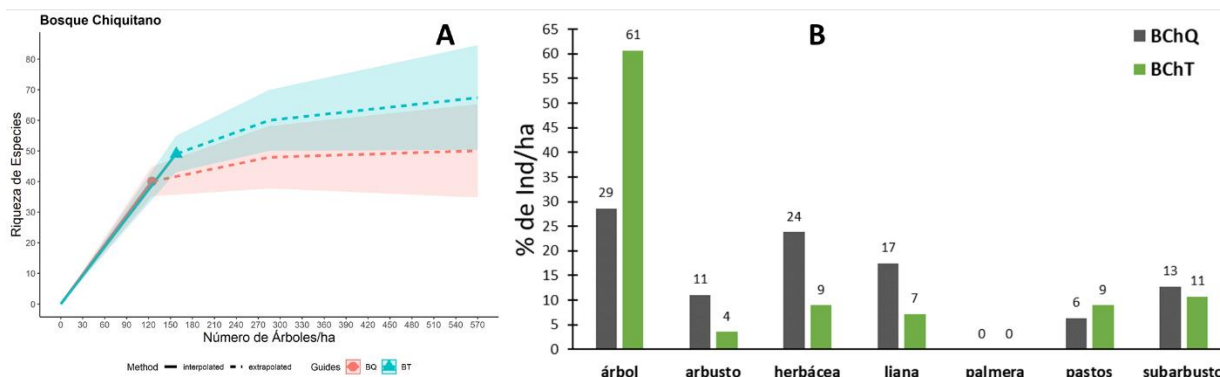


Figura 126. Riqueza de especies (A) y capacidad de regeneración (B) cuantificada en las áreas quemadas y áreas no quemadas del Bosque Chiquitano en el APM/UCPN Tucabaca.

Con respecto a la capacidad de regeneración, en las áreas quemadas la forma de vida arbórea disminuyó significativamente con relación a las áreas no quemadas (Figura 126B; Figura 127). Por otro lado, la regeneración de las formas de vida herbácea, arbustiva y liana (especies heliófitas efímeras y durables; y especies esciófitas) fueron más abundantes en las áreas quemadas (Figura 126B), de modo que, posiblemente el sotobosque se torne más denso y poco accesible con relación a las áreas no quemadas (Figura 127).

Por tanto, si bien los incendios no habrían alterado la estructura, composición y riqueza de especies del Bosque Chiquitano, este factor de impacto modificó el proceso de regeneración de las especies según sus formas de vida, habiendo favorecido principalmente a especies de consistencia herbácea y subleñosa en desmedro de la forma de vida arbórea (Figura 126).



Figura 127. Estrato inferior del Bosque Chiquitano en áreas no quemadas durante la gestión 2019 en el APM/UCPN Tucabaca.

Cerrado (fisionomía sabánica)

En la fisionomía sabánica del Cerrado, el estrato arbóreo está constituida por árboles que se distribuyen de forma dispersa en el espacio, formando una cobertura vegetal discontinua. Generalmente, el dosel arbóreo se distribuye entre los 2 y 4 m de altura, con árboles emergentes de hasta 10 m (Figura 128).

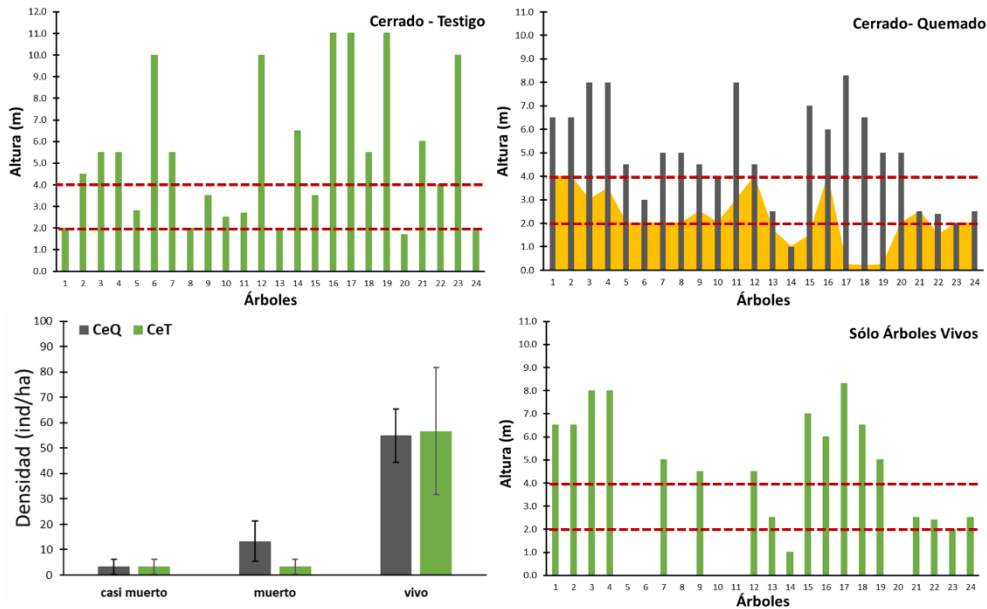


Figura 128. Estructura vertical de las sabanas del Cerrado, altura de las cicatrices de quema (color anaranjado) y la reconfiguración estructural como consecuencia de la mortalidad de árboles el APM/UCPN Tucabaca.

Según la distribución y frecuencia de la altura de las llamas, así como las observaciones de campo, la propagación del incendio en este tipo de vegetación fue principalmente de tipo rastrero (fuego de superficie), con llamas que alcanzaron una altura promedio de 2.2 m (± 1.2 m) y que consumieron la totalidad del estrato gramíneo-herbáceo, la hojarasca acumulada sobre el suelo, y las hojas y tallos de los arbustos y árboles más bajos (Figura 129). Así también, aunque en menor frecuencia se evidenció la ocurrencia de fuego de copa (antorcheo o coronamiento; árboles quemados en su totalidad; Figura 129).



Figura 129. Características de la estructura fisionómica de las sabanas del Cerrado quemadas por los incendios del 2019 en el APM/UCPN Tucabaca.

En las áreas quemadas, la densidad de árboles muertos en pie (13 ind/ha ± 8 ; 19.1% de la densidad total de árboles) fue relativamente mayor que la registrada en las áreas no quemadas (7 ind/ha ± 4 ; 11% de la densidad total de árboles). Por lo que, probablemente, la estructura fisionómica de la vegetación en las áreas quemadas se modifique sutilmente con relación a las áreas no quemadas (Figura 128; Figura 130).

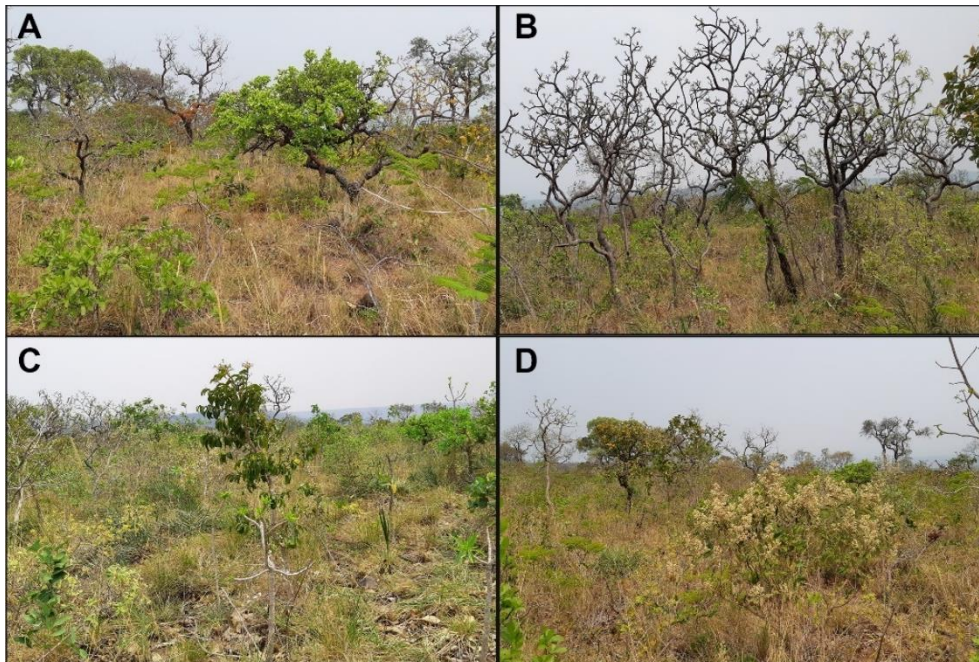


Figura 130. Características de la estructura fisionómica de las sabanas del Cerrado no quemadas por los incendios del 2019 en el APM/UCPN Tucabaca.

Si bien la mortalidad de árboles en las áreas quemadas fue sutilmente mayor que la cuantificada en las áreas no quemadas, la riqueza (observada y estimada) de especies arbóreas registradas en ambas

áreas resultaron estadísticamente similares (Figura 131A), pudiendo encontrándose entre 15 y 25 especies por cada hectárea de superficie muestreada.

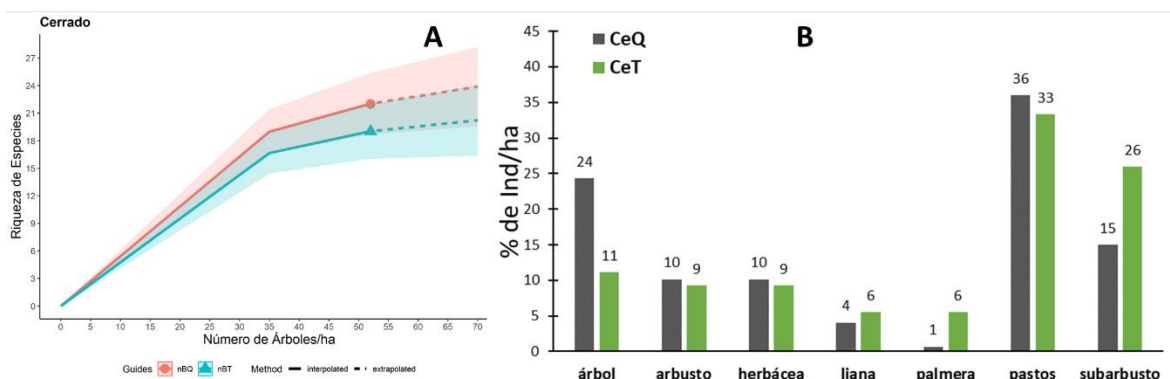


Figura 131. Riqueza de especies (A) y capacidad de regeneración (B) cuantificada en las áreas quemadas y áreas no quemadas de las sabanas del Cerrado en el APM/UCPN Tucabaca.

En las áreas quemadas, el efecto del fuego sobre la capacidad de regeneración favoreció principalmente a la forma de vida arbórea, la cual alcanzó una abundancia significativamente mayor que la registrada en las áreas no quemadas (Figura 131B). Por otro lado, en ambas áreas la abundancia de las otras formas de vida no presentó diferencias contrastantes, indicando que el proceso de sucesión vegetal se está desarrollando positivamente.

Síndromes de dispersión

El Bosque Chiquitano y las sabanas del Cerrado están conformadas por una composición florística altamente diferente, lo cual se ve reflejado en las estrategias ecológicas de dispersión de las especies (Figura 132).

En el Bosque Chiquitano la anemocoría se posicionó como el tipo de dispersión más importante con relación a la autocoría y zoocoría (Figura 132), por lo que, la propagación de aproximadamente el 60% de sus individuos dependerá de la acción del viento.

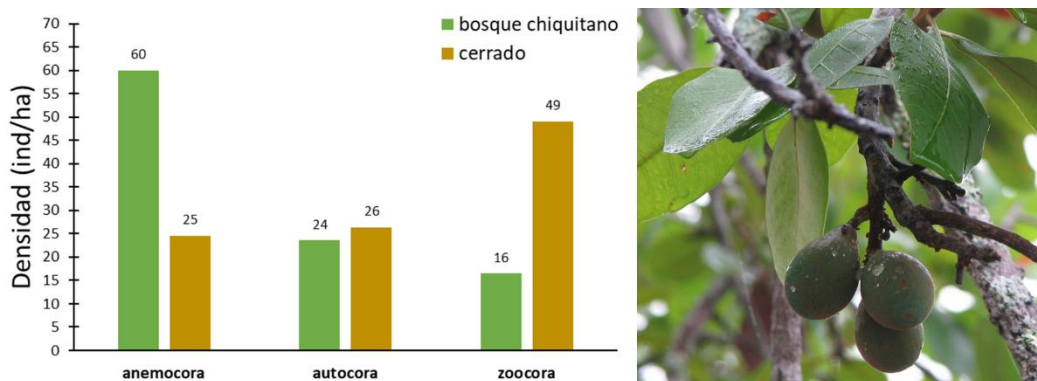


Figura 132. Distribución porcentual de la abundancia de individuos por tipo de síndrome de dispersión según los tipos de vegetación más afectados por los incendios en el APM/UCPN Tucabaca.

A= Distribución porcentual de la abundancia; B= fruto de *Anadenanthera colubrina*.

No obstante, en las sabanas del Cerrado, la dispersión de las semillas está asociada principalmente con la fauna silvestre (zoocoría; 49%), y en menor proporción con la anemocoría (25%) y la autocoría (26%; Figura 132). Por tanto, en el Bosque Chiquitano la dispersión de semillas de los árboles desde las áreas no quemadas hacia las áreas quemadas dependerá únicamente de la acción y velocidad del viento; y en las sabanas del Cerrado dependerá del retorno de la fauna silvestre.

Recambio de la composición de especies

De acuerdo con el índice de similitud de Sorensen cualitativo y cuantitativo, después de los incendios las áreas quemadas y no quemadas, tanto en el Bosque Chiquitano como en las sabanas del Cerrado mantuvieron una alta semejanza florística y estructural (Tabla 21). Por lo que, los incendios no causaron daños suficientemente significativos para alterar estos atributos.

Tabla 21. Similitud cualitativa (celdas celestes) y cuantitativa (celdas blancas) de la vegetación evaluada en las áreas quemadas y áreas no quemadas del APM/UCPN Tucabaca.

BChQ= bosque chiquitano quemado; BChT= bosque chiquitano no quemado; CeQ= cerrado quemado; CeT= cerrado no quemado.

	BChQ	BChT	CeQ	CeT
BChQ	1	0.79	0.19	0.17
BChT	0.55	1	0.20	0.26
CeQ	0.14	0.11	1	0.83
CeT	0.21	0.24	0.56	1

Biomasa y disponibilidad de combustibles

A un año de la ocurrencia de los incendios, las áreas quemadas del Bosque Chiquitano lograron recuperar aproximadamente el 75% de la biomasa consumida por el fuego (no quemado= 2.26 t/ha; quemado= 1.71 t/ha), la cual está conformada principalmente por combustibles correspondientes a la categoría 1 (BMF) y la categoría 2 (<0.5 cm de diámetro), ambas consideradas altamente inflamables (Tabla 22).

Tabla 22. Cantidad de biomasa acumulada por tipo de combustibles y tipos de vegetación en las áreas quemadas y áreas no quemadas en el APM/UCPN Tucabaca.

Tipo de Vegetación		Biomasa (t/ha)						
		BMF	<0.5	>0.5< 1	>1	Total	DE	CV
Bosque Chiquitano	quemado	1.083	0.301	0.186	0.139	1.710	0.702	41.1
	no quemado	0.003	0.143	0.194	1.923	2.262	0.921	40.7
Cerrado - Campos	quemado	3.027	0.168	0.039	0.026	3.259	0.592	18.2
Cerrado – Sabana	quemado	0.179	0.776	0.530	0.482	1.967	1.681	85.5
	no quemado	1.693	0.610	0.117	0.743	3.163	0.756	23.9

Así también, después de los incendios, la biomasa vegetal en las sabanas del Cerrado se recuperó en un 62% con relación a las áreas no quemadas (no quemado= 3.16 t/ha; quemado= 1.96 t/ha; Tabla 22). Por otro lado, en las sabanas no quemadas del Cerrado, así como en su fisionomía campestre (pampas abiertas quemadas – Cerrado - Campos), la biomasa fina (BMF) se constituyó en el combustible más dominante (gramíneas y graminoides; combustibles de rápida ignición; Figura 133); de modo que, de manera natural estos dos tipos de vegetación presentan condiciones altamente favorables para la ocurrencia y propagación de incendios.

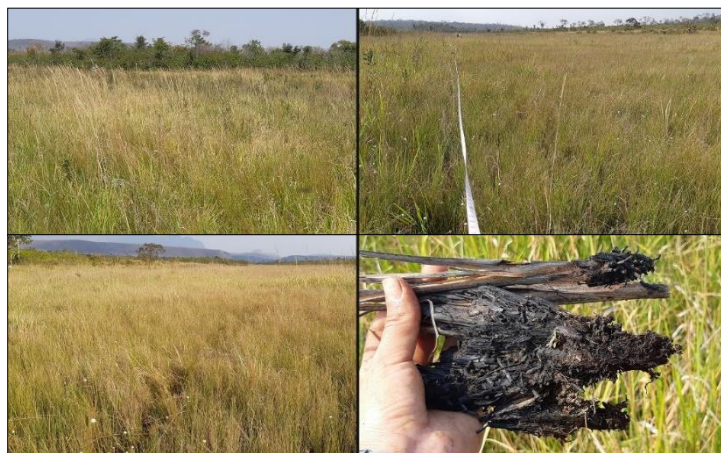


Figura 133. Situación de las fisionomías campestres del Cerrado en el APM/UCPN Tucabaca (octubre del 2020).

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

El efecto de los incendios sobre el Bosque Chiquitano y los campos y sabanas del Cerrado ejerció una baja severidad de impacto, ya que el fuego no redujo su riqueza de especies, así como también no modificó su estructura y composición.

Sin embargo, en el Bosque Chiquitano el impacto de los incendios afectó drásticamente la regeneración de la forma de arbórea, habiéndola reducido en favor del establecimiento y desarrollo de las formas de vida herbácea y liana. No obstante, en las sabanas del Cerrado, la regeneración de todas las formas de vida presentó una recuperación altamente significativa, lo cual es atribuido a la presencia de árboles semilleros (anemocoría y autoría) y/o la germinación de las semillas depositados en los suelos (bancos de semillas).

Finalmente, a un año de la ocurrencia de los incendios, debido al elevado incremento de la biomasa fina (BMF) y biomasa herbácea (<0.5) (ambos categorizados como combustible de rápida ignición), las áreas quemadas de los campos y sabanas de la vegetación del Cerrado y el sotobosque del Bosque Chiquitano se constituyen en áreas altamente susceptibles e idóneas para la ocurrencia de nuevos incendios, especialmente durante la época seca, ya que la humedad intrínseca de la biomasa fina y herbácea se reduce significativamente ($\pm 70\%$).

5.3.3. Fauna de vertebrados

En el APM/UCPN Tucabaca el muestreo de la fauna de vertebrados fue realizado en la vegetación del Bosque Chiquitano (cobertura boscosa) y los campos y sabanas del Cerrado (cobertura no boscosa).

Anfibios

Durante el muestreo de las áreas quemadas y no quemadas, no se registró ninguna especie de anfibio, tanto, en la cobertura boscosa como en la cobertura no boscosa.

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

La ausencia de anfibios en las áreas quemadas y no quemadas es atribuida a las condiciones ambientales de los dos tipos de vegetación que fueron muestreados, ya que, naturalmente éstos no constituyen un hábitat que consiga satisfacer los requerimientos ecológicos de este grupo de vertebrados, especialmente durante la época seca; pues, de acuerdo con su historia natural los anfibios generalmente son más activos y diversos durante la época húmeda, y poco o nada activos y diversos durante la época seca.

Por tanto, la severidad del impacto de los incendios sobre los anfibios en la cobertura boscosa y no boscosa es incierta.

Reptiles

Cobertura boscosa

Durante el trabajo de campo en la cobertura boscosa se registró un total de 4 especies, las cuales taxonómicamente se agrupan en un solo orden, 2 familias y 3 géneros (Figura 134). La familia taxonómicamente mejor representada fue Tropiduridae (2 spp.).

Ninguna de las especies registradas se encuentra categorizada bajo algún estatus de amenaza según los criterios de la IUCN, tanto a nivel nacional (MMAyA 2009) como internacional (UICN 2020). Así también, ninguna especie está incluida dentro de los apéndices de la CITES.



Figura 134. Algunas de las especies de reptiles registradas en áreas de cobertura boscosa del APM/UCPN Tucabaca.

A= *Ameiva ameiva*; B= *Tropidurus spinulosus*; C= *Tropidurus etheridgei*.

El esfuerzo de muestreo aplicado durante el trabajo de campo en las áreas quemadas y no quemadas fue probabilísticamente representativo, ya que se habría logrado cubrir el 100% del total de la cobertura muestral esperada (135A).

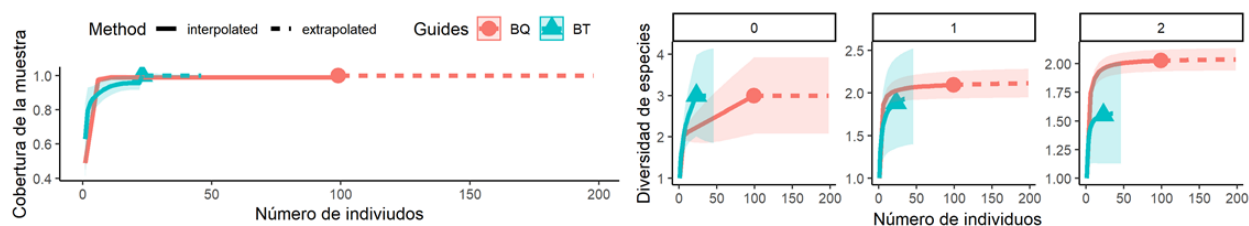


Figura 135. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de reptiles en áreas de cobertura boscosa del APM/UCPN Tucabaca.

A: Curvas de completitud de la muestra para reptiles de Tucabaca basadas en el tamaño de la muestra. B: Curvas de rarefacción/extrapolación. BQ= bosque quemado; BT= bosque testigo. 0= riqueza de especies; 1= exponencial de Shannon; 2= inverso de Simpson.

De acuerdo con las estimaciones, el ensamblaje de reptiles que colonizo las áreas quemadas después de los incendios congregó una riqueza (observada y esperada) de especies estadísticamente similar a la cuantificada en las áreas no quemadas (3 especies en cada área; Figura 135B). Sin embargo, pese a que ambas áreas poseen una misma riqueza, según los índices del exponencial Shannon e inverso de Simpson, la diversidad (observada y estimada) de especies en las áreas quemadas es significativamente mayor que la cuantificada en las áreas no quemadas (Figura 135B); de modo que, en las áreas quemadas el ensamblaje de reptiles está conformada por especies cuyas abundancias están proporcionalmente distribuidas de forma más equitativa en comparación con las áreas no quemadas (Figura 136B).

La abundancia de individuos que colonizó las áreas quemadas fue significativamente mayor que la abundancia cuantificada en las áreas no quemadas (136A); situación que es atribuida principalmente a la diversidad y disponibilidad de hábitats y recursos alimenticios que se ofertaron en las áreas quemadas después de los incendios.

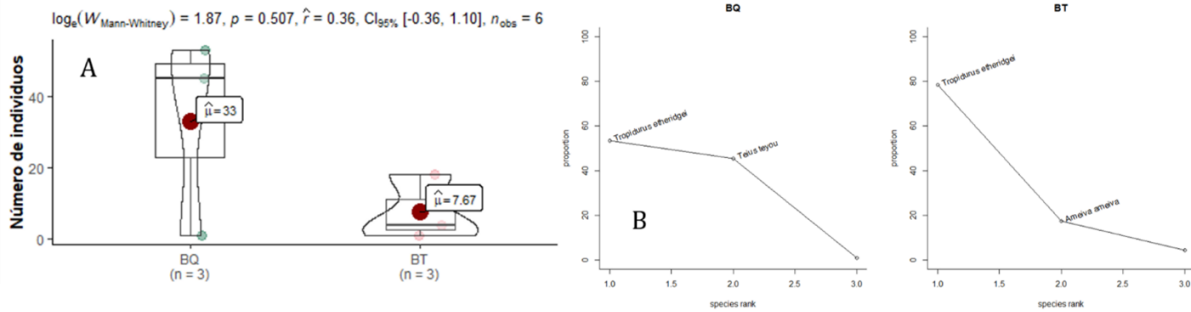


Figura 136. Comparación de abundancias totales y por especies en áreas de cobertura boscosa del APM/UCPN Tucabaca.

A: Diagrama de cajas y violín para el registro de abundancias de reptiles por cada hábitat evaluado en Tucabaca. B: Curvas rango-abundancia. BQ= bosque quemado; BT= bosque testigo.

Así también, la composición y estructura del ensamblaje de reptiles que colonizó las áreas quemadas fue completamente diferente del ensamblaje que habitan en las áreas no quemadas, ya que, ambas áreas se encuentran conformadas por un conjunto de especies taxonómicamente diferentes (20% de similitud de especies; Figura 137); habiéndose identificado a *T. teyou* como un taxón asociado exclusivamente a las áreas quemadas, y las especies *A. ameiva* y *T. spinulosus* como taxones asociados a las áreas no quemadas (Figura 136B; Figura 137).

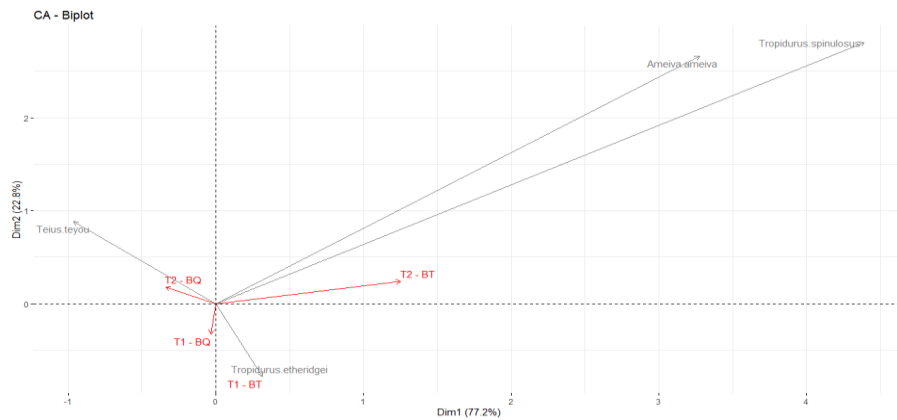


Figura 137. Biplot asimétrico de los hábitats evaluados x especies de reptiles en áreas de cobertura boscosa quemada (BQ) y no quemadas (BT) en el APM/UCPN Tucabaca.

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

De acuerdo con los resultados obtenidos, en la cobertura boscosa, a un año de la ocurrencia de los incendios el ensamblaje de reptiles recuperó plenamente sus atributos de abundancia, riqueza y diversidad de especies, habiendo alcanzado valores similares/superiores a los previamente existentes (áreas no quemadas).

Sin embargo, si bien el ensamblaje de reptiles consiguió recuperar estos atributos, su composición taxonómica está conformada por un conjunto de especies altamente diferente al de las áreas no quemadas.

Por lo que, a la conclusión de los incendios e inicio del proceso de sucesión vegetal, las áreas quemadas ofertaron una diversidad y disponibilidad de hábitats y recursos alimenticios diferente al de las áreas no quemadas, tornándola atractiva y/o favorable para la migración de una alta abundancia y diversidad de reptiles, pero cuyos requerimientos ecológicos son diferentes a los encontrados en las áreas no quemadas.

Cobertura no boscosa

Como resultado del trabajo de campo se logró inventariar a 5 especies de reptiles, las cuales se distribuyen en 2 órdenes, 3 familias y 4 géneros. La riqueza de especies inventariada en las áreas quemadas (5 spp.) fue mayor que la registrada en las áreas no quemadas (2 spp.; Figura 138).

Ninguna las especies registradas se encuentra categorizada bajo algún estatus de amenaza a nivel nacional (MMAyA 2009) o internacional (IUCN 2020), así como tampoco están listadas en los apéndices de la CITES.



Figura 138. Algunas de las especies de reptiles registrados en áreas de cobertura no boscosa del APM/UCPN Tucabaca

A= *Tropidurus spinulosus*; B= *Tropidurus etheridgei*; C= *Mesoclemmys vanderhaegei*.

El esfuerzo de muestreo aplicado en las áreas quemadas y no quemadas durante el trabajo de campo resultó altamente representativo, habiendo alcanzado a cubrir el 100% del total de la cobertura muestral (Figura 139A). Por tanto, estadísticamente la probabilidad de incrementar el número de especies de reptiles en función del tiempo de muestreo es baja.

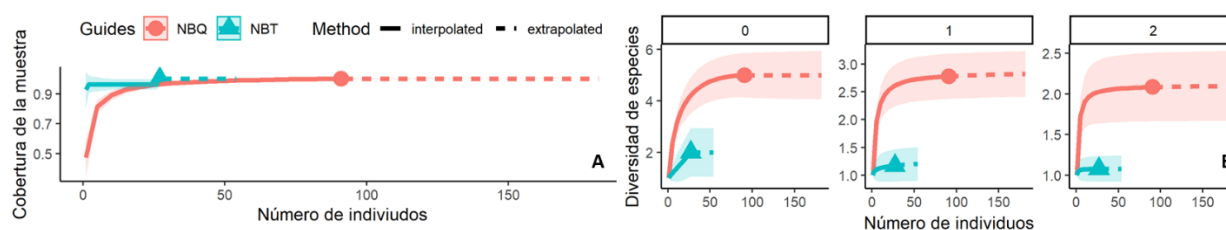


Figura 139. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de reptiles en áreas de cobertura no boscosa del APM/UCPN Tucabaca.

A: Curvas de completitud de la muestra para reptiles de Tucabaca basadas en el tamaño de la muestra. B: Curvas de rarefacción/extrapolación. NBQ= no bosque quemado; NBT= no bosque testigo. 0= riqueza de especies; 1= exponencial de Shannon; 2= inverso de Simpson

Según los modelos matemáticos, la riqueza y diversidad (observada y esperada) de especies del ensamblaje de reptiles que colonizó las áreas quemadas (5 spp.) fue significativamente mayor que la cuantificada en el ensamblaje que habita en las áreas no quemadas (2 spp.; Figura 139B).

Así también, la cantidad de individuos que colonizaron las áreas quemadas alcanzó una abundancia estadísticamente similar al de las áreas no quemadas (Figura 140A). Sin embargo, estructuralmente, la distribución de la abundancia de individuos por especies se organizó de forma contrastantemente diferente (Figura 140B); siendo *T. etheridgei* la especies más dominante en las áreas quemadas (>60%) y no quemadas (>95%; Figura 140B).

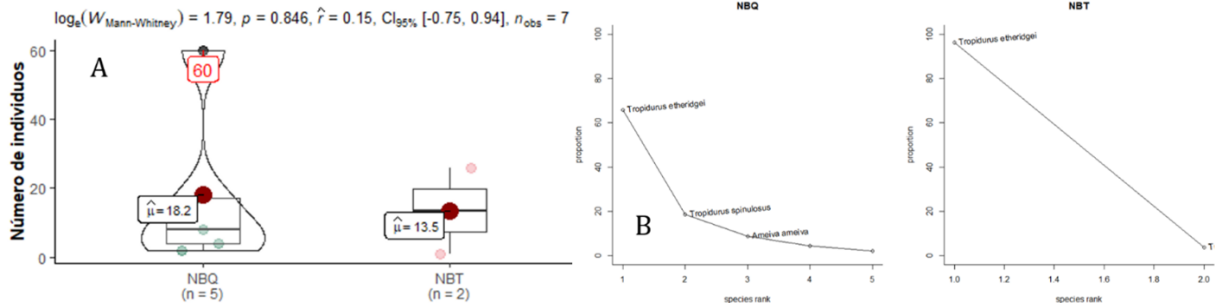


Figura 140. Comparación de abundancias totales y por especies en áreas de cobertura no boscosa del APM/UCPN Tucabaca.

A: Diagrama de cajas y violín para el registro de abundancias de reptiles por cada hábitat evaluado en Tucabaca. B: Curvas rango-abundancia. NBQ= no bosque quemado; NBT= no bosque testigo.

Con respecto a la composición taxonómica, el ensamblaje de reptiles que colonizó las áreas quemadas está conformada por un conjunto de especies altamente diferente del ensamblaje que habitan en las áreas no quemadas (similitud de especies 28%).

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

Con la modificación de las condiciones ambientales previamente existentes (antes de la ocurrencia de los incendios), después de los incendios las áreas quemadas se tornaron idóneas para la migración de especies cuyos requerimientos alimenticios y de hábitat son diferente a los encontrados en las áreas no quemadas; lo cual favoreció al incremento de la abundancia, riqueza y diversidad de reptiles.

Por tanto, a un año de la ocurrencia de los incendios, las áreas quemadas consiguieron recuperar sus atributos de abundancia, riqueza y diversidad de especies, la cual taxonómicamente se diferenció del ensamblaje de reptiles previamente existente.

Aves

Cobertura boscosa

Durante el trabajo de campo se registró un total de 29 especies, las cuales se distribuyen en 10 órdenes, 16 familias y 27 géneros (Figura 141). La familia con mayor riqueza de especies fue Icteridae (4 spp.).

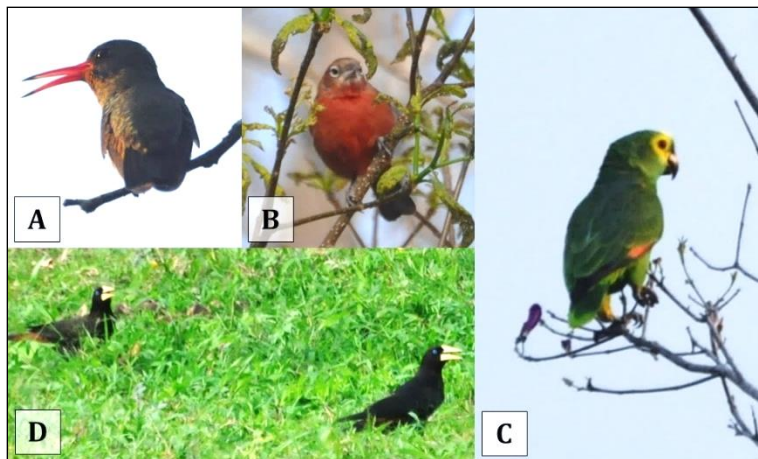


Figura 141. Algunas de las especies de aves registradas en áreas de cobertura boscosa del APM/UCPN Tucabaca.

A= *Hylocharis chrysura*; B= *Coryphospingus cucullatus*; C= *Amazona aestiva*; D= *Psarocolius decumanus*.

Ninguna de las especies registradas se encuentra categorizada bajo alguno de los estatus de amenaza a nivel nacional (MMAyA 2009) o internacional (IUCN 2020) según los criterios de la IUCN. Sin embargo, 7 de las 29 especies están listadas como parte del apéndice II de la CITES, siendo estas el picaflor bronceado (*Hylocharis chrysura*), la carcaña (*Caracara plancus*), el chimachima (*Milvago chimachima*), el tucán (*Ramphastos toco*), la paraba roja y verde (*Ara chloropterus*), el perico cara sucia (*Pyrrhura molinae*) y la lechuza minera (*Athene cunicularia*).

Respecto al estatus migratorio, el 79% de las especies corresponde a taxones residentes, por lo que, 23 de las 29 especies habitan permanentemente en el área de estudio.

El esfuerzo de muestreo empleado durante el trabajo de campo en las áreas quemadas y no quemadas fue estadísticamente representativo para obtener resultados confiables, habiendo conseguido cubrir a más del 89% del total de la cobertura muestral estimada (Figura 142A).

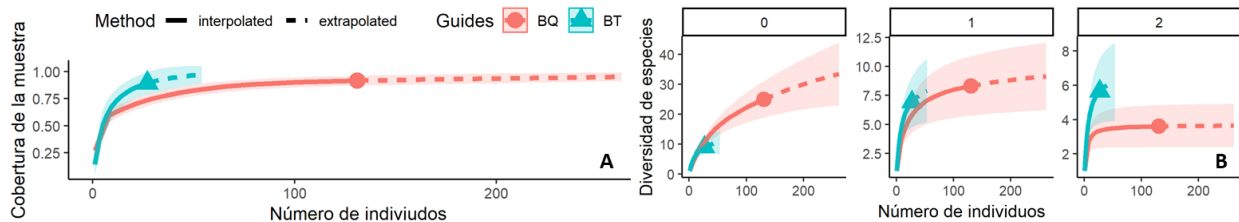


Figura 142. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de aves en áreas de cobertura boscosa del APM/UCPN Tucabaca.

A: Curvas de completitud de la muestra para aves de Tucabaca basadas en el tamaño de la muestra. B: Curvas de rarefacción/extrapolación. BQ= bosque quemado; BT= bosque testigo. 0= riqueza de especies; 1= exponencial de Shannon; 2= inverso de Simpson.

Según las estimaciones, la riqueza de especies en las áreas no quemadas podría incrementarse potencialmente en un 22% (de 9 a 11 especies); y en las áreas quemadas en un 80% (de 25 a 45 especies), indicando de esta manera la existencia de un considerable número de especies aún no registradas. Por lo cual, estadísticamente la riqueza y diversidad (observada y esperada) de aves que colonizaron las áreas quemadas después de los incendios fue significativamente mayor que la cuantificada en el ensamblaje de aves que habita en las áreas no quemadas (Figura 142B).

Así también, después de los incendios la cantidad de individuos en las áreas quemadas se incrementó progresivamente, habiendo acumulado una abundancia estadísticamente similar al de las áreas no quemadas (Figura 143A). Sin embargo, en ambas áreas la distribución de la abundancia de individuos por especie se organizó de forma estructuralmente diferente, siendo más equitativa en las áreas no quemadas (Figura 143B), ya que, en las áreas quemadas aproximadamente el 50% de los individuos corresponde a una sola especie (*Coryphospingus cucullatus*), siendo esta la más dominante del ensamblaje (Figura 143B).

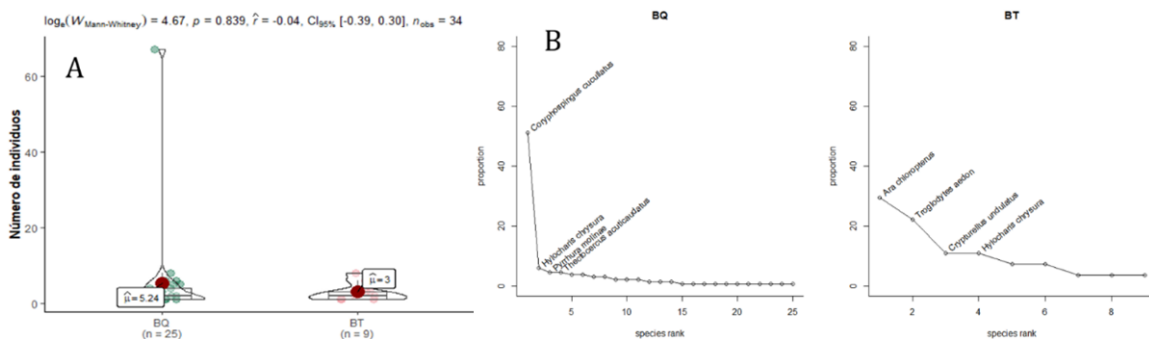


Figura 143. Comparación de abundancias totales y por especies en áreas de cobertura boscosa del APM/UCPN Tucabaca.

A: Diagrama de cajas y violín para el registro de abundancias de aves por cada hábitat evaluado en Tucabaca. B: Curvas rango-abundancia. BQ= bosque quemado; BT= bosque testigo.

Esta tendencia de organización estructural de los ensamblajes también fue determinada a nivel de gremios tróficos (Figura 144), pues, en las áreas quemadas los omnívoros se posicionaron como el gremio más dominante en comparación con las áreas no quemadas, donde dicho gremio pasa casi desapercibido, siendo los granívoros, nectarívoros e insectívoros los más representativos.

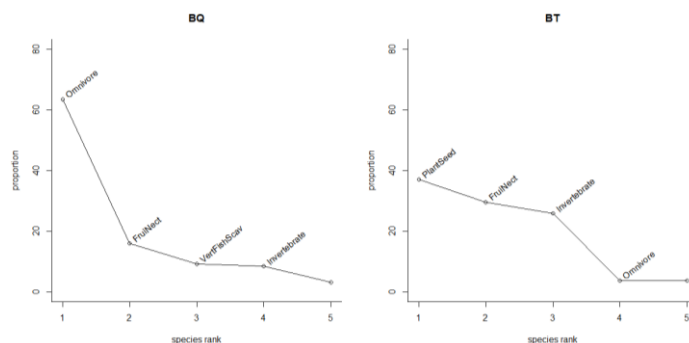


Figura 144. Curvas rango-abundancia de los gremios tróficos registrados en áreas de cobertura boscosa del APM/UCPN Tucabaca.

BQ= bosque quemado; BT= bosque testigo.

Con respecto a la composición taxonómica, el ensamblaje de aves que colonizó las áreas quemadas está conformada por un conjunto de especies altamente diferente del ensamblaje que habitan en las áreas no quemadas (18% de similaridad de especies).

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

El impacto de los incendios sobre la cobertura boscosa favoreció significativamente a la diversificación de la ornitofauna, ya que, después de los incendios las áreas quemadas fueron colonizadas gradualmente hasta alcanzar un abundancia, riqueza y diversidad de especies mayor que las previamente existentes, incluyendo además el retorno de las especies CITES.

Sin embargo, si bien las áreas quemadas concentraron una alta riqueza y diversidad de especies, su estructura y composición taxonómica contrastó drásticamente con relación al ensamblaje de aves que habita en las áreas no quemadas; lo cual es atribuido al surgimiento post-incendio de una oferta de hábitats y recursos alimenticios mayor, pero diferente al ofertado en las áreas no quemadas.

Por tanto, a un año de la ocurrencia de los incendios el ensamblaje de aves que se estableció en las áreas quemadas logró recuperar sus atributos de abundancia, riqueza y diversidad de especies, el cual taxonómica y estructuralmente se diferenció del ensamblaje de aves previamente existente.

Cobertura no boscosa

En la cobertura no boscosa se registró un total de 40 especies de aves, las cuales se agruparon en 14 órdenes, 23 familias y 39 géneros. Las familias con mayor número de especies fueron Columbidae y Cuculidae, cada una con 4 especies (Figura 145).

Ninguna de las especies registradas se encuentra categorizada bajo algún estatus de amenaza a nivel nacional (MMAyA 2009) o internacional (IUCN 2020). Sin embargo, 2 de las 40 especies actualmente están incluidas dentro del apéndice II de la CITES, siendo estas *Hylocharis chrysura* y *Herpetotheres cachinnans*.

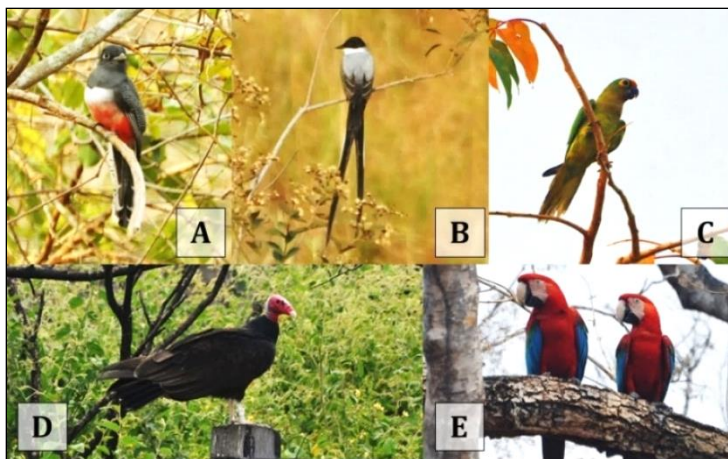


Figura 145. Especies de aves registradas en áreas de cobertura no boscosa del APM/UCPN Tucabaca. A= *Trogon curucui*; B= *Tyrannus savana*; C= *Eupsittula aurea*; D= *Cathartes aura*; E= *Ara chloropterus*.

El esfuerzo de muestreo empleado para el inventario de la ornitofauna en las áreas quemadas y no quemadas fue estadísticamente representativo, ya que probabilísticamente se habría alcanzado un 86% del total de la cobertura muestral (Figura 146A).

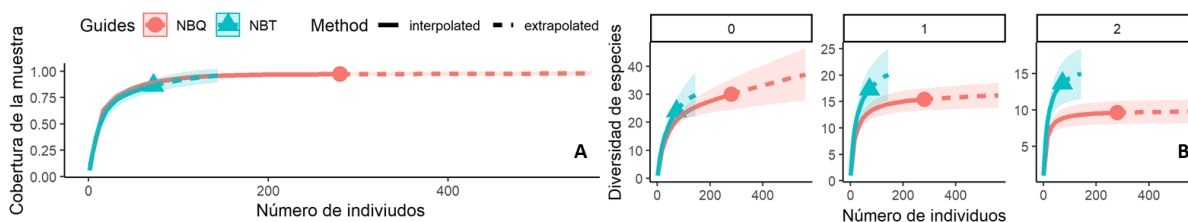


Figura 146. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de aves en áreas de cobertura no boscosa del APM/UCPN Tucabaca.

A: Curvas de completitud de la muestra para aves de Tucabaca basadas en el tamaño de la muestra. B: Curvas de rarefacción/extrapolación. NBQ= no bosque quemado; NBT= no bosque testigo. 0= riqueza de especies; 1= exponencial de Shannon; 2= inverso de Simpson.

El ensamblaje de aves que colonizó las áreas quemadas congregó una riqueza de especies observada (30 spp.) y esperada (62 spp.) significativamente mayor a la cuantificada en el ensamblaje que habita en las áreas no quemadas (24 spp. observadas y 32 spp. esperadas; Figura 146B). Sin embargo, en contraste con las estimaciones de la riqueza de especies, según el modelo del exponencial Shannon e inverso de Simpson, la diversidad (observada y estimada) de aves fue significativamente mayor en las áreas no quemadas (Figura 146B), ya que, este ensamblaje está conformado por especies cuyas abundancias poblacionales están distribuidas de forma más equitativas en comparación con las áreas quemadas (Figura 147B).

Así también, cuantitativamente la afinidad taxonómica de la composición de los ensamblajes que habitan en las áreas quemadas y no quemadas alcanzó un 36% de similaridad, lo cual indica que el ensamblaje de aves que colonizó las áreas quemadas está conformado por un conjunto de especies taxonómicamente diferente a la previamente existente (pre-incendios).

Por otro lado, el ensamblaje de aves que colonizó las áreas quemadas alcanzó una abundancia sutilmente mayor que la registrada en las áreas no quemadas (Figura 147A); siendo este parámetro altamente heterogéneo en las áreas quemadas (puntos de muestreo con alta cantidad de registros y puntos de muestreo con baja cantidad de registros) y más homogénea en las áreas no quemadas.

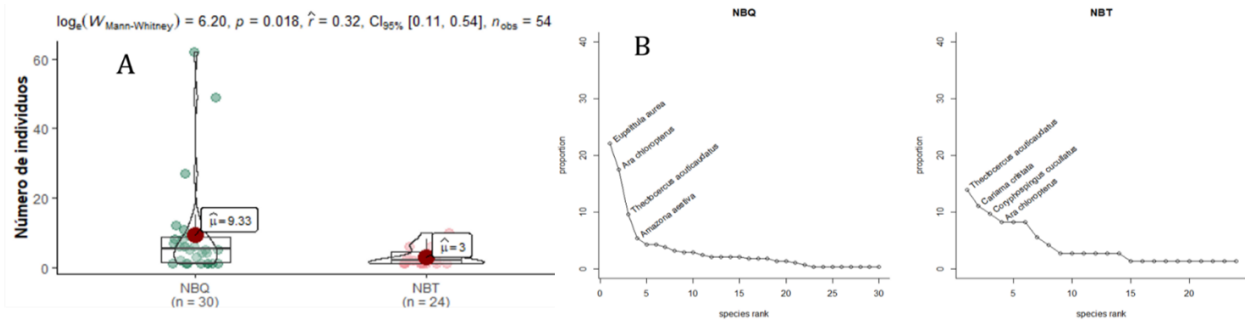


Figura 147. Comparación de abundancias totales y por especies en áreas de cobertura no boscosa del APM/UCPN Tucabaca.

A: Diagrama de cajas y violín para el registro de abundancias de aves de Tucabaca por cada hábitat evaluado. B: Curvas rango-abundancia. NBQ= no bosque quemado; NBT= no bosque testigo

Estructuralmente, la distribución de la abundancia de individuos por especie se organizó equitativamente mejor en las áreas no quemadas, ya que, en las áreas quemadas aproximadamente el 40% de los individuos registrados correspondieron a dos especies (*Eupsittula aurea* y *Ara chloropterus*), las cuales se posicionaron como los taxones dominantes (Figura 147B).

Respecto a los gremios tróficos, en las áreas quemadas y no quemadas los ensamblajes se estructuraron de forma relativamente diferente; siendo los omnívoros el gremio dominante en las áreas no quemadas, y los granívoros en las áreas quemadas, situación que se atribuye al incremento y disponibilidad de semillas de los pastos como resultado del estímulo reproductivo post-incendio (Figura 148).

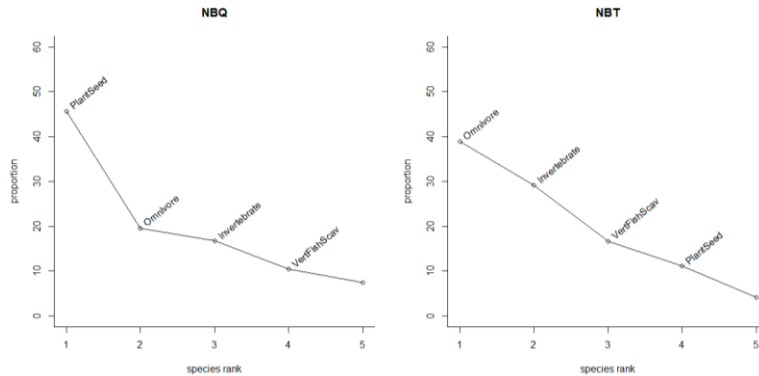


Figura 148. Curvas rango-abundancia de los gremios tróficos registrados en áreas de cobertura no boscosa del APM/UCPN Tucabaca.

NBQ= no bosque quemado; NBT= no bosque testigo.

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

En la cobertura no boscosa, si bien el impacto de los incendios favoreció al retorno e incremento de la riqueza de la ornitofauna (incluyendo las especies CITES), ésta se conformó por especies cuyas poblaciones son altamente discrepantes en abundancia, ya que, proporcionalmente la mayor cantidad de individuos se concentró en un reducido número de especies (estructura del ensamblaje), las cuales probabilísticamente podrían desplazar a las especies con baja abundancia de individuos (especies raras y/o con presencia ocasional en las áreas quemadas); por lo que su diversidad de especies es considerada significativamente menor con relación a las áreas no quemadas.

Así también, la composición de especies del ensamblaje de aves que colonizó y se estableció en las áreas quemadas está conformada por un conjunto de especies taxonómicamente distinto del ensamblaje de aves previamente existente (antes de la ocurrencia de los incendios); cambios que son

atribuidos al surgimiento de nuevos hábitats y recursos alimenticios (diversidad y abundancia) según el proceso y desarrollo de la sucesión vegetal.

Por tanto, como consecuencia del impacto de los incendios, la estructura, composición y diversidad del ensamblaje de aves en las áreas quemadas fue severamente modificada.

Mamíferos

Cobertura boscosa

Durante el trabajo de campo se logró registrar 8 especies de mamíferos, los cuales se distribuyen en 8 géneros, 7 familias y 4 órdenes. Todas las especies fueron registradas en las áreas quemadas.

Ninguna de las especies registradas se encuentra categorizada bajo algún estatus de amenaza a nivel nacional (MMAyA 2009) o internacional (IUCN 2020) según los criterios de la IUCN. Con respecto a la CITES, de las 8 especies registradas, solo el taitetú (*Pecari tajacu*) se encuentra listada dentro del apéndice II (Figura 149).



Figura 149. Algunos de los mamíferos registrados en áreas de cobertura boscosa del APM/UCPN Tucabaca.

A= *Pecari tajacu*; B= *Cerdocyon thous*; C= *Dasyprocta punctata*.

De acuerdo con la cantidad de individuos y especies registradas, la eficiencia del muestreo ejecutado durante el trabajo de campo fue parcialmente representativa, ya que solo se habría conseguido alcanzar el 64% del total de la cobertura muestral (Figura 150A). Por lo que, potencialmente la riqueza y diversidad de mamíferos cuantificada en las áreas quemadas aumentará en función del incremento del esfuerzo muestral (Figura 150B).

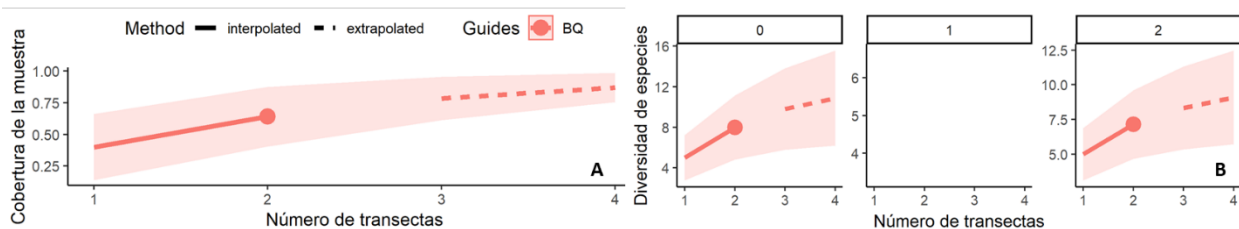


Figura 150. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de especies en áreas de cobertura boscosa del APM/UCPN Tucabaca.

A: Curvas de completitud de la muestra para mamíferos de Tucabaca basadas en el tamaño de la muestra. B: Curvas de rarefacción/extrapolación. BQ= bosque quemado. 0= riqueza de especies; 1= exponencial de Shannon; 2= inverso de Simpson.

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

Pese a no contar con datos referente al ensamblaje de mamíferos que habitan en las áreas no quemadas, la colonización de las áreas quemadas por mamíferos medianos y grandes es un buen indicador de la recuperación post-incendio de este grupo de vertebrados y del ecosistema, ya que, debido a su porte y características etológicas, éstos solo habitaran en áreas que consigan satisfacer sus requerimientos alimenticios y/o refugio.

Por tanto, a un año de la ocurrencia de los incendios el ensamblaje de mamíferos aparentemente está recuperándose positivamente.

Cobertura no boscosa

Dentro de la cobertura no boscosa se registró un total de 13 especies de mamíferos (distribuidos en 12 géneros, 10 familias y 7 ordenes; Figura 151). Las familias taxonómicamente mejor representadas fueron Procyonidae y Felidae, cada una con 2 especies.

Según los criterios de la IUCN, a nivel nacional (MMAyA 2009) el corechi (*Tolypeutes matacus*) y el anta (*Tapirus terrestris*) están categorizadas como especies Vulnerables (VU). Por otro lado, a nivel internacional, la única especie bajo estatus de amenaza fue el anta (*Tapirus terrestris*), la cual está categorizada como un taxón Vulnerables (VU; IUCN 2020). Así mismo, 4 de las 13 especies registradas están listadas en los apéndices de la CITES, siendo estas el ocelote (*Leopardus pardalis*) y el gato montés (*Leopardus geoffroyi*), ambas incluidas en el apéndice I, y el taitetú (*Pecari tajacu*) y el anta (*Tapirus terrestris*), incluidas en el apéndice II.

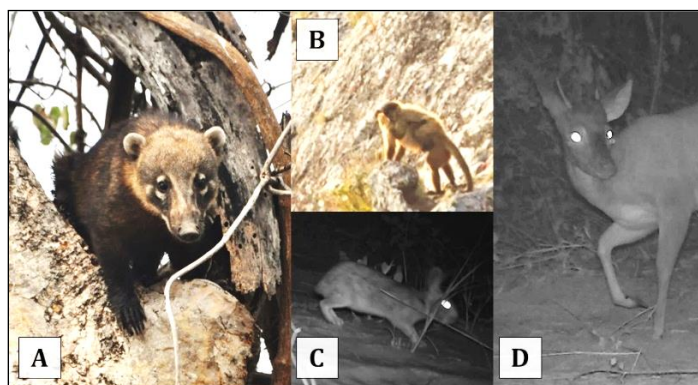


Figura 151. Especies de mamíferos registradas en áreas de cobertura no boscosa del APM/UCPN Tucabaca.

A= *Nasua nasua*; B= *Sapajus cay*; C= *Sylvilagus brasiliensis*; D= *Mazama gouazoubira*.

El esfuerzo de muestreo empleado durante el trabajo de campo en las áreas quemadas y no quemadas alcanzó un alto valor de representatividad, habiendo conseguido superar el 90% del total de la cobertura muestral (Figura 152A).

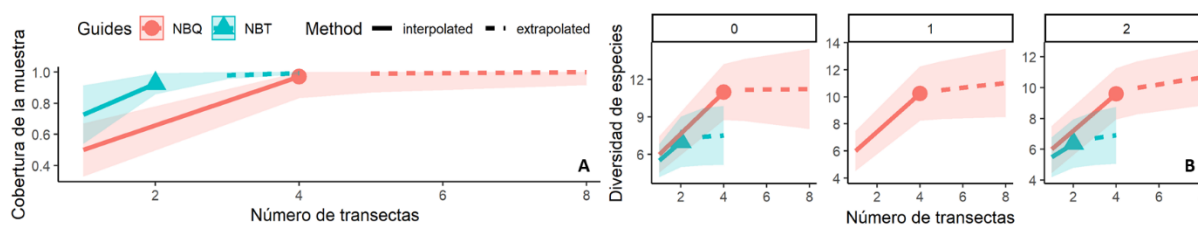


Figura 152. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de especies en áreas de cobertura no boscosa del APM/UCPN Tucabaca.

A: Curvas de completitud de la muestra para mamíferos de Tucabaca basadas en el tamaño de la muestra. B: Curvas de rarefacción/extrapolación. NBQ= no bosque quemado; NBT= no bosque testigo. 0= riqueza de especies; 1= exponencial de Shannon; 2= inverso de Simpson.

De acuerdo con los modelos, la riqueza y diversidad (observada y esperada) del ensamblaje de mamíferos que colonizaron las áreas quemadas después de los incendios (11 spp.) fue significativamente mayor que la cuantificada en el ensamblaje que habita en las áreas no quemadas (7 spp.; Figura 152B). Por otro lado, la composición de especies del ensamblaje de mamíferos que se estableció en las quemadas está conformada por un conjunto de especies taxonómicamente similar al de las áreas no quemadas (55% de similaridad).

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

En la cobertura boscosa, los atributos de riqueza y diversidad del ensamblaje de mamíferos se recuperaron significativamente después de los incendios, habiendo conseguido congregarse una riqueza y diversidad mayor que la cuantificada en las áreas no quemadas. Así también, el conjunto de especies que colonizó las áreas quemadas fue taxonómicamente similar al de las áreas no quemadas.

Por tanto, a un año de la ocurrencia de los incendios, el ensamblaje de mamíferos consiguió recuperar plenamente sus atributos de composición, riqueza y diversidad de especies, ya que, aparentemente después de los incendios las áreas quemadas ofertaron una mayor diversidad de hábitats y recursos altamente favorables para la migración y sostenimiento de las poblaciones de los mamíferos medianos y grandes.

5.3.4. Abejas polinizadoras

En el APM/UCPN Tucabaca se colectaron un total de 252 individuos, los cuales se distribuyen en 4 familias y 59 morfo-especies. El número de individuos colectados en la cobertura boscosa y cobertura no boscosa fueron similares (n= 126).

Cobertura boscosa

Durante el trabajo de campo se colectó un total de 17 morfo-especies y 126 individuos (Tabla 23), los cuales taxonómicamente corresponden a 4 familias. En las áreas quemadas y no quemadas la familia Apidae se destacó por presentar una mayor riqueza de especies (10 spp.) y Halictidae por concentrar la mayor abundancia (84 individuos).

Tabla 23. Riqueza y abundancia de abejas registradas en áreas de cobertura boscosa del APM/UCPN Tucabaca.

Familia	Morfoespecies		Abundancia	
	Bosque quemado	Bosque testigo	Bosque quemado	Bosque testigo
Apidae	8	10	10	26
Colletidae	1		4	
Halictidae	4	5	59	25
Megachilidae	1		1	1
Total general	14	15	74	52

El esfuerzo de muestreo empleado para el inventario de las abejas en las áreas quemadas y no quemadas representó aproximadamente el 89% del total de la cobertura muestral, lo cual demuestra que la toma de datos de campo fue altamente eficiente, y por tanto confiable (Figura 153).

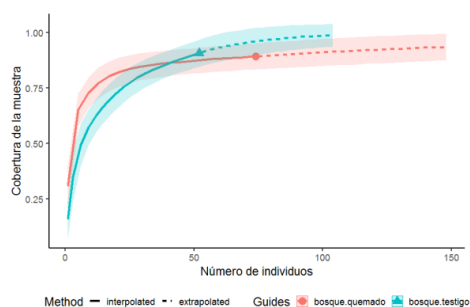


Figura 153. Curva de la cobertura de la muestra en áreas boscosas del APM/UCPN Tucabaca.

Como consecuencia de los impactos generado por los incendios, la riqueza y diversidad (observada y esperada) del ensamblaje de abejas que colonizaron las áreas quemadas fue menor que la registrada en las áreas no quemadas, diferencias que resultaron estadísticamente significativas (Figura 154).

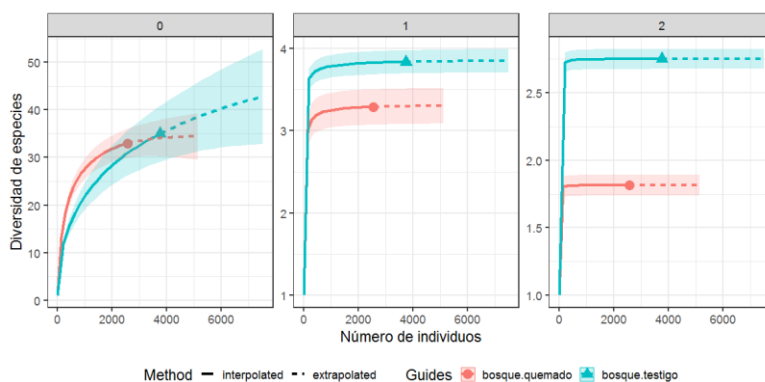


Figura 154. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de abejas registradas en áreas de cobertura boscosa del APM/UCPN Tucabaca.

0: riqueza (número efectivo de especies), 1: exponente de la diversidad Shannon, 2: inverso del índice de diversidad de Simpson.

Respecto a la estructura de los ensamblajes, en las áreas quemadas y no quemadas la distribución de la abundancia de individuos por especies se organizó de forma similar (Figura 155); ya que, en ambas áreas la mayor proporción de individuos se concentró en una sola especie.

Así también, de acuerdo con el análisis de similitud de especies, la composición del ensamblaje de abejas que colonizó las áreas quemadas presentó un conjunto de especies taxonómicamente diferentes del ensamblaje que habita en las áreas no quemadas (33% de similitud).

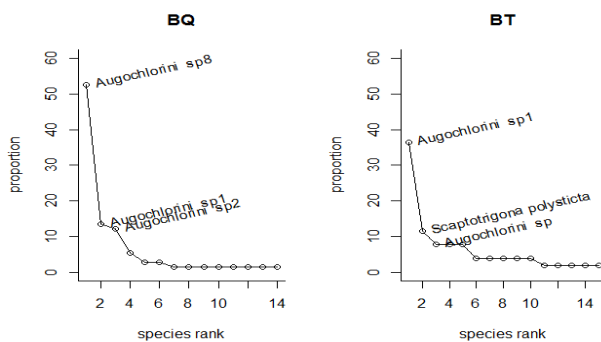


Figura 155. Curvas de Rango-abundancia de las especies de abejas registradas en áreas de cobertura boscosa del APM/UCPN Tucabaca.

BQ: bosque quemado, BT: bosque testigo.

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

Por tanto, en la cobertura boscosa el impacto de los incendios sobre las abejas polinizadoras afectó severamente sus atributos de riqueza y diversidad de especies, ya que, aun año de la ocurrencia de los incendios estos atributos no consiguieron alcanzar valores similares a los previamente existentes.

Del mismo modo, además de ejercer un impacto negativo sobre la riqueza y diversidad de especies, los incendios también modificaron su estructura y composición taxonómica, la cual se diferenció significativamente del ensamblaje de abejas que habita en las áreas no quemadas.

Cobertura no boscosa

En la cobertura no boscosa se colectó un total de 38 morfo-especies y 126 individuos, los cuales taxonómicamente corresponden a 3 familias (Tabla 24). La mayor cantidad de individuos (106

individuos) y riqueza de especies (36 spp.) fue registrada en las áreas quemadas (Tabla 24), superando significativamente a las áreas no quemadas (20 individuos; 14 spp.).

Tabla 24. Riqueza y abundancia de especies registradas en áreas de cobertura no boscosa del APM/UCPN Tucabaca.

Familia	Morfoespecies		Abundancia	
	No Bosque quemado	No Bosque testigo	No Bosque quemado	No Bosque testigo
Apidae	20	7	64	11
Halictidae	11	4	37	5
Megachilidae	5	3	5	4
Total general	36	14	106	20

Sin embargo, si bien las áreas no quemadas poseen una baja riqueza de especies, esta debe ser considerada preliminar, pues según el análisis de significancia del esfuerzo muestral, sólo se logró alcanzar el 46% del total de la cobertura muestral esperada (Figura 156). Por otro lado, en las áreas quemadas, el esfuerzo de muestreo alcanzó el 78% del total de la cobertura muestral, siendo así estadísticamente confiable.

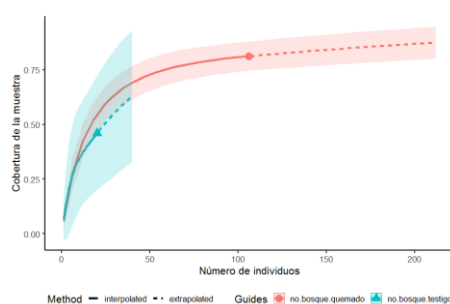


Figura 156. Curva de la cobertura de la muestra en áreas no boscosas del APM/UCPN Tucabaca.

De acuerdo con los estimadores de riqueza y diversidad (Figura 157), el ensamblaje de abejas que colonizó las áreas quemadas después de los incendios congregó una riqueza (observada y esperada) de especies (36 a 42 spp.) significativamente mayor que la cuantificada en el ensamblaje de abejas que habita en las áreas no quemadas (14 a 20 spp.).

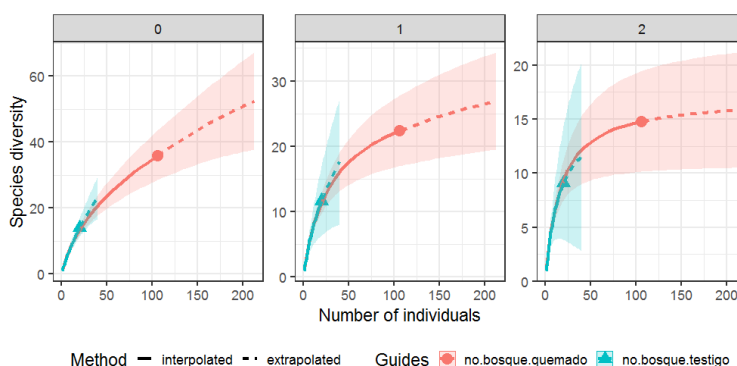


Figura 157. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de abejas registradas en áreas de cobertura no boscosa del APM/UCPN Tucabaca.

0: riqueza (número efectivo de especies), 1: exponente de la diversidad Shannon, 2: inverso del índice de diversidad de Simpson.

La composición del ensamblaje de abejas que colonizó las áreas quemadas está conformada por un conjunto de especies taxonómicamente diferente del ensamblaje que habita en las áreas no quemadas (10% de similaridad de especies). Así también, en ambas áreas la estructura de los ensamblajes se organizó de forma relativamente diferente (distribución de la abundancia de individuos por especies), siendo menos equitativa en las áreas no quemadas, donde el 45% de sus individuos se concentró en 3 de sus 14 especies (Figura 158).

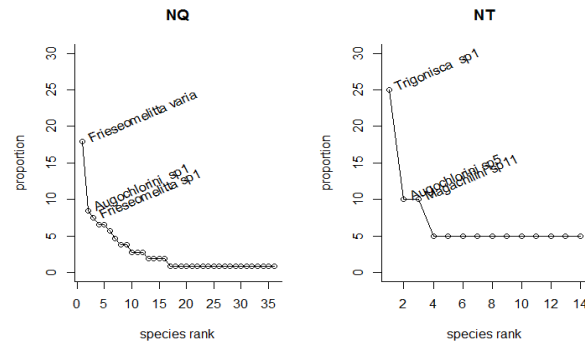


Figura 158. Curvas de Rango-abundancia de las especies registradas en áreas de cobertura no boscosa del APM/UCPN Tucabaca.

NQ: no bosque quemado, NT: no bosque testigo.

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

En la cobertura no boscosa, a un año de la ocurrencia de los incendios, el ensamblaje de abejas que colonizó las áreas quemadas recuperó e incrementó sus atributos de abundancia, riqueza y diversidad de especies; probablemente en función del surgimiento y la disponibilidad de recursos alimenticios y nuevos sitios de nidificación.

Sin embargo, si bien las áreas quemadas recuperaron una significativa riqueza y diversidad de especies, como consecuencia de los incendios la composición taxonómica del ensamblaje que colonizó estas áreas es altamente diferente del ensamblaje que habita en las áreas no quemadas.

5.3.5. Resumen de los principales hallazgos de la evaluación de las áreas quemadas y no quemadas en el APM/UCPN Tucabaca

Tipo de Vegetación	Densidad de Árboles (Ind/ha)	Árboles Muertos (ind/ha)		Riqueza de Especies (spp/ha)		Tipo de Propagación del Incendio	Altura del Dosel	Altura de la Llama (m)	Impacto del Incendio							
		No quemado	Quemado	No quemado	Quemado				Riqueza de Especies	Abundancia	Composición de Especies	Estructura del Ensamblaje				
Bosque Chiquitano	556 ±76	10 ±7	8 ±5	32 a 60		fuego rastrero	8 a 12 m	0.44 ±0.4	bajo	bajo	bajo	bajo				
Cerrado - Sabanas	69 ±26	7 ±4	13 ±8	15 a 25		fuego rastrero/fuego de copa	2 a 4 m	2.2 ±1.2	bajo	bajo	bajo	bajo				
Cerrado - Campos	NE	NE		NE		fuego rastrero	1.3 m (estrato gramíneo-herbáceo)	>1.3	bajo	bajo	bajo	bajo				
Fauna de Vertebrados	Riqueza y Diversidad				Abundancia		Similitud de la Composición de Especies (%)		Impacto del Incendio							
	No quemado		Quemado		No quemado		Quemado		No quemado		Quemado		Riqueza de Especies	Abundancia	Composición de Especies	Estructura del Ensamblaje
Cobertura Boscosa																
Anfibios	0		0		NE		NE		NE		NE		NE	NE	NE	NE
Reptiles	3		3		menor		mayor		20		bajo		bajo	alto	bajo	
Aves	9		25		igual		igual		18		bajo		bajo	alto	medio	
Mamíferos	0		8		NE		NE		0		bajo		NE	NE	NE	
Cobertura no Boscosa																
Anfibios	0		0		NE		NE		NE		NE		NE	NE	NE	NE
Reptiles	2		5		igual		igual		28		bajo		bajo	alto	bajo	
Aves	24		30		menor		mayor		36		bajo		bajo	alto	medio	
Mamíferos	7		11		NE		NE		55		bajo		NE	bajo	NE	
Abejas polinizadoras	Riqueza y Diversidad				Abundancia		Similitud de la Composición de Especies (%)		Impacto del Incendio							
	No quemado		Quemado		No quemado		Quemado		No quemado		Quemado		Riqueza de Especies	Abundancia	Composición de Especies	Estructura del Ensamblaje
Cobertura Boscosa	15		14		52		74		33		bajo		bajo	alto	medio	
Cobertura no Boscosa	14		36		20		106		10		bajo		bajo	alto	bajo	

Parque Nacional y Áreas Natural de Manejo Integrado Otuquis



5.4. PN y ANMI Otuquis

5.4.1. Áreas quemadas y dinámica de la severidad del incendio

En el Parque Nacional y Área de Natural de Manejo Integrado (PNyANMI) Otuquis los incendios ocurridos durante la gestión 2019 se extendió sobre aproximadamente 390314 ha de superficie. Los tipos de vegetación más afectados en extensión territorial fueron el Abayoy (162733 ha; localizado principalmente en su extremo Oeste, municipio de Charagua), los Campos Estacionalmente Inundados (100368 ha; Formaciones Campestres), el Complejo de Palmares de Carandá, Campos y Paratodales (72181 ha) y el Bosque Chiquitano de Transición al Chaco (40589 ha), las cuales representan el 97.3% del total de la superficie quemada (Figura 159A).

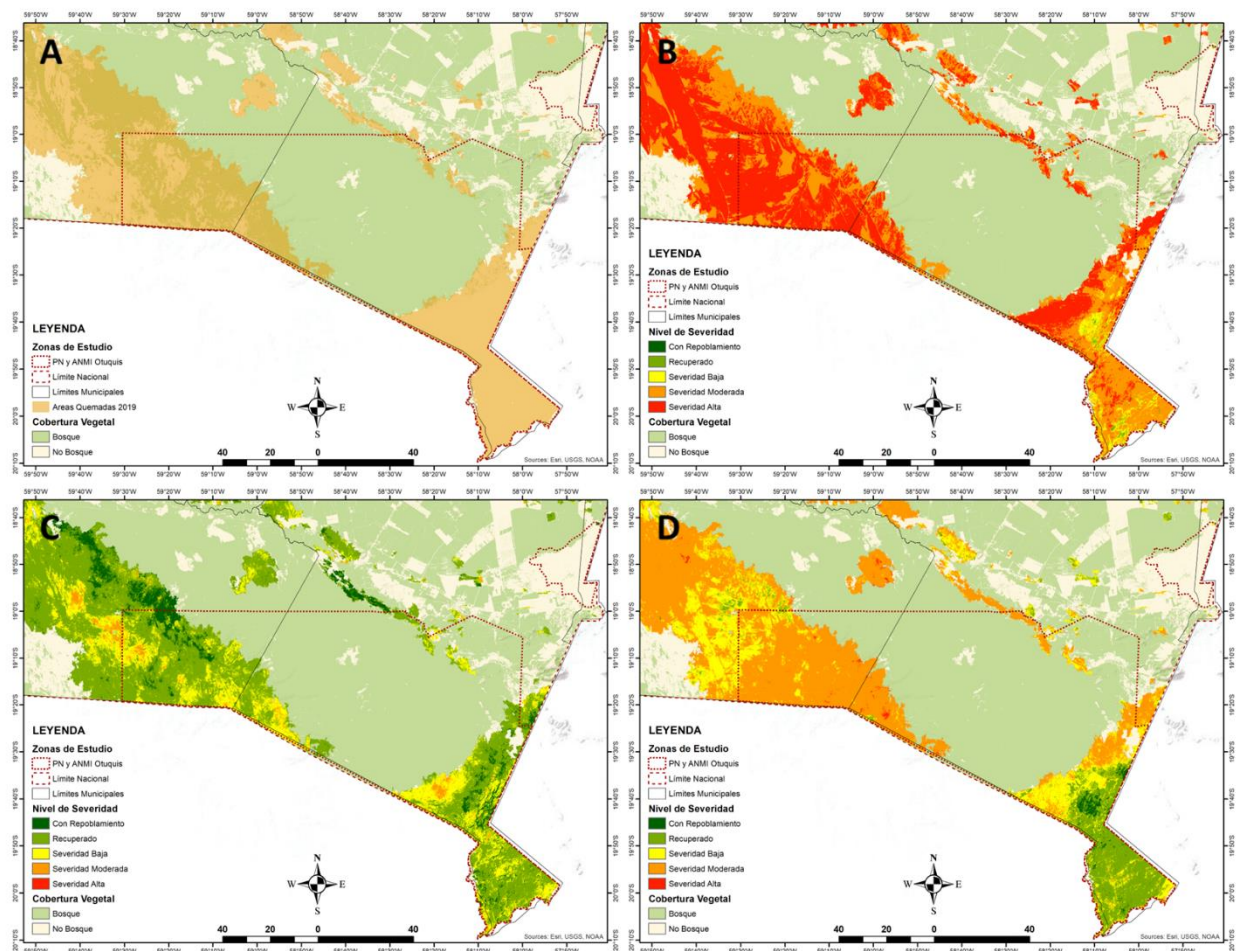


Figura 159. Superficie quemada y la dinámica espacial y estacional de la severidad de los incendios en el PNYANMI Otuquis.

A= superficies quemadas y tipos de vegetación; B= severidad de incendio hasta finales de noviembre de 2019; C= severidad de incendio hasta mayo de 2020; D= severidad de incendio hasta noviembre de 2020.

De acuerdo con el índice dNBR, hasta finales de noviembre del 2019 el 48.3% del total de superficie quemada en el PNYANMI Otuquis habría sufrido una alta severidad de impacto, y el 45.3% una moderada severidad de impacto (Figura 159B); de modo que, en estas áreas los incendios consumieron significativamente la biomasa de la cobertura vegetal.

Posteriormente, a la conclusión de la estación lluviosa (mayo del 2020) la magnitud de la severidad de los incendios disminuyó contrastantemente con relación a la detectada en noviembre del 2019,

indicando que, el 62% de las áreas quemadas se habrían recuperado completamente, y el 28.4% estarían casi recuperadas (Figura 159C).

Sin embargo, a un año de la ocurrencia de los incendios (noviembre del 2020) la cobertura vegetal que aparentemente se habría recuperado hasta mayo del 2020 se redujo significativamente (de 62% en mayo del 2020 a 23.5% en noviembre del 2020; Figura 159D), pasando a clasificarse principalmente bajo la categoría de severidad de impacto moderada (54.3% de la superficie quemada; Figura 160).

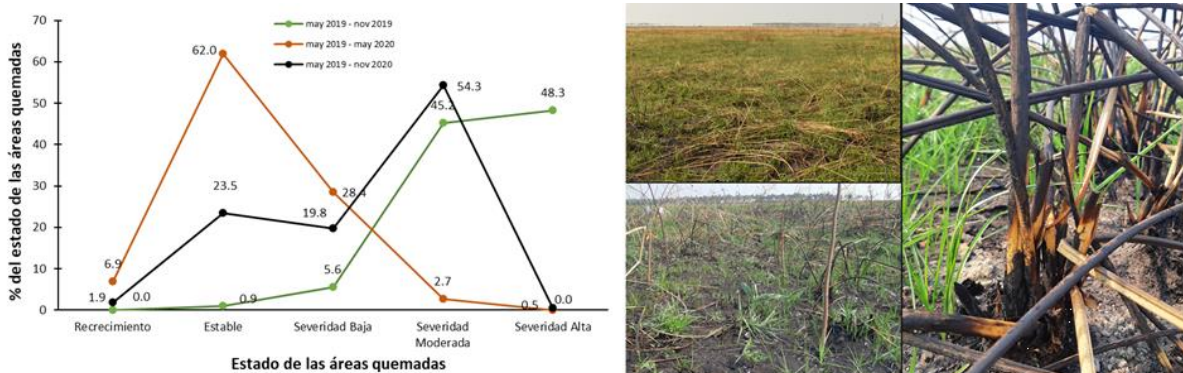


Figura 160. Dinámica temporal de la severidad de incendios (dnBR) en el PNYANMI Otuquis.

Las significativas variaciones de los niveles de severidad son atribuidas a los efectos de la estacionalidad climática. Durante la época de lluvias (hasta mayo del 2020), en las áreas quemadas el crecimiento de las plantas que conforman el estrato gramíneo-herbáceo (típico de los Campos Estacionalmente Inundados y el Complejo de Campos, Palmares de Carandá y Paratodales) es bastante acelerado, reflejando espectralmente una alta actividad fotosintética (Figura 159C; Figura 160) y por lo cual son clasificadas como coberturas vegetales saludable o completamente recuperadas. Sin embargo, durante la estación seca (hasta noviembre del 2020), con el incremento del déficit hídrico, típico de la región del Pantanal, todo el estrato gramíneo-herbáceo comienza a secarse (Figura 163), disminuyendo de esta forma su verdor espectral y por lo cual, según el índice dnBR son clasificadas como áreas no recuperadas. Así también, los incendios ocurridos entre mayo y julio de 2020 en las áreas que ya se habrían quemado en la gestión 2019 influyeron significativamente sobre los niveles de severidad calculados hasta noviembre del 2020.

5.4.2. Flora y vegetación

Los muestreos realizados en el PNYANMI Otuquis fueron implementados en tres de los nueve tipos de vegetación quemados durante la gestión 2019. Estos tres tipos de vegetación fueron agrupados en: i. cobertura boscosa, conformada por el Bosque Chiquitano Transicional al Chaco; y ii. cobertura no boscosa, conformada por los Campos Estacionalmente Inundados y el Complejo de Palmares de Carandá, Campos Estacionalmente Inundados y Paratodales.

Densidad y mortalidad de árboles

Solo dos (Palmares de Carandá y Bosque Chiquitano Transicional al Chaco) de los tres tipos de vegetación muestreados corresponden a fisionomías donde la forma de vida arbórea define y distingue su estructura y cobertura en el paisaje (Figura 161).

La densidad de árboles cuantificada en los Palmares de Carandá y el Bosque Chiquitano Transicional al Chaco no presentaron diferencias significativas cuando comparadas una con otra (Figura 161), habiéndose calculado una densidad arbórea promedio de 475 ind/ha (± 97) en el Bosque Chiquitano Transicional al Chaco y 437 ind/ha (± 187) en los Palmares de Carandá, esta última, caracterizada por la dominancia de la palmera *Copernicia alba*.

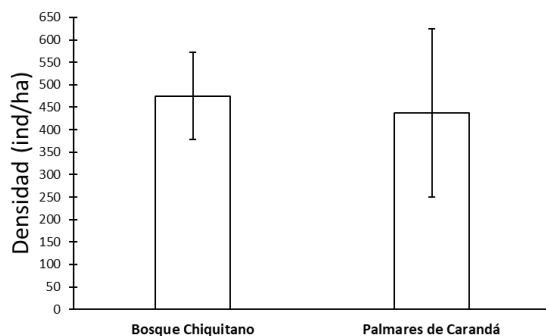


Figura 161. Densidad promedio de árboles (≥ 10 cm de diámetro) por hectárea de superficie en los principales tipos de vegetación afectados por los incendios en el PNYANMI Otuquis.

Bosque Chiquitano Transicional al Chaco

El Bosque Chiquitano Transicional al Chaco se caracterizó por tener un dosel arbóreo generalmente distribuido entre los 10 y 15 m de altura, con árboles emergentes que pueden alcanzar hasta 25 m (Figura 162).

Según las mediciones de las cicatrices de quema (registradas en los fustes de los árboles), la propagación de los incendios en este bosque fue de tipo rastrero (fuego de superficie), con llamas que alcanzaron una altura promedio de 1.3 m (± 1.1 m) y que consumieron principalmente el estrato herbáceo y la hojarasca acumulada sobre el suelo (Figura 162; Figura 163).

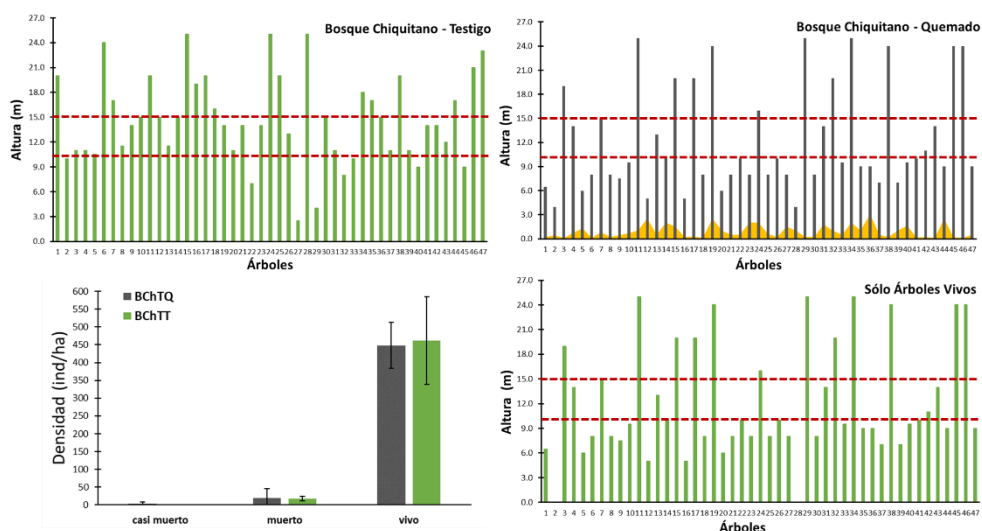


Figura 162. Estructura vertical del Bosque Chiquitano Transicional al Chaco, altura de las cicatrices de quema (color anaranjado) y la reconfiguración estructural arbórea como consecuencia de la mortalidad de árboles en el PNYANMI Otuquis.

En las áreas quemadas, la densidad promedio de árboles muertos en pie ($20 \text{ ind/ha} \pm 20$; 4.2% de mortalidad) no resultó significativamente diferente de la mortalidad natural cuantificada en las áreas no quemadas ($18 \text{ ind/ha} \pm 6$; 3.7% de mortalidad). Por lo que, la configuración estructural de la cobertura arbórea en las áreas quemadas no se diferenciará de las áreas no quemadas.



Figura 163. Estratos inferiores del Bosque Chiquitano Transicional al Chaco quemados durante la gestión 2019 en el PNYANMI Otuquis.

La riqueza de especies arbóreas (observadas y estimadas) en las áreas quemadas y no quemadas del Bosque Chiquitano Transicional al Chaco no presentaron diferencias estadísticamente significativas (Figura 164A); de modo que, en ambas áreas, por cada hectárea de superficie muestreada probablemente se podrá registrar entre 25 y 55 especies (Figura 164A). Por tanto, *a priori*, los incendios no ejercieron un efecto negativo sobre la riqueza de especies arbóreas.

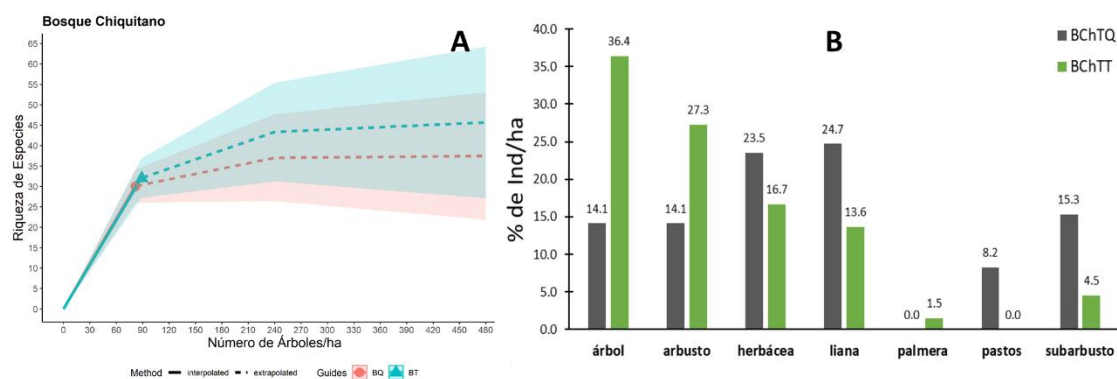


Figura 164. Riqueza de especies (A) y capacidad de regeneración (B) cuantificada en las áreas quemadas y áreas no quemadas del Bosque Chiquitano Transicional al Chaco en el PNYANMI Otuquis.

Por otro lado, en las áreas quemadas la capacidad de regeneración de las especies de forma de vida arbórea y arbustiva disminuyeron notoriamente con relación a las áreas no quemadas (Figura 164B); habiéndose incrementado significativamente la regeneración de especies herbáceas, lianas, pastos y subarbutos (en su mayoría especies heliófitas efímeras; Figura 164B). Por lo que, hasta noviembre del 2020 los incendios habrían alterado significativamente el proceso de la regeneración natural de las especies según sus formas de vida.

Palmares de Carandá (Carandazales)

Fisionómicamente los Palmares de Carandá se caracterizan por presentar una alta abundancia de la palmera *Copernicia alba*, popularmente conocida en la región como carandá o palma blanca.

Estructuralmente los Palmares de Carandá presentan un dosel distribuido entre los 7 y 10 m de altura, con algunos elementos emergentes que alcanzan hasta 14 m (Figura 165).

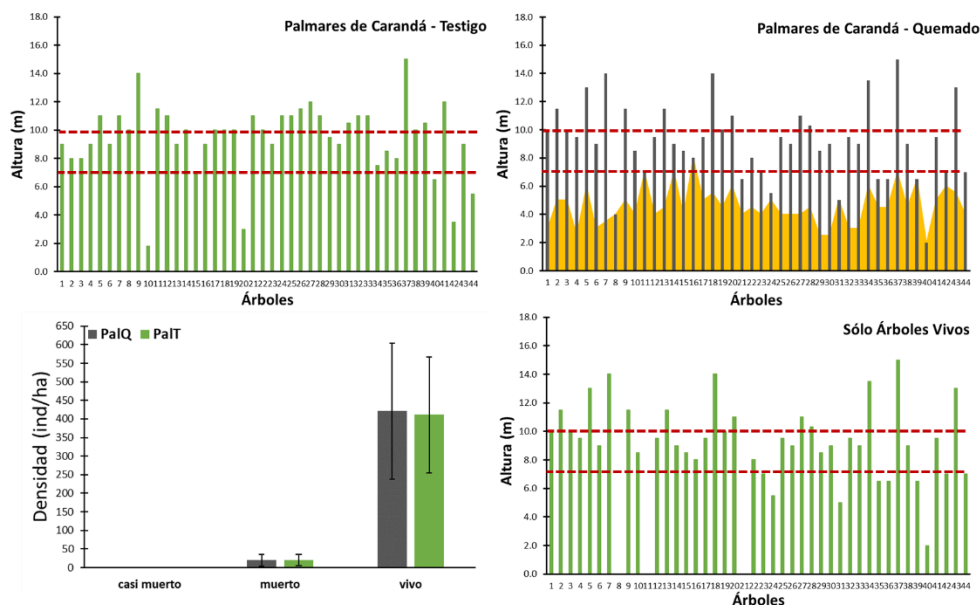


Figura 165. Estructura vertical de los Palmares de Carandá, altura de las cicatrices de quema (color anaranjado) y la reconfiguración estructural como consecuencia de la mortalidad de palmeras en el PNYANMI Otuquis.

De acuerdo con las cicatrices de quema (registrada en los fustes de las palmeras), el fuego alcanzó una altura promedio de 5.3 m (± 2.1 m), cuyas llamas consumieron la totalidad del estrato gramíneo-herbáceo, y las hojas y tallos jóvenes de los arbustos y/o árboles de pequeño porte (Figura 165, Figura 166).



Figura 166. Comparación de áreas quemadas (columna derecha) y no quemadas (columna izquierda; áreas no quemadas durante la gestión 2019) de los Palmares de Carandá en el PNYANMI Otuquis.

De modo que, la propagación del incendio en este tipo de vegetación fue principalmente de tipo rastrero (fuego de superficie), aunque frecuentemente también afectó la copa de algunas palmeras (fuego de copa o antorcheo; Figura 165; Figura 166).

La densidad de palmeras muertas en las áreas quemadas (20 ind/ha \pm 16) fue estadísticamente similar a la cuantificada en las áreas no quemadas (21 ind/ha \pm 17). Por lo cual, la cobertura quemada y no quemada de los Palmares de Carandá mantendrán una configuración fisionómica similar, y no se diferenciarán espacialmente en el paisaje (Figura 166).

Con respecto a la riqueza, en ambas áreas solo se registró a dos especies \geq 10 cm de diámetro, siendo estas *Copernicia alba* y *Albizia inundata*, ambas resistentes y/o adaptadas al fuego; por lo que sus poblaciones no fueron modificadas y/o reducidas por la acción del fuego.

Por otro lado, en las áreas quemadas los incendios afectaron principalmente la capacidad de regeneración de las especies con forma de vida arbustiva, ya que, su densidad de individuos fue significativamente menor que la cuantificada en las áreas no quemadas (Figura 167). Sin embargo, después de los incendios, las áreas quemadas presentaron una elevada regeneración de pastos (gramíneas y graminoides) y lianas, formas de vida que fueron consumidas totalmente durante los incendios y que en las áreas no quemadas poseen una baja densidad de individuos.

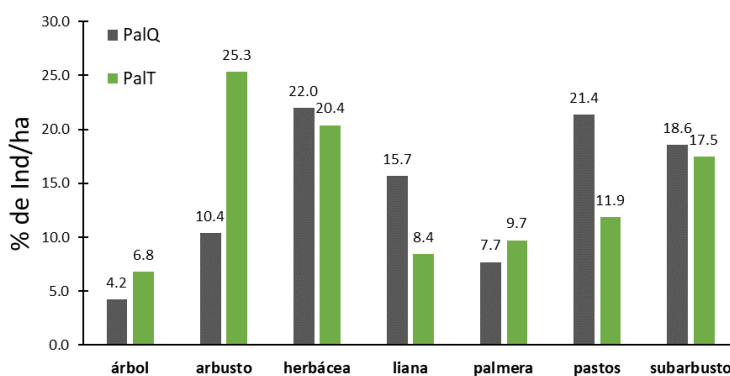


Figura 167. Riqueza de especies (A) y capacidad de regeneración (B) cuantificada en las áreas quemadas y áreas no quemadas de los Palmares de Carandá en el PNyANMI Otuquis.

Síndromes de dispersión

La dominancia de los síndromes de dispersión cambió en función del tipo de vegetación (Figura 168). En el Bosque Chiquitano Transicional al Chaco el tipo de dispersión dominante correspondió a la anemocoría (Figura 168), siendo responsable por la propagación de aproximadamente el 60% de las especies.

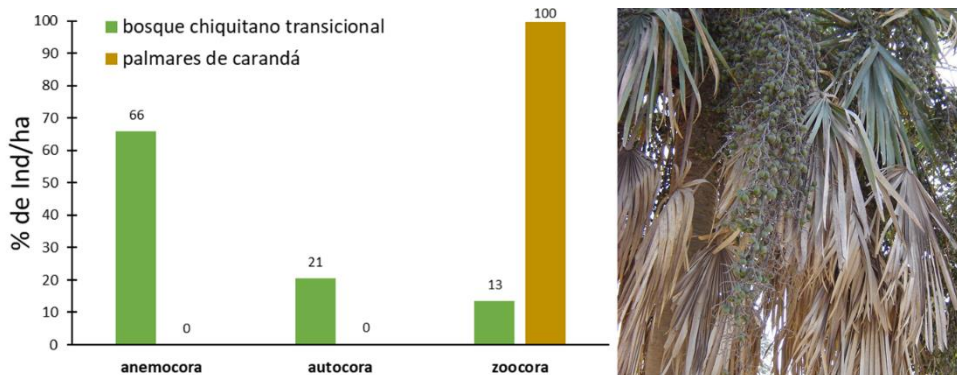


Figura 168. Distribución porcentual de la abundancia de individuos por tipo de síndrome de dispersión según los tipos de vegetación más afectados por los incendios en el PNyANMI Otuquis.

A= Distribución porcentual de la abundancia; B= frutos de *Copernicia alba*.

En cambio, en los Palmares de Carandá la dispersión de semillas está condicionada completamente a la acción de la fauna silvestre, principalmente de mamíferos medianos y grandes, así como de algunas especies de aves mayores (Figura 168).

Por tanto, en el Bosque Chiquitano Transicional al Chaco la dispersión de semillas de los árboles hacia las áreas quemadas desde las no quemadas dependerá principalmente de la acción y velocidad del viento; y en los Palmares de Carandá la dispersión de semillas dependerá únicamente del retorno de la fauna silvestre.

Recambio de la composición de especies

De acuerdo con el índice de similitud de Sorensen, las áreas quemadas y no quemadas del Bosque Chiquitano Transicional al Chaco y los Palmares de Carandá no presentaron diferencias florísticas (cualitativas) y estructurales (cuantitativas) significativas (Tabla 25). Por lo que, los daños provocados por los incendios no modificaron/modificarán la semejanza taxonómica y estructural en estos dos tipos de vegetación.

Tabla 25. Similitud cualitativa (celdas celestes) y cuantitativa (celdas blancas) de la vegetación evaluada en las áreas quemadas y áreas no quemadas del PNYANMI Otuquis.

BChTQ= bosque chiquitano transicional quemado; BChTT= bosque chiquitano transicional no quemado; PalQ= palmares de carandá quemado; PalT= palmares de carandá no quemado.

	BChTQ	BChTT	PalQ	PalT
BChTQ	1	0.84	0.00	0.00
BChTT	0.56	1	0.00	0.00
PalQ	0.00	0.00	1	1.00
PalT	0.00	0.00	0.88	1

Biomasa y disponibilidad de combustibles

La mayor cantidad de combustibles fue cuantificada en las formaciones vegetales no boscosas (Tabla 26), tales como, los Palmares de Carandá (3.27 t/ha \pm 2.04) y los Campos Estacionalmente Inundados (2.74 t/ha \pm 1.74).

Tabla 26. Cantidad de biomasa acumulada por tipo de combustibles y tipos de vegetación en las áreas quemadas y áreas no quemadas del PNYANMI Otuquis.

Tipo de Vegetación		Biomasa (t/ha)						
		BMF	<0.5	>0.5< 1	>1	Total	DE	CV
Bosque Chiquitano Transicional al Chaco	quemado	0.00	0.37	0.25	0.04	0.66	0.17	25.9
	no quemado	0.04	0.31	0.02	1.42	1.78	1.16	65.2
Palmares de Carandá	quemado	0.13	0.28	0.21	0.41	1.03	0.98	95.0
	no quemado	1.16	0.85	0.81	0.45	3.27	2.04	62.4
Campos Estacionalmente Inundados	quemado	2.69	0.04	0.00	0.00	2.74	1.74	63.7

A un año de la ocurrencia de los incendios, la cantidad de biomasa cuantificada en las áreas quemadas del Bosque Chiquitano Transicional al Chaco y los Palmares de Carandá resultó significativamente menor que la cuantificada en las áreas no quemadas (Tabla 26; Figura 169), indicando así un bajo restablecimiento del estrato inferior.

Así también, la biomasa fina (BMF), la cual corresponde a combustibles altamente inflamables (gramíneas y gramínoideas) fue el elemento que se presentó en mayor proporción en los Palmares de Carandá y los Campos Estacionalmente Inundados (Tabla 26).

Por lo que, de acuerdo con la disponibilidad de combustibles, los Palmares de Carandá y los Campos Estacionalmente Inundados se constituyen en los tipos de vegetación más propensos a la ocurrencia de nuevos eventos de incendios, pues, hasta octubre del 2020, la mayor proporción de su biomasa se concentró en combustibles de la categoría 1 (gramíneas y gramínoideas) y la categoría 2 (plantas de consistencia herbácea menor a 0.5 cm de diámetro; Tabla 26), ambos considerados altamente inflamables y de rápida ignición.



Figura 169. Estratos inferiores del Bosque Chiquitano Transicional al Chaco en las áreas no quemadas durante la gestión 2019 en el PNYANMI Otuquis.

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

La severidad de impacto de los incendios sobre los tres tipos de vegetación evaluados fue significativamente baja, ya que, el fuego no redujo sus atributos de riqueza y diversidad de especies, así como tampoco modificó su estructura y composición.

Sin embargo, debido a las características del tipo de propagación de los incendios, en el Bosque Chiquitano Transicional al Chaco, el impacto del fuego afectó drásticamente la regeneración de la forma de arbórea y arbustiva (ambas considerados elementos importantes de su estructura fisionómica), habiéndola reducido en favor del establecimiento y desarrollo de las formas de vida herbácea, liana y subarbustiva. Así también, en los Palmares de Carandá la regeneración de la forma de vida arbustiva fue reducida significativamente por los incendios, situación que favoreció al establecimiento y desarrollo acelerado de las formas de vida herbácea y de pastos.

Finalmente, debido al elevado incremento/presencia de la biomasa fina (BMF) y biomasa herbácea (<0.5), ambos categorizados como combustible de rápida ignición, las áreas quemadas y no quemadas de los Palmares de Carandá y los Campos Estacionalmente Inundados se constituyen en áreas altamente susceptibles e idóneas para la ocurrencia de nuevos incendios, especialmente durante la época seca, ya que la humedad intrínseca de la biomasa fina y herbácea se reduce significativamente.

5.4.3. Fauna

Los tipos de vegetación muestreados para el inventario de la fauna en PNYANMI Otuquis fueron agrupados en dos tipos de coberturas, siendo estas: i. cobertura no boscosa, la cual está conformada por los Palmares de Carandá y los Campos Estacionalmente Inundados; y ii. cobertura boscosa, conformada por el Bosque Chiquitano Transicional al Chaco (Figura 159A).

Anfibios

Cobertura boscosa

Durante el trabajo de campo (septiembre del 2020), tanto, en áreas quemadas como en las no quemadas no se registró ninguna especie de anfibio.

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

La ausencia de anfibios en las áreas quemadas y no quemadas de la cobertura boscosa es atribuida a las condiciones ambientales naturales que caracteriza al Bosque Chiquitano Transicional al Chaco, especialmente durante la época seca, periodo cuando este hábitat no constituye un ambiente adecuado para albergar y mantener a este grupo de vertebrados; pues, de acuerdo con la historia natural de los anfibios, éstos generalmente son más activos y diversos durante la época húmeda, y poco o nada activos y diversos durante la época seca.

Por tanto, la severidad del impacto de los incendios sobre los anfibios en la cobertura boscosa es incierta.

Cobertura no boscosa

En la cobertura no boscosa se registró un total de 4 especies de anfibios (Figura 170), los cuales estuvieron habitando únicamente en las áreas no quemadas. Estas 4 especies corresponden a un único orden, dentro del que se distribuyen en 2 familias y 3 géneros. La familia con mayor riqueza de especies fue Leptodactylidae (2 spp.).

Ninguna de las especies registradas se encuentra categorizada bajo alguno de los estatus de amenaza según los criterios de la IUCN, tanto a nivel nacional (MMAyA 2009) como internacional (UICN 2020). Así también, tampoco se encuentran catalogadas dentro de ningún apéndice de la CITES.

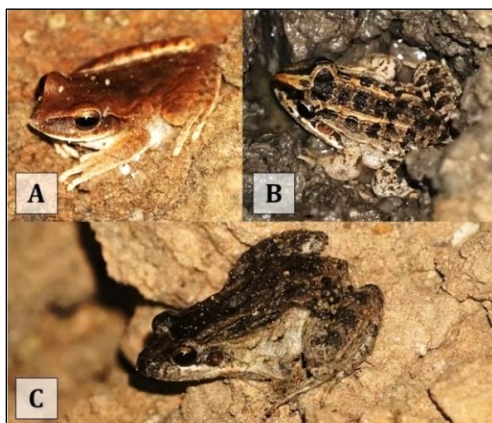


Figura 170. Anfibios registrados en la cobertura no boscosas del PNYANMI Otuquis.

A= *Hypsiboas raniceps*; B= *Leptodactylus chaquensis*; C= *L. podicipinus*

El esfuerzo de muestreo ejecutado durante el trabajo de campo alcanzó el 100% de la cobertura muestral (Figura 171A); lo cual indica que, el tiempo empleado fue estadísticamente suficiente para inventariar la totalidad de la riqueza y diversidad de anfibios que habitan en las áreas no quemadas (Figura 171B).

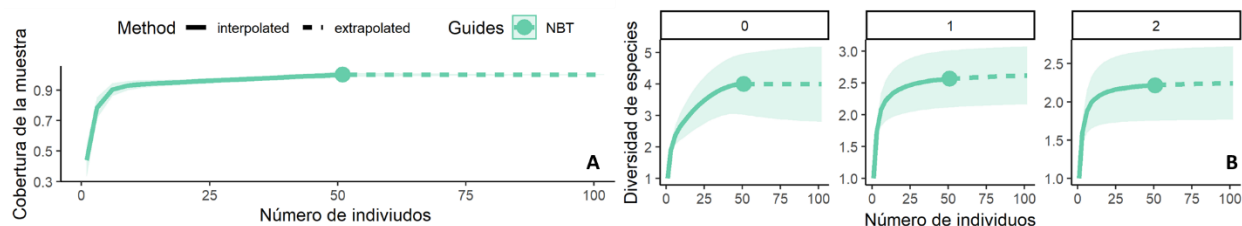


Figura 171. Estimación de la riqueza y diversidad de anfibios registrados en la cobertura no boscosa del PNYANMI Otuquis.

A= Curvas de rarefacción/extrapolación de la riqueza de anfibios basadas en el tamaño de la muestra; B= Rarefacción/extrapolación basada en la cobertura. NBT= no bosque testigo. 0= riqueza de especies; 1= índice de Shannon; 2= índice de Simpson.

Estructuralmente, el ensamblaje de anfibios está dominado por *Hypsiboas raniceps* y *Leptodactylus chaquensis*, las cuales presentaron una abundancia contrastantemente alta con relación a las otras dos especies registradas (Figura 172).

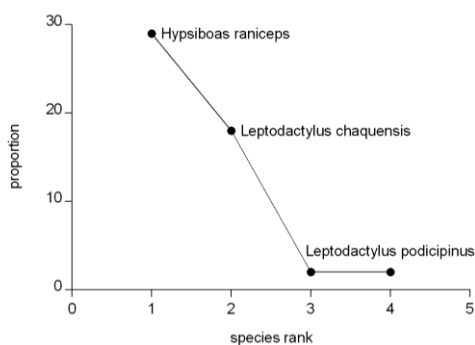


Figura 172. Curva rango-abundancia de los anfibios registrados en la cobertura no boscosa del PNYANMI Otuquis.

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

Pese a que después de los incendios las áreas quemadas no fueron colonizadas por los anfibios, resulta complejo evaluar y fundamentar el impacto del fuego sobre este grupo de vertebrados, ya que, de acuerdo con su historia natural, durante la época seca los anfibios generalmente son poco o nada activos y diversos.

Por tanto, la severidad del impacto de los incendios sobre los anfibios en la cobertura no boscosa es incierta.

Reptiles

Cobertura boscosa

Durante el tiempo de muestreo sólo se registró una especie, siendo esta *Ameiva ameiva*, lagartija de la familia Teiidae, la cual estuvo habitando el sotobosque de las áreas quemadas y no quemadas (Figura 173B). Esta especie no se encuentra categorizada bajo ningún estatus de amenaza a nivel nacional e internacional, así como tampoco está incluida en alguno de los apéndices de la CITES.

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

Debido a la baja cantidad de especies e individuos registrados, probabilísticamente no fue posible evaluar y fundamentar el impacto de los incendios sobre este grupo de vertebrados.

Por tanto, la severidad del impacto de los incendios sobre los reptiles en la cobertura boscosa es incierta.

Cobertura no boscosa

Dentro de esta cobertura vegetal se registró al *Caiman yacare*, el cual estuvo habitando los cuerpos de agua remanentes en las áreas quemadas y no quemadas (Figura 173A). Esta especie no se encuentra categorizada bajo ningún estatus de amenaza a nivel nacional (MMAyA 2009) o internacional (IUCN 2020). Sin embargo, si está incluida como parte del apéndice III de la CITES.



Figura 173. Especies de reptiles registrados en las áreas de cobertura boscosa y cobertura no boscosa del PNYANMI Otuquis.

A= *Caiman yacare* (No bosque); B= *Teius teyou* (Bosque).

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

Al igual que en la cobertura boscosa, probabilísticamente no fue posible evaluar y fundamentar el impacto de los incendios sobre este grupo de vertebrados.

Por tanto, la severidad del impacto de los incendios sobre los reptiles en la cobertura no boscosas es incierta.

Aves

Cobertura boscosa

La ornitofauna registrada durante el trabajo de campo fue de 49 especies, las cuales están distribuidas en 15 órdenes, 24 familias y 43 géneros. Las familias taxonómicamente mejor representadas fueron Furnariidae (5 spp.) y Psittacidae (4 spp.). El 89% del total de especies inventariadas fueron registradas en las áreas quemadas (44 spp.) y el 53% en las áreas no quemadas (26 spp.). Todas las especies registradas están categorizadas como especies residentes (no migrantes).

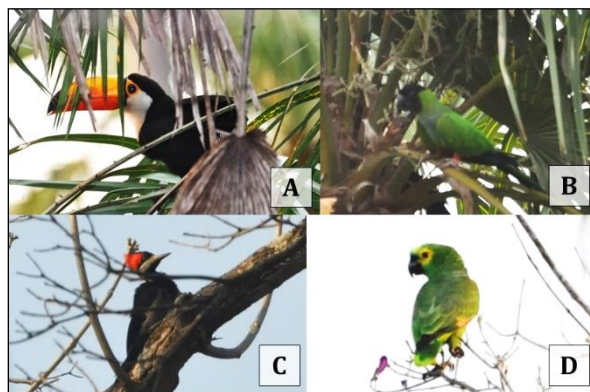


Figura 174. Algunas de las especies de aves registradas en áreas de cobertura boscosa del PNYANMI Otuquis.

A= *Ramphastos toco*; B= *Aratinga nenday*; C= *Dryocopus lineatus*; D= *Amazona aestiva*.

Según los criterios de la IUCN, ninguna de las especies registradas se encuentra catalogada bajo alguna categoría de amenaza a nivel nacional (MMAyA 2009) o internacional (IUCN 2020).

Por otro lado, 9 de las 49 especies están listadas como parte del apéndice II de la CITES, siendo estas el gavilán collar negro (*Busarellus nigricollis*), el picaflor bronceado (*Hylocharis chrysura*), la carcaña (*Caracara plancus*), el chimachima (*Milvago chimachima*), el tucán (*Ramphastos toco*), el loro hablador (*Amazona aestiva*), la cotorra cabeza negra (*Aratinga nenday*), la cotorrita amarilla (*Brotogeris chiriri*) y la lechuza minera (*Athene cunicularia*).

Probabilísticamente, la eficiencia del muestreo aplicado durante el trabajo de campo en las áreas quemadas y no quemadas fue altamente representativo, ya que se habría alcanzado el 94% del total de la cobertura muestral (Figura 175A)

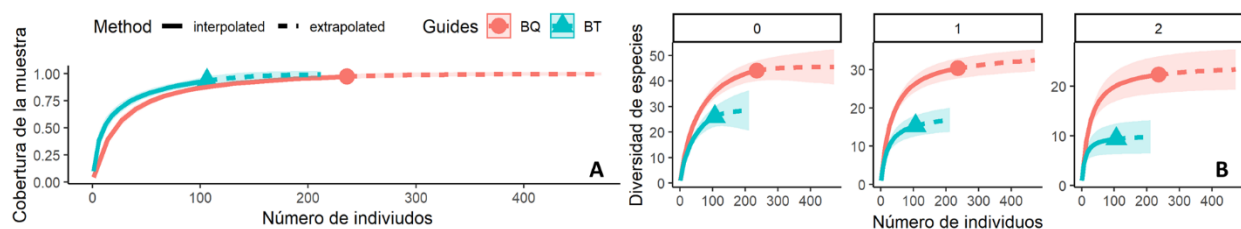


Figura 175. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de aves en áreas de cobertura boscosa del PNYANMI Otuquis.

A: Curvas de completitud de la muestra para aves basadas en el tamaño de la muestra. B: Curvas de rarefacción/extrapolación. BQ= bosque quemado; BT= bosque testigo. 0= riqueza de especies; 1= exponencial de Shannon; 2= inverso de Simpson.

Según las estimaciones de riqueza, en las áreas no quemadas el número de especies podría incrementarse potencialmente en un 11.5% (de 26 a 29 especies; 3 especies no registradas); y en las áreas quemadas en un 4.5% (de 44 a 46 especies; 2 especies no registradas). Por lo cual, estadísticamente la riqueza y diversidad (observada y esperada) del ensamblaje de aves que colonizó las áreas quemadas después de los incendios es significativamente mayor que la inventariada en el ensamblaje de aves que habita en las áreas no quemadas (Figura 175B).

Así también, la abundancia de individuos que colonizó las áreas quemadas después de los incendios fue estadísticamente similar a la abundancia cuantificada en las áreas no quemadas. No obstante, es importante resaltar que en ambas áreas el registro de este parámetro fue altamente heterogéneo (puntos de muestreo con altos y/o bajo número de individuos; Figura 176A).

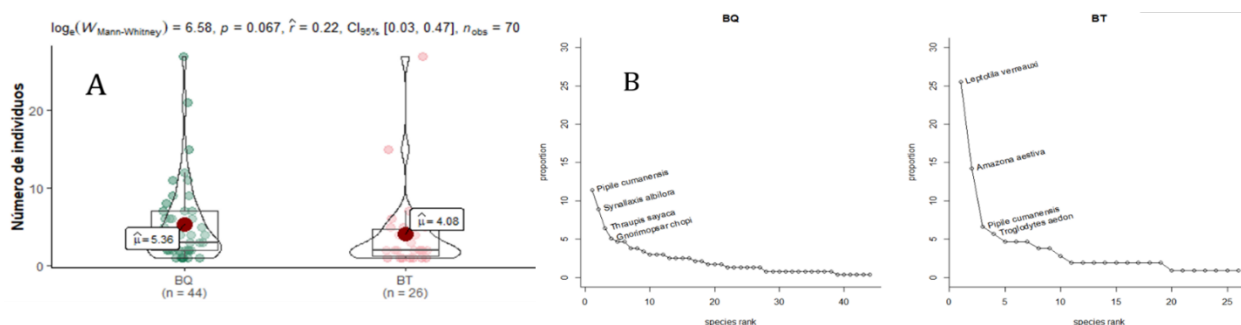


Figura 176. Comparación de abundancias totales y por especies en áreas de cobertura boscosa del PNYANMI Otuquis.

A: Diagrama de cajas y violín para el registro de abundancias de aves por cada hábitat evaluado. B: Curvas rango-abundancia. BQ= bosque quemado; BT= bosque testigo.

Por otro lado, la distribución de la abundancia de individuos por especie se organizó de forma estructuralmente más equitativa en las áreas quemadas, ya que, en las áreas no quemadas la comunidad de aves estuvo claramente dominada por 2 especies, siendo estas *L. verreauxi* (26% de

los individuos registrados) y *A. aestiva* (14% de los individuos registrados), las cuales dentro de las áreas quemadas poseen una baja abundancia de individuos (Figura 176B).

Con respecto a la composición taxonómica, el ensamblaje de aves que colonizó las áreas quemadas está conformada por un conjunto de especies relativamente diferente del ensamblaje que habitan en las áreas no quemadas, ya que, cuantitativamente ambas áreas se encuentran compartiendo el 41% de sus especies.

En cuanto la distribución de la abundancia de individuos por gremio trófico, las áreas quemadas estuvieron dominadas principalmente por aves insectívoras y omnívoras, diferenciándose cuantitativamente de las áreas no quemadas, donde los gremios dominantes correspondieron a aves omnívoras y granívoras (Figura 177).

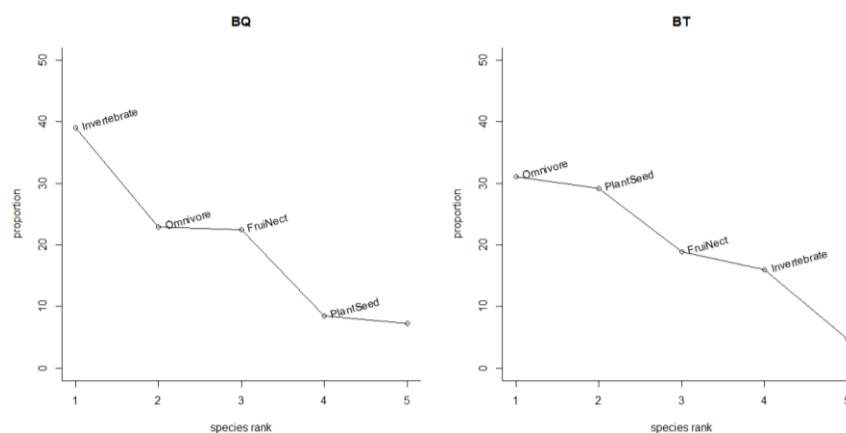


Figura 177. Curvas rango-abundancia de los gremios tróficos registrados en áreas de cobertura boscosa del PNYANMI Otuquis.

BQ= bosque quemado; BT= bosque testigo.

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

El impacto de los incendios sobre la cobertura boscosa favoreció significativamente la diversificación de la ornitofauna, ya que, a un año de la ocurrencia de los incendios las áreas quemadas fueron colonizadas por un ensamblaje de aves que congregó una significativa abundancia, riqueza y diversidad de especies (incluyendo todas las especies CITES), atributos que se estructuraron equitativamente mejor que los atributos del ensamblaje de aves que habitan en las áreas no quemadas.

El significativo incremento de la riqueza y diversidad de aves en las áreas quemadas, es atribuido a la diversidad y disponibilidad de hábitats y recursos alimenticios que surgieron después de los incendios como parte del proceso de la sucesión vegetal, los cuales resultan notoriamente diferentes de las disponibilizadas en las áreas no quemadas.

Cobertura no boscosa

La ornitofauna inventariada en esta cobertura fue de 84 especies, las cuales se distribuyen en 15 órdenes, 27 familias y 71 géneros. La familia con mayor representación taxonómica fue Icteridae (7 spp.; Figura 178).

Ninguna de las especies registradas está categorizada bajo algún estatus de amenaza a nivel nacional (MMAyA 2009) o internacional (IUCN 2020) según los criterios de la IUCN. Sin embargo, 12 de las 84 especies están listadas como parte del apéndice II de la CITES, siendo estas, *Buteogallus meridionalis*, *Buteogallus urubitinga*, *Geranospiza caerulescens*, *Hylocharis chrysura*, *Caracara plancus*, *Micrastur*

semitorquatus, *Milvago chimachima*, *Myiopsitta monachus*, *Paroaria coronata*, *Ramphastos toco*, *Aratinga nenday* y *Primolius auricollis*.

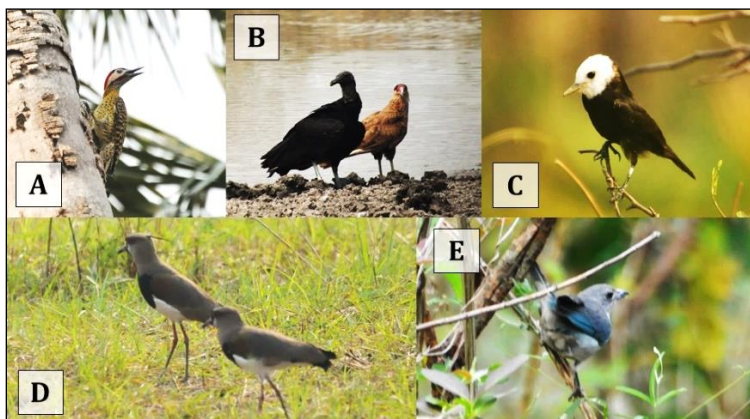


Figura 178. Especies de aves registradas en áreas de cobertura no boscosa del PNYANMI Otuquis. A= *Colaptes melanochloros*; B= *Coragyps atratus* y *Caracara plancus*; C= *Aurindinicola leucocephala*; D= *Vanellus chilensis*; E= *Thraupis sayaca*.

El esfuerzo de muestreo ejecutado durante el trabajo de campo fue estadísticamente representativo, ya que, en las áreas quemadas y no quemadas se habría conseguido cubrir aproximadamente el 92% del total de cobertura muestral (Figura 179A). De manera que, los resultados aquí presentados son probabilísticamente confiables y están basadas en las especies más representativas de la comunidad.

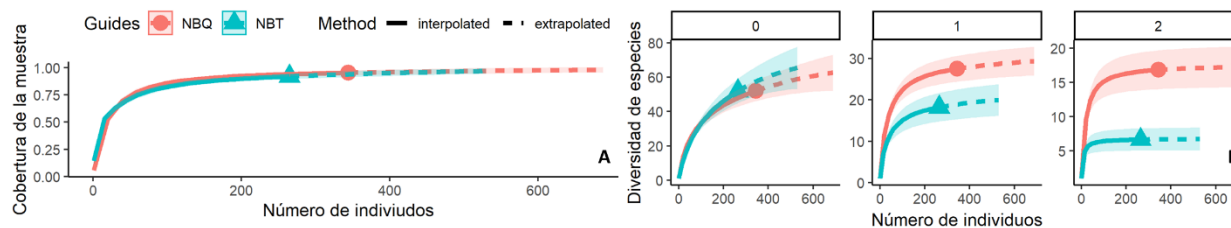


Figura 179. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de aves en áreas de cobertura no boscosa del PNYANMI Otuquis.

A: Curvas de completitud de la muestra para aves basadas en el tamaño de la muestra. B: Curvas de rarefacción/extrapolación. NBQ= no bosque quemado; NBT= no bosque testigo. 0= riqueza de especies; 1= exponencial de Shannon; 2= inverso de Simpson.

De acuerdo con los modelos de estimación de riqueza (Figura 179B), en las áreas no quemadas el número de especies podría incrementarse potencialmente en un 42.3% (de 52 a 74 especies); y en las áreas quemadas en un 34.65% (de 52 a 70 especies). Por lo que, el ensamblaje de aves que colonizó las áreas quemadas después de los incendios alcanzó una riqueza y diversidad (observada y esperada) de especies estadísticamente mayor que la cuantificada en el ensamblaje de aves que habita en las áreas no quemadas (Figura 179B).

La abundancia de individuos registrados en las áreas quemadas resultó estadísticamente similar al de las áreas no quemadas (Figura 180A). Sin embargo, estructuralmente, en las áreas quemadas la distribución de la abundancia de individuos por especies se distribuyó equitativamente mejor que en las áreas no quemadas, donde, la especie *Colubrina picui* se posicionó como el taxón más dominante del ensamblaje, congregando el 37% del total de individuos registrados (Figura 180B).

Así también, la composición del ensamblaje de aves que se estableció en las áreas quemadas fue contrastantemente diferente del ensamblaje que habita en las áreas no quemadas (Figura 48B), ya que, cuantitativamente la similaridad taxonómica entre ambas áreas fue del 31%.

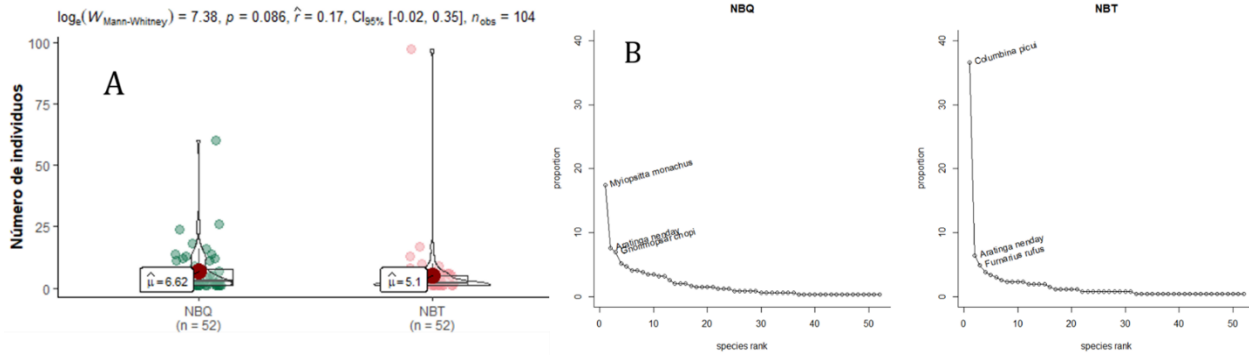


Figura 180. Curvas rango-abundancia de las especies registradas en áreas de cobertura no boscosa del PNYANMI Otuquis.

A: Diagrama de cajas y violín para el registro de abundancias de aves por cada hábitat evaluado. B: Curvas rango-abundancia. NBQ= no bosque quemado; NBT= no bosque testigo.

Respecto a la estructura del ensamblaje de aves según los gremios tróficos, en las áreas quemadas y no quemadas las aves insectívoras y granívoras se posicionaron como las más dominantes, dando a entender que en ambas áreas poseen una alta disponibilidad de estos recursos alimenticios (Figura 180).

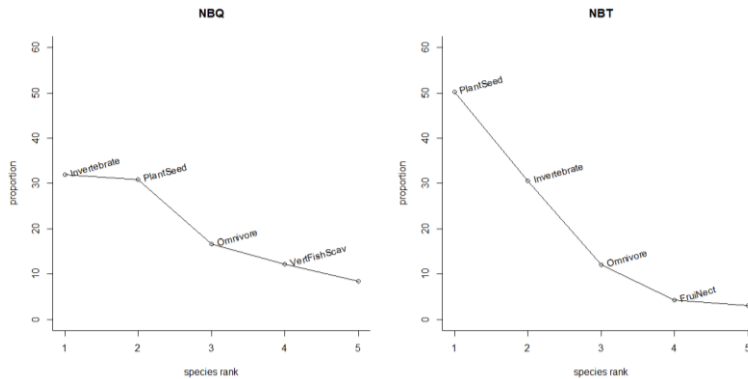


Figura 181. Curvas rango-abundancia de los gremios tróficos registrados en áreas de cobertura no boscosa del PNYANMI Otuquis.

NBQ= no bosque quemado; NBT= no bosque testigo.

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

El impacto de los incendios sobre la cobertura no boscosa favoreció significativamente a la diversificación de la ornitofauna, ya que, después de los incendios, la abundancia, riqueza y diversidad de aves en las áreas quemadas se incrementó progresivamente en función del inicio y desarrollo de la sucesión vegetal, llegando a alcanzar valores similares y/o superiores a los registrados en las áreas no quemadas (incluyendo el retorno de las especies CITES). La recuperación de estos atributos está relacionada con el surgimiento post-incendio de nuevos hábitats y recursos alimenticios, los cuales van cambiando y/o diversificándose según los estadios o etapas de la sucesión vegetal.

No obstante, pese a la recuperación de la abundancia, riqueza y diversidad de especies, como consecuencia de la modificación de la cobertura no boscosa, el ensamblaje de aves que se estableció en las áreas quemadas se conformó por un conjunto de especies taxonómicamente diferente de los ensamblajes previamente existentes (áreas no quemadas).

Mamíferos

Cobertura boscosa

Durante el trabajo de campo se registró un total de 18 especies de mamíferos, los cuales corresponden a 16 géneros, 14 familias y 7 órdenes. La familia taxonómicamente mejor representada fue Felidae (3 spp.).

Según los criterios de la IUCN, a nivel nacional (MMAyA 2009) e internacional (IUCN 2020), solo una de las 18 especies registradas está categorizada bajo estatus de amenaza [el jaguar (*Panthera onca*) categorizada como especie Vulnerable (VU)]. Por otro lado, del total de especies registradas, el gato montés (*Leopardus geoffroyi*) y el ocelote (*Leopardus pardalis*) se encuentran incluidas en el apéndice I de la CITES, y el jaguar (*Panthera onca*) y el taitetú (*Pecari tajacu*) en el apéndice II (Figura 182).



Figura 182. Algunos de los mamíferos registrados en áreas de cobertura boscosa del PNYANMI Otuquis. A= *Eira barbara*; B= *Leopardus geoffroyi*; C= *Mazama americana*.

Probabilísticamente, el esfuerzo de muestreo empleado durante el trabajo de campo fue considerado insuficiente, ya que, del total de la cobertura muestral estimada, solo se habría conseguido abarcar el 15.4% en las áreas no quemadas y el 59.2% en las áreas quemadas (Figura 183A). Por lo que, de incrementar el esfuerzo de muestreo, seguramente también se incrementará el registro de la riqueza y diversidad de mamíferos medianos y grandes (Figura 183B).

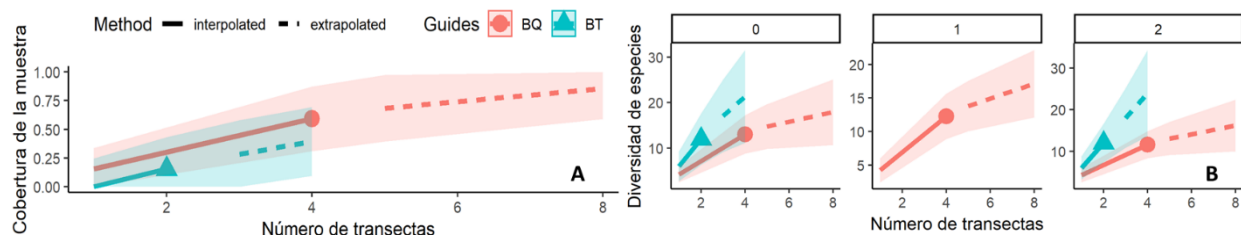


Figura 183. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de mamíferos en áreas de cobertura boscosa del PNYANMI Otuquis.

A: Curvas de completitud de la muestra para mamíferos basadas en el tamaño de la muestra. B: Curvas de rarefacción/extrapolación. BQ= bosque quemado; BT= bosque testigo. 0= riqueza de especies; 1= exponencial de Shannon; 2= inverso de Simpson.

El ensamblaje de mamíferos que colonizó las áreas quemadas después de los incendios congregó una riqueza y diversidad de especies estadísticamente similar (13 especies observadas vs. 20 especies esperadas) a la cuantificada en el ensamblaje que habita en las áreas no quemadas (12 especies observadas vs. 25 especies esperadas; Figura 183B).

Así también, en las áreas quemadas, la composición del ensamblaje de mamíferos está conformada por un conjunto de especies relativamente similar al de las áreas no quemadas, ya que, taxonómicamente ambas áreas mantienen una semejanza del 56%.

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

A la conclusión de los incendios, las áreas quemadas fueron colonizadas gradualmente por un ensamblaje de mamíferos que congregó una riqueza, diversidad y composición de especies similar a la previamente existente, destacándose también el retorno de las especies CITES e IUCN.

La baja alteración de la composición del ensamblaje de mamíferos y la significativa recuperación de sus atributos de riqueza y diversidad de especies, son atribuidos al surgimiento y/o recuperación de hábitats y recursos alimenticios (diversidad y disponibilidad), las cuales resultaron similares a los disponibilizados en las áreas no quemadas.

Por tanto, a un año de la ocurrencia de los incendios, las comunidades de mamíferos medianos y grandes consiguieron recuperarse significativamente.

Cobertura no boscosa

En la cobertura no boscosa se registró un total de 5 especies de mamíferos (Figura 184), los cuales están distribuidas en 5 géneros, 4 familias y 2 órdenes. La familia taxonómicamente mejor representada es Cervidae (2 spp.).

Según los criterios de la IUCN, de las 5 especies registradas solo el ciervo de los pantanos (*Blastocerus dichotomus*) se encuentra categorizada como una especie amenazada [Vulnerable (VU)], tanto, a nivel nacional (MMAyA 2009) como internacional (IUCN 2020). Con respecto a la CITES, el ciervo de los pantanos (*Blastocerus dichotomus*) está incluida en el apéndice I y el taitetú (*Pecari tajacu*) en el apéndice II.

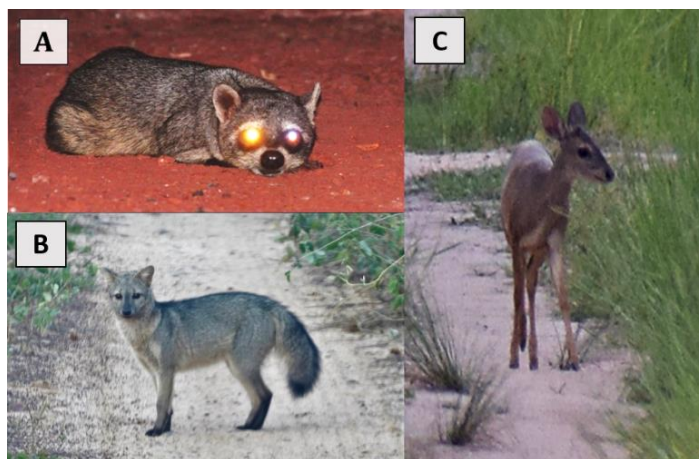


Figura 184. Especies de mamíferos registradas en áreas de cobertura no boscosa del PNYANMI Otuquis.

A= *Procyon cancrivorus*; B= *Cerdocyon thous*; C= *Mazama gouazoubira*.

El esfuerzo de muestreo empleado durante el trabajo de campo en las áreas no quemadas fue altamente representativo, habiendo conseguido alcanzar el 100% de la cobertura muestral esperada (Figura 185A). Sin embargo, probabilísticamente, en las áreas quemadas el esfuerzo de muestreo fue insuficiente, ya que solo se habría conseguido alcanzar el 45% del total de la cobertura muestral, por lo que, en este hábitat existe una significativa cantidad de especies aún no registradas (Figura 185A).

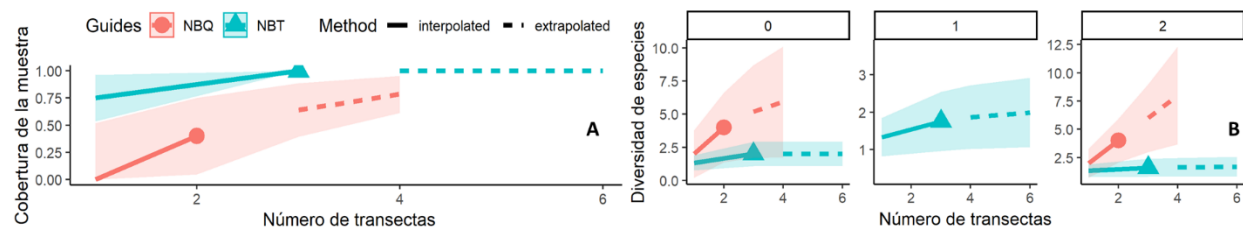


Figura 185. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de mamíferos en áreas de cobertura no boscosa del PNYANMI Otuquis.

A: Curvas de completitud de la muestra para mamíferos basadas en el tamaño de la muestra. B: Curvas de rarefacción/extrapolación. BQ= no bosque quemado; BT= no bosque testigo. 0= riqueza de especies; 1= exponencial de Shannon; 2= inverso de Simpson.

Según las estimaciones, en las áreas quemadas la riqueza de especies podría incrementarse potencialmente en un 75% (de 4 a 7 especies); no previéndose ningún tipo de incremento en las áreas no quemadas (2 especies). De modo que, estadísticamente el ensamblaje de mamíferos que colonizó las áreas quemadas después de los incendios congregó una riqueza y diversidad (observada y esperada) de especies mayor que la cuantificada en el ensamblaje que habita en las áreas no quemadas (Figura 185B).

Sin embargo, pese al elevado incremento de la riqueza y diversidad de especies, las áreas quemadas fueron colonizadas por un conjunto de mamíferos taxonómicamente diferente del ensamblaje de mamíferos que habita en las áreas no quemadas (33% de similaridad de especies).

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

En la cobertura boscosa la riqueza y diversidad del ensamblaje de mamíferos se recuperó significativamente después de los incendios, habiendo alcanzado valores superiores a los previamente existente, entre las cuales se destacan las especies CITES e IUCN.

No obstante, la composición taxonómica de este ensamblaje de mamíferos resultó altamente diferente de las áreas no quemadas; lo cual probablemente se debe a que, después de los incendios, las áreas quemadas ofertaron una mayor diversidad y disponibilidad de hábitats y recursos ecológicamente favorables para la migración de mamíferos medianos y grandes.

Por tanto, a un año de la ocurrencia de los incendios, los mamíferos medianos y grandes consiguieron recuperar plenamente sus atributos de riqueza y diversidad, pero no así las características taxonómicas del ensamblaje original.

5.4.4. Abejas polinizadoras

La vegetación muestreada para el inventario de la entomofauna en PNYANMI Otuquis fueron agrupados en dos tipos de coberturas, siendo estas: i. cobertura no boscosa, la cual congrega a los Palmares de Carandá y los Campos Estacionalmente Inundados; y ii. cobertura boscosa, la cual está representada por el Bosque Chiquitano Transicional al Chaco (Figura 159A).

Cobertura boscosa

Durante el trabajo de campo se colectó un total de 21 morfo-especies y 113 individuos, los cuales taxonómicamente corresponden a 4 familias (Tabla 27). En las áreas quemadas y no quemadas, la familia Apidae se destacó por presentar una mayor cantidad de morfo-especies (13 spp.) e individuos (90 individuos).

Tabla 27. Riqueza y abundancia de abejas registradas en áreas de cobertura boscosa del PNYANMI Otuquis.

Familia	Morfoespecies		Abundancia	
	Bosque quemado	Bosque testigo	Bosque quemado	Bosque testigo
Apidae	3	12	6	84
Colletidae	1		1	
Halictidae		6		11
Megachilidae		1		2
Total general	4	19	7	106

Probabilísticamente, el esfuerzo de muestreo empleado durante el trabajo de campo en las áreas quemadas y no quemadas fue estadísticamente representativo, habiendo conseguido superar el 80% del total de la cobertura muestral estimada (Figura 186).

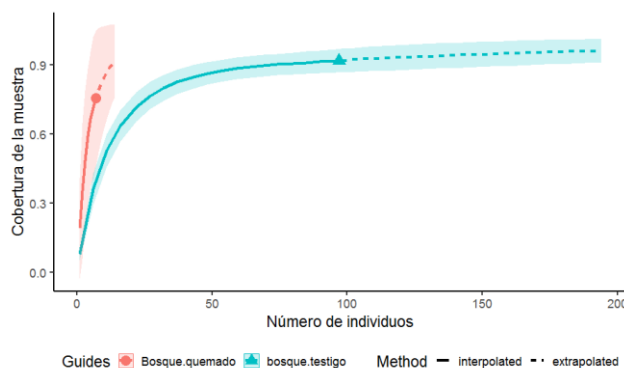


Figura 186. Curva de evaluación de la cobertura de la muestra en áreas boscosas del PNYANMI Otuquis.

De acuerdo con los estimadores de riqueza, en las áreas quemadas el número de especies podría incrementarse potencialmente en un 50% (de 4 a 6 especies); y en las áreas no quemadas en un 68% (de 19 a 32 especies). Por lo cual, estadísticamente, la riqueza y diversidad (observada y esperada) de abejas que colonizaron las áreas quemadas después de los incendios es significativamente menor que la cuantificada en el ensamblaje de abejas que habitan en las áreas no quemadas (Figura 187).

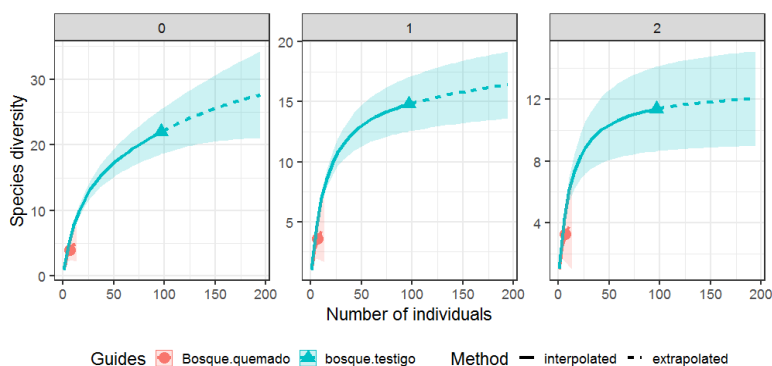


Figura 187. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de abejas registradas en áreas de cobertura boscosa del PNYANMI Otuquis.

0: riqueza (número efectivo de especies), 1: exponente de la diversidad Shannon, 2: inverso del índice de diversidad de Simpson.

Taxonómicamente, en las áreas quemadas la composición del ensamblaje de abejas está conformada por un conjunto de especies diferente del ensamblaje que habita en las áreas no quemadas (12% de similitud de especies).

Por otro lado, en ambas áreas, la estructura de los ensamblajes se organizó de forma diferente (distribución de la abundancia de individuos por especies), siendo menos equitativa en las áreas

quemadas, donde aproximadamente el 50% de sus individuos correspondieron a una sola especie, *Trigona hipogaea*, la cual en las no quemadas pasa casi desapercibida (Figura 188).

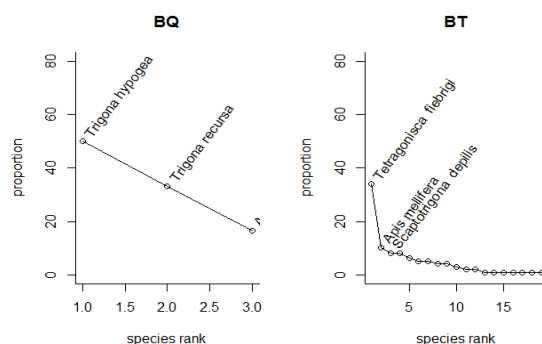


Figura 188. Curvas de Rango-abundancia de las especies de abejas registradas en áreas de cobertura boscosa del PNYANMI Otuquis.
BQ: bosque quemado, BT: bosque testigo.

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

El impacto del fuego sobre la cobertura boscosa afectó severamente los atributos de abundancia, riqueza y diversidad de abejas, pues, a un año de la ocurrencia de los incendios estos atributos no consiguieron alcanzar valores similares a los previamente existentes.

Así también, además de afectar negativamente sobre la riqueza y diversidad de especies, los incendios también modificaron su estructura y composición taxonómica, la cual se diferenció significativamente con relación a la inventariada en las áreas no quemadas.

Cobertura no boscosa

En la cobertura no boscosa se colectó un total de 24 morfo-especies y 151 individuos, los cuales están distribuidos taxonómicamente en 4 familias (Tabla 28). La mayor cantidad de individuos y riqueza de especies fue registrada en las áreas quemadas (106 individuos, 23 morfo-especies), con valores que superan significativamente a la registrada en las áreas no quemadas (45 individuos, 16 morfo-especies; Tabla 28).

Tabla 28. Riqueza y abundancia de abejas registradas en áreas de cobertura no boscosa del PNYANMI Otuquis.

Familia	Morfoespecies		Abundancia	
	No bosque quemado	No bosque testigo	No bosque quemado	No bosque testigo
Apidae	16	9	89	32
Colletidae	1	2	2	4
Halictidae	5	3	14	5
Megachilidae	1	2	1	4
Total general	23	16	106	45

En las áreas quemadas y no quemadas el esfuerzo de muestreo implementado durante el trabajo de campo fue estadísticamente significativo, ya que en ambas áreas se logró alcanzar a más del 85% del total de la cobertura muestral esperada (Figura 189).

De acuerdo con los estimadores de riqueza (Figura 190), el ensamblaje de abejas que colonizaron las áreas quemadas después de los incendios congregó una riqueza (observada y esperada) de especies (23 a 33 spp.) significativamente mayor que la cuantificada en el ensamblaje de abejas que habita en las áreas no quemadas (16 a 18 spp.).

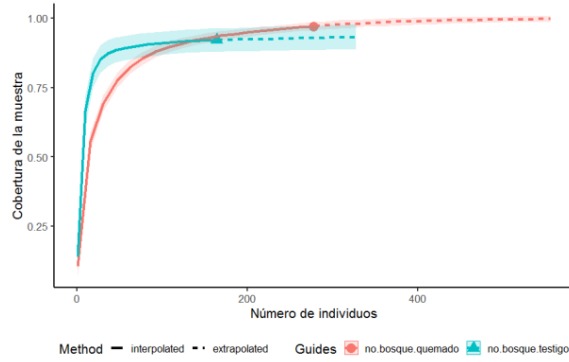


Figura 189. Curva de la representatividad de la cobertura de la muestra en áreas no boscosas del PNYANMI Otuquis.

No obstante, pese a que las áreas quemadas concentraron una elevada riqueza de especies, según los índices del exponencial de Shannon e inverso de Simpson su diversidad es contrastantemente menor que la diversidad de abejas que habitan en las áreas no quemadas (Figura 190); diferencia que es atribuida principalmente a que, dentro del ensamblaje de abejas que colonizó las áreas quemadas existe una elevada cantidad de especies representadas por unos pocos individuos (especies identificadas por los modelos de diversidad como taxones cuya permanencia dentro del hábitat a lo largo del tiempo es poco probable, pues se asume que al tener una baja abundancia, el hábitat donde fue registrado no consigue o conseguirá satisfacer plenamente los requerimientos de la especie, por lo cual, su permanencia en el área es poco probable).

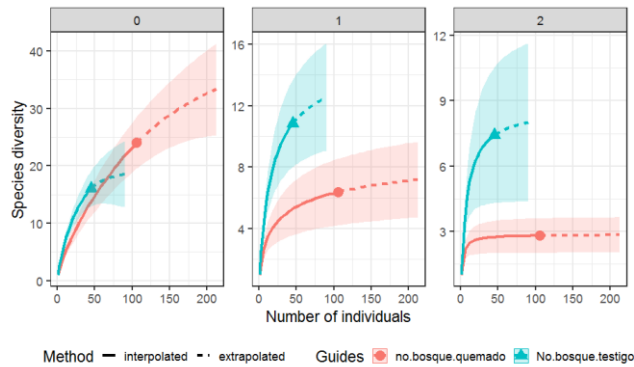


Figura 190. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de abejas registradas en áreas de cobertura no boscosa del PNYANMI Otuquis.

0: riqueza (número efectivo de especies), 1: exponente de la diversidad Shannon, 2: inverso del índice de diversidad de Simpson.

Estructuralmente, el ensamblaje de abejas que colonizó las áreas quemadas está ampliamente dominada por la abeja extranjera (*Apis mellifera*), la cual concentró aproximadamente el 60% del total de individuos colectados. Por otro lado, en comparación con las áreas quemadas, en las áreas no quemadas la estructura del ensamblaje de abejas se distribuyó equitativamente, indicando así una mayor estabilidad y probabilidad de permanencia de sus poblaciones, lo cual no estaría ocurriendo en las áreas quemadas (Figura 191).

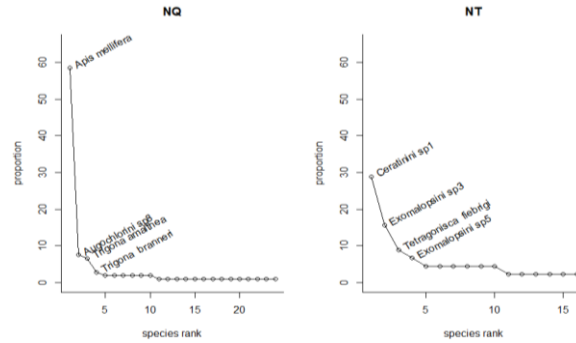


Figura 191. Curvas de Rango-abundancia de las especies de abejas registradas en áreas de cobertura no boscosa del PNYANMI Otuquis.

NQ: no bosque quemado, NT: no bosque testigo.

Así también, las especies que colonizaron las áreas quemadas después de los incendios conformaron un ensamblaje cuya composición taxonómica es contrastantemente diferente del ensamblaje que habita en las áreas no quemadas (11% de similaridad de especies).

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

De acuerdo con los resultados, pese a que las áreas quemadas fueron colonizadas por un elevado número de especies e individuos, la severidad de impacto sobre las abejas polinizadoras fue extremadamente alta, ya que este ensamblaje posee una baja diversidad ecológica, y una estructura y composición de especies diferente a la inventariada en las áreas no quemadas.

Las diferencias en cuanto la diversidad, estructura y composición de los ensamblajes pueden atribuirse a que, con el desarrollo del proceso de la sucesión vegetal, en las áreas quemadas se generó una diversidad de hábitats y recursos alimenticios diferente a los ofertados en las áreas no quemadas, los mismos que habrían beneficiado principalmente a *Apis mellifera*.

5.4.5. Resumen de los principales hallazgos de la evaluación de las áreas quemadas y no quemadas en el PNYANMI Otuquis

Tipo de Vegetación	Densidad de Árboles (Ind/ha)	Árboles Muertos (ind/ha)		Riqueza de Especies (spp/ha)		Tipo de Propagación del Incendio	Altura del Dosel	Altura de la Llama (m)	Impacto del Incendio			
		No quemado	Quemado	No quemado	Quemado				Riqueza de Especies	Abundancia	Composición de Especies	Estructura del Ensamblaje
Bosque Chiquitano Transicional al Chaco	475 ±97	18 ±6	20 ±20	25 a 55		fuego rastrero	10 a 15 m	1.3 ±1.1	bajo	bajo	bajo	bajo
Palmares de Carandá	437 ±187	21 ±17	20 ±16	2 a 3		fuego rastrero/fuego de copa	7 a 10 m	5.3 ±2.1	bajo	bajo	bajo	bajo
Formaciones Campestres	NE	NE		NE		fuego rastrero	0.8 a 1 m (estrato gramíneo-herbáceo)	>1	bajo	bajo	bajo	bajo

Fauna de Vertebrados	Riqueza y Diversidad		Abundancia		Similaridad de la Composición de Especies (%)		Impacto del Incendio			
	No quemado	Quemado	No quemado	Quemado	No quemado	Quemado	Riqueza de Especies	Abundancia	Composición de Especies	Estructura del Ensamblaje
Cobertura Boscosa										
Anfibios	0	0	NE	NE	NE		NE	NE	NE	NE
Reptiles	1	1	NE	NE	NE		NE	NE	NE	NE
Aves	26	44	igual		41		bajo	bajo	medio	bajo
Mamíferos	12	13	NE	NE	56		bajo	NE	bajo	NE
Cobertura no Boscosa										
Anfibios	4	0	NE	NE	NE		NE	NE	NE	NE
Reptiles	1	1	NE	NE	NE		NE	NE	NE	NE
Aves	52	52	igual		31		bajo	bajo	alto	bajo
Mamíferos	2	4	NE	NE	33		bajo	NE	alto	NE

Abejas polinizadoras	Riqueza y Diversidad		Abundancia		Similaridad de la Composición de Especies (%)		Impacto del Incendio			
	No quemado	Quemado	No quemado	Quemado	No quemado	Quemado	Riqueza de Especies	Abundancia	Composición de Especies	Estructura del Ensamblaje
Cobertura Boscosa	19	4	mayor	menor	12		alto	alto	alto	alto
Cobertura no Boscosa	16	23	menor	mayor	11		bajo	bajo	alto	alto



Tierra Comunitaria de Origen Monteverde



5.5. TCO Monteverde

5.5.1. Áreas quemadas y dinámica de la severidad del incendio

Dentro de la TCO Monteverde los incendios ocurridos durante la gestión 2019 se propagaron sobre aproximadamente 231198 ha de superficie. Territorialmente, los tipos de vegetación más afectados en extensión fueron el Bosque Chiquitano (212341 ha; incluyendo el Bosque Chiquitano Transicional a la Amazonía y el Bosque Chiquitano Ribereño) y los campos y sabanas del Cerrado (9207 ha), ambas representando el 95.8% del total de la superficie quemada (Figura 192A).

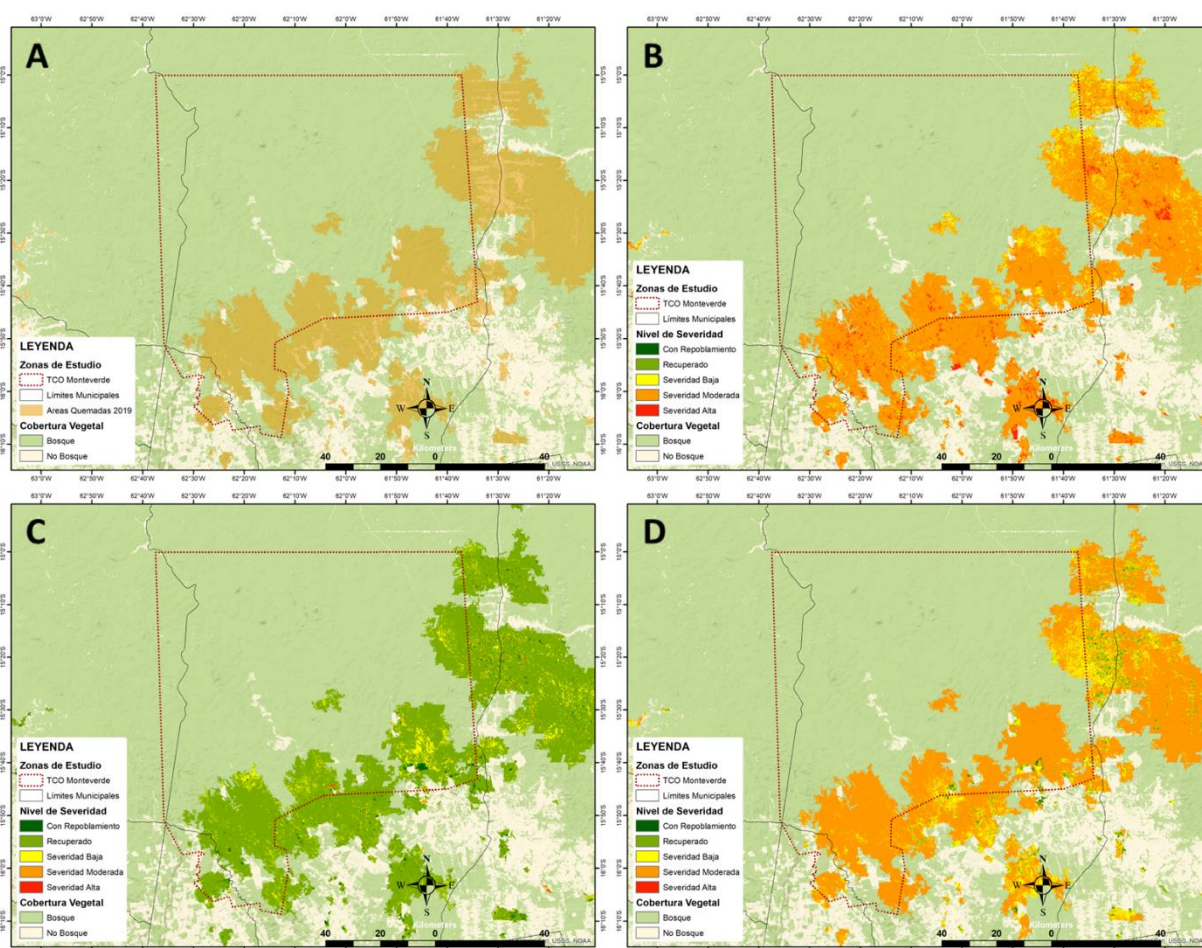


Figura 192. Superficie quemada y la dinámica espacial y estacional de la severidad de los incendios en la TCO Monteverde.

A= superficies quemadas y tipos de vegetación; B= severidad de incendio hasta finales de noviembre de 2019; C= severidad de incendio hasta mayo de 2020; D= severidad de incendio hasta noviembre de 2020.

Según el índice dNBR, la dinámica de la severidad de los incendios cambió significativamente con el tiempo, desde noviembre del 2019 a noviembre del 2020 (Figura 193). Hasta finales de noviembre del 2019 el 85.4% de la superficie quemada sufrió una severidad de impacto moderada (Figura 192B), donde, según los valores de reflectancia espectral el fuego consumió una alta proporción de su biomasa vegetal.

Con la finalización de la estación de lluviosa (mayo del 2020; Figura 192C) la magnitud de la severidad de los incendios disminuyó significativamente con relación a la severidad inicialmente detectada (noviembre de 2019; Figura 192B), indicando que, seis meses después de los incendios, el

88.8% de la superficie quemada se recuperó completamente (áreas estables o sin impacto), habiendo logrado recobrar toda su biomasa vegetal (Figura 192C).

No obstante, a un año de la ocurrencia de los incendios (noviembre del 2020; Figura 192D), la aparente recuperación de la vegetación detectada en mayo del 2020 (Figura 192C) cambió significativamente, pues 89.1% de la superficie quemada fue clasificada como áreas moderadamente impactadas (Figura 192D).

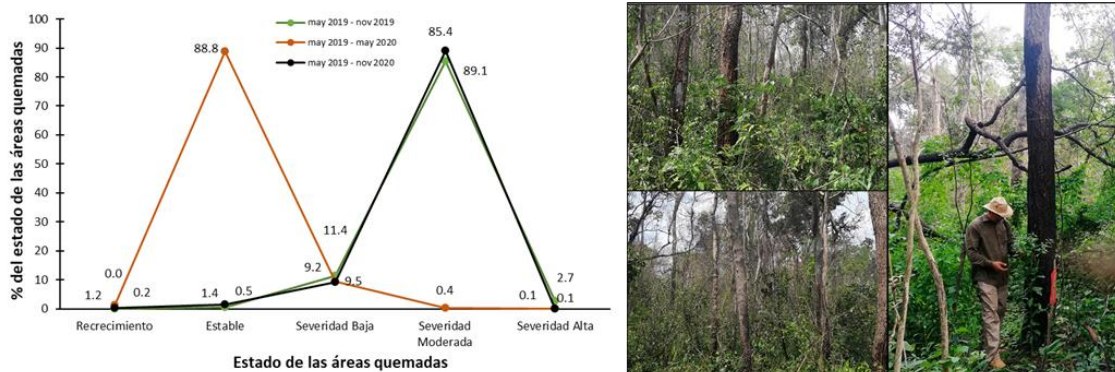


Figura 193. Dinámica temporal de la severidad de incendios (dNBR) en la TCO Monteverde.

La significativa recuperación de las áreas quemadas que se detectó en mayo del 2020, es atribuida a dos principales aspectos, los cuales son: i. el recrecimiento progresivo y/o acelerado de la biomasa del estrato gramíneo-herbáceo en la vegetación de los campos y sabanas del Cerrado (Figura 194); y ii. la recuperación del follaje de los árboles de dosel del Bosque Chiquitano, pues, este tipo de vegetación se caracteriza por perder parcial o totalmente sus hojas durante la estación seca (julio a octubre), para luego recurrarlas plenamente durante la época de lluvias (diciembre a abril-mayo).



Figura 194. Campos y sabanas del Cerrado con su estrato gramíneo-herbáceo completamente recuperado (octubre de 2020) después de los incendios ocurridos durante la gestión 2019 en la TCO Monteverde.

Por otro lado, la detección del incremento de superficies bajo severidad de impacto moderada en noviembre del 2020 (incremento de 0.4% en mayo del 2020 a 89.1% en noviembre del 2020; Figura

193), habría sido inducida principalmente por el cambio de la estacionalidad climática, ya que, durante la época seca los árboles del Bosque Chiquitano nuevamente pierden sus hojas (Figura 195A), y los pastos y hierbas de la vegetación del cerrado llegan a perder aproximadamente el 70% de su humedad intrínseca (Figura 195B; Figura 195C). Por lo cual, espectralmente son detectadas como coberturas vegetales no saludables, y son clasificadas como áreas quemadas que no consiguieron recuperarse después de los incendios.

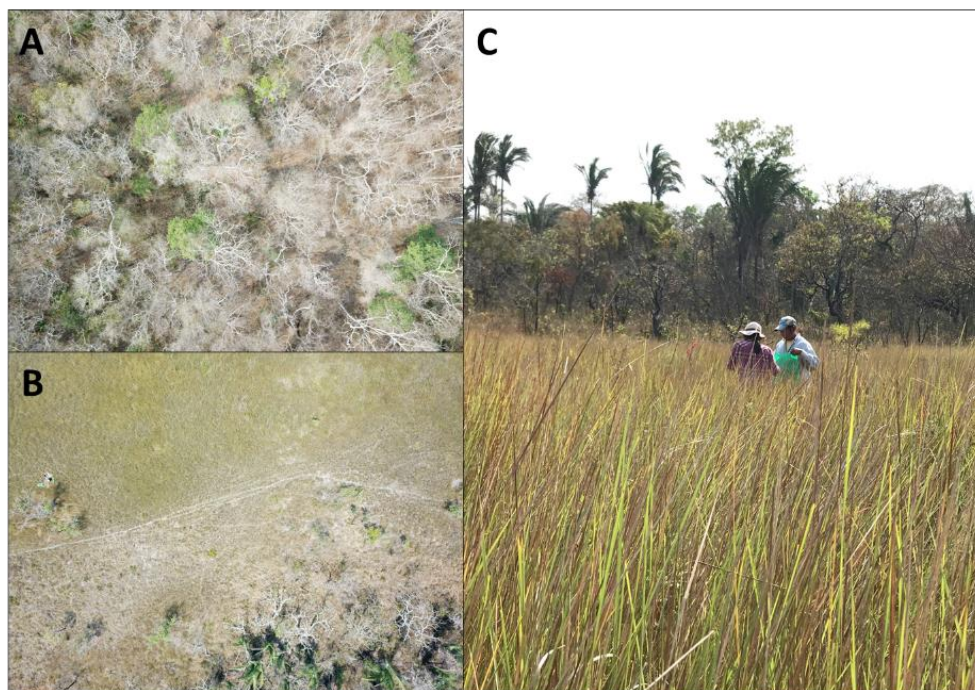


Figura 195. Bosque Chiquitano y campos y sabanas del Cerrado durante el mes octubre del 2020 en la TCO Monteverde.

A= vista aérea de la cobertura del Bosque Chiquitano; B= vista aérea de la cobertura de las formaciones campestres del Cerrado (pampas); C= perfil vertical de la fisionomía campestre (pampa).

5.5.2. Flora y vegetación

La evaluación de daños e impactos generado por los incendios en la TCO Monteverde fue realizada en dos de los seis principales tipos de vegetación que se extienden sobre dicho territorio. Estos dos tipos de vegetación son: i. Bosque Chiquitano, fisionomía vegetal estructuralmente definida por la forma de vida arbórea; y ii. Cerrado, tipo de vegetación conformada por una fisionomía sabánica (con presencia de árboles dispersos sobre un estrato gramíneo-herbáceo continuo) y una fisionomía campestre (dominada por un estrato gramíneo-herbáceo continuo, con escasa o nula presencia de árboles o arbustos).

Densidad y mortalidad de árboles

La densidad de árboles que caracteriza la estructura fisionómica del Bosque Chiquitano y las sabanas del Cerrado contrastaron significativamente (Figura 196); habiéndose estimado una densidad promedio de 480 ind/ha (± 72) en el Bosque Chiquitano, y 332 ind/ha (± 71) en las sabanas del Cerrado.

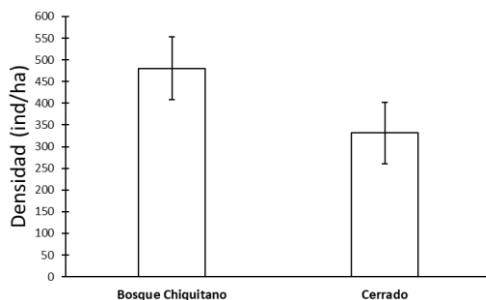


Figura 196. Densidad promedio de árboles (≥ 10 cm de diámetro) por hectárea de superficie en los principales tipos de vegetación afectados por los incendios en la TCO Monteverde.

Bosque Chiquitano

Esta comunidad vegetal posee un dosel arbóreo que se distribuye entre los 15 y 20 m de altura, con árboles emergentes que alcanzan hasta 35 m (Figura 197). De acuerdo con las cicatrices de quema, el incendio en el Bosque Chiquitano fue de tipo rastroso (fuego de superficie), cuyas llamas alcanzaron regularmente una altura promedio de 2.2 m (± 1.8 m; Figura 198D). Este incendio consumió principalmente la hojarasca acumulada sobre el suelo, las plantas que conforman el estrato herbáceo y los arbustos de bajo porte (Figura 197A; Figura 197B).

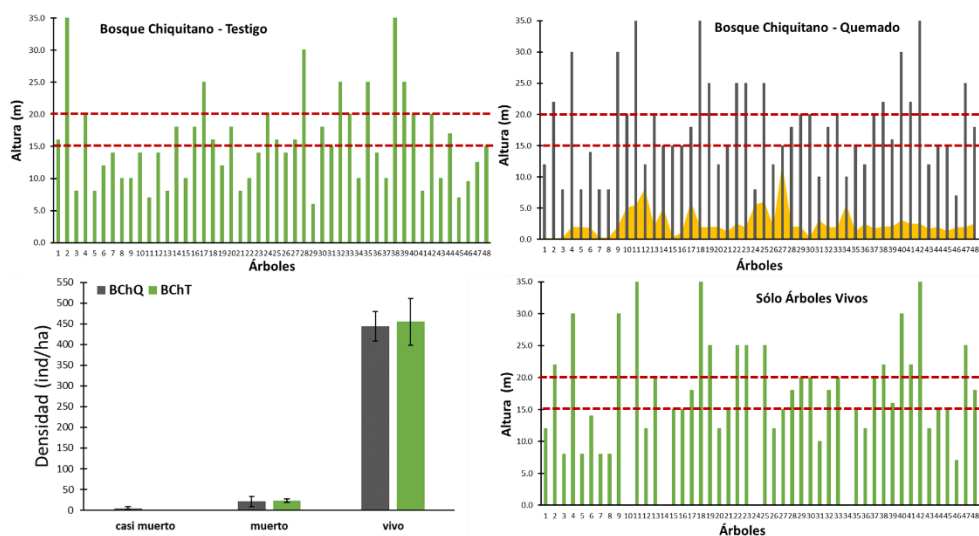


Figura 197. Estructura vertical del Bosque Chiquitano, altura de las cicatrices de quema (color anaranjado) y la reconfiguración estructural como consecuencia de la mortalidad de árboles en la TCO Monteverde.

En las áreas quemadas, la densidad de árboles muertos en pie ($33 \text{ ind/ha} \pm 26$; 6.8% de mortalidad) no se diferenció estadísticamente de la mortalidad cuantificada en las áreas no quemadas ($23 \text{ ind/ha} \pm 6$; 4.8% de mortalidad natural). Por lo que, probablemente la mayoría de los árboles muertos que se registraron en las áreas quemadas no son el resultado del impacto de los incendios, sino más bien de la mortalidad natural (árboles que ya estaban muertos antes de la ocurrencia del incendio; Figura 198E).



Figura 198. Características del Bosque Chiquitano quemado y no quemado en la TCO Monteverde. A & B= estrato inferior del Bosque Chiquitano no quemado (marzo de 2020); C= árbol sin cicatriz de quema; D= árbol vivo con cicatriz de quemada; E= árboles quemados y muertos, cuyos decesos ocurrieron antes de los incendios.

Según la densidad de árboles muertos, la configuración estructural de la cobertura arbórea en las áreas quemadas no se diferenciará de las áreas no quemadas (Figura 198). Sin embargo, es muy probable que, de ocurrir un nuevo evento de incendio en los próximos años las áreas quemadas durante la gestión 2019 se modifiquen estructuralmente como consecuencia de la combustión de los árboles muertos y la caída de los mismo (la caída de los árboles daña o también derriba otros árboles).

Por otro lado, la riqueza de especies observadas y estimadas en las áreas quemadas no se diferenció estadísticamente de la cuantificada en las áreas no quemadas (Figura 199A), pudiendo encontrarse generalmente en ambas áreas entre 60 y 90 especies por cada hectárea de superficie muestreada.

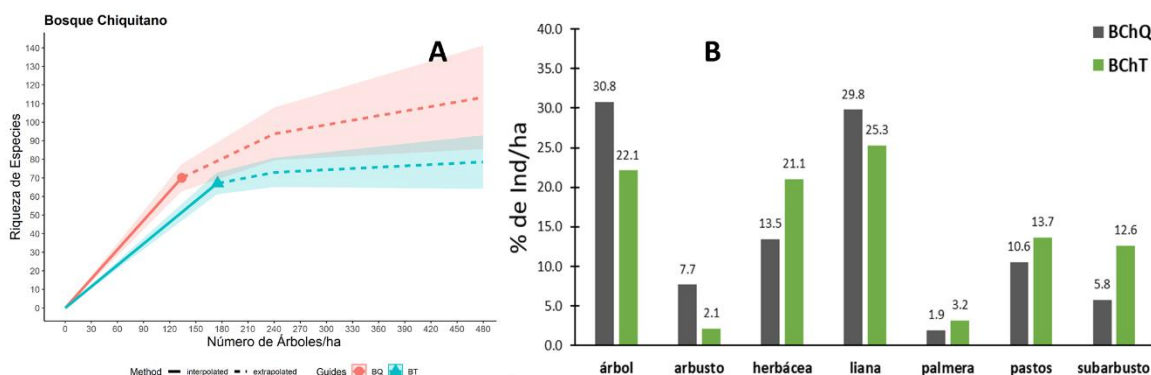


Figura 199. Comparación de la riqueza de especies (A) y regeneración (B) entre áreas quemadas y no quemadas del Bosque Chiquitano en la TCO Monteverde.

Con respecto a la capacidad de regeneración, en las áreas quemadas las formas de vida arbórea, arbustiva y liana presentaron abundancias relativamente superiores a las registradas en las áreas no quemadas (Figura 199B). Esta situación es atribuida concretamente al efecto de los incendios, ya que, con la liberación de la biomasa que cubrían los suelos (combustión de la hojarasca, hierbas, etc.) se propició espacios idóneos para la germinación y desarrollo de nuevos propágulos; lo cual no ocurre en las áreas no quemadas (Figura 198A; Figura 198B), donde el estrato herbáceo es altamente dominante (formas de vida herbáceas, pastos y subarbustos; Figura 199B).

Cerrado

El dosel arbóreo en las sabanas del Cerrado está conformado por árboles cuyas copas forman una cobertura continua y/o discontinua, la misma que se distribuye entre los 4 y 6 m de altura, con árboles emergentes de hasta 10 m (Figura 200).

De acuerdo con el registro de la altura de las cicatrices de quema y las observaciones de campo, la propagación del incendio en las sabanas del Cerrado fue principalmente de tipo rastrero (fuego de superficie), habiendo alcanzado en promedio una altura de llama de 2.6 m (± 1.7 m), la cual consumió la totalidad del estrato gramíneo-herbáceo, la hojarasca acumulada sobre el suelo, y las hojas y tallos jóvenes de los arbustos y árboles más bajos (Figura 200; Figura 201). Así también, aunque en menor frecuencia, también se identificó la ocurrencia de fuego de copa, pues algunos árboles estaban totalmente quemados (antorcheo o coronamiento; Figura 200; Figura 201).

La densidad de árboles muertos en pie que fueron cuantificadas en las áreas quemadas (8 ind/ha ± 5) no se diferenció estadísticamente de la cuantificada en las áreas no quemadas (6 ind/ha ± 4). Por lo cual, paisajísticamente la configuración fisionómica de la estructura de las sabanas del Cerrado en las áreas quemadas no se diferenciará con relación a las áreas no quemadas (Figura 200).

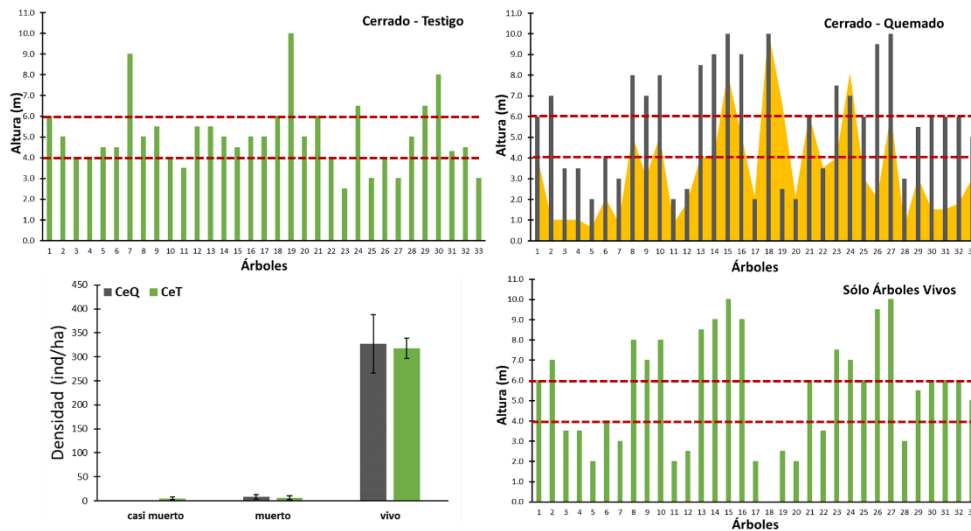


Figura 200. Estructura vertical de las sabanas del Cerrado, altura de las cicatrices de quema (color anaranjado) y la reconfiguración estructural como consecuencia de la mortalidad de árboles en la TCO Monteverde.

Así también, el impacto de los incendios no afectó la riqueza (observada y esperada) de especies arbóreas, ya que, probabilísticamente el número de especies registradas en las áreas quemadas y no quemadas son iguales (Figura 202A), pudiendo encontrarse en ambas áreas entre 35 y 50 especies por cada hectárea de superficie muestreada.



Figura 201. Aspecto fisionómico de la estructura de las sabanas del Cerrado (octubre del 2020) que fueron quemadas durante la gestión 2019 en la TCO Monteverde.

Por otro lado, a un año de la ocurrencia de los incendios, en las áreas quemadas el efecto del fuego sobre la capacidad de regeneración de las especies solo afectó negativamente a la forma de vida arbórea (las otras formas de vida no presentaron diferencias altamente contrastantes con relación a las áreas no quemadas, mostrando cierto equilibrio y equitatividad en el proceso de sucesión), la cual presentó una abundancia relativamente menor que la cuantificada en las áreas no quemadas (Figura 202B).

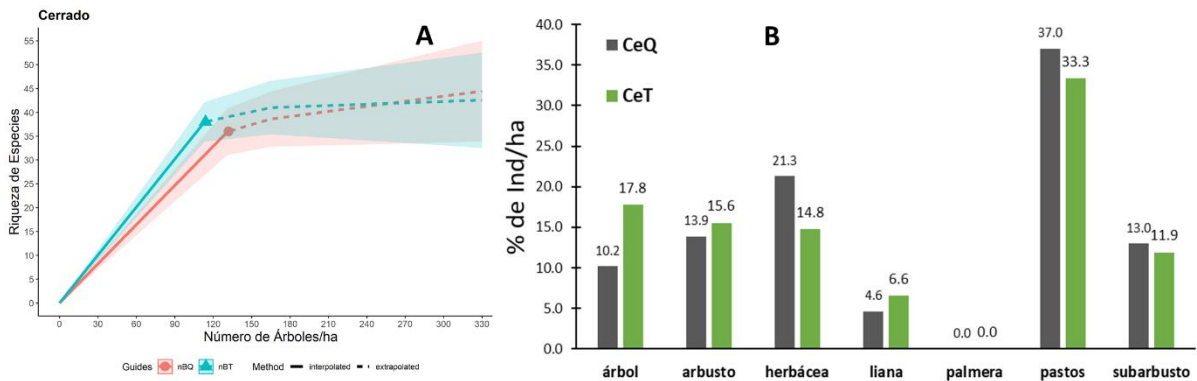


Figura 202. Riqueza de especies (A) y capacidad de regeneración (B) cuantificada en las áreas quemadas y áreas no quemadas de la vegetación del Cerrado en la TCO Monteverde.

Síndromes de dispersión

Las estrategias ecológicas de dispersión de las especies que conforman el Bosque Chiquitano fueron significativamente diferentes a las de la vegetación del Cerrado (Figura 203).

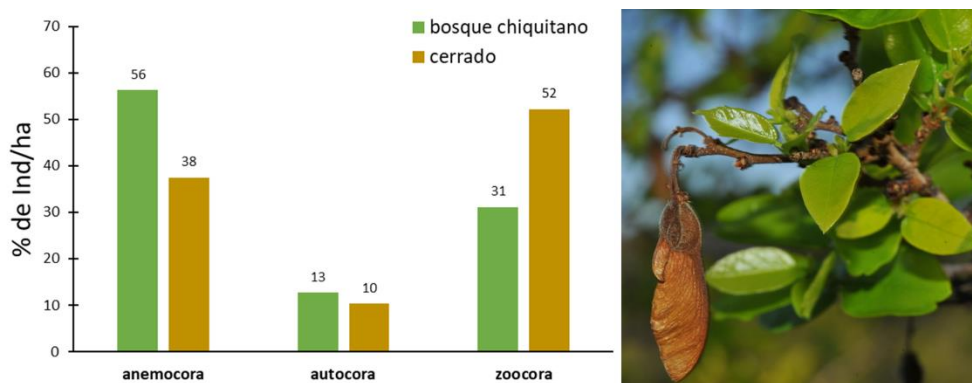


Figura 203. Distribución porcentual de la abundancia de individuos por tipo de síndrome de dispersión según los tipos de vegetación más afectados por los incendios TCO Monteverde.

A= Distribución porcentual de la abundancia; B= fruto de *Phyllostylon rhamnoides*.

En el Bosque Chiquitano, el síndrome de dispersión más importante fue la anemocoría, ya que la propagación de aproximadamente 56% de sus individuos depende fundamentalmente de la acción del viento (Figura 203).

Por otro lado, en las sabanas del Cerrado la dispersión de las semillas está asociada principalmente con la fauna silvestre (zoocoría), la cual es responsable por la propagación del 52% de sus individuos. Así también, aunque en menor proporción, la anemocoría se constituye en el segundo tipo de dispersión más importante, pues la propagación de aproximadamente 38% de sus individuos dependen estrictamente de la acción del viento (Figura 204).

Por tanto, en el Bosque Chiquitano la dispersión de las semillas de los árboles desde las áreas no quemadas hacia las áreas quemadas dependerá fundamentalmente de la fuerza y velocidad del viento; y en las sabanas del Cerrado dependerá del retorno de la fauna silvestre y de la fuerza y velocidad del viento.

Recambio de la composición de especies

De acuerdo con el índice de similitud de Sorensen (cualitativo y cuantitativo), en las áreas quemadas y no quemada la composición florística y estructural del Bosque Chiquitano y las sabanas del Cerrado se mantuvieron significativamente similares (Tabla 29). Por lo que, el impacto de los incendios no modificó y/o alteró la semejanza taxonómica y estructural de estos dos tipos de vegetación.

Tabla 29. Similaridad cualitativa (celdas celestes) y cuantitativa (celdas blancas) de la vegetación evaluada en las áreas quemadas y áreas no quemadas en la TCO Monteverde.

BChQ= bosque chiquitano quemado; BChT= bosque chiquitano no quemado; CeQ= cerrado quemado; CeT= cerrado no quemado.

	BChQ	BChT	CeQ	CeT
BChQ	1	0.76	0.00	0.00
BChT	0.50	1	0.02	0.00
CeQ	0.00	0.01	1	0.92
CeT	0.00	0.00	0.59	1

Biomasa y disponibilidad de combustibles

A un año de la ocurrencia de los incendios, las áreas quemadas del Bosque Chiquitano recuperaron aproximadamente el 67% de la biomasa que fue consumida por el fuego (biomasa en áreas no quemadas= 2.55 t/ha; biomasa en áreas quemadas= 1.71 t/ha), la cual estaría conformada principalmente por combustibles finos (gramíneas y graminoides; categoría 1) y de herbáceos (categoría 2; <0.5 cm de diámetro), ambos considerados inflamables (Tabla 30). Por otro lado, en las sabanas del Cerrado la biomasa vegetal se recuperó totalmente con relación a las áreas quemadas (Tabla 30).

Tabla 30. Cantidad de biomasa acumulada por tipo de combustibles de la vegetación evaluada en zonas quemadas y no quemadas en la TCO Monteverde.

Tipo de Vegetación		Biomasa (t/ha)						
		BMF	<0.5	>0.5< 1	>1	Total	DE	CV
Bosque Chiquitano	quemado	0.183	0.850	0.678	0.000	1.712	1.185	69.2
	no quemado	0.083	0.986	1.241	0.241	2.551	0.755	29.6
Cerrado – Campos		6.080	0.215	0.000	0.000	6.295	1.959	31.1
Cerrado - Sabanas	quemado	1.393	0.723	0.093	0.128	2.335	1.201	51.4
	no quemado	1.483	0.524	0.035	0.528	2.569	0.842	32.8

En los campos del Cerrado (pampas abiertas), fisionomía dominada por un estrato gramíneo-herbáceo, la biomasa recuperada después de los incendios alcanzó un promedio de 6.08 t/ha, de las que, aproximadamente el 96% corresponde a combustibles altamente inflamables (categoría 1, gramíneas y graminoides; Tabla 30; Figura 204). De este, naturalmente las formaciones campestres y sabánicas del Cerrado presentan combustibles cuyas características favorecen a la ocurrencia y propagación de incendios.



Figura 204. Fisionomías campestres con alta acumulación de biomasa fina y rodeada de la fisionomía sabánica del Cerrado en la TCO Monteverde.

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

La severidad del impacto de los incendios sobre el Bosque Chiquitano y los campos y sabanas del Cerrado fue predominantemente baja, ya que, atributos como la riqueza y diversidad de especies, y la estructura y composición de la vegetación no sufrieron modificaciones que la diferencie significativamente de las áreas no quemadas.

Así también, a un año de la ocurrencia de los incendios, en las áreas quemadas del Bosque Chiquitano y la vegetación del Cerrado (campos y sabanas), la regeneración de las especies según sus formas de no se diferenció contrastantemente de las áreas no quemadas; lo cual puede atribuirse a la presencia de árboles semilleros (anemocoría y autoría), el retorno de los dispersores (zoocoría) y/o la germinación de las semillas depositados en los suelos (bancos de semillas).

Finalmente, debido a la elevada cantidad de biomasa fina (BMF) y herbácea (<0.5), ambos considerados combustible de rápida ignición (categoría 1 y categoría 2), las áreas quemadas y no

quemadas de los campos y sabanas de la vegetación del Cerrado, y el sotobosque del Bosque Chiquitano, se constituyen en áreas altamente susceptibles e idóneas para la ocurrencia de nuevos incendios, especialmente durante la época seca, periodo cuando la humedad intrínseca de la biomasa fina y herbácea se reduce significativamente ($\pm 70\%$).

5.5.3. Fauna de vertebrados

El muestreo de la fauna de vertebrados en la región de la TCO Monteverde fue realizado en los dos tipos de vegetación más afectados en extensión territorial, siendo estos, el Bosque Chiquitano (cobertura boscosa; Figura 192; Figura 197) y los campos y sabanas del Cerrado (cobertura no boscosa; Figura 194; Figura 195).

Anfibios

Durante el muestreo de campo, en las áreas quemadas y no quemadas no se registró ninguna especie de anfibio, tanto en la cobertura boscosa como en la cobertura no boscosa.

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

La ausencia de anfibios en las áreas quemadas y no quemadas es atribuida a las condiciones ambientales que caracterizan a los dos tipos de vegetación que fueron muestreados, ya que, naturalmente no constituyen un hábitat que consiga satisfacer los requerimientos ecológicos de este grupo de vertebrados, especialmente durante la época seca; pues, de acuerdo con su historia natural, los anfibios generalmente son más activos y diversos durante la época húmeda, y poco o nada activos y diversos durante la época seca.

Por tanto, la severidad de impacto de los incendios sobre los anfibios en la cobertura boscosa y no boscosa es incierta.

Reptiles

Cobertura boscosa

Durante el trabajo de campo se registró un total de 3 especies de reptiles, los cuales se distribuyen en 3 géneros, 2 familias y un orden (Figura 205). Ninguna de las especies registradas se encuentra categorizada bajo algún estatus de amenaza según los criterios de la IUCN, tanto a nivel nacional (MMAyA 2009) como internacional (UICN 2020). Así también, ninguna especie está incluida dentro de los apéndices de la CITES.



Figura 205. *Ameiva ameiva*, especie registrada en áreas de cobertura boscosa en la TCO Monteverde.

Durante el trabajo de campo, el esfuerzo de muestreo empleado para inventariar este grupo de vertebrado (áreas quemadas y no quemadas) resultó estadísticamente representativo, ya que se

habría logrado cubrir a más del 80% del total de la cobertura muestral esperada (Figura 206A), por lo que, los resultados del inventario tienen una alta confiabilidad probabilística.

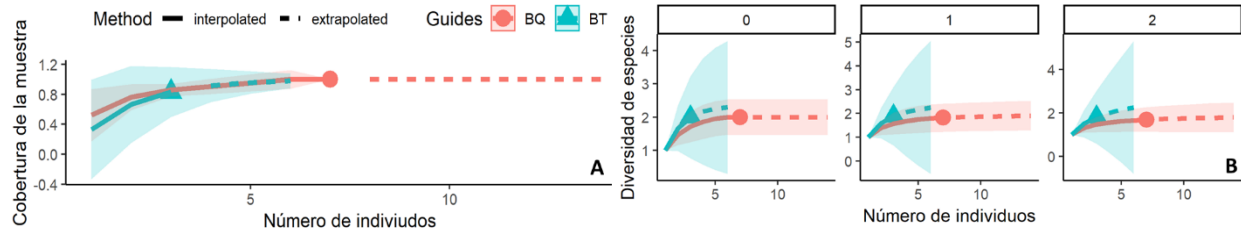


Figura 206. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de reptiles en áreas de cobertura boscosa de la TCO Monteverde.

A: Curvas de completitud de la muestra para reptiles en la TCO Monteverde basadas en el tamaño de la muestra. B: Curvas de rarefacción/extrapolación. BQ= bosque quemado; BT= bosque testigo. 0= riqueza de especies; 1= exponencial de Shannon; 2= inverso de Simpson.

De acuerdo con las estimaciones y modelos, la riqueza y diversidad (observada y esperada) de especies del ensamblaje de reptiles que colonizó las áreas quemadas (2 spp.) fue estadísticamente similar a la cuantificada en las áreas no quemadas (2 spp.; Figura 206B), habiéndose inventariado en ambas áreas el 100% de las especies.

Sin embargo, pese a que ambas áreas presentaron una similar riqueza y diversidad de especies, la abundancia de individuos del ensamblaje de reptiles en las áreas quemadas fue significativamente mayor que la cuantificada en el ensamblaje que habita en las áreas no quemadas (Figura 207A).

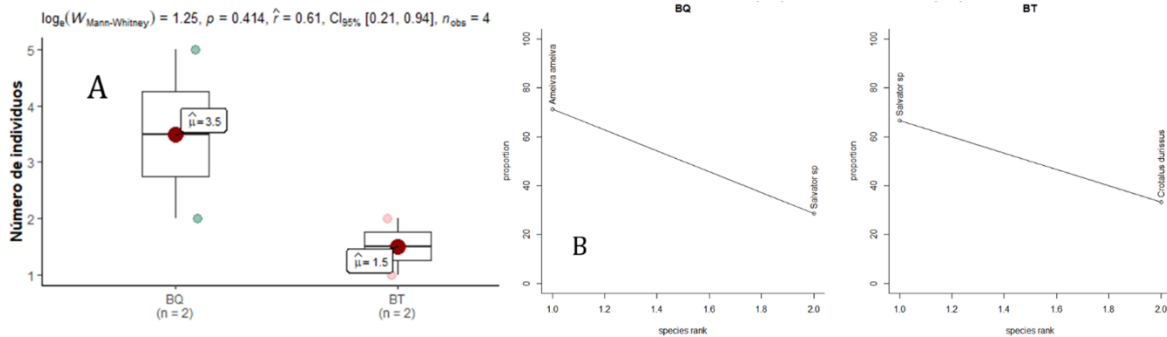


Figura 207. Comparación de abundancias totales y por especies en áreas de cobertura boscosa de la TCO Monteverde.

A: Diagrama de cajas y violín para el registro de abundancias de aves por cada hábitat evaluado. B: Curvas rango-abundancia. BQ= bosque quemado; BT= bosque testigo.

Por otro lado, en ambas áreas, las estructuras de los ensamblajes se organizaron de forma similar, siendo el peni (*Salvator sp.*) el taxón dominante en las áreas no quemadas, y la lagartija *A. ameiva* en las áreas quemadas (Figura 207B). No obstante, en las áreas quemadas, la composición del ensamblaje de reptiles está conformada por un conjunto de especies relativamente diferente del ensamblaje que habitan en las áreas no quemadas (40% de similaridad de especie).

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

A un año de la ocurrencia de los incendios, el ensamblaje de reptiles consiguió recuperar plenamente sus atributos de abundancia, estructura, riqueza y diversidad de especies, habiendo alcanzado valores similares a los previamente existentes. Sin embargo, pese a recuperar dichos atributos, cuantitativamente, las áreas quemadas y no quemadas presentaron una relación taxonómica relativamente diferente.

La recuperación del ensamblaje de reptiles en las áreas quemadas, así como la modificación de su composición taxonómica, es atribuida al surgimiento de una diversidad y disponibilidad de hábitats y recursos alimenticios diferentes a los ofertados en las áreas no quemadas.

Cobertura no boscosa

En esta cobertura vegetal se registró a 3 especies de reptiles, las cuales están distribuidas en 3 familias, 3 géneros y un orden. Las 3 especies fueron registradas en las áreas quemadas, y sólo una en las áreas no quemadas (Figura 208).

Ninguna las especies registradas se encuentra categorizada bajo algún estatus de amenaza a nivel nacional (MMAyA 2009) o internacional (IUCN 2020), así como tampoco están listadas en los apéndices de la CITES.



Figura 208. Algunas de las especies de reptiles registrados en áreas de cobertura no boscosa de la TCO Monteverde.

A= *Anolis* sp.; B= *Hydrodynastes gigas*; C= *Salvator* sp.

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

Debido a la baja cantidad de especies e individuos registrados, probabilísticamente no fue posible evaluar y fundamentar el impacto de los incendios sobre este grupo de vertebrados.

Por tanto, la severidad del impacto de los incendios sobre los reptiles en la cobertura no boscosa es incierta.

Aves

Cobertura boscosa

Durante el trabajo de campo se inventarió un total de 40 especies, las mismas que se encuentran distribuidas en 11 órdenes, 22 familias y 37 géneros (Figura 209). Las familias con mayor número de especies fueron Tyrannidae (6 spp.) y Picidae (5 spp.).



Figura 209. Algunas de las especies de aves registradas en áreas de cobertura boscosa de la TCO Monteverde.

A= *Ardea alba*; B= *Anhinga anhinga*; C= *Jacana jacana*; D= *Fluvicola albiventer*; E= *Pitangus sulphuratus*.

Según los criterios de la IUCN, ninguna de las especies registradas se encuentra catalogada bajo alguna categoría de amenaza a nivel nacional (MMAyA 2009) o internacional (IUCN 2020). Sin embargo, la paraba azul y amarilla (*Ara ararauna*), el chimachima (*Milvago chimachima*) y el tucán (*Ramphastos tocco*) se encuentran incluidas en el apéndice II de la CITES, y el arasari oreja castaña (*Pteroglossus castanotis*) en el apéndice III.

Por otro lado, respecto al estatus migratorio, el 77% de las especies registradas corresponden a taxones residentes (no migrantes), y el 33% a migrantes australes.

El esfuerzo de muestreo empleado para el inventario de aves en las áreas quemadas y no quemadas fue estadísticamente representativo, habiéndose conseguido abarcar aproximadamente el 82% del total de la cobertura muestral estimada (Figura 210A).

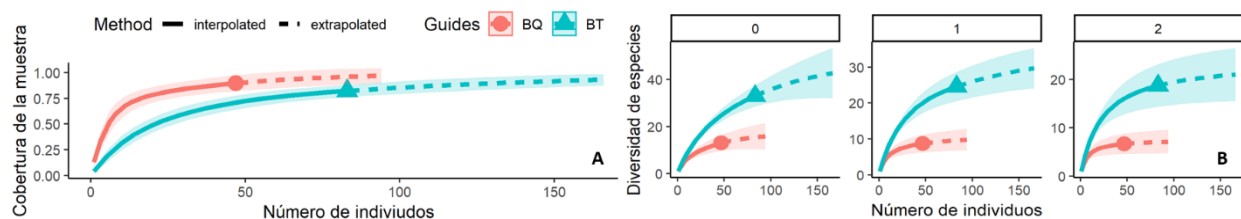


Figura 210. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de aves en áreas de cobertura boscosa de la TCO Monteverde.

A: Curvas de completitud de la muestra para aves basadas en el tamaño de la muestra. B: Curvas de rarefacción/extrapolación. BQ= bosque quemado; BT= bosque testigo. 0= riqueza de especies; 1= exponencial de Shannon; 2= inverso de Simpson.

Según las estimaciones y modelos, la riqueza de especies en las áreas no quemadas podría incrementarse potencialmente en un 45.5% (de 33 a 48 especies); y en las áreas quemadas en un 30.8% (de 13 a 17 especies), lo cual indica la existencia de un considerable número de especies aún no registradas, principalmente en las áreas no quemadas. Por lo cual, probabilísticamente, la riqueza y diversidad (observada y esperada) del ensamblaje de aves que colonizó las áreas quemadas después de los incendios es significativamente menor que la cuantificada en el ensamblaje que habita en las áreas no quemadas (Figura 210B). Así también, la semejanza de la composición taxonómica de ambos ensamblajes fue relativamente baja (41% de similaridad de especies).

Por otro lado, pese a congregarse una baja riqueza y diversidad de especies, el ensamblaje de aves en las áreas quemadas alcanzó una abundancia de individuos estadísticamente similar a la cuantificada en las áreas no quemadas (Figura 211A).

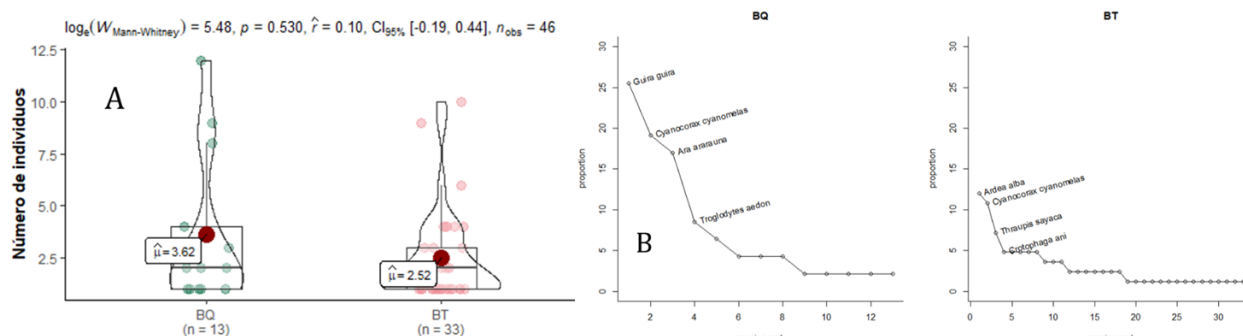


Figura 211. Comparación de abundancias totales y por especies en áreas de cobertura boscosa de la TCO Monteverde.

A: Diagrama de cajas y violín para el registro de abundancias de aves por cada hábitat evaluado. B: Curvas rango-abundancia. BQ= bosque quemado; BT= bosque testigo.

Con respecto a la estructura de los ensamblajes, en ambas áreas la distribución de la abundancia de individuos por especie se organizó de forma estructuralmente diferente, siendo más equitativa en las áreas no quemadas (Figura 211B), ya que, en las áreas quemadas aproximadamente el 65% de los individuos están concentrados en 3 especies, siendo estas las más dominantes del ensamblaje (Figura 211B).

No obstante, con relación a los gremios tróficos, el ensamblaje de aves en las áreas quemadas se estructuró equitativamente mejor (distribución de la abundancia de individuos según los gremios tróficos) que el ensamblaje que habita en las áreas no quemadas. Por lo que, si bien en ambas áreas existen los mismos requerimientos de recursos alimenticios (gremios tróficos similares), proporcionalmente, en las áreas quemadas éstos se encuentran en mayor disponibilidad (Figura 212).

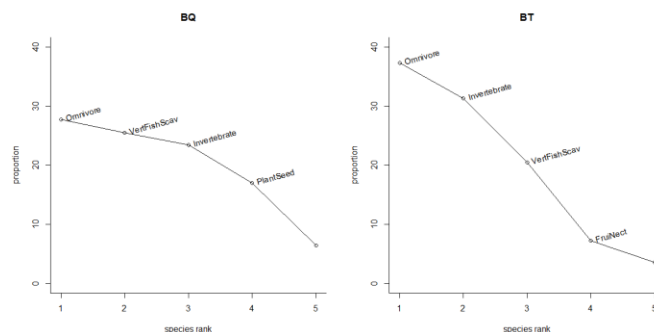


Figura 212. Curvas rango-abundancia de los gremios tróficos registrados en áreas de cobertura boscosa de la TCO Monteverde.

BQ= bosque quemado; BT= bosque testigo.

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

En la cobertura boscosa, a un año de la ocurrencia de los incendios, el ensamblaje de aves que colonizó las áreas quemadas no consiguió recuperar sus atributos de riqueza y diversidad de especies, ya que, dichos atributos fueron significativamente inferiores con relación a los previamente existente.

Así también, el ensamblaje de aves que colonizó y se estableció en las áreas quemadas posee una estructura y composición de especies taxonómicamente diferente del ensamblaje que habita en las áreas no quemadas; cambios que son atribuidos al surgimiento de nuevos hábitats y recursos alimenticios (diversidad y abundancia) según el proceso y desarrollo de la sucesión vegetal.

Cobertura no boscosa

En la cobertura no boscosa la ornitofauna inventariada fue de 52 especies, las cuales taxonómicamente corresponden a 16 órdenes, 28 familias y 48 géneros. Las familias con mayor riqueza de especies fueron Tyrannidae y Thraupidae, cada una con 5 especies (Figura 213).

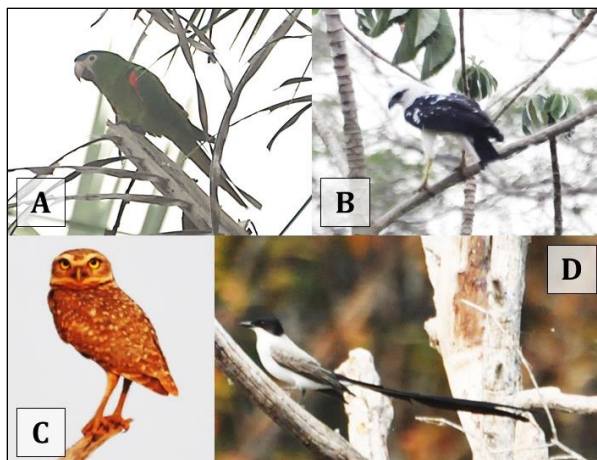


Figura 213. Especies de aves registradas en áreas de cobertura no boscosa de la TCO Monteverde. A= *Diopsittaca nobilis*; B= *Pseudastur albicollis*; C= *Athene cunicularia*; D= *Tyrannus savana*.

Ninguna de las especies registradas está categorizada bajo algún estatus de amenaza a nivel nacional (MMAyA 2009) o internacional (IUCN 2020) según los criterios de la IUCN. Por otro lado, 8 de las 52 especies están incluidas en los apéndices de la CITES, siendo estas, el pato silbón de ala blanca (*Dendrocygna autumnalis*) listada en el apéndice III; y el picaflor (*Hylocharis chrysura*), la lechuza minera (*Athene cunicularia*), la paraba azul y amarillo (*Ara ararauna*), el parabachi hombro rojo (*Diopsittaca nobilis*), el loro hablador (*Amazona aestiva*), la cotorrita aliamarilla (*Brotogeris chiriri*), el tarechi (*Thectocercus acuticaudatus*) y el chimachima (*Milvago chimachima*) en el apéndice II.

Probabilísticamente, el esfuerzo de muestreo empleado durante el trabajo de campo en las áreas quemadas y no quemadas fue representativo, ya que se habría conseguido alcanzar aproximadamente el 89% del total de la cobertura muestral estimada (Figura 214A).

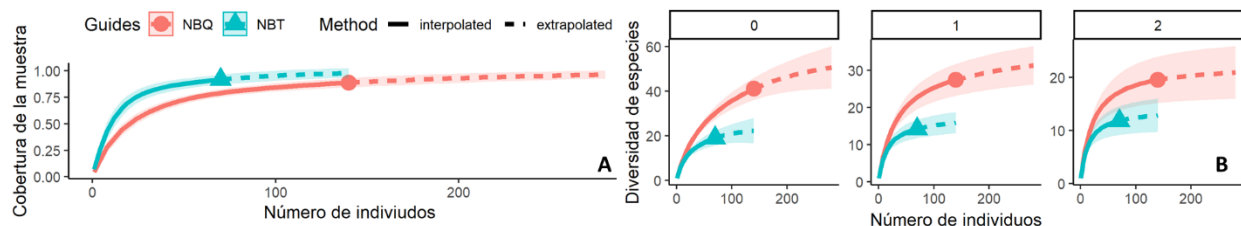


Figura 214. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de aves en áreas de cobertura no boscosa de la TCO Monteverde.

A: Curvas de completitud de la muestra para aves basadas en el tamaño de la muestra. B: Curvas de rarefacción/extrapolación. NBQ= no bosque quemado; NBT= no bosque testigo. 0= riqueza de especies; 1= exponencial de Shannon; 2= inverso de Simpson.

De acuerdo con los modelos de estimación de riqueza (Figura 214B), potencialmente en las áreas no quemadas el número de especies podría incrementarse en un 15% (de 20 a 23 especies); y en las áreas quemadas en un 31% (de 42 a 55 especies). Por lo que, el ensamblaje de aves que colonizó las áreas quemadas después de los incendios alcanzó una riqueza y diversidad (observada y esperada) de especies estadísticamente mayor que la cuantificada en el ensamblaje que habita en las áreas no quemadas (Figura 214B). Sin embargo, pese a que las áreas quemadas congregaron una elevada riqueza y diversidad de especies, cuantitativamente su composición taxonómicamente está

conformada por un conjunto de especies diferente al de las áreas no quemadas (39% de similitud de especies).

Por otro lado, la abundancia de individuos que colonizó las áreas quemadas después de los incendios no se diferenció de la cuantificada en las áreas no quemadas (Figura 215A). Así también, estructuralmente, la distribución de la abundancia de individuos por especies en ambas áreas se organizó de forma similar, no presentando especies altamente dominantes (Figura 215B).

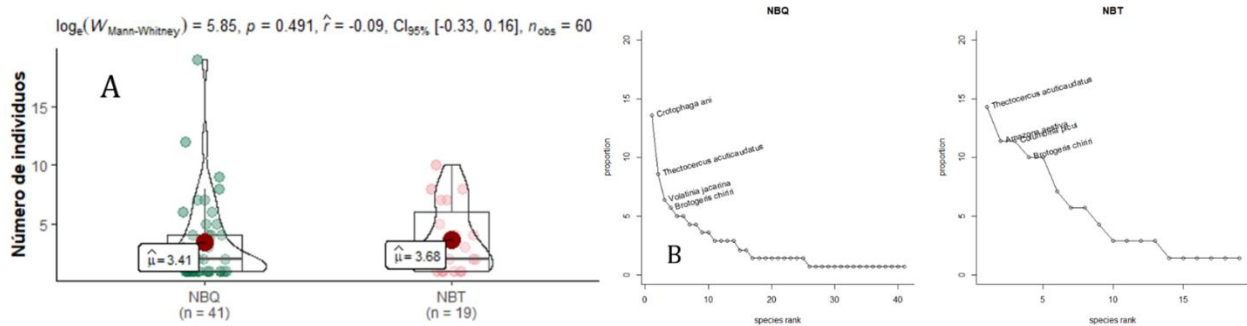


Figura 215. Comparación de abundancias totales y por especies en áreas de cobertura no boscosa de la TCO Monteverde.

A: Diagrama de cajas y violín para el registro de abundancias de aves por cada hábitat evaluado. B: Curvas rango-abundancia. NBQ= no bosque quemado; NBT= no bosque testigo

Del mismo modo, al igual que la estructura del ensamblaje, en ambas áreas la distribución de la abundancia de individuos por gremio trófico se organizó bajo tendencias similares (Figura 216), indicando que, proporcionalmente las áreas quemadas y no quemadas poseen una misma diversidad y disponibilidad de recursos alimenticios.

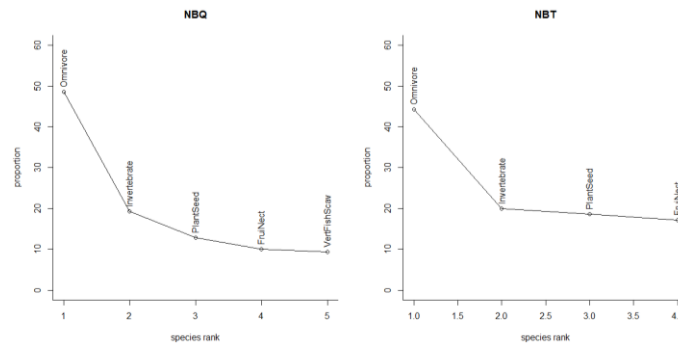


Figura 216. Curvas rango-abundancia de los gremios tróficos registrados en áreas de cobertura no boscosa de la TCO Monteverde.

NBQ= no bosque quemado; NBT= no bosque testigo.

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

El impacto de los incendios sobre la cobertura no boscosa favoreció significativamente al incremento de la riqueza y diversidad de aves, ya que, a un año de la ocurrencia de los incendios, estos atributos sobrepasaron los niveles de riqueza y diversidad previamente existentes (incluyendo el retorno de las especies CITES). La diversificación de la ornitofauna en las áreas quemadas es atribuida a la recuperación de la diversidad y disponibilidad de hábitats y recursos alimenticios como resultado del proceso de sucesión vegetal.

Así también, después de los incendios, el ensamblaje de aves que colonizó las áreas quemadas presentó una abundancia y estructura similar al de las áreas no quemadas, pero, conformada por una composición de especies diferente.

Por tanto, con excepción de la composición de especies, después de los incendios el ensamblaje de aves consiguió recuperar sus atributos.

Mamíferos

Cobertura boscosa

Durante el trabajo de campo se registró un total de 9 especies de mamíferos (Figura 217), los cuales corresponden a 8 géneros, 8 familias y 5 órdenes. Taxonómicamente la familia mejor representada fue Felidae (2 spp.).

Según los criterios de la IUCN, a nivel nacional (MMAyA 2009) e internacional (IUCN 2020) ninguna de las especies registradas se encuentra categorizada bajo algún estatus de amenaza. Por otro lado, 3 de las 9 especies están incluidas en el apéndice I de la CITES, siendo estas el gato montés (*Leopardus geoffroyi*), el ocelote (*Leopardus pardalis*) y el mono aullador (*Alouatta caraya*).

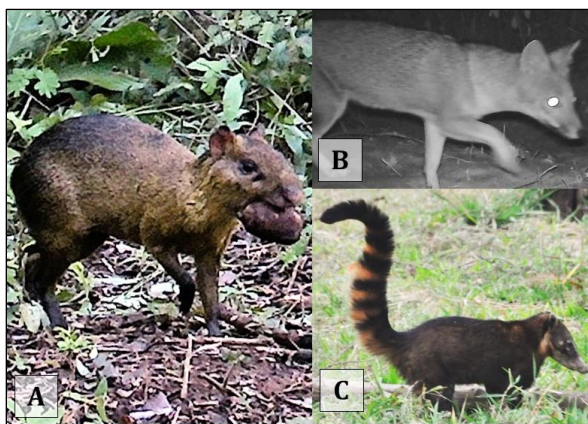


Figura 217. Algunos de los mamíferos registrados en áreas de cobertura boscosa de la TCO Monteverde.

A= *Dasyprocta punctata*; B= *Cerdocyon thous*; C= *Nasua nasua*.

La riqueza de mamíferos que colonizaron las áreas quemadas después de los incendios (5 spp.) fue probabilísticamente similar a la riqueza del ensamblaje de mamíferos que habita en las áreas no quemadas (4 spp.). Sin embargo, la semejanza taxonómica (composición de especies) de ambos ensamblajes es nula, ya que ninguna de las especies que se establecieron en las áreas quemadas fue registrada en las áreas no quemadas, y viceversa.

Debido a la baja cantidad de individuos registrados no fue posible realizar ningún análisis de estimaciones de riqueza y diversidad, así como comparaciones estadísticas de los ambientes muestreados.

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

Si bien taxonómicamente la composición del ensamblaje de mamíferos que se registró en las áreas quemadas resultó totalmente diferente del ensamblaje que habitan en las áreas no quemadas, la colonización de las áreas quemadas por mamíferos medianos y grandes es un buen indicador de la recuperación de este grupo de vertebrados y del ecosistema, ya que, debido a su porte y características etológicas, éstos generalmente no habitan áreas que no consigan satisfacer sus requerimientos alimenticios y/o de refugio.

Por tanto, a un año de la ocurrencia de los incendios, el ensamblaje de mamíferos está recuperándose favorablemente.

Cobertura no boscosa

Dentro de esta cobertura vegetal se inventarió un total de 12 especies de mamíferos, los cuales taxonómicamente están distribuidos en 12 géneros, 9 familias y 6 órdenes (Figura 218). Todas las especies inventariadas fueron registradas en las áreas quemadas.

Según los criterios de la IUCN, 2 de las 12 especies se encuentran amenazadas a nivel nacional (MMAyA 2009), siendo estas el jaguar (*Panthera onca*) y el tapir (*Tapirus terrestris*), ambas categorizadas como taxones Vulnerables (VU). Por otro lado, internacionalmente (IUCN 2020) solo el oso bandera (*Myrmecophaga tridactyla*) y el tapir (*Tapirus terrestris*) están reconocidas como especies amenazada (Vulnerables; VU). Así también, el jaguar (*Panthera onca*), el taitetú (*Pecari tajacu*), el oso bandera (*Myrmecophaga tridactyla*) y el tapir (*Tapirus terrestris*) están incluidas en el apéndice II de la CITES, y el ocelote (*Leopardus geoffroyi*) y el mono aullador (*Alouatta caraya*) en el apéndice I.



Figura 218. Especies de mamíferos registrados en áreas de cobertura no boscosa de la TCO Monteverde.

A= *Mazama gouazoubira*; B= *Pecari tajacu*; C= *Leopardus geoffroyi*.

De acuerdo con la cantidad de especies e individuos registrados durante el trabajo de campo, la eficiencia del muestreo fue parcialmente representativa, ya que solo se habría conseguido alcanzar el 62.5% del total de la cobertura muestral (Figura 219A). Por lo que, probabilísticamente, de incrementar el esfuerzo de muestreo en las áreas quemadas, seguramente también se incrementará la riqueza y diversidad (observada y esperada) de mamíferos (Figura 219B).

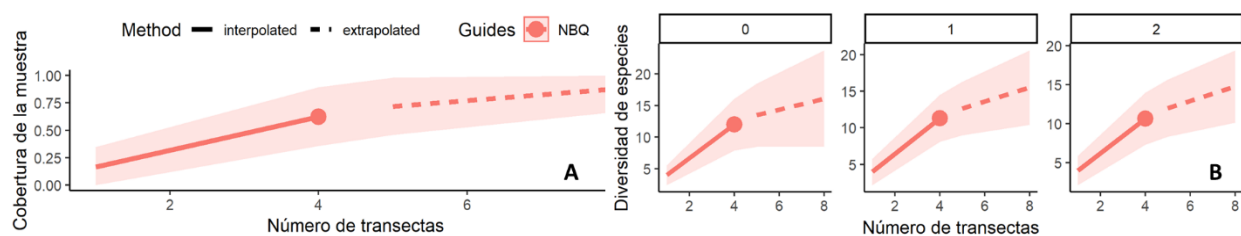


Figura 219. Estimaciones matemáticas de la riqueza y diversidad de mamíferos en áreas de cobertura no boscosa de la TCO Monteverde.

A: Curvas de completitud de la muestra para mamíferos basadas en el tamaño de la muestra. B: Curvas de rarefacción/extrapolación. BQ= bosque quemado; BT= bosque testigo. 0= riqueza de especies; 1= exponencial de Shannon; 2= inverso de Simpson.

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

Pese a no contar con datos referente al ensamblaje de mamíferos que habitan en las áreas no quemadas, al igual que en la cobertura boscosa, la colonización de las áreas quemadas por mamíferos

medianos y grandes es un buen indicador de la recuperación de este grupo de vertebrados (presencia de especies CITES e IUCN) y del ecosistema, ya que, debido a su porte y características etológicas, éstos solo habitan en áreas que consigan satisfacer sus requerimientos alimenticios y/o de refugio.

Por tanto, a un año de la ocurrencia de los incendios el ensamblaje de mamíferos presentó un alto grado de recuperación.

5.5.4. Abejas polinizadoras

En la cobertura boscosa y no boscosa de la TCO Monteverde se colectó un total de 1121 abejas, las cuales corresponden a 3 familias y 74 morfo-especies. La mayor cantidad de individuos y especies fue registrada en la cobertura no boscosa (944 individuos y 44 especies), la cual superó contrastantemente a lo inventariado en la cobertura boscosa (177 individuos y 26 especies).

Cobertura boscosa

Como resultado del trabajo de campo se inventarió un total de 177 individuos y 26 especies; de las cuales la mayor cantidad de taxones e individuos estuvieron habitando en las áreas quemadas (134 individuos y 25 especies vs. 43 individuos y 23 especies en las áreas no quemadas; Tabla 31). Por otro lado, en ambas áreas la familia mejor representada en abundancia y riqueza de especies fue Apidae.

Tabla 31. Riqueza y abundancia de abejas inventariada en áreas de cobertura boscosa de la TCO Monteverde.

Familia	Morfoespecies		Abundancia	
	Bosque quemado	Bosque testigo	Bosque quemado	Bosque testigo
Apidae	18	15	124	30
Halictidae	5		8	
Megachilidae	2	8	2	13
Total general	25	23	134	43

En las áreas quemadas y no quemadas, el esfuerzo de muestreo ejecutado durante el trabajo de campo fue estadísticamente representativo, ya que se habría conseguido alcanzar aproximadamente el 80% del total de la cobertura muestral esperada (Figura 220).

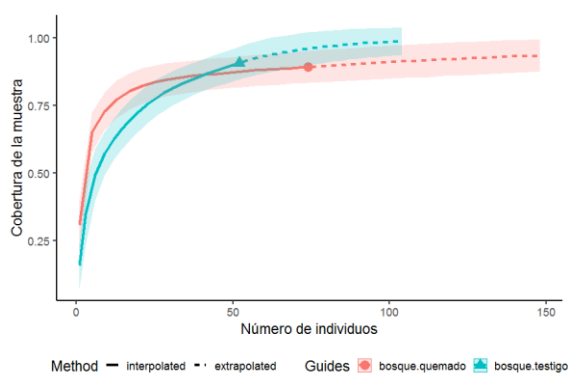


Figura 220. Curva de la cobertura de la muestra en áreas boscosas de la TCO Monteverde.

De acuerdo con los estimadores de riqueza (Figura 221), el ensamblaje de abejas que colonizó las áreas quemadas después de los incendios congregó una riqueza (observada y esperada) de especies (25 a 38 spp.) significativamente mayor que la cuantificada en el ensamblaje que habita en las áreas no quemadas (23 a 35 spp.). No obstante, según los índices del exponencial de Shannon e inverso de Simpson, la diversidad de abejas en las áreas quemadas es contrastantemente menor que la diversidad de abejas en las áreas no quemadas (Figura 221).

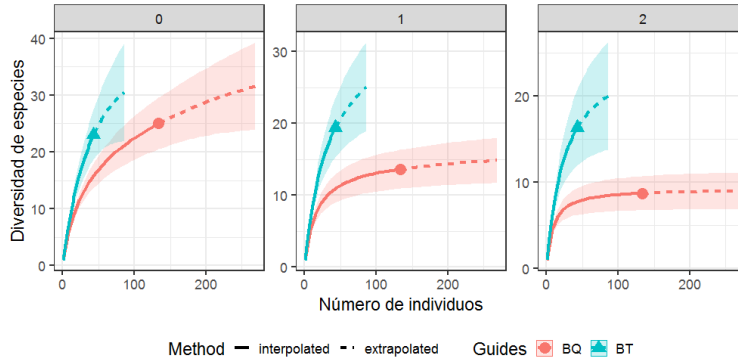


Figura 221. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de abejas registradas en áreas de cobertura boscosa de la TCO Monteverde.

0: riqueza (número efectivo de especies), 1: exponente de la diversidad Shannon, 2: inverso del índice de diversidad de Simpson.

Las diferencias de riqueza y diversidad de especies identificada en ambas áreas son atribuidas principalmente a las variaciones estructurales de los ensamblajes, ya que, el ensamblaje de abejas que colonizó las áreas quemadas posee una elevada cantidad de especies que están representadas por unos pocos individuos (especies identificadas por los modelos de diversidad como taxones cuya permanencia dentro del hábitat a lo largo del tiempo es poco probable, pues se asume que al tener una baja abundancia, el hábitat donde fue registrado no consigue o conseguirá satisfacer plenamente los requerimientos de la especie, por lo cual, su permanencia en el área es poco probable; Figura 222) y una baja cantidad de especies que congrega una alta cantidad de individuos (aproximadamente el 50% de los individuos corresponden a 3 especies; Figura 222). En cambio, en las áreas no quemadas, la distribución de la abundancia de individuos por especies es estructuró de forma más equitativa, siendo así un ensamblaje ecológicamente más estable (Figura 222).

Por otro lado, de acuerdo con el análisis de similitud de especies, la composición del ensamblaje de abejas que colonizó las áreas quemadas está conformada por un conjunto de especies taxonómicamente diferente del ensamblaje que habita en las áreas no quemadas (21% de similitud de especies).

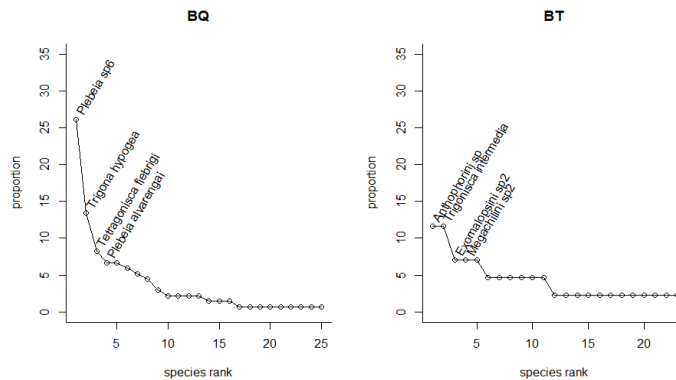


Figura 222. Curvas de Rango-abundancia de las especies registradas en áreas de cobertura boscosa de la TCO Monteverde.

BQ: bosque quemado, BT: bosque testigo.

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

Si bien después de los incendios las áreas quemadas fueron colonizadas por un elevado número de especies e individuos, ecológicamente este ensamblaje posee una baja diversidad, y una estructura y composición de especies altamente diferente del ensamblaje que habita en las áreas no quemadas.

Las diferencias en cuanto la diversidad, estructura y composición de los ensamblajes pueden atribuirse a que, con el desarrollo del proceso de la sucesión vegetal, en las áreas quemadas se ofertó una diversidad de hábitats y recursos alimenticios contrastantemente diferente al ofertado en las áreas no quemadas, las cuales habrían sido monopolizadas por un reducido número de especies.

Por tanto, a un año de la ocurrencia de los incendios, las áreas quemadas aún no consiguieron recuperar un ensamblaje de abejas cuyas características taxonómicas y ecológicas sean similares a la previamente existente.

Cobertura no boscosa

En la cobertura no boscosa, durante el trabajo de campo se inventarió un total de 944 individuos y 44 morfo-especies, de las cuales, 842 individuos y las 44 especies fueron registradas en las áreas quemadas, y 102 individuos y 28 especies en las áreas no quemadas (Tabla 32).

Tabla 32. Riqueza y abundancia de abejas registradas en áreas de cobertura no boscosa de la TCO Monteverde.

Familia	Morfoespecies		Abundancia	
	No Bosque quemado	No Bosque testigo	No Bosque quemado	No Bosque testigo
Apidae	28	25	788	99
Halictidae	10	3	39	3
Megachilidae	6		15	
Total general	44	28	842	102

El esfuerzo de muestreo empleado durante el trabajo de campo, tanto en las áreas quemadas como no quemadas fue estadísticamente representativo y suficiente para realizar estimaciones confiables de la riqueza y diversidad de abejas; pues, en ambas áreas se habría alcanzado aproximadamente el 88% del total de la cobertura muestral esperada (Figura 223).

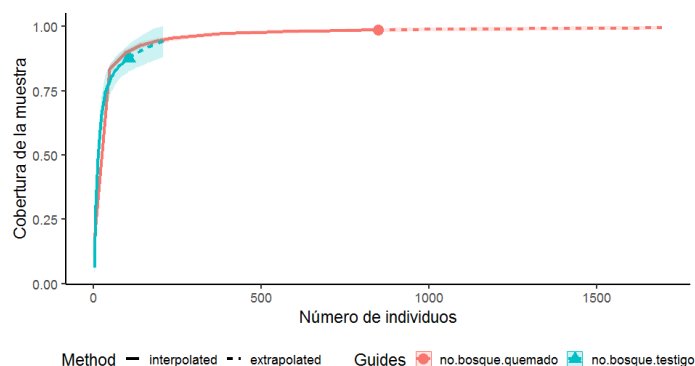


Figura 223. Curva de la representatividad de la cobertura de la muestra en áreas no boscosas de la TCO Monteverde.

De acuerdo con los estimadores de riqueza (Figura 224), el ensamblaje de abejas que colonizó las áreas quemadas después de los incendios congregó una riqueza (observada y esperada) de especies (44 a 59 spp.) significativamente mayor que la cuantificada en el ensamblaje de abejas que habita en las áreas no quemadas (28 a 44 spp.).

Sin embargo, si bien las áreas quemadas poseen una alta riqueza de especies, su diversidad es significativamente menor que la cuantificada en las áreas no quemadas, pues, según los modelos matemáticos del exponencial de Shannon e inverso de Simpson (Figura 224), el ensamblaje de abejas en las áreas no quemadas está conformada por especies cuyas abundancias poblacionales están estructuradas equitativamente mejor que en el ensamblaje de abejas que se estableció en las áreas quemadas, la cual posee una elevada cantidad de especies raras (poco frecuentes y abundantes; especies identificadas por los modelos de diversidad como taxones cuya permanencia dentro del hábitat a lo largo del tiempo es poco probable, pues se asume que al tener una baja abundancia, el

hábitat donde fue registrado no consigue o conseguirá satisfacer plenamente los requerimientos de la especie, por lo cual, su permanencia en el área es poco probable), y un reducido número de especies que congrega a más del 50% de sus individuos (Figura 225).

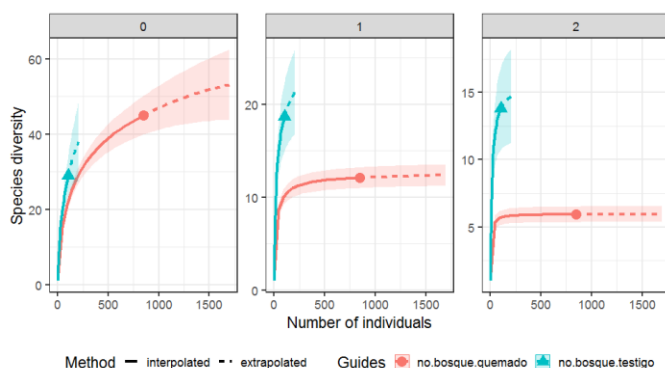


Figura 224. Estimación y comparación de la riqueza y diversidad de abejas registradas en áreas de cobertura no boscosa de la TCO Monteverde.

0: riqueza (número efectivo de especies), 1: exponente de la diversidad Shannon, 2: inverso del índice de diversidad de Simpson.

Así también, además de la diferenciación estructural, la composición taxonómica del ensamblaje de abejas que colonizó las áreas quemadas después de los incendios fue contrastantemente diferente del ensamblaje que habita en las áreas no quemadas (10% de similitud de especies).

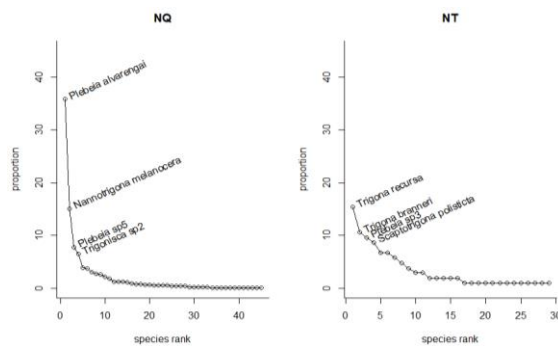


Figura 225. Curvas de Rango-abundancia de las especies registradas en áreas de cobertura no boscosa de la TCO Monteverde.

NQ: no bosque quemado, NT: no bosque testigo.

Consideraciones sobre el impacto de los incendios

De acuerdo con los resultados, al igual que en la cobertura boscosa, pese a que las áreas quemadas fueron colonizadas por un elevado número de especies e individuos, ecológicamente el ensamblaje de abejas posee una baja diversidad, y una estructura y composición de especies altamente diferente con relación al ensamblaje que habita en las áreas no quemadas. Estas diferencias son atribuidas a la elevada abundancia de individuos que congregaron las especies más dominantes, las cuales monopolizaron los hábitats (sitios de nidificación) y recursos alimenticios que surgieron como parte del proceso de sucesión vegetal.

Por tanto, a un año de la ocurrencia de los incendios, las áreas quemadas aún no consiguieron recuperar un ensamblaje de abejas cuyas características taxonómicas y ecológicas sean similares a la previamente existente.

5.5.5. Resumen de los principales hallazgos de la evaluación de las áreas quemadas y no quemadas en la TCO Monteverde

Tipo de Vegetación	Densidad de Árboles (Ind/ha)	Árboles Muertos (ind/ha)		Riqueza de Especies (spp/ha)		Tipo de Propagación del Incendio	Altura del Dosel	Altura de la Llama (m)	Impacto del Incendio			
		No quemado	Quemado	No quemado	Quemado				Riqueza de Especies	Abundancia	Composición de Especies	Estructura del Ensamblaje
Bosque Chiquitano Transicional al Chaco	480 ±72	23 ±6	33 ±26	60 a 90		fuego rastrero	15 a 20 m	2.2 ±1.8	bajo	bajo	bajo	bajo
Cerrado - Sabanas	332 ±71	6 ±4	8 ±5	35 a 50		fuego rastrero/fuego de copa	4 a 6 m	2.6 ±1.7	bajo	bajo	bajo	bajo
Formaciones Campestres	NE	NE		NE		fuego rastrero	1 a 1.5 m (estrato gramíneo-herbáceo)	>1	bajo	bajo	bajo	bajo

Fauna de Vertebrados	Riqueza y Diversidad		Abundancia		Similaridad de la Composición de Especies (%)		Impacto del Incendio			
	No quemado	Quemado	No quemado	Quemado	No quemado	Quemado	Riqueza de Especies	Abundancia	Composición de Especies	Estructura del Ensamblaje
Cobertura Boscosa										
Anfibios	0	0	NE	NE	NE		NE	NE	NE	NE
Reptiles	2	2	menor	mayor	40		bajo	bajo	medio	bajo
Aves	33	13	igual		41		alto	bajo	medio	alto
Mamíferos	4	5	NE	NE	0		bajo	NE	alto	NE
Cobertura no Boscosa										
Anfibios	0	0	NE	NE	NE		NE	NE	NE	NE
Reptiles	1	3	NE	NE	NE		NE	NE	NE	NE
Aves	20	42	igual		39		bajo	bajo	alto	bajo
Mamíferos	0	12	NE	NE	0		bajo	NE	NE	NE

Abejas polinizadoras	Riqueza y Diversidad		Abundancia		Similaridad de la Composición de Especies (%)		Impacto del Incendio			
	No quemado	Quemado	No quemado	Quemado	No quemado	Quemado	Riqueza de Especies	Abundancia	Composición de Especies	Estructura del Ensamblaje
Cobertura Boscosa	23	25	menor	mayor	21		bajo	bajo	alto	alto
Cobertura no Boscosa	28	44	menor	mayor	10		bajo	bajo	alto	alto

Análisis Regional de la Severidad de Quema



6. ANÁLISIS REGIONAL DE LA SEVERIDAD DE QUEMA

6.1. Proceso metodológico

La severidad de quema (Figura 226) generada como consecuencia de los incendios ocurridos durante la gestión 2019 en la región de las tierras bajas del departamento de Santa Cruz, fue determinada mediante la combinación de: i. índices espectrales, con los que se analizó espacial y temporalmente la severidad de los incendios sobre la cobertura vegetal (dNBR), así como de sus funciones ambientales (NDWI); y ii. la capacidad de respuesta del ecosistema, la cual fue parametrizada en función de los resultados obtenidos mediante la evaluación y monitoreo de la biocenosis en la APM/UCPN Tucabaca, ACeIE Ñembi Guasu, PNYANMI Otuquis, ANMI San Matías y la TCO Monteverde.

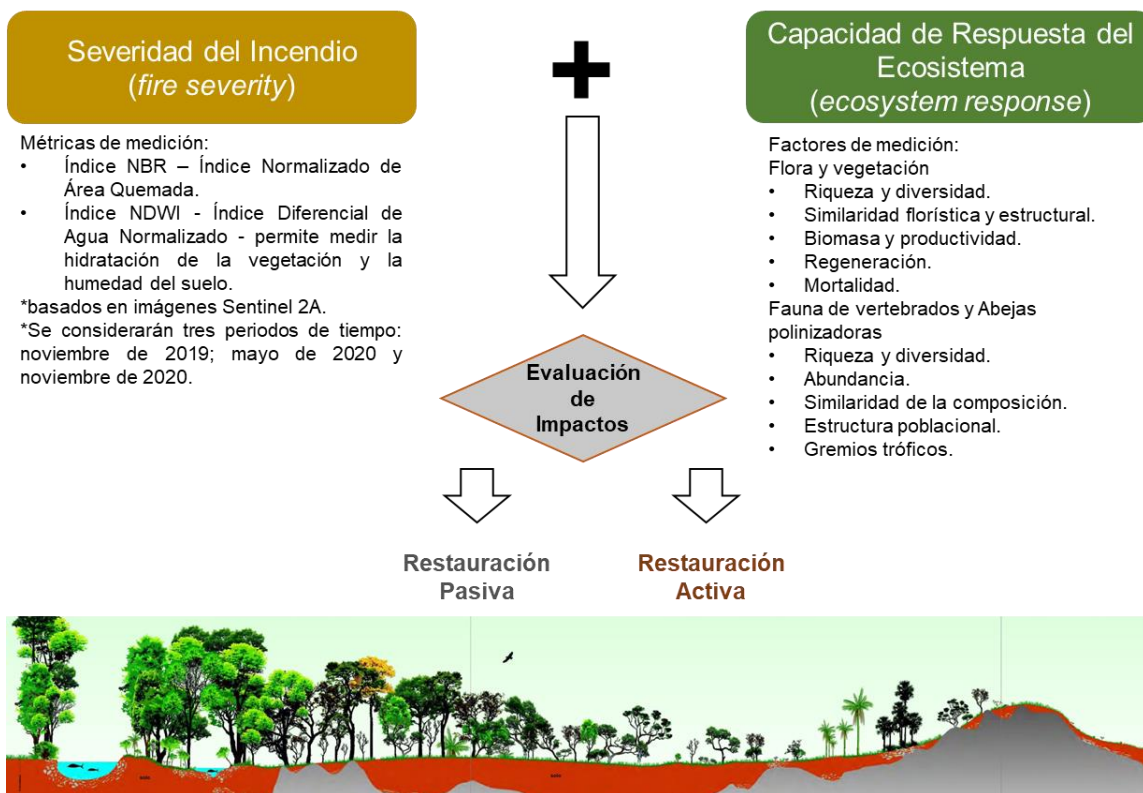


Figura 226. Esquema metodológico utilizado para la evaluación de la severidad de quemas y la toma de decisiones referente a la restauración de las zonas afectadas por los incendios en la gestión 2019. Perfil de vegetación extraído de Ribeiro & Walter (2008) para ilustrar la heterogeneidad paisajística de la región de estudio.

6.1.1. Índices espectrales

Índice Normalizado de Áreas Quemadas (NBR)

Es una métrica espectral que mide la severidad de los incendios, comparando los valores de reflectancia de las áreas quemadas en dos o más momentos (pre-incendio vs. post-incendio). El índice dNBR está basado en la detección de alteraciones de la estructura de la vegetación (Banda NIR), así como de la pérdida de humedad del suelo y la vegetación (Banda SWIR). Los valores obtenidos como resultado del procesamiento de este índice varían entre -1 (poco afectado) y +1 (muy afectado); los mismos que posteriormente fueron agrupados en cinco categorías de severidad y/o estado de la cobertura vegetal (Key & Benson 2006, Keeley 2009), siendo estos:

- zonas con recrecimiento: < -0.1
- zonas estables (totalmente recuperadas): -0.1 a 0.1
- zonas con severidad baja: > 0.1 a 0.27
- zonas con severidad moderada: > 0.27 a 0.66

- zonas con severidad alta: > 0.66

Índice Diferencial de Agua Normalizado (NDWI)

Este índice fue utilizado para evaluar y monitorear la cantidad de agua que posee la vegetación o los niveles de saturación de humedad del suelo. Así también, fue empleado para identificar áreas con altas concentraciones de humedad. Al igual que con el índice dNBR, los valores obtenidos como resultado del índice NDWI varían entre -1 (extremadamente seco) y +1 (muy húmedo). La categorización de los valores obtenidos fue realizada utilizando los siguientes rangos: humedad baja, humedad media y humedad alta.

6.1.2. Capacidad de respuesta de los ecosistemas

Fauna de vertebrados y abejas polinizadoras

Del total de parámetros evaluados y monitoreados en campo, sólo siete fueron compatibilizados y posteriormente incluidos como métricas de la medición del estado actual de la fauna de vertebrados y abejas polinizadoras que habitan en las áreas quemadas de la región de estudio. Estos parámetros son:

1. Riqueza de especies. Indica la cantidad de especies cuantificadas en las áreas quemadas y las áreas no quemadas.
2. Exponencial del índice de diversidad de Shannon. Modelo matemático que pondera la diversidad de especies en función de sus abundancias relativas, determinando así el grado de equitatividad o estabilidad de las especies dentro de las áreas quemadas con relación con las áreas no quemadas.
3. Inverso del índice de diversidad de Simpson. Modelo matemático que pondera la diversidad en función de las especies más abundantes, lo cual permite determinar el grado de dominancia de los taxones de las áreas quemadas con relación a las áreas no quemadas.
4. Abundancia de individuos. Valor que representa el número promedio de individuos registrados dentro de las áreas quemadas con relación a las áreas no quemadas.
5. Composición de especies (similaridad). Representa la afinidad del ensamblaje taxonómico que conforman las especies de las áreas quemadas con relación a las áreas no quemadas.
6. Estructura poblacional. Compara la organización estructural de la distribución de la abundancia de individuos por cada una de las especies mediante las curvas rango-abundancia; con lo cual se expresa y compara la modificación de la estructura poblacional de las especies dentro de las áreas quemadas con relación a las áreas no quemadas.
7. Estructura de los gremios tróficos. Representa la similaridad y/o disimilaridad del ensamblaje trófico de las especies que conforman las comunidades dentro de las áreas quemadas con relación a las áreas no quemadas.

Flora y vegetación

El estado actual de la flora y vegetación de las áreas quemadas fue evaluado a partir de los siguientes parámetros:

1. Riqueza de especies. Corresponde al número de especies registradas en las áreas quemadas con relación a las áreas no quemadas.
2. Similaridad cuantitativa. Expresa el valor de semejanza taxonómica y estructural de la vegetación remanente en las áreas quemadas con relación a las áreas no quemadas.
3. Recuperación de la biomasa. Fue evaluada mediante la cuantificación de la biomasa vegetal recuperada después de los incendios en las áreas quemadas, la cual fue contrastada con relación a las áreas no quemadas.
4. Regeneración. Evalúa la capacidad de repoblamiento florístico de las especies en las áreas quemadas con relación a las áreas no quemadas.
5. Mortalidad arbórea. Es un parámetro utilizado para medir el impacto de los incendios sobre la composición y estructura de la vegetación, ya que, mientras mayor sea la mortalidad,

mayor serán los cambios fisionómicos y florísticos. La mortalidad de árboles de las áreas quemadas fue comparada con relación a las áreas no quemadas (mortalidad natural).

Categorización de impactos y ponderación ecológica de los parámetros

Los parámetros correspondientes a la flora y vegetación, así como los de la fauna de vertebrados y las abejas polinizadoras fueron categorizados bajo un rango que expresa el nivel impacto o daño de los incendios sobre la biota en las áreas quemadas (1= bajo; 2= medio; 3= alto), siendo las características idóneas las registradas en las áreas no quemadas. Por lo que, mientras más semejante sea el valor de los parámetros en las áreas quemadas con relación a las áreas no quemadas, menor será el nivel de daño o impacto (1= bajo).

Así también, todos los criterios fueron ponderados según su peso o valor de importancia ecológica dentro de los ecosistemas (Tabla 33). Estos valores de ponderación fueron designados según el criterio de los especialistas que participaron en este estudio.

Tabla 33. Ponderación de los criterios utilizados para la medición de la capacidad de respuesta de la biota en las áreas quemadas durante la gestión 2019 en las tierras bajas del departamento de Santa Cruz.

Grupo	Ponderación del Parámetro							Total
	Riqueza de Especies	Exponencial de Shannon	Inverso de Simpson	Abundancia	Composición de Especies	Estructura Poblacional	Estructura del Gremio Trófico	
Entomofauna	15	15	15	15	20	20		100
Mamíferos	15	15	15		30		25	100
Aves	15	20	20	10	20	15		100
Grupo	Riqueza de Especies	Similaridad Cuantitativa	Recuperación de Biomasa	Regeneración	Mortalidad de Árboles	Total		
Flora y Vegetación	15	20	10	15	40	100		

6.2. Resultados

6.2.1. Severidad del incendio

Hasta finales de noviembre del 2019 las áreas quemadas en la región de las tierras bajas del departamento de Santa Cruz (Amazonía, Chiquitania, Pantanal y Chaco) se extendieron sobre poco más de 4.1 millones de hectáreas (Figura 227); en las que, según el índice dNBR la severidad del incendio habría sido predominantemente alta (25.7%) y moderada (68.8%).

Sin embargo, posteriormente, hasta noviembre del 2020 (un año después de los incendios del 2019), las áreas quemadas pasaron a ser clasificadas bajo una severidad de impacto moderada (58.9%) y baja (24.9%; Figura 227). De acuerdo el índice dNBR, desde una perspectiva espectral, los tipos de vegetación que aún no habrían logrado recuperar su cobertura y biomasa vegetal después de los incendios son, el Bosque Chiquitano, los campos y sabanas del Cerrado, el Bosque Chiquitano Transicional al Chaco y la vegetación del Abayoy. Por otro lado, se detectó que el 13% de las áreas quemadas consiguió recuperar completamente su cobertura vegetal (532098 ha; Figura 227); situación que habría ocurrido principalmente en la vegetación de los campos y sabanas del Cerrado (149836 ha), las Formaciones Campestres (148586 ha) y en los Complejos de Palmares de Carandá, Campos Estacionalmente Inundados y Paratodales (65589 ha), donde, el estrato gramíneo-herbáceo vuelve a crecer rápidamente después de las primeras lluvias de verano, incrementando su actividad fotosintética y recuperando su biomasa.

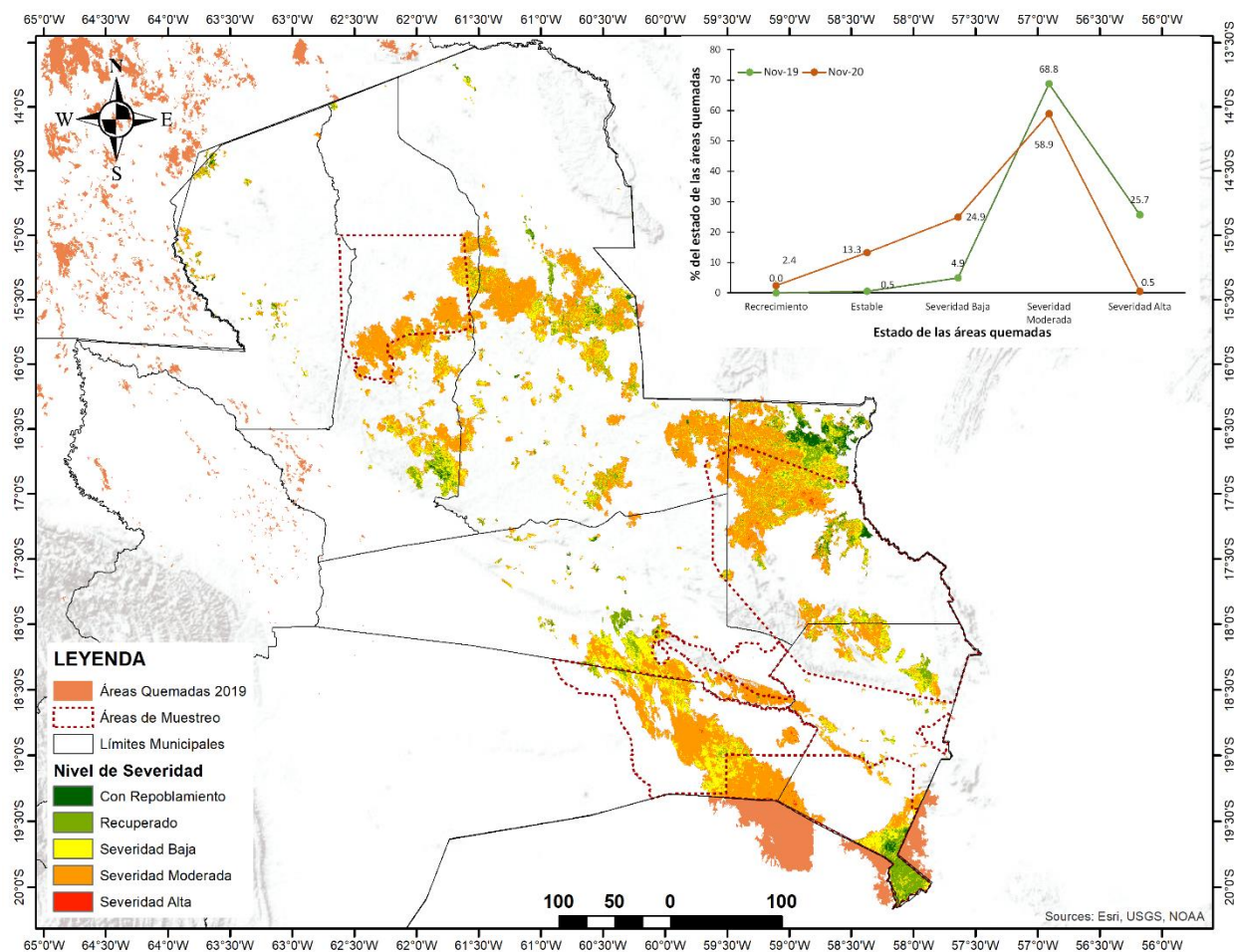


Figura 227. Niveles de severidad de los incendios detectadas mediante el índice dNBR durante noviembre del 2020 en las tierras bajas del departamento de Santa Cruz.

6.2.2. Humedad del suelo y la vegetación

En la región de estudio la humedad del suelo y de la cobertura vegetal registrada hasta mayo del 2019 (antes de los incendios) fue predominantemente alta (39.5%) y media (47.2%). Sin embargo, después de los incendios (noviembre del 2019) los niveles de humedad se redujeron significativamente en las áreas quemadas (14.2% de áreas con alta humedad), incrementándose la extensión de áreas con humedad baja (42.9%).

A un año de la ocurrencia de los incendios (noviembre del 2020), la humedad de la cobertura vegetal y los suelos se incrementó sutilmente con relación a noviembre del 2019, pues el 16.9% de las áreas quemadas concentraron una humedad alta, y el 51.7% una humedad media (Figura 228).

Así también, durante noviembre del 2020 los tipos de vegetación que concentraron una baja humedad vegetal y edáfica fueron el Abayoy y el Bosque Chiquitano Transicional al Chaco en la región del ACeIE Ñembi Guasu, el PNYANMI Otuquis y el APM/UCPN Tucabaca; y el Bosque Chiquitano de la región de la TCO Monteverde (Figura 228). Por otro lado, las áreas que presentaron una considerable concentración de humedad estuvieron localizadas en la región del Pantanal, en formaciones vegetales donde la forma de vida gramíneo-herbácea es dominante, tales como, los Campos Estacionalmente Inundados, y los Complejos de Palmares de Carandá, Campos Estacionalmente Inundados y Paratodales.

Debido al cambio de la estacionalidad climática (estación seca), muchas veces estas áreas también pueden detectarse como zonas con baja humedad vegetal y edáfica, ya que durante la época más seca

del año las plantas gramíneo-herbácea pueden perder hasta el 70% de su humedad intrínseca, dando una apariencia espectral de vegetación no saludable o perturbada.

La gran extensión de áreas con humedad media detectada en noviembre del 2020 puede atribuirse principalmente a la estacionalidad climática, y no así al impacto de los incendios; ya que, en coberturas forestales como el Bosque Chiquitano, los árboles pierden sus hojas como una estrategia de sobrevivencia ante la escasez de agua y el incremento del estrés hídrico.

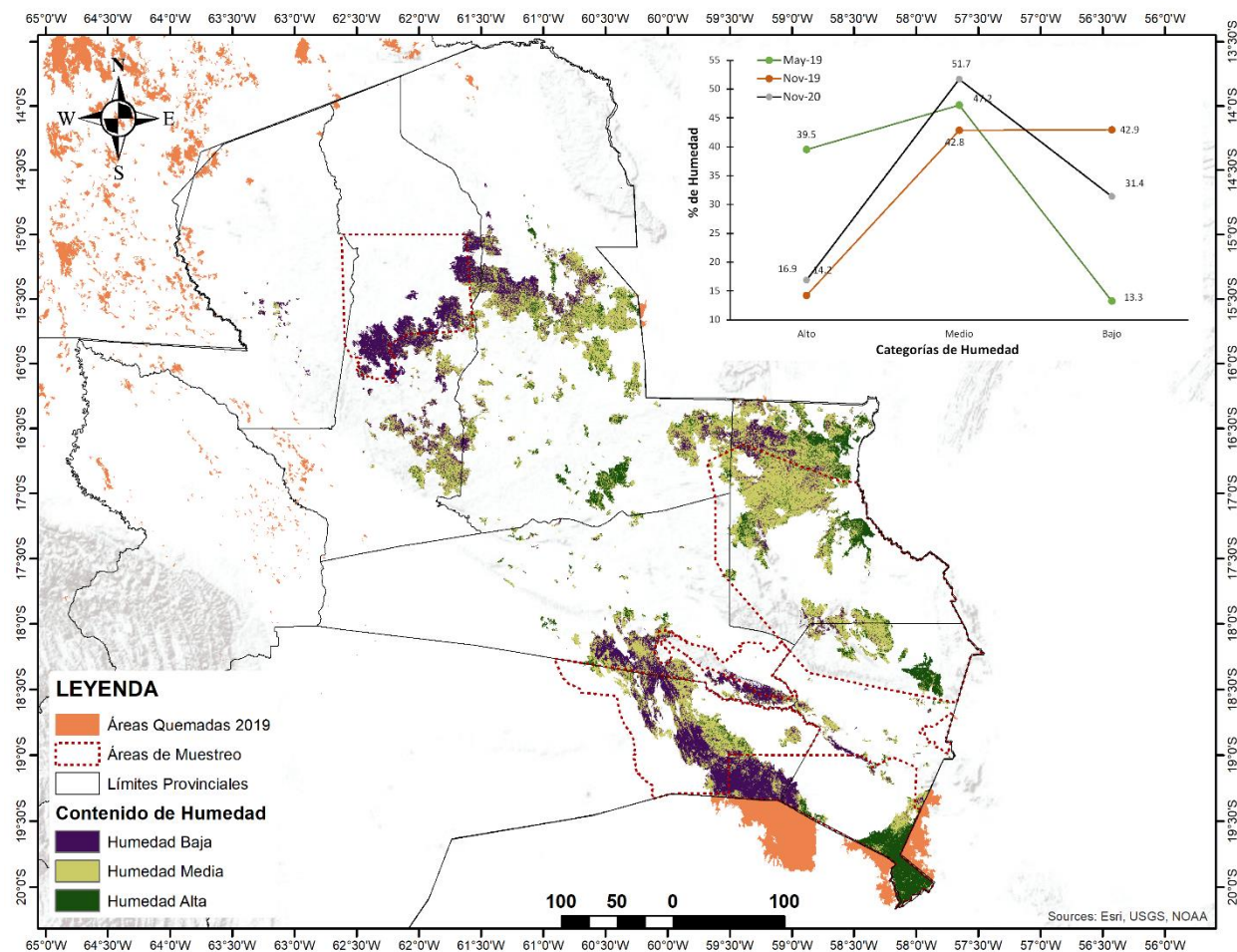


Figura 228. Niveles de humedad contenido en el suelo y la vegetación (noviembre del 2020) en las áreas afectadas por los incendios durante la gestión 2019 en las tierras bajas del departamento de Santa Cruz.

6.2.3. Severidad de quema y coberturas afectadas

De acuerdo con la evaluación de la Severidad de Quema (Figura 229), de los 4.1 millones de ha quemadas, aparentemente el 51.3% ya habría logrado recuperarse del efecto e impacto de los incendios (Figura 229; baja severidad de quema), tanto, física como biológicamente, no presentando diferencias significativas con relación a las áreas no quemadas. Los tipos de vegetación con mayor extensión de áreas recuperadas son los campos y sabanas del Cerrado (878365 ha), las formaciones Campestres (326800 ha) y el Bosque Chiquitano (346418 ha).

Así también, el 33.5% de las áreas afectadas están en un proceso relativamente avanzado de recuperación, y, de no ocurrir otro evento de perturbación, éstas podrían llegar a recuperarse completamente después de la estación lluviosa en el 2021 (Figura 229).

Por otro lado, el 15.2% de las superficies quemadas resultaron severamente afectadas (alta severidad de quema), tanto física como biológicamente; pues, con relación a las áreas no quemadas, el impacto de los incendios habría alterado significativamente la estructura y composición de las comunidades

(plantas, animales y polinizadores), así como su riqueza y diversidad de especies, provocando serias modificaciones en la configuración paisajística de la región. Los tipos de vegetación más afectados fueron el Abayoy (539930 ha) y el Bosque Chiquitano Transicional al Chaco (69029 ha).

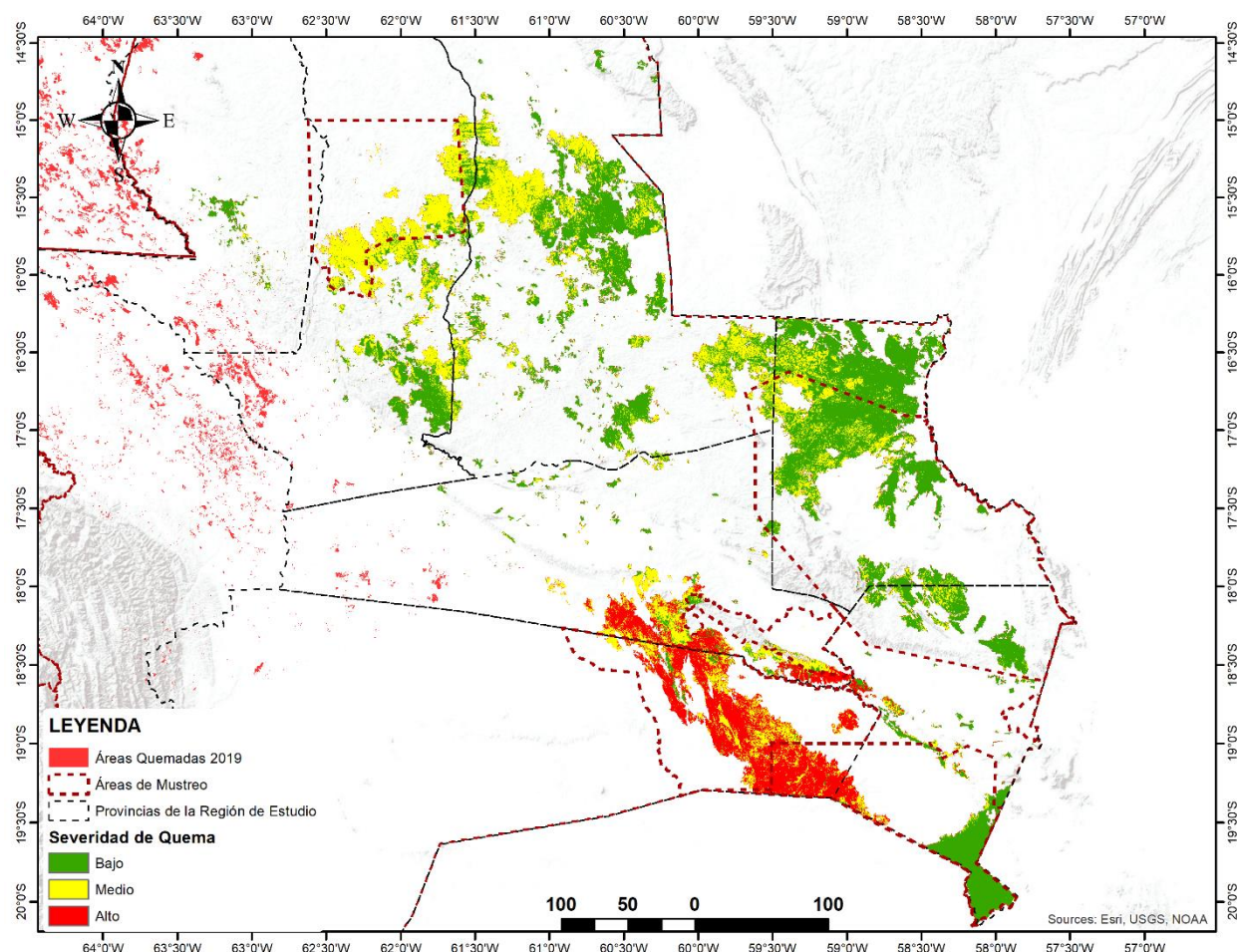


Figura 229. Espacialización de los niveles de severidad de quema provocada por los incendios durante la gestión 2019 en las tierras bajas del departamento de Santa Cruz.

Considerando sólo los parámetros concernientes al componente flora y vegetación (Tabla 33), el 79.6% del total de áreas quemadas aún poseen una cobertura vegetal semejante a sus homólogas no quemadas (Figura 230), conservando su fisonomía, riqueza, composición y productividad, por lo que estas áreas no requerirían de la inversión, planificación y ejecución de un plan de restauración asistida.

Por otro lado, el 20.4% restante de las superficies quemadas (817898 ha), como consecuencia de la severidad de los incendios, la cobertura y estructura fisionómica de la vegetación fue modificada significativamente con relación a las áreas no quemadas (Figura 230). En estas áreas, las cuales están localizadas principalmente en el ACeIE Ñembi Guasu, el PNYANMI Otuquis y el APM/UCPN Tucabaca, la mortalidad arbórea promedio superó el 70%, siendo la vegetación de Abayoy y del Bosque Chiquitano Transicional al Chaco los más afectados. Por lo que, para disminuir el tiempo de recuperación de la cobertura vegetal natural será necesaria la inversión, planificación y ejecución de un plan de restauración asistida, la cual deberá ir de acorde con políticas públicas que garanticen dicha inversión.

Evaluación de impactos ecológicos en áreas afectadas por quemas e incendios

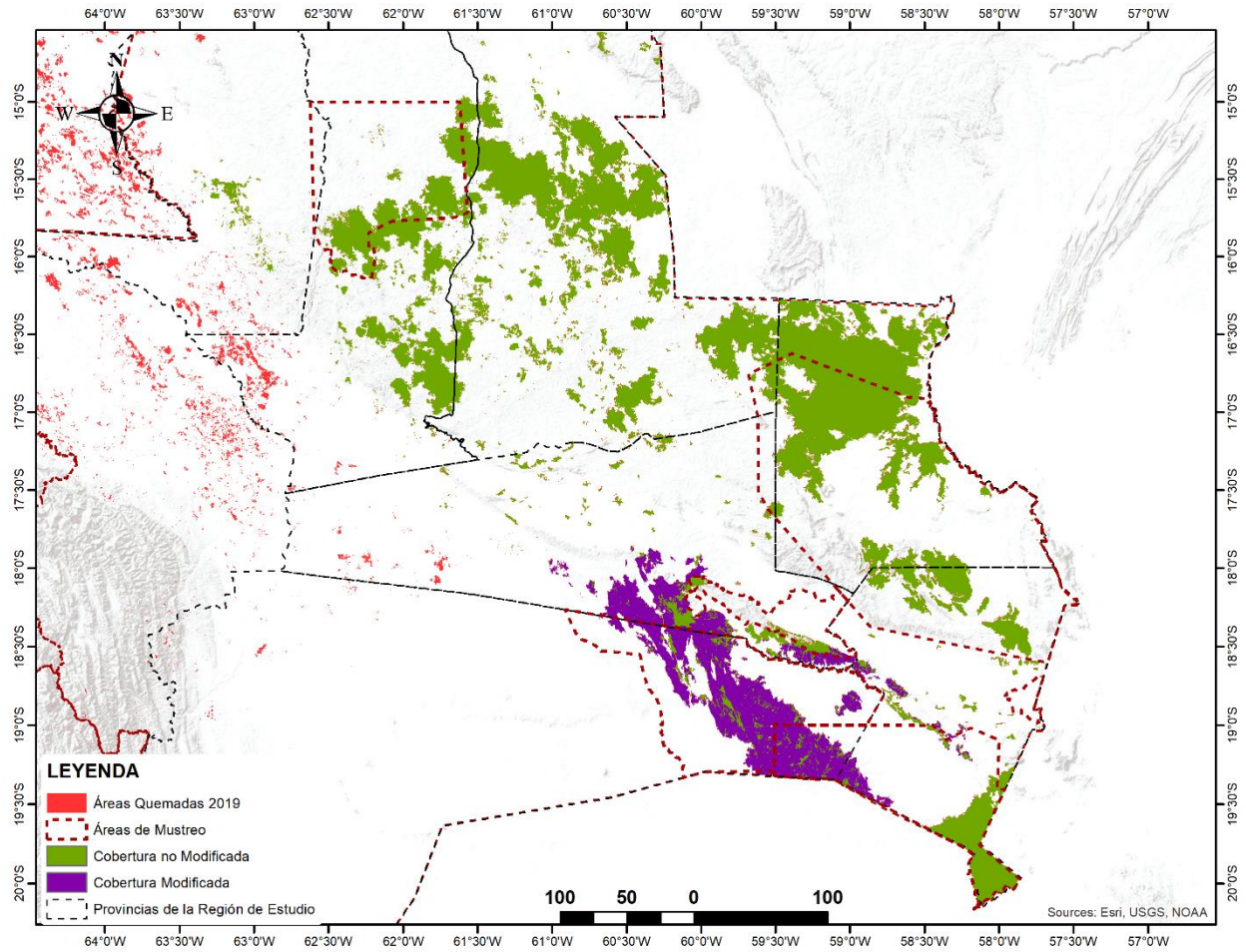


Figura 230. Espacialización de los niveles de severidad de sobre la cobertura vegetal en las tierras bajas del departamento de Santa Cruz.



Conclusiones



7. CONCLUSIONES

El impacto generado por los incendios sobre el medio físico (paisaje, humedad y reflectancia espectral) y la biocenosis (flora y vegetación, fauna y entomofauna) se diferenció y/o cambió, sutil y/o contrastantemente con relación a las áreas no quemadas en función del tiempo transcurrido desde la finalización del evento de quema, el cambio de la estacionalidad climática, la región de estudio (Amazonía, Chiquitania, Pantanal y Chaco), el grupo taxonómico (anfibios, reptiles, aves, mamíferos y abejas) y los parámetros de medición empleados para determinar la denominada “*severidad de quema*” (productividad, índices espectrales, riqueza, abundancia, diversidad, composición taxonómica, y de gremios tróficos del ensamblajes).

La evaluación de daños realizada mediante los índices espectrales tendió a sobredimensionar espacial y categóricamente la severidad del impacto de los incendios, ya que, según los rangos establecidos para estas métricas, un año después de la ocurrencia del evento de perturbación las áreas quemadas aún no habrían alcanzado a recuperarse completamente.

Sin embargo, esta situación no fue del todo evidenciada y medida durante el trabajo de campo, pues, el impacto de los incendios sobre la biocenosis cambió drásticamente en función del tipo de vegetación y la estacionalidad climática. Las características de la biocenosis en las formaciones campestres, sabánicas y el Bosque Chiquitano no se diferenció significativamente de las registradas en sus homólogos no quemados, lo cual indica una alta capacidad de respuesta y recuperación post-incendio. Sin embargo, este escenario contrastó drásticamente con relación al impacto generado por los incendios sobre la biocenosis en el Abayoy y el Bosque Chiquitano de Transición al Chaco en el ACeIE Ñembi Guasu, el PNYANMI Otuquis y el APM/UCPN Tucabaca, donde particularmente el fuego provocó una elevada mortalidad de árboles, lo cual conllevó a la disminución y/o modificación de la riqueza y diversidad de plantas y animales, así como la alteración de la composición y estructura de sus comunidades.

La determinación de la magnitud del impacto de los incendios desde el enfoque de *severidad de quema* permitió conciliar y aprovechar eficientemente la información espectral y la capacidad de respuesta de la biocenosis (valorada a partir de datos de campo), obteniendo así una mejor aproximación del estado actual de las áreas quemadas; pero además, también permitió identificar sitios claves donde la implementación de esfuerzos de restauración inducida es imperante, ya que actualmente la capacidad regenerativa natural de la biota es extremadamente baja.

Finalmente, este estudio es el primer trabajo de investigación que analiza y evalúa la severidad del impacto de los incendios desde una perspectiva espacial y mediante muestreos *in situ*, siendo así un referente a nivel nacional, el cual podrá ser utilizado para futuros estudios de monitoreo.

8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Anderson S. 1997. Mammals of Bolivia, taxonomy and distribution. Bulletin of the American Museum of Natural History.
- Angulo A.; J. Rueda-Almonacid; J. Rodríguez & E. La Marca. 2006. Técnicas de inventario y monitoreo para los anfibios de la región tropical Andina. Editorial Formas e Impresos S.A. Bogotá.
- Bautista F.; J.L. Palacio; R. Páez; E. Carmona & M.C. Delgado. 2011. Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales. Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental. México, DF.
- Bowman D.M.; J.K. Balch; P. Artaxo; W.J. Bond; J.M. Carlson; M.A. Cochrane; C.M. D'Antonio; R.S. DeFries; J.C. Doyle & S.P.J.s. Harrison. 2009. Fire in the earth system. 324(5926): 481-484.
- Buckland S.T.; D.R. Anderson; K.P. Burnham; J.L. Laake; D.L. Borchers & L. Thomas. 2001. Introduction to distance sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford University Press. Oxford, UK.
- Chao A.; N.J. Gotelli; T.C. Hsieh; E.L. Sander; K.H. Ma; R. Colwell & A. Ellison. 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. Ecological Monographs 84(1): 45-67.
- Chao A.; Y. Kubota; D. Zelený; C. Chiu; C. Li; B. Kusumoto; M. Yasuhara; S. Thorn; C. Wei; M. Costello & R. Colwell. 2020. Quantifying sample completeness and comparing diversities among assemblages. Ecological Research 35: 292-314.
- Chergui B.; S. Fahd; X. Santos & J.G. Pausas. 2018. Socioeconomic dynamics drive fire regime variability in the Mediterranean Basin. Ecosystems: 619-628.
- Chuvieco E.; D. Riaño; F.M. Danson & P. Martin. 2006. Use of a radiative transfer model to simulate the postfire spectral response to burn severity Journal of Geophysical Research 11: G04S09.
- CITES. Checklist of CITES. *Checklist of CITES*. Sitio Web: <https://www.cites.org/>
- Córdova J.; C. Torres; J. Suárez & J. Williams. 2009. Anfibios y Reptiles. pp 166-195. en: Soave, W.; G. Mange; V. Ferreti & C. Galliar (eds.), Diversidad Biológica en la Amazonía Peruana. La Plata.
- Egwumah F.A.; P.O. Egwumah & D.I. Edet. 2017. Paramount roles of wild birds as bioindicators of contamination. International Journal of Avian & Wildlife Biology 2(1):194-200.
- Embert D. & S. Reichle. 2008. Guía de anfibios y reptiles de la Chiquitanía. Fundación para la Conservación del Bosque Chiquitano. Santa Cruz.
- FAN. 2014. Incendios y quemas en Bolivia: Análisis histórico de 2000 a 2013. Doc. Tec. Editorial Fundación Amigos de la Naturaleza. Santa Cruz.
- FAN. 2019. Incendios forestales en Bolivia 2019. Fundación Amigos de la Naturaleza. Santa Cruz.
- Feinsinger P. 2004. El diseño de estudios de campo para la conservación de la biodiversidad. Fundación Amigos de la Naturaleza. Santa Cruz.
- Feinsinger P. & I. Ventosa. 2014. Suplemento decenal al texto: el diseño de estudios de campo para la conservación de la biodiversidad. Fundación Amigos de la Naturaleza. Santa Cruz.
- Ferreira D.; C. Pinho; J.C. Brito & X. Santos. 2019. Increase of genetic diversity indicates ecological opportunities in recurrent-fire landscapes for wall lizards. Scientific Reports: 1-10.
- Frost D.R. Amphibian species of the world. *Amphibian species of the world*. Sitio Web: <https://amphibiansoftheworld.amnh.org/>
- Gardner A.L. 2008. Mammals of South America – Marsupials, Xenarthrans, Shrews and Bats. The University of Chicago Press. London-Chicago.

- Gómez-Sánchez E.; J. de las Heras; M. Lucas-Borja & D. Moya. 2017. Ajuste de metodologías para evaluar severidad de quemado en zonas semiáridas (SE peninsular): incendio Donceles 2012. *Revista de Teledetección* 49(número especial): 103-113.
- Gonzales M.; W. Himmelsbach; J. Jimenez & B. Muller. 2005. Reconstruction of fire history in pine-oak forests in the Sierra Madre Oriental, Mexico. *Forestarchiv* 76: 138-143.
- González de Vega S.; J. de las Heras; E. Gómez-Sánchez & D. Moya. 2015. Response of plant communities in the short-term after fire: influence of fire severity and resilience. *Flamma* 6(3): 149-153.
- Herzog S.; S. Terril; A. Jahn; J. Remsem; O. Maillard; V. García-Solíz; R. MacLeod; A. McCormick & J. Vidoz. 2017. *Aves de Bolivia: Guía de campo*. Asociación Armonía. Santa Cruz.
- Heyer R.; D. Maureen; R. McDiarmid; H. Lee-Ann & M. Foster. 1994. *Measuring and monitoring biological diversity. Standard Methods for Amphibians*. Smithsonian Institution Press. Washington DC.
- Hsieh T.C.; K.H. Ma & A. Chao. 2020. iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity.
- Hsieh T.C.; K.H. Maand & A. Chao. 2016. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution* 7: 1451-1456.
- Jain T.B. 2004. Tongue-tied: Confused meanings for common fire terminology can lead to fuels mismanagement. *Wildfire* 22: 22-26.
- Kassambara A. & F. Mundt. 2020. factoextra: extract and visualize the results of multivariate data analyses.
- Keeley J.E. 2009. Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire* 18: 116-126.
- Key C.H. 2006. Ecological and sampling constraints on defining landscape fire severity. *Fire Ecology* 2: 34-59.
- Key C.H. & N.C. Benson. 2006. Landscape assessment (LA): sampling and analysis methods. pp 1-55. en: Lutes, D.C.; R.E. Keane; J.F. Caratti; C.H. Key; N.C. Benson; S. Sutherland & L.J. Gangi (eds.), FIREMON: Fire effects monitoring and inventory system. USDA Forest Service General Technical Report RMS-GTR-164CD. Fort Collins: Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. Washington, DC.
- Kindt R. & R. Coe. *Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies*. World Agroforestry Centre (ICRAF). Nairobi.
- Krebs C.J.; D. Reid; A. Kenny; D. Morris & S. Gilbert. 2008. Small mammal population monitoring. *Arctic WOLVES sampling protocols*. Arctic WOLVES sampling protocols - v4.
- Le S.; J. Josse & F. Husson. 2008. FactoMineR: An R package for multivariate analysis. *Journal of Statistical Software* 25: 1-18.
- Lehmann C.E.R.; S.I. Higgins; R.J. Williams; J. Ratnam; J. Russell-Smith; R. Haidar; T.M. Anderson; S. Archibald; R.J. Fensham; J. San Jose; C.M. Ryan; M. Sankaran; W.A. Hoffmann; J. Felfili; R. Montes; D.M.J.S. Bowman; N.P. Hanan; L.B. Hutley; D. Franklin; G. Durigan & W.J. Bond. 2014. Savanna vegetation-fire-climate relationships differ among continents. *Science* 343: 458-552.
- Lips K.; J. Reaser; B. Young & R. Ibañez. 2001. *Monitoreo de anfibios en América Latina: manual de protocolos*. México, DF.
- Llovería R.M.; F. Pérez-Cabello; A. García-Martín; L. Vlassova & J. De_la_Riva_Fernández. 2014. La severidad del fuego: revisión de conceptos, métodos y efectos ambientales. pp 427-440. en: Arnáez, J.; P. González-Sampériz; T. Lasanta & B.L. Valero-Garcés (eds.), *Geoecología, cambio*

- ambiental y paisaje: homenaje al profesor José María García Ruiz. Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC), Universidad de La Rioja. Logroño.
- López M.J. & V. Caselles. 1991. Mapping burns and natural reforestation using thematic Mapper data. *Geocarto International* 6: 31-37.
- Márquez R.; I. De La Riva; J. Bosch & E. Matheu. Guía sonora de sapos y ranas de Bolivia. *Alosa, sonidos de la naturaleza y Fonoteca Zoológica*. Sitio Web: <http://www.fonozoo.com>
- Meyer D. & C. Buchta. 2019. Proxy: distance and similarity measures.
- MMAP. 2015. Guía de inventario de la fauna silvestre. Ministerio del Ambiente, Dirección General de Evaluación, Valoración y Financiamiento del Patrimonio Natural. Lima.
- MMAyA. 2009. Libro rojo de la fauna de vertebrados silvestres de Bolivia. Ministerio de Medio Ambiente y Agua. La Paz.
- Montes C. & O. Sala. 2007. La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio. Las relaciones entre el funcionamiento de los ecosistemas y el bienestar humano. *Ecosistemas* 16(3): 137-147.
- Moreno C.E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Manual y tesis, Sociedad Entomológica Aragonesa. Zaragoza.
- Morfin-Ríos J.E.; E.J. Jardel; E. Alvarado & J.M. Michel-Fuentes. 2012. Caracterización y cuantificación de combustibles forestales. Comisión Nacional Forestal-Universidad de Guadalajara. Guadalajara.
- Munguia-Vega A.; R. Rodriguez-Estrella; W.W. Shaw & M. Culver. 2013. Localized extinction of an arboreal desert lizard cause by habitat fragmentation. *Biological conservation*: 11-20.
- Musser G.G.; M.D. Carleton; E.M. Brothers & A.L. Gardner. 1998. Systematic studies of oryzomyine rodents (Muridae, Sigmodontinae): diagnoses and distributions of species formerly assigned to *Oryzomys*.
- Myers R.L. 2006. Convivir con el fuego—Manteniendo los ecosistemas y los medios de subsistencia mediante el Manejo Integral del Fuego. The Nature Conservancy. Tallahassee.
- Nakashima Y.; K. Fukaswa & H. Samehima. 2018. Estimating animal density without individual recognition using information derivable exclusively from camera traps. *Journal of Applied Ecology*: 735-744.
- Navarro R.M.; P. Fernández & S. Escuin. 2014. Evaluacion de daños producidos por incendios forestales mediante imágenes de satélite. Propuesta de restauración. Doc. Departamento de Ingeniería Forestal. Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos y de Montes. Universidad de Córdoba. Córdoba.
- Oksanen J.; F.G. Blanchet; M. Friendly; R. Kindt; P. Legendre; D. McGlenn; P.R. Minchin; R.B. O'Hara; G.L. Simpson; P. Solymos; M.H.H. Stevens; E. Szoecs & H. Wagner. 2016. Community Ecology Package. Version 2.4-1. Available from <https://github.com/vegandevs/vegan/issues>.
- Parra-Lara A. & F. Bernal-Toro. 2010. Incendios de cobertura vegetal y biodiversidad: Una mirada a los impactos y efectos ecológicos potenciales sobre la diversidad vegetal. *El Hombre y la Máquina*: 67-81.
- Patil I. 2018. ggstatsplot: 'ggplot2' based plots with statistical details. CRAN.
- Patten M.A. & J.C. Burger. 2018. Reserves as double-edged sword: Avoidance behavior in an urban-adjacent wildland. *Biological conservation*: 233-239.
- Patton J.L.; M. Da Silva & J. Malcolm. 2000. Mammals of the río juruá and the evolutionary and ecological diversification of Amazonia. *Bulletin of the American Museum of Natural History*.

- Patton J.L.; U. Pardiñas & G. D'elía. 2015. Mammals of South America, Rodents. The University of Chicago Press. Chicago - London.
- Pausas J.G. & C.L. Parr. 2018. Towards an understanding of the evolutionary role of fire in animals. *Evolutionary Ecology*: 113-125.
- Pereira D.; C. Keller & E. Martins. 2011. An evaluation of field techniques for monitoring terrestrial mammal populations. *Mammalian Biology*: 401-408.
- Quiroga L.G. 2015. Implementación de un índice de posibilidad de incendio para las Sierras de Córdoba. Tesis presentada para optar al título de: Magister en Aplicaciones Espaciales de Alerta y Respuesta Temprana a Emergencias. Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba.
- R Core Team. 2020. R: A Language and environment for statistical computing. Vienna, Austria.
- Ribeiro J.F. & B.M.T. Walter. 2008. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. pp 150-211. en: Sano, S.M.; S.P. Almeida & J.F. Ribeiro (eds.), *Cerrado: Ecologia e Flora*. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília, DF.
- RStudio Team. 2020. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, M. A.
- Rueda J.; F. Castro & C. Cortez. 2006. Técnicas para el inventario y muestreo de anfibios: una compilación. en: Angulo, A.; J. Rueda-Almohacid; J. Rodríguez-Mahecha & E. La Marca (eds.), *Técnicas de inventario y monitoreo para los anfibios de la región tropical Andina*. Panamericana, formas e impresos. Bogotá.
- Santos X. & M. Cheylan. 2013. Taxonomic and functional response of a Mediterranean reptile assemblage to a repeated fire regime. *Biological Conservation*: 90-98.
- Simms A.; M. Scott; S. Watson & S. Leonard. 2019. Attenuated post-fire fauna succession: the effects of surrounding landscape context on post-fire colonisation of fauna. *Wildlife Research* 46: 247-255.
- Simula M.J.F.R.A.W.P. 2009. Towards defining forest degradation: comparative analysis of existing definitions.
- Sokal R.R. 1961. Distance as a measure of taxonomic similarity. *Systematic Zoology* 10(2): 70-79.
- Swan M.; F. Christie; H. Sitters; A. York & J. Di Stefano. 2015. Predicting faunal fire responses in heterogeneous landscapes: the role of habitat structure. *Ecological Applications*: 2293-2305.
- The Nature Conservancy. 2004. El Fuego, los ecosistemas y la gente: una evaluación preliminar del fuego como un tema global de conservación. Iniciativa Mundial sobre el Fuego. IUCN, WWF y TNC.
- Uetz P. & J. Hošek. The Reptile Database. *The Reptile Database*. Sitio Web: <http://www.reptile-database.o>
- IUCN. Red List of Threatened Species. *Red List of Threatened Species*. Sitio Web: <http://www.iucnredlist.org/>
- Voss R.S. & L.H. Emmons. 1996. Mammalian diversity in Neotropical lowland rainforests: a preliminary assessment. *Bulletin of the American Museum of Natural History*.
- Wilson D.E.; F.R. Cole; J.D. Nichols; R. Rudran & M.S. Foster. 1996. Measuring and monitoring biological diversity: Standard Methods for Mammals. Smithsonian Institution Press. Washington, D.C.



Fundación Amigos de la Naturaleza

Km 7 1/2 Doble Vía a La Guardia

Tel: (591-3) 355-6800 Fax: (591-3) 354-7383 e-mail: fan@fan-bo.org

www.fan-bo.org