

ISSN 0716 - 0178



MINISTERIO DE EDUCACION PUBLICA
DIRECCION DE BIBLIOTECAS, ARCHIVOS Y MUSEOS



ANALES

MUSEO de HISTORIA NATURAL
de VALPARAISO

CHILE

ISSN 0716-0178



MINISTERIO DE EDUCACION PUBLICA
DIRECCION DE BIBLIOTECAS, ARCHIVOS Y MUSEOS



ANALES

MUSEO de HISTORIA NATURAL de VALPARAISO

CHILE

EDICIONES DE LA DIRECCION DE BIBLIOTECAS ARCHIVOS Y MUSEOS

Ministro de Educación Pública
Subsecretario de Educación
Director de Bibliotecas Archivos y Museos
Jefe Departamento de Museos
Conservador del Museo de
Historia Natural de Valparaíso

JORGE ARRATE MAC-NIVEN
JULIO BALLADARES MUÑOZ
SERGIO VILLALOBOS RIVERA
DANIEL QUIROZ LARREA
ANA AVALOS VALENZUELA

ANALES DEL MUSEO DE HISTORIA NATURAL DE VALPARAISO

EDITORES

SERGIO ZUNINO T. Museo de Historia Natural de Valparaíso,
FRANCISCO SAIZ G. Universidad Católica de Valparaíso

CONSULTORES

Camousseigh M., Ariel Museo Nacional de Historia Natural Santiago
Riveros G., Guillermo Universidad de Playa Ancha de
Ciencias de la Educación
Solervicens, Jaime Universidad Metropolitana de
Ciencias de la Educación

Edición de 600 ejemplares
Museo de Historia Natural de Valparaíso
Condell 1546 Casilla 3208 Correo 3 Teléfono 25 74 41
Valparaíso - Chile
1993

Revista indexada en

Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts
Bulletin Signalétique
Zoological Record

**ANALES
DEL
MUSEO DE HISTORIA NATURAL
VALPARAISO - CHILE**

Vol.21

1990

INDICE

Pág.

Incendios Forestales en el Parque Nacional La Campana, Sector Ocoa, V Región, Chile. I. Problema e Incidencia de Incendios Forestales en Chile FRANCISCO SAIZ	5
Incendios Forestales en el Parque Nacional La Campana, Sector Ocoa, V Región, Chile. II Efecto sobre el Estrato Arbustivo-Arbóreo RODRIGO VILLASEÑOR y FRANCISCO SAIZ	15
Incendios Forestales en el Parque Nacional La Campana, Sector Ocoa, V Región, Chile. III Efecto sobre el Estrato Herbáceo RODRIGO VILLASEÑOR y FRANCISCO SAIZ	27
Incendios Forestales en el Parque Nacional La Campana, Sector Ocoa, V Región, Chile. IV Fauna del Suelo FRANCISCO SAIZ y JESSICA BASCUÑAN	33
Incendios Forestales en el Parque Nacional La Campana, Sector Ocoa, V Región, Chile. V Blattodea, Formicidae y Mutillidae. Impacto y Recuperación FRANCISCO SAIZ y CARLOS CARVAJAL	51
Incendios Forestales en el Parque Nacional La Campana, Sector Ocoa, V Región, Chile. VI Coleópteros Epigeos. Impacto y Recuperación FRANCISCO SAIZ, JAIME SOLERVICENS y CARLOS VIVAR	63
Incendios Forestales en el Parque Nacional La Campana, Sector Ocoa, V Región, Chile. VII Artrópodos Asociados a Hojarasca, excepto Coleóptera, Blattodea, Formicidae y Mutillidae. FRANCISCO SAIZ y JESSICA BASCUÑAN	77
Cartografía de los Incendios Forestales en la 5ª Región SERGIO ZUNINO y GUILLERMO RIVEROS	85

INCENDIOS FORESTALES EN EL PARQUE NACIONAL LA CAMPANA, SECTOR OCOA, V REGION, CHILE.

I. PROBLEMA E INCIDENCIA DE INCENDIOS FORESTALES EN CHILE.

FRANCISCO SÁIZ

ABSTRACT

A general synthesis of the characteristics of forestry wildfires and of its effects, both in vegetal and soil arthropods communities is submitted.

An exhaustive documentation over the incidence and the types of vegetal combustibles compromised by forestry wildfires in Chile in general and of the V Region (in mediterranean climate zone) in particular, is given.

Finally, the general design of the investigation held in National Park La Campana, Ocoa Sector, V Region, compromising the vegetation (herbaceous, shrubby and arboreal) and the arthropod communities associated to soil (hipogeous mesofauna and litter fauna) is described.

Key Words: Forestry Wildfires, Description Research, Fire Incidence, National Park, La Campana, Chile.

INTRODUCCION

El presente artículo tiene el carácter de introductorio a una serie de trabajos derivados de dos años de investigación sobre la evolución de los efectos de un gran incendio forestal ocurrido en el Parque Nacional La Campana, V Región, Chile. Los aspectos considerados en ella se refieren a vegetación herbácea, vegetación arbustiva y arbórea, fauna del suelo, coleópteros epígeos, Blattodea, Formicidae y Mutillidae y al resto de la fauna de artrópodos epígeos, los que serán presentados en trabajos independientes.

Por lo tanto, aquí se presenta solamente una introducción general al tema de los incendios forestales, ya que los aspectos particulares serán tratados en los respectivos trabajos. Igualmente, se documentará detalladamente la magnitud actual del problema de los incendios forestales en Chile, haciendo especial énfasis en aquéllos que afectan a la V Región del país. Finalmente, se comentan las características generales de la situación estudiada y se explica el diseño general de la investigación, el que involucra a la totalidad de los trabajos particulares.

INTRODUCCION AL TEMA DE LOS INCENDIOS FORESTALES

El fuego ha sido un componente habitual del devenir del planeta prácticamente desde el inicio del desarrollo de los ecosistemas. Los rayos y las erupciones volcánicas han sido siempre causa de igniciones naturales, siendo su acción particularmente relevante en algunas zonas climáticas particulares. Con el tiempo se agregan las autocombustiones como causales naturales de incendios (Wright y Bailey 1982, Trabaud 1981, Naveh 1975). En general, el fuego es un factor de modificación de la diversidad y de la estabilidad de los ecosistemas, transformándose en una fuerza evolutiva de gran importancia. El hombre, junto al desarrollo de sus civilizaciones, ha ampliado el espectro de ecosistemas bajo su influencia, llevando el fuego a zonas que naturalmente no estaban afectas a él y, a la vez, ha intensificado su frecuencia de ocurrencia general. También ha incorporado este elemento como un instrumento más de acción sobre el medio, al incorporarlo a sus técnicas de labranza y de control de plagas (Barret 1980, Trabaud 1981, Warren et al 1987, Edwards 1984).

En consecuencia, se distinguen dos grandes tipos de ecosistemas desde este punto de vista: pirófilos y no pirófilos. En éstos últimos el fuego no está naturalmente integrado a la funcionalidad del ecosistema y su presencia conlleva, por lo general, efectos drásticos, ya que la regeneración es deficiente a causa de la inadaptación histórica de sus componentes al fuego y a que su lenta recuperación facilita la instalación de elementos colonizadores no propios del sistema afectado (Trabaud 1981).

En los ecosistemas pirófilos el fuego es componente de igual jerarquía que el clima, pudiendo distinguirse entre pirófilos pasivos y activos. Los primeros resisten el paso del fuego por adaptaciones defensivas como el espesor de la corteza, la baja inflamabilidad del follaje, etc., no siendo estimulados por el fuego. Los activos, en cambio, arden fácilmente pero regeneran muy rápidamente, en ellos la regeneración o la germinación es estimulada y tanto plantas como animales están adaptados a su presencia más o menos regular. Dos tipos generales de respuestas de los vegetales corresponden a estas adaptaciones: estímulo del crecimiento vegetativo y estímulo de la diseminación de semillas. Los bosques secos de *Eucalyptus* del sur y oeste de Australia son buenos ejemplos (Le Houérou 1981, Trabaud 1981).

Los efectos del fuego en los ecosistemas son tanto directos o inmediatos como indirectos o mediatos. Los primeros derivan de la propia combustión e implican disipación total o parcial de la biomasa vegetal y la muerte o lesión seria de animales. Los indirectos derivan tanto de la alteración química, térmica e hídrica del suelo como de otras modificaciones del hábitat. Ambos tipos de efectos dependen de las características del sustrato (tipo de suelo, calidad y cantidad de materia orgánica, humedad del suelo, calor específico y conductividad térmica del suelo, etc.), de la naturaleza y condición de los combustibles involucrados (herbáceos, leñosos, resinosos, humedad y compacticidad del combustible, etc.), del tipo de incendio en consideración (subterráneos, superficiales de cabeza (Headfires) o de cola (Backfires), de corona o copa, de alta intensidad con distribución en manchas), de la intensidad y duración del fuego, de su reiteración, de la intensidad y distribución de las precipitaciones post incendio, las que son causantes de erosión y de sus consecuencias como embancamientos de puertos, ríos y alcantarillados, etc. (Wright y

Bailey 1982, Chandler et al 1983, Van Wagner 1983).

En la literatura se mencionan variados roles del fuego, entre los que se destaca su participación en la dinámica vegetalacional (Tomaselli 1976, Booyesen y Tainton 1984) al favorecer la supervivencia y crecimiento de algunas especies en particular y de limitar el de otras. Mutch (1970) estima que el fuego reemplaza, en climas secos, a la descomposición bacterial y fungal como agente degradador de hojarasca, permitiendo el reciclaje de su contenido mineral. Odum (1972) sostiene que se alterna con antibióticos para mantener cambios rítmicos en la vegetación, ya que el fuego es eficaz como alterador de toxinas que estarían limitando el desarrollo de determinadas plantas. Otro rol sería la mantención de los ecosistemas en situaciones sucesionales, incrementando la diversidad específica (Rowe y Scotter 1973, Strang 1973, Taylor 1972).

Respecto a la acción sobre el suelo y sus nutrientes hay acuerdo casi generalizado de que el fuego provoca: a) disminución de la capacidad de retención de agua en el suelo, b) incremento de la erodabilidad, c) aumento de la concentración de nutrientes como iones básicos (Ca, K, Mg), los que tienden a elevar el pH de suelos ácidos y d) concentración de fósforo en las capas superiores del mismo. En cuanto al nitrógeno, hay versiones contrarias en cuanto a su paso al suelo. Ello dependería del nivel de la combustión: si ella es completa el N se perdería en la atmósfera, si no, parte de él queda en el suelo. Posteriormente, las tasas de pérdida de N estarían compensadas por el incremento de las tasas de fijación, acción que se vería favorecida por el incremento del pH (Chandler et al 1983, Stone 1971, Wagle y Kitchen 1971, Wells 1971).

El efecto sobre los vertebrados, y la macrofauna en general, es dependiente de la vagilidad de las especies, de la intensidad y duración del incendio y de las probabilidades de refugios como madrigueras, grietas, etc. que estén disponibles (Wright y Bailey 1982, Kozłowski y Ahlgren 1974, Booyesen y Tainton 1984, Chandler et al 1983).

En el plano de los artrópodos, las conclusiones de los estudios no son tan concordantes. Gillon y Pernes (1968), Gillon (1970), Athias et al (1975), encuentran que el fuego en pastizales de la sabana africana tiene un impacto limitado sobre los poblamientos epigeos e hipogeos, ya que la

elevación térmica sería insignificante a 5 cm de profundidad. Las vagilidad juega aquí un rol importante, ya sea por escape o migración vertical. En lo inmediato, el fuego favorecería a los grupos heliófilos y móviles, disminuyendo temporalmente los saprófagos de superficie, los depredadores y los ombrófilos.

Dindal y Metz (1977), Metz y Farrier (1973), Hutha et al (1969), etc., sostienen que por acción del fuego ocurre una considerable disminución de la mesofauna, a diferencia de Izarra (1977) quien, en incendios prescritos, habla de no modificación de las comunidades del suelo.

Es indudable que en las observaciones anteriores juega un rol fundamental la naturaleza del incendio y de los combustibles (cantidad, tamaño, contenido de agua, composición química, topografía, condiciones atmosféricas) así como la etología y fenología de las especies involucradas, por lo que las comparaciones deberían hacerse explicitando siempre el tipo de bioma y de incendio en consideración. Otro elemento importante a considerar en el análisis de los efectos del fuego postincendio, es la precisión del tiempo transcurrido entre el incendio y la información que está comentando cada autor. En general, al mencionarse postincendio cuesta saber si los autores se están refiriendo a los efectos inmediatos, dentro del primer mes después del incendio o varios meses o años después.

En consecuencia, no es posible generalizar los conocimientos de casos particulares como modelo explicatorio para los efectos de los incendios en general. Los incendios que ocurren en distintos biomas, así como los de las distintas formaciones dentro de ellos, tienen características diferentes (Wright y Bailey 1982, Kozlowski y Ahlgren 1974, Booyesen y Tainton 1984).

El conocimiento de la situación chilena en relación a los incendios forestales y sus efectos, se reduce a algunos estudios en la zona mediterránea del país (Armesto y Gutiérrez 1978, Guerra et al 1979, Araya y Avila 1981, Avila et al 1981, Avila et al 1990, Villaseñor et al 1986, Sáiz 1991). A ellos deben agregarse las estadísticas de la Corporación Nacional Forestal y las del Instituto Nacional de Estadísticas. Por lo tanto, el conocimiento de los aspectos anteriormente señalados es de gran importancia no solo por su valor científico intrínseco sino también por sus proyecciones en la prevención de incendios y en el manejo posterior, una vez producidos. Es nuestra intención concurrir a ello, en alguna medida, al abordar una investigación que integra elementos vegetales y animales.

MAGNITUD DEL PROBLEMA DE LOS INCENDIOS FORESTALES EN CHILE

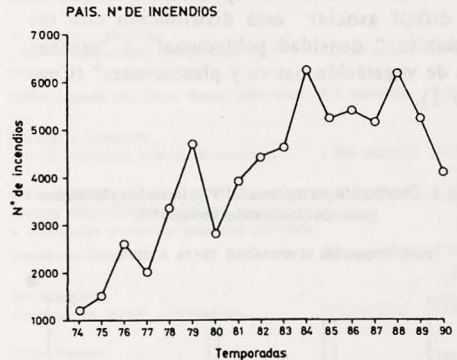
A.- NIVEL NACIONAL.

De la bibliografía consultada se deduce que en Chile no existen ecosistemas pirófilos, pudiéndose pensar, en el mejor de los casos, en la existencia de alguna categoría muy poco representada de pirófilo pasivo. Igualmente, de ella se desprende que la casi totalidad de los incendios producidos en el país corresponden al tipo superficial y derivados de actividades humanas como se detallará más adelante.

Cartwright (en Donoso 1981) estima que en los 50 años anteriores a 1968 se habrían quemado en Chile alrededor de 1 200 000 Hás de bosques, equivalentes a 4 mil millones de pulgadas de madera.

La incidencia e importancia actual de los incendios forestales en Chile puede deducirse de los datos expuestos a continuación.

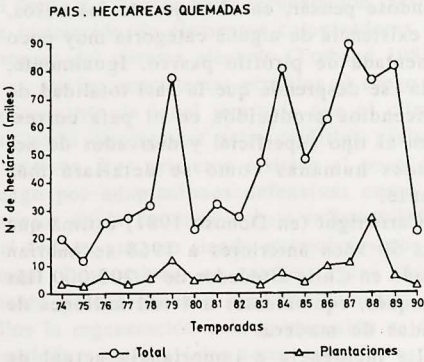
Fig. 1.- Evolución del N° de incendios por temporada entre 73/4 y 89/90 en el país.



Las Figuras 1 y 2 informan de la evolución del número de incendios y de la cantidad de hectáreas quemadas para todo el país en el período 1973/4 a 1989/90, mostrando una definida tendencia de incremento de ambas variables con los siguientes valores de regresión lineal para incendios: $a = -16812.7$, $b = 254.2$ y $r = 0.82$ y de: $a = -212049.1$, $b = 3142.9$ y $r = 0.61$ para hectáreas quemadas. Igual-

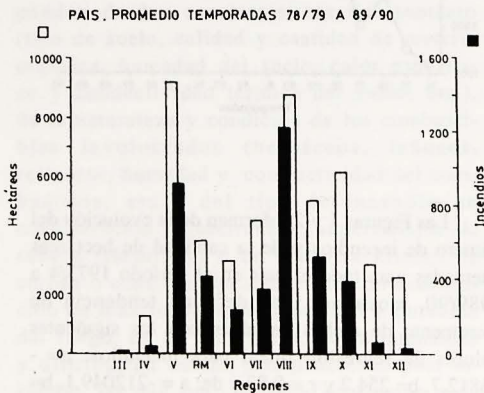
mente, se evidencia que es la vegetación nativa la predominantemente afectada (CONAF e INE 1991).

Fig. 2.- Evolución del N° de hectáreas quemadas y relación entre vegetación nativa y plantaciones, en el país. Temporadas 73/4 a 89/90.



Analizada la incidencia de incendios y la magnitud del área quemada por regiones del país (Fig.3), según las temporadas 1978/9 a 1989/90, resulta una distribución irregular, con concentración en las regiones V y VIII, y con un segundo nivel de incidencia que afecta a las regiones VII, Metropolitana, IX y X. No es difícil asociar esta distribución con las variables " densidad poblacional" y "presencia de vegetación nativa y plantaciones" (Cuadro 1).

Fig. 3.- Distribución por regiones del N° de incendios y hectáreas quemadas, temporadas 78/9 a 89/90.



Los mismos datos de la Figura 3 permiten calcular la relación Hectáreas Quemadas/ N° de Incendios para tener una idea aproximada de la magnitud media de cada incendio por regiones. Los valores se exponen en Cuadro 1.

CUADRO 1.- PROMEDIO DE HECTAREAS QUEMADAS POR INCENDIO, DENSIDAD POBLACIONAL, BOSQUE NATIVO Y PLANTACIONES POR REGIONES DEL PAIS.

Regiones	Hás/Inc- cendios (a)	Habitan- tes/Km ² (b)	Bosque Nativo (c)	Plantaciones Pino (d)	Plantaciones Eucalyptus (e)
III	1.4	3.1	-	-	323
IV	31.1	12.4	-	-	1244
V	9.9	83.8	-	23025	24036
RM	9.2	336.9	2.7	966	3972
VI	13.9	42.1	41.2	57617	6920
VII	13.2	27.5	196.4	280467	8751
VIII	5.4	46.8	401.7	570735	41716
IX	10.1	24.3	632.9	220731	7020
X	15.8	14.2	3592.6	89752	7679
XI	54.1	0.8	1686.0	-	-
XII	92.7	1.1	1059.0	-	-

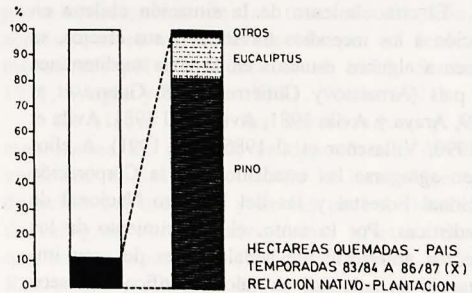
a) Temporadas 1973/74 a 89/90

b) Censo 1992. INE 1992

c) Bosque Nativo potencialmente productivo (miles ha) en 1981. Datos CONAF

d) y e) Plantaciones existentes a diciembre de 1990 (ha). Datos CONAF.

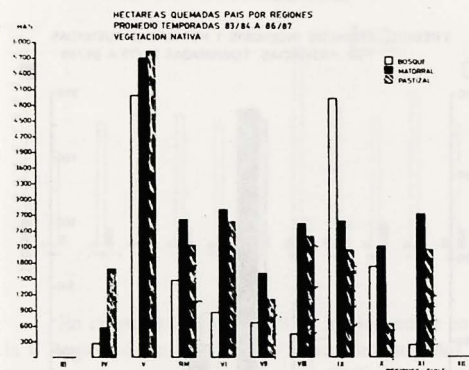
Fig. 4.- Relación entre los tipos de combustibles vegetales quemados en el país, temporadas 83/4 a 86/7.



Al analizar la Fig.2 hemos mencionado que predominantemente es la vegetación

nativa la afectada a nivel nacional. Mediante la Fig. 4, construída con los datos de las temporadas 83/4 a 86/7, podemos ver que un 90% de las hectáreas quemadas corresponden a vegetación nativa y que del 10% de las plantaciones, el 80% corresponde a pino. Debe recordarse que, a diciembre de 1991, las plantaciones de pino en el país eran de 1 243 293 has, es decir 12.2 veces las de Eucalipto y el 85.1% del total de plantaciones. La proporción conjunta de pastizales y de matorrales quemados es muy superior a la de bosques, a excepción de la IX región. La región con el mayor porcentaje de hectáreas de plantaciones quemadas es la VIII con 38.5% del total, seguida por la IX Región con el 24.3% (Cuadro 2), para las temporadas 83/4 a 89/90, Fig.(5y6).

Fig. 5.- Distribución por regiones de los combustibles vegetales nativos quemados en las temporadas 83/3 a 86/7.

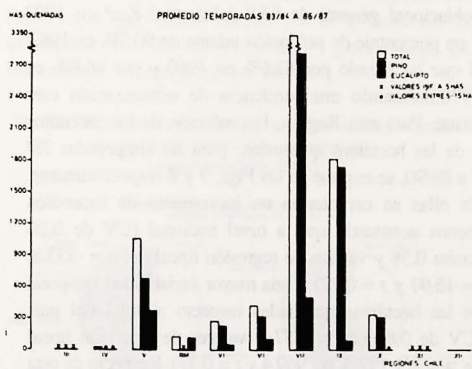


CUADRO2.- PORCENTAJE DE PLANTACIONES QUEMADAS RESPECTO AL TOTAL QUEMADO POR REGIONES. TEMPORADAS 83/4 A 89/90

Regiones Medio	Porcentaje Estandar	Desviación
III	10.45	13.87 *
IV	3.47	6.83
V	7.64	3.75
RM	1.67	0.8
VI	8.84	7.63
VII	10.6	2.73
VIII	38.54	10.57
IX	24.31	6.94
X	5.34	3.80
XI	0.32	0.70
XII	0.00	0.00

* Promedio solamente para 3 años

Fig. 6.- Distribución por regiones de los combustibles vegetales correspondientes a plantaciones quemados en las temporadas 83/4 a 86/7.



Otro aspecto de interés a considerar es el de la causalidad de los incendios forestales. Estudiados 4 055 incendios ocurridos en el país durante las temporadas 85/6 a 89/90 (INE 1991) se encuentran los siguientes valores y porcentajes de causalidad:

- Faenas Forestales**
(quema de desechos de explotación, explotación maderera, manejo, carboneo, etc.) 440 incendios 10.8%
- Faenas Agropecuarias**
(quema de desechos, cosechas, pastoreo, limpia de cuminos y canales, etc.) 365 incendios 9.0%
- Recreación y Deportes**
(paseo, campamento, pesca, caza, etc.) 322 incendios 7.9%
- Juegos**
(niños jugando con fuego, fuegos artificiales) 473 incendios 11.7%
- Tránsito y Transporte**
(FF CC, vehículos, tránsito de personas) 1 206 incendios 29.7%
- Otras Acciones**
(quema desperdicios, actividades domésticas e industriales, extracción productos naturales, maniobras militares) 491 incendios 12.1%
- Intencionales**
(incendiaris, fraude, carboneo, etc.) 319 incendios 7.9%
- Otras Causas**
(rebrotos de incendios, otros incendios, accidentales, etc.) 230 incendios 5.7%
- Desconocidas** 209 incendios 5.1%

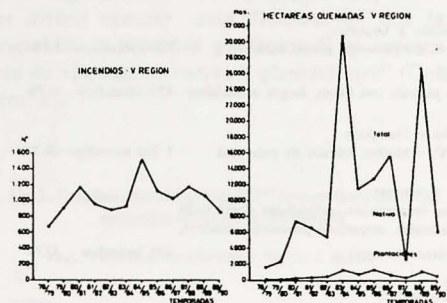
De la información precedente se desprende la inexistencia en Chile de incendios forestales naturales o de generación espontánea. Tránsito y transporte en general, junto a faenas agropecuarias y forestales, dan cuenta del 50 % de los incendios, no siendo despreciable el porcentaje de incendios intencionales.

B.- A NIVEL DE LA QUINTA REGION.

La V Región del país está ubicada en plena zona de clima mediterráneo, presenta una densidad poblacional general de 83.8 habitantes/ Km² en 1992 y un porcentaje de población urbana de 90.3% en 1982, el que ha pasado por 82.6% en 1960 y por 86.0% en 1970, indicando una tendencia de urbanización creciente. Para esta Región, la evolución de los incendios y de las hectáreas quemadas para las temporadas 78/9 a 89/90, se expone en las Figs. 7 y 8 respectivamente. En ellas se caracteriza un incremento de incendios menos acentuado que a nivel nacional (CV de 0.20 contra 0.38 y valores de regresión lineal de: a = -333.8, b= 15.97 y r = 0.27) y una mayor variabilidad temporal de las hectáreas quemadas respecto al total del país (CV de 0.88 contra 0.57 y valores de regresión lineal de :a = -71 192.3, b= 969.4 y r = 0.37). Respecto de esta variabilidad hay que hacer notar que los máximos de hectáreas quemadas no corresponden a los máximos de los incendios y que ellos afectan básicamente a la vegetación nativa. Lo anterior hace pensar que corresponden a incendios de vegetación nativa en lugares alejados, poco accesibles y de interés económico no inmediato de sus propietarios.

Fig. 7.- V Región. Evolución del N° de incendios, temporadas 78/9 a 87/8.

Fig. 8.- V Región. Evolución del N° de hectáreas quemadas y relación entre vegetación nativa y plantaciones, temporadas 78/9 a 87/8.



corresponden a las otras provincias, como se desprende de los siguientes datos promedios de la Cuadro 3.

Fig. 9.- V Región. Distribución de los tipos de combustible quemados, temporadas 78/9 a 89/90.

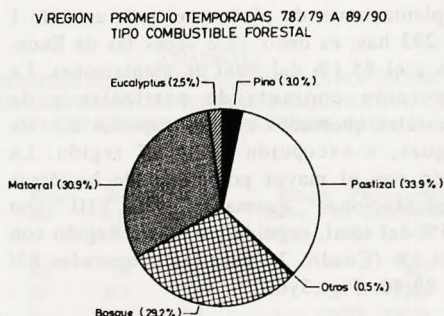
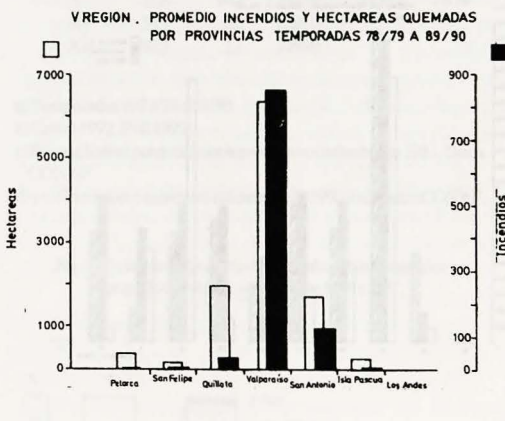


Fig. 10.- V Región. Distribución por provincias del N° de incendios y de hectáreas quemadas, temporadas 78/9 a 89/90.



CUADRO 3.- V REGION. MAGNITUD MEDIA DE LOS INCENDIOS Y DENSIDAD POBLACIONAL POR PROVINCIAS.

Provincias	Há/Incendio (*)	Habitantes /Km ² (**)	Plantaciones (ha) (***)
Pitorca	124.7	13.6	4897
San Felipe	329.7	45.8	29
Los Andes	0.0	25.3	163
Quillota	55.6	123.3	571
Valparaíso	7.4	289.5	13208
San Antonio	13.9	73.9	12467
I.de Pascua	157.4	16.9	89

* Temporadas 1978/9 a 89/90.

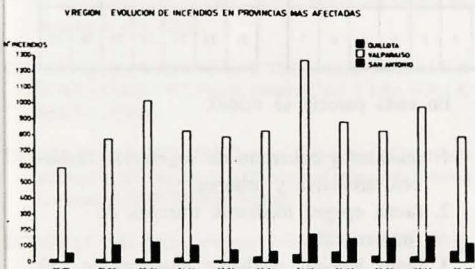
** Censo 1992. INE 1992.

*** Datos CONAF 1991

En ello puede verse una clara relación con el nivel de urbanización de cada provincia, estimado a través de la densidad poblacional, y con el grado de desarrollo de las plantaciones y cultivos. Al respecto debe señalarse que el 60.9% de las plantaciones actuales corresponden a Eucalipto y el 25.1% a pino. A mayor urbanización mayor es el número de incendios y menor es el área media comprometida por cada uno de ellos (Cuadro 3). Concretamente, en el caso de Valparaíso, gran número de incendios de poca superficie corresponden a acciones de las poblaciones de marginalidad periurbana, en directa relación con el uso energético del medio circundante.

La evolución del número de incendios en las provincias más afectadas (Fig.11) muestra un modelo concordante para las tres provincias consideradas.

Fig.11.- V Región. Evolución del N° de incendios en las provincias más afectadas, temporadas 78/9 a 88/9.

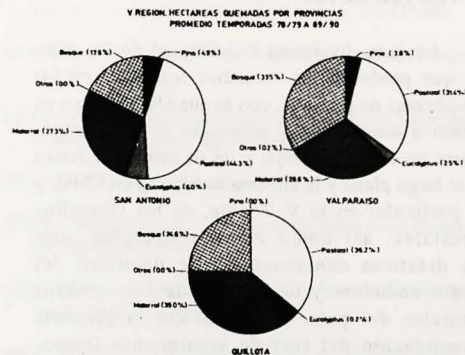


En cuanto a la causalidad de los incendios en la V Región, de un total de 1 413 casos investigados, correspondientes a las temporadas 81/2 a 84/5, se obtienen los siguientes porcentajes de causales (INE 1986):

Automovilistas	2.62	%
Peatones	37.86	%
Colillas	3.46	%
Cables Alta Tensión y FFCC	1.55	%
Fuegos Artificiales y Explosivos	2.90	%
Carbónco	1.70	%
Faenas forestales y agrícolas	5.16	%
Quemas ilegales	3.46	%
Fogatas mal apagadas	11.55	%
Quema de basuras	12.03	%
Maniobras militares	2.05	%
Rebote de incendios	2.40	%
Intencionales	8.13	%
No determinados	5.09	%

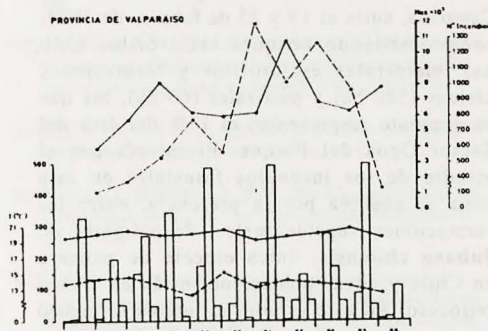
Peatones, colillas, fogatas mal apagadas y quema de basuras dan cuenta del 64.9 % de los incendios, lo que junto al bajo porcentaje de causales derivadas de faenas forestales y agrícolas incide en el efecto de la urbanización. Es interesante el porcentaje de incendios intencionales (8.1%).

Fig. 12.- V Región. Relación entre tipos de combustibles forestales quemados en las provincias más afectadas, temporadas 78/9 a 89/90.



El tipo de combustible consumido (Fig.12), al igual que para el país y la Región, es mayoritariamente nativo, siéndolo en forma casi exclusiva para Quillota. Igualmente, matorral y pastizal predominan sobre bosque, situación comprensible por corresponder a provincias de una región con alto nivel de artificialización por urbanismo y cultivos.

Fig.13.- V Región. Relación entre Precipitaciones trimestrales (mm), Temperaturas medias máximas y medias mínimas del período seco (°C), N° de Incendios y N° de Hectáreas quemadas.



Finalmente, presentamos la Fig. 13, en que se asocia la evolución del número de incendios y de las ha quemadas con las precipitaciones trimestrales y las temperaturas medias, máximas y mínimas del período cálido y seco de cada año, con el fin de evidenciar que no hay relaciones claras entre condiciones climáticas e incidencia de incendios, siendo el factor humano determinante.

SOBRE EL DISEÑO GENERAL DE LA INVESTIGACION

La gran diversidad e intensidad de los efectos que producen los incendios forestales en los ecosistemas no pirófilos, con lo que ello significa en cuanto a destrucción y alteración de sus componentes en el corto tiempo y de su evolución futura en el largo plazo y la altísima incidencia en Chile, y en particular en la V Región, de los incendios forestales; así como de su reiteración, con sus drásticas consecuencias de deterioro del medio ambiente y de pérdida de los recursos naturales del país, han motivado la presente investigación del tipo de seguimiento temporal, ella intenta llenar en parte el vacío de información sobre los efectos del fuego en los ecosistemas de Chile de clima mediterráneo, así como de los patrones de recuperación de flora y fauna en el largo plazo y del tiempo necesario para recuperar las biomásas y estructuras perdidas.

En esta investigación concreta se intenta evaluar el impacto directo del incendio en la vegetación y en la artropodofauna epigea e hipogea de algunas formaciones vegetales de Chile de clima mediterráneo y, evaluar, a igual nivel taxonómico, la recuperación durante al menos un año después del incendio.

Para su ejecución se aprovechó un gran incendio ocurrido en el Parque Nacional La Campana, entre el 19 y 25 de febrero de 1984, comprometiendo bosques esclerófilos (310 ha), matorrales esclerófilos y formaciones xéricas (580 ha) y pastizales (60 ha), los que en conjunto representan el 17% del área del Sector Ocoa del Parque. El interés por el estudio de los incendios forestales en esta zona se acentúa por la presencia, entre las formaciones vegetacionales, de palmares de *Jubaea chilensis*, única especie de palmera en Chile y cuyas poblaciones están en franco retroceso. En este estudio el interés se centró en la vegetación herbácea, arbustiva y arbórea, en la fauna hipógea (especialmente Acarina y Collembola) y en la fauna epigea

(Blattaria, Coleoptera, Formicidae, Mutillidae y otros artrópodos de la hojarasca).

Para la consecución de los objetivos específicos se seleccionó una ladera de exposición Norte, de 15° de inclinación. En ella se establecieron dos parcelas de 30 x 70 m, subdivididas en 21 unidades de 10 x 10 m, y dispuestas en forma paralela y adyacentes entre sí. Una de ellas dentro del área No Quemada, la que sirve de control, y la otra en el área Quemada, de manera tal que quede una secuencia de altitudinal de seis cuadrantes entre quemados y no quemados. El siguiente esquema aclara la disposición:

SECTOR QUEMADO							SECTOR NO QUEMADO						
21	22	23	24	25	26	27	1	2	3	4	5	6	7
11	12	13	14	15	16	17	11	12	13	14	15	16	17
1	2	3	4	5	6	7	21	22	23	24	25	26	27

En cada parcela se midió:

1. densidad y cobertura de vegetación herbácea, arbustiva y arbórea.
2. fauna epigea mediante trampas de intercepción.
3. fauna hipogea mediante muestras de 150 cc a los siguientes niveles: 0-3 y 3-6 cm.
4. contenido de agua y pH a iguales profundidades que en punto 3.

La periodicidad de recolección fué aproximadamente de 35 días, durante dos años seguidos.

Los detalles de las metodologías particulares y los resultados de los diferentes aspectos se presentarán como trabajos independientes: Villaseñor y Sáiz (II vegetación arbustiva y arbórea, III vegetación herbácea), Sáiz y Bascañán (IV fauna del suelo, VII otros artrópodos de la hojarasca), Sáiz y Carvajal (V Blotodia, Formicidae y Mutillidae) y Sáiz, Solervicens y Vivar (VI Coleoptera).

AGRADECIMIENTOS

A la Corporación Nacional Forestal, V Región, por la autorización para trabajar en el Parque Nacional La Campana y por la valiosa cooperación prestada a la investigación.

REFERENCIAS

- ARAYA, S. & G. AVILA. 1981. Rebrote de arbustos afectados por el fuego en el matorral chileno. *An.Mus.Hist.Nat., Valparaíso*, **14**: 107-113.
- ARMESTO, J. & J. GUTIERREZ. 1978. El efecto del fuego en la estructura de la vegetación de Chile central. *An.Mus.Hist.Nat., Valparaíso*, **11**: 43-48.
- ATHIAS, F., G. JOSENS & P. LAVELLE. 1975. Influence du feu de brousse annuel sur le peuplement endogé de la savanne de Lampto (Côte d'Ivoire). *Progress in Soil Zoology*, Academia Prague: 389-407.
- AVILA, G., M. ALJARO & B. SILVA. 1981. Observaciones en el estrato herbáceo del matorral después del fuego. *An.Mus.Hist.Nat., Valparaíso*, **14**: 99-105.
- AVILA, G., G. MONTENEGRO & M. ALJARO. 1990. Incendios en la vegetación mediterránea. In: Fuentes, E. y S. Prenafreta (eds.) *Ecología del paisaje en Chile Central*: 81-86. Ed. Univ. Católica de Chile.
- BARRET, S. 1980. Indians and Fire. *Western Wildlands*, **6**(3): 17-21.
- BOOYSEN, P. de V. & N. TAINTON (eds.). 1984. *Ecological effects of fire in South African Ecosystems*. Ecological Studies 48. Springer-Verlag, 426 pp.
- CHANDLER, C., Ph. CHENEY, Ph. THOMAS, L. TRABAUD & D. WILLIAMS. 1983. *Fire in Forestry*, Vol. I, John Wiley & Sons, Inc., 450 pp.
- DINDAL, D. & L. METZ. 1977. Community structure of Collembola affected by fire frequency. In: *The role of arthropods in forest Ecosystems*: 88-95. Springer-Verlag.
- DONOSO, C. 1981. *Ecología Forestal*. Univ. Austral de Chile, 369 pp.
- EDWARDS, P. 1984. The use of fire as a management tool. In: *Ecological effects of fire in South African ecosystems*, Booyesen y Tainton (eds.): 349-362. Springer-Verlag, Ecological Studies 48.
- GILLON, D. 1970. Recherches écologiques dans la savanne de Lamto (Côte d'Ivoire): Les effets du feu sur les arthropodes de la savanne. *La Terre et la Vie*, **1**: 80-93.
- GILLON, D. & J. PERNES. 1968. Etude de l'effect du feu de brousse sur certains groupes d'arthropodes dans une savanne préforestière de Côte D'Ivoire. *Ann. Univ. Abidjan, sér. E: Ecologie*, **1**(2): 113-197.
- GUERRA, G., A. HEPP & F. BASCUR. 1979. Mapa de combustibles de la V Región. *Ciencias Forestales I* (3): 39-46. 1 mapa.
- HUTHA, V., M. NURMINEN & A. VALPAS. 1969. Further notes on the effect of silvicultural practices upon the fauna of coniferous forest soil. *Ann.Zool.Fennica*, **6**: 327-334.
- INE. 1986. *Estadísticas del Medio Ambiente*. Inst. Nac. de Estadística, 222 pp.
- INE. 1991. *Estadísticas del Medio Ambiente*. Inst. Nac. de Estadística, 169 pp.
- INE. 1992. XVI Censo Nacional de Población y V de Vivienda. *Resultados preliminares, Regiones, Provincias y Comunas*. 30 pp.
- IZARRA, D. 1977. Les effets de l'emploi du feu sur les microarthropodes du sol dans la région semi-aride paraguayenne. *Soil Organisms as components of Ecosystems*, *Ecol. Bull.* **25**: 357-365.
- KOZLOWSKI, T. & C. AHLGREN. 1974. *Fire and Ecosystems* (eds). Academic Press, 542 pp.
- Le HOUEROU, H. 1981. Impact of man and his animals on mediterranean vegetation. In: *Mediterranean-type shrublands (Ecosystems of the world 11)*. F. di Castri et al (eds), Elsevier: 479-521.
- METZ, L. & M. FARRIER. 1973. Prescribed burning and populations of soil mesofauna. *Environmental Entomology*, **2**(3): 433-440.
- MUTCH, R. 1970. Wildland fires and ecosystems hypothesis. *Ecology*, **51**: 1046-1051.
- NAVEH, Z. 1975. The evolutionary significance of fire in the mediterranean region. *Vegetation*, **29**(3): 199-208.
- ODUM, E. 1972. *Ecología*. Ed. Continental.
- ROWE, J. & G. SCOTTER. 1973. Fire in the boreal forest. *Quaternary Research*, **3**: 444-464.
- SAIZ, F. 1991. Los incendios forestales como factor de deterioro del medio ambiente. *Simiente*, **61**(1): 61-64.
- STONE, E. 1971. Effect of prescribed burning on long-term productivity of coastal plain soil. *Proc. Symp. Prescribed Burning*, U.S. For. Serv., SE For. Exp. Stn: 115-129.
- STRANG, R. 1972. Succession in unburned subarctic woodland. *Can. J. Forest. Research*, **3**: 140-143.
- TAYLOR, D. 1972. Some ecological implications of forest fire control in Yellowstone Park. *Ecology*, **54**(6): 1394-1397.
- TOMASELLI, R. 1976. La dégradation du maquis méditerranéen. *Not. Techn. du MAB 2*. UNESCO: 35-76.
- TRABAUD, L. 1981. Man and Fire impacts on mediterranean vegetation. In: *Mediterranean-type shrublands (Ecosystems of the world 11)*. F. di Castri et al (eds), Elsevier: 523-537.
- VAN WAGNER, C. 1983. Fire behaviour in Northern Conifer Forest and Shrublands. In: *The role of fire in Northern circumpolar ecosystems*, Wein y Mac Lean (eds): 65-80. John Wiley & Sons Ltd.
- VILLASEÑOR, R., F. SAIZ & R. BUSTAMANTE. 1986. Impacto de los incendios forestales en el medio ambiente de la V Región. *Proc. II Enc. Cient. Medio Ambiente, CIPMA*, **1**: 371-376.
- WAGLE, R. y & KITCHEN. 1972. Influence of fire on soil nutrients in a ponderosa pine type. *Ecology*, **53**(1): 118-125.
- WARREN, S., C. SCIFRES & P. TEEL. 1987. Response of grassland arthropods to burning: a review. *Agric. Ecosystems Environm.*, **19**: 105-130.
- WELLS, C. 1971. Effects of prescribed burning on soil chemical properties and nutrient availability. In: *Prescribed Burning Symposium Proceedings USDA For. Serv. Southeast Forestry Station, Asheville, N. Carolina*: 86-99.
- WRIGHT, H. & A. BAILEY. 1982. *Fire ecology*. J. Wiley, N. York, 501 pp.

INCENDIOS FORESTALES EN EL PARQUE NACIONAL LA CAMPANA SECTOR OCOA, V REGION, CHILE.

II. EFECTO SOBRE EL ESTRATO ARBUSTIVO-ARBOREO

RODRIGO VILLASEÑOR * Y FRANCISCO SÁIZ **

ABSTRACT

The effect of forestry wildfires on scrubs and sclerophyllous forests in the mediterranean climate zone of Chile is studied, evaluating both the impact and the recovering capacity.

The study was carried out in the National Park La Campana, Ocoa Sector, after a great forestry wildfire. Two adjacent plots of 30x70m each, one in burned area and the other, as control, in unburned area, were established.

In the control area a floristic study with the intercepted line method was used and, in the burnt area, the sequency of recovery by size, covering (canopy) and volume of the principal species during two consecutive years was studied. After four years the sprouting, dead and new individuals were controled.

The main conclusions are: three communities with different strategies of resistance to fire are detected: *Lithrea-Cryptocarya*, with vegetative sprout and long youthful phase, previous to ripening; *Adesmia-Colliguaya*, with fast sprouting and ripening; and community of *Puya*, not affected by the fire.

Lithrea caustica is the arboreous species that recuperates best after the fire. *Cryptocarya alba*, *Azara celastrina* y *Quillaja saponaria*, shows less recuperation owing to the effects of herbivory upon its renewals.

According to the mode of persistence of plants in the context of fire the species are classified in= Invaders: *Baccharis paniculata*, *Baccharis linearis*, *Podanthus mitique*; Invaders-Evaders: *Trevoa trinervis* y *Muelhenbeckia hastulata*; Resisters: *Adesmia arborea*, *Colliguaja odorifera* y *Ephedra andina*; Endurers: *Lithrea caustica*, *Quillaja saponaria*, *Azara celastrina*, *Cryptocarya alba*, *Schinus molle* y *Adesmia phylloidea*; Non affected by fire: *Puya coerulea* y *Jubaea chilensis*.

Key Words: Forestry Wildfires, Recovery, National Park, La Campana, Chile, Scrubs and Sclerophyllous Forests, Strategies of Resistance.

INTRODUCCION

La magnitud y complejidad del problema constituido por los incendios forestales en Chile ha sido ampliamente documentado por Sáiz (1990), trabajo en que también se plantea la imposibilidad de hacer generalizaciones sobre las conductas y los efectos del fuego, en razón de la variada naturaleza y condición de los combustibles forestales, los que corresponden fundamentalmente al componente vegetal de los ecosistemas.

Muy amplia es la literatura mundial sobre la relación fuego-vegetación, considerando aspectos tales como adaptaciones, capacidad de recuperación, química y física de la combustión, etc (Kozlowski y Ahlgren 1974, Wright y Bailey 1982, Chandler et al 1983, Wein y Maclean 1983).

Por el contrario, la literatura chilena al respecto es reducida, concretándose a

algunos estudios en la zona mediterránea del país (Altieri y Rodríguez 1975, Armesto y Gutiérrez 1978, Guerra et al 1979, Trabaud 1981, Araya y Avila 1981, Avila et al 1981, Avila et al 1990, Villaseñor et al 1986, Sáiz 1991).

La alta incidencia y reiteración de incendios forestales en el país (Sáiz 1990), junto al poco conocimiento de los efectos a corto y largo plazo en la vegetación nativa, motivaron el presente estudio, cuyo objetivo es evaluar el impacto del incendio en la vegetación arbustiva y arbórea, así como analizar los cambios florísticos de las comunidades con posterioridad al incendio.

I.- La vegetación como combustible.

El concepto de combustible forestal inclu-

* Facultad de Ciencias.U. de Playa Ancha. Casilla 34-V, Valparaíso, Chile. Fax (032) 286713.

** Ecología. U. Católica de Valparaíso. Casilla 4059, Valparaíso, Chile. Fax (032) 212746.

Proyecto Fondecyt 1066/84.

Recibido: 23 Octubre 1992. Aceptado: 13 Enero 1993.

ye desde todo individuo vegetal susceptible de combustionar hasta las formaciones vegetales como tales, incorporando o no elementos artificiales como cercos y construcciones.

Desde el punto de vista químico, celulosa, hemicelulosa, lignina, terpenos y resinas son importantes en la caracterización de los combustibles. Los dos primeros son los más comunes en los tejidos vegetales y la lignina es el principal componente de la leña (15 a 35% de peso seco en plantas vivas). Los terpenos, contenidos en tallos herbáceos y hojas, tienen bajo punto de ebullición y pueden formar mezclas inflamables. Las resinas, no volátiles, se gasifican y combustionan fácilmente. Sus presencias varían entre 0.2 y 15%, según las especies y época de crecimiento del vegetal. Los diferentes puntos de ignición de los combustibles se deben en gran parte a ellos (Cuadro 1). Así es comprensible la mayor inflamabilidad de los combustibles con alto contenido de terpenos y resinas y el menor efecto térmico de combustibles con bajo contenido de lignina y alta proporción de celulosa y hemicelulosa, etc (Wright y Bailey 1982, Chandler et al 1983).

CUADRO 1.-
CALOR Y TIPO PRINCIPAL DE COMBUSTION DE
COMPUESTOS QUÍMICOS DE LAS PLANTAS
(ROTHERMEL 1976).*

Compuesto	Combustión	
	Calor de calgr	Tipo principal
Celulosa y Hemicelulosa	3 850	llama
Lignina	5 860	incandescencia
Terpenos y Resinas	7 720	llama

* En Chandler et al 1983

Desde el punto de vista físico, el contenido de agua del combustible es fundamental. Por ejemplo, las comunidades arbustivas mediterráneas arden intensamente cuando el contenido de agua del follaje cae por debajo del 75% (Chandler et al 1983).

Si bien las propiedades de un combustible particular tienen directa influencia sobre la ignición y la combustión, el comportamiento y establecimiento del incendio dependen principalmente de las características de la cama de combustible, esto es, de la asociación de materiales de plantas vivas y muertas que se extienden desde el suelo mineral hasta la parte más alta de las copas vegetales.

Propiedades importantes de dichas camas son: carga potencial, carga disponible, distribución de tallas o grosor de la materia viva y materia muerta, compacticidad y continuidad vertical y horizontal. Estas características son usadas para la clasificación de los incendios a través de los combustibles.

Por ejemplo, respecto a la continuidad vertical, se reconocen los siguientes tipos de combustibles (modificado de Correa y Guerra 1974):

1) **De suelo**, compuestos de humus y raíces bajo el material acumulado del año reciente; son de alta compacticidad y parcialmente descompuestos, la expansión del fuego es lenta y con combustión incandescente, persistente y difícil de extinguir.

2) **De superficie**, formados por hojas muertas, hojarasca, ramas finas y otros componentes de la cama que han caído recientemente o no están descompuestos ni compactados.

3) **Herbáceo**, compuestos por pastos y helechos; a veces son clasificados como de superficie, pero se diferencian en que están formados por plantas vivas y su compacticidad está determinada biológica y no mecánicamente. El fuego se dispersa más rápidamente que en cualquier otro combustible natural.

4) **De media altura**, compuesto por arbustos y árboles de no más de 2 m y herbáceas altas con ramas y follaje dentro del metro de altura. Son importantes en la transmisión del fuego hacia las copas de los árboles.

5) **De altura o de copa**, compuesto por el follaje, ramas finas y gruesas de la cubierta vegetal, la mayoría de este material es vivo.

Las temperaturas alcanzadas en los incendios, y por lo tanto sus efectos, difieren según la naturaleza de los combustibles y de las condiciones ambientales. Para combustibles finos superficiales (pastizales o praderas) y cargas entre 1685 y 7865 Kg/há, se han controlado temperaturas promedio de 102 a 388 °C, con extremas de 83 y 682 °C. Para el último caso, la temperatura de la superficie del suelo por sobre los 66 °C, se mantiene sólo entre 0.9 y 5.4 minutos, lo que permite que la mayoría de las semillas pueda sobrevivir a un fuego de pastizales. A su vez, en matorrales abiertos, las

temperaturas que sobrepasan los 66 °C duran de 1.4 a 6 minutos en la superficie del suelo (Stinson y Wright 1969, en Wright y Bailey 1982). Hobbs y Gimingham (1984) refutan el planteamiento de Whittaker de que un incremento de viento de leve a moderado, hace que la temperatura del incendio se eleve a nivel del suelo

Bajo la superficie del suelo la temperatura decrece notablemente, con poco efecto, en pastizales, sobre la materia orgánica, la población microbiana y las semillas enterradas (Beadle 1940, Packhan 1970 y Trabaud 1979, en Wright y Bailey 1982) (Más antecedentes en Sáiz y Bascañán 1990). En cambio la temperatura aumenta rápidamente sobre la superficie: para 3933 Kg/há, se anotaron temperaturas de 90, 310 y 135 °C para alturas de 0, 5 y 30 cm respectivamente, así como para 2310 Kg/há de combustible fino en matorrales abiertos se registró 266, 401, 203 y 121 °C para 0, 5, 10 y 20 cm respectivamente (Ito e Iizumi 1960 y Smith y Sperling 1966, en Wright y Bailey 1982)

En el chaparral californiano, para fuegos intensos, moderados y leves, se encontraron temperaturas máximas en la superficie del suelo de 685, 430, y 260 °C, respectivamente; a los 2.5 cm bajo el suelo las temperaturas fueron de 195, 175 y 90 °C respectivamente y a los 5 cm todos registran una máxima de 50 °C (DeBano et al 1977, en Wright y Bailey 1982). En fynbos, Ashton et al (1980, en Trollope 1984) detectan las siguientes temperaturas y secuencias de ellas:

Superficie: alcanza 400 °C en 45 seg, permanece durante 45 seg y luego desciende a 145 °C a los 180 segundos.

0.6 m : alcanza 770 °C en 56 seg y desciende a 110 °C a los 180 segundos.

1.2 m : alcanza 770 °C y permanece alta durante 70 seg.

1.8 m : alcanza 500 °C y desciende a 50 °C a los 180 seg.

Las temperaturas registradas en algunos incendios de bosques, fluctúan entre 340° y 380°C a sotavento y entre 700° y 790°C a barlovento, para cargas de combustible de 16 a 31 Ton/há (Fahnestock y Hare 1964, en Wright y Bailey 1982).

Para Chile no conocemos antecedentes de temperaturas alcanzadas ni de capacidad de carga de combustible.

II.- Vegetación de la Quinta Región de Chile como combustible forestal

La zona presenta clima mediterráneo, con período seco prolongado, época en que aumentan los vientos del tipo SW. Los árboles son esclerófilos, los arbustos en general son deciduos de verano y las hierbas son terófitos o geófitos con descanso estival (Montenegro et al 1981).

Los bosques esclerófilos son característicos del área, predominando los de **Cryptocarya (Peumocryptocaryetum, Quillajo-Cryptocaryetum)**, en fondos de quebradas y en laderas de exposición sur y los de **Quillaja (Quillajo-Lithraetum)**, preferentemente en llanos y laderas de exposición norte de poca pendiente. Estos bosques, especialmente por su estructura muy continua, han sido los más afectados por los incendios.

Bosques de tipo higrófilo se desarrollan a orillas del agua (**Crinodendronetum pataguae**) y en lugares de alta humedad. Han sido afectados por el fuego, fundamentalmente por la vecindad con los anteriores.

Entre la vegetación no boscosa destacan los matorrales xéricos de las laderas secas, preferentemente de exposición norte (**Colliguayo-Trevoetum**, de **Flourensia thurifera**) y los de **Puya (Puyo-Trichocretum)**. Estas comunidades son altamente susceptibles a los incendios por su calidad de deciduos de verano las primeras y por su estrato herbáceo las otras.

Además, existen comunidades secundarias, producto de la intervención humana sobre los bosques esclerófilos, como los matorrales esclerófilos. Otras, se consideran el producto final de una serie sucesiva de degradación de otros matorrales (espinal de **Acacia caven**, matorral de **Baccharis linearis**) (Balduzzi et al 1982). Todas ellas, al ser abiertas, mantienen un estrato herbáceo muy abundante el que en su gran mayoría se seca en verano. Estas comunidades son las que mayor área cubren en la V Región, lo que explicaría en gran medida la alta incidencia de incendios en esta zona (Sáiz 1990 y 1991).

III.- Adaptación de las plantas vasculares al fuego.

Evolutivamente, el fuego ha operado como un mecanismo de presión de selección sobre las plantas. Entre las propiedades adaptativas al fuego destacan :

a) **Protección de yemas.** El rebrote puede ocurrir desde yemas protegidas por la corteza (**Eucalyptus**), desde yemas en la base del tallo o enterradas en el suelo y por rizomas (Gill 1981). Las

yemas en la base del tallo pueden ser numerosas y formar un abultamiento leñoso llamado lignotuber. Este es muy común en las plantas de tipo mediterráneo (Montenegro et al 1983, James 1984). En California y Chile se ha observado este tipo de rebrote en más del 50% de las especies arbustivas (Araya y Avila 1981) y en Sud Africa alcanzan un 65% (Kruger 1977, en Chandler et al 1983). En Israel (Naveh 1974, 1975) y en el sur de Francia (Trabaud 1980) también ha sido observado este fenómeno.

b) **Estimulación de la floración** . Entre las plantas fuego-resistentes, es común el incremento de la floración. Muchos geófitos, especialmente monocotiledóneas como Amarilidáceas, Liliáceas y Orchidáceas, lo presentan. Gill (1977) cita numerosas especies para Sud Africa, Australia, California e Israel. El mismo autor cita especies de dicotiledóneas (Proteaceas, Loranthaceas y Droseraceas) con igual comportamiento.

c) **Retención de semillas y dehiscencia fuego-estimulada**. Muchos arbustos y árboles retienen semillas en la planta en espera de condiciones favorables a la germinación. Es así que especies con frutos leñosos dehiscentes liberan sus semillas inmediatamente después del fuego (Van Wagner 1983).

d) **Favorecimiento de germinación de semillas**. El alto desarrollo herbáceo en las comunidades vegetales recién quemadas, es atribuible tanto a la liberación de semillas retenidas por las plantas como a la germinación de las semillas transportadas desde fuentes vecinas o bien que permanecían en reposo en el suelo. En este último caso, gracias a la estimulación de la cubierta de la semilla y/o a la eliminación de factores alelopáticos (Christensen y Muller 1975, en Chandler et al 1983). Pierce y Cowling (1991) sostienen que, en fynbos, la recuperación de arbustos que no rebrotan depende tanto de los bancos de semillas del suelo como de las copas.

Los tipos de respuesta al fuego por parte de las plantas se refieren fundamentalmente a los siguientes **atributos vitales**: reproducción, competencia y ciclo de vida, (Lyon y Stichney 1976, Noble y Slatyer 1977, 1980, Catellino et al 1979, Noble 1981, en Rowe 1983).

Basándose en ellos, Noble y Slatyer (1977, en Chandler et al 1983), crean una clasificación de "regeneración de nichos" de las plantas, la que con ligeras modificaciones se expone a continuación:

I.- Modo de regeneración y de reproducción. Primer proceso vital.

Basada en la reproducción vegetativa.

- V : capaz de rebrotar si es quemada pero deben pasar por estado juvenil antes de madurar.
- W : capaz de resistir el fuego sólo en estado adulto y continuar su crecimiento después de él.
- U : no afectada por el fuego.

Basado en la diseminación.

- D : con propágulos altamente dispersantes. No persisten in situ.
- S : con propágulos de larga vida almacenados en el suelo.
- C : con propágulos almacenados en la copa.

II.- Relaciones comunitarias. Segundo proceso vital.

- T : tolerante, que puede establecerse inmediatamente después del fuego y puede persistir indefinidamente después de ello, sin ulteriores perturbaciones.

- R : tolerantes, que no pueden establecerse inmediatamente después del fuego sino que deben esperar ciertas condiciones , como por ejemplo sombra.

- I : intolerante, que sólo pueden establecerse inmediatamente después del fuego. Pioneros de rápido crecimiento, tienden a morir si no hay disturbios recurrentes.

Rowe (1983), en base a los atributos mencionados y, utilizando la nomenclatura de la clasificación precedente, presenta el siguiente esquema clasificatorio del modo de persistencia de las plantas:

I.- Basado en la propagación primaria de diásporas.

a) **Invasores (Invaders)**. Altamente dispersivos, pioneros con diásporas de corta vida (especies DI).

b) **Evasores (Evaders)**. Especies con propágulo de relativa larga vida que son almacenados en el suelo o en las copas (especies CI, SI, ST).

c) **Evitadores (Avoiders)**. Especies de sombra que lentamente reinvasen las áreas quemadas, tarde en la sucesión, a menudo con requerimientos simbióticos (especies DT, DR).

II.- Basado en la reproducción vegetativa, propagación primaria por extensión horizontal y vertical.

d) **Resistentes (Resisters)**. Especies de sol cuyos

estados adultos pueden sobrevivir a fuegos poco severos (especies VI).

e) **Soportadores** (Endurers). Especies querebrotan, de sol o de sombra, con yemas enterradas superficial o profundamente (especies VI, VT).

En Chile no se ha intentado sistematizar las respuestas de las plantas a los incendios, lo cual creemos es útil intentar en la zona chilena de clima mediterráneo.

MATERIAL Y METODO

Entre el 19 y 25 de Febrero de 1984, se produjo un incendio en el Parque Nacional La Campana, sector Palmas de Ocoa, que afectó a 950 há, equivalentes al 17% del área de este sector. En él se quemaron 310 há de Bosque, 580 há de matorral y 60 há de pastizal; vegetación que quedó en un 90% destruída (Fuente: Areas Silvestres Protegidas, CONAF V Región).

En el lugar, además de la caracterización general del área en que se produjo el incendio, se seleccionaron dos parcelas de 70 x 30 m, adyacentes entre sí, una en el sector Quemado y otra en el No Quemado (control). En este último se hizo un estudio fitosociológico de árboles y arbustos, aplicando el método de punto interceptado (Müller-Dombois y Ellenberg 1974), para tener una referencia cuantitativa de la vegetación previa al incendio.

En el sector Quemado, y con el fin de estudiar la secuencia de recuperación de las especies se seleccionaron, al azar, y de acuerdo a su abundancia, 11 individuos de litre (*Lithrea caustica*), 3 de peumo (*Cryptocarya alba*), 1 de quillay (*Quillaja saponaria*), 1 de lilén (*Azara celastrina*), 4 de espinillo (*Adesmia arborea*), 1 de adesmia (*Adesmia phylloidea*), 2 de colliguay (*Colliguaya odorifera*) y 1 de huingán (*Schinus polygamus*). En cada individuo se fue midiendo el largo de las ramas desarrolladas por rebrotes desde el lignotuber. Estas mediciones se hicieron aproximadamente cada 35 días por espacio de dos años. Para el cálculo de la altura y volumen iniciales (los que virtualmente tendrían antes de ser quemados) se midió la altura de los palos quemados y dos diámetros, perpendiculares entre sí, de la que pudiera haber sido la copa. A las tres medidas se agregó un 5% de su valor, en compensación por las ramas finas quemadas. Además, en este sector, se estudió la secuencia de la relación de ocupación de los espacios libres entre especies preexistentes y nuevas, mediante el cálculo de la cobertura relativa de los arbustos (Villagrán et al 1980).

Después de cuatro años de producido el incendio, en la zona quemada se anotaron los individuos rebrotados, no rebrotados (muertos) y nuevos de cada especie encontrada. Con ello se calculó el porcentaje de rebrote, mortalidad y capacidad de colonización.

RESULTADOS Y DISCUSION

I.- Caracterización de la vegetación previa al incendio

I.1.- Del área en general.

La vegetación del área en que se produjo el incendio es la de laderas de exposición norte en Ocoa, y está constituida por tres comunidades diferentes:

En el pied-mont se presenta una comunidad méscica de *Lithrea* y *Cryptocarya* (matorral esclerófilo), cuyas especies dominantes son *Lithrea caustica* y *Cryptocarya alba*, acompañados por *Azara celastrina* y *Quillaja saponaria*, más algunos arbustos como *Eupatorium salvia* (salvia macho), *Podanthus mitique* (mitique), *Teucrium bicolor* (oreganillo) y *Adesmia phylloidea*.

Más en altura existen dos comunidades xéricas, a saber:

- Comunidad de *Colliguaya* y *Adesmia* (matorral xérico) teniendo como especies dominantes a *Adesmia arborea* y *Colliguaya odorifera*, acompañadas de arbustos de *Schinus polygamus* y *Ephedra andina* (pingo-pingo) más un rico estrato herbáceo.

- Comunidad de *Puya violacea* (puyal), junto a algunas cactáceas como *Echinopsis chilensis* (quisco) y *Neoporteria curvispina*.

Jubaea chilensis, palma chilena, aparece como una especie importante y presente en las tres comunidades.

I.2.- Del sector control (No Quemado).

En el Cuadro 2 se presenta la caracterización fitosociológica del sector No Quemado, control en nuestro estudio, constatándose la presencia en este sector de parte de estas tres comunidades, las dos primeras perfectamente diferenciadas y elementos de la última incluidos en las otras.

De acuerdo a la clasificación de riesgo de incendio de Fahmestock (1970, en Chandler et al 1983), basada principalmente en la carga y continuidad del combustible y cuyo rango de valor es de 0 a 10, los bosques y matorrales esclerófilos de la V región tienen grado 7 y los matorrales xéricos presentan, en verano, grado 9 y 7 en invierno.

CUADRO 2.

TABLA FITOSOCIOLOGICA ZONA NO QUEMADA

Especie / Censo	1	2	7	4	5	8	3	6
<i>Litrea caustica</i>	4.1	8.6	53.4	37	44.2	7.0	2.6	-
<i>Cryptocarya alba</i>	13.3	36.0	2.8	45	15.8	46.0	-	-
<i>Azara colustrina</i>	4.0	11.3	5.0	1	7.4	-	-	1.6
<i>Españarium salvia</i>	25.0	21.6	37.5	17	22.0	3.2	-	6.3
<i>E. glaucophyllum</i>	1.1	-	1.0	-	0.5	-	-	-
<i>Valeriana sp.</i>	0.5	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tosocism bicolor</i>	5.7	-	5.0	-	-	-	-	-
<i>Jubaea chilensis</i>	3.8	-	-	-	6.2	-	-	-
<i>Adiantum thalictroides</i>	-	-	-	-	+	-	+	-
<i>Podatus nitique</i>	-	8.1	-	-	-	-	-	-
<i>Proustia pyriformis</i>	-	0.5	-	-	-	-	-	-
<i>Lobelia salicifolia</i>	-	2.5	-	-	-	-	-	-
<i>Gomphalum viravira</i>	-	2.0	-	+	-	-	-	-
<i>Passiflora coarctata</i>	-	+	-	+	-	-	+	-
<i>Notholana mollis</i>	-	+	-	+	+	-	+	-
<i>Psamma boldus</i>	-	0.5	-	-	-	-	-	-
<i>Adenopeltis serrata</i>	-	0.5	-	-	-	-	-	-
<i>Mochania pinastifida</i>	-	-	-	+	-	-	+	-
<i>Galium aparice</i>	-	-	-	+	-	-	+	-
<i>Geranium robertianum</i>	-	-	-	+	-	-	+	-
<i>Facelia retusa</i>	-	-	-	+	-	-	+	-
<i>Oxalis laxa</i>	+	-	+	-	-	-	-	-
<i>Anthemis cotula</i>	-	-	-	+	-	-	+	-
<i>Phacelia brachyantha</i>	-	-	-	+	-	-	+	-
<i>Valpa megalaria</i>	-	-	-	+	-	-	+	-
<i>Quillaja saponaria</i>	-	-	-	-	7.2	-	-	1.6
<i>Colliguaja odorifera</i>	-	-	-	-	1.0	29.1	16.0	77.0
<i>Baccharis linearis</i>	-	-	-	-	0.7	2.1	-	-
<i>Calceolaria corymbosa</i>	-	-	-	-	1.1	2.1	-	-
<i>Adernia arborea</i>	-	-	-	-	-	3.6	32.0	14.0
<i>Ephedra sodina</i>	-	-	-	-	-	-	26.0	-
<i>Puya coarctata</i>	-	-	-	-	-	-	21.3	-
<i>Chorizanthe sp</i>	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>Adiantum excisum</i>	-	-	-	-	2.1	2.6	-	-
<i>Dioscorea humifusa</i>	-	-	-	-	-	-	+	-
<i>Carex setifolia</i>	-	-	-	-	-	-	+	-

II.- Impacto del incendio

El incendio, motivo de nuestro estudio, fué de tipo superficial, afectando combustibles herbáceos, de superficie, de media altura y de altura (Correa y Guerra 1974), cuyo efecto inmediato fue la combustión total de los estratos herbáceo, arbustivo y arbóreo. Toda la masa fotosintetizante y las ramas finas quedaron reducidas a cenizas, las ramas gruesas y troncos quedaron en su mayoría en pie, totalmente quemados. En los límites del incendio quedaron algunas ramas con hojas quemadas debido a que la intensidad del fuego fue menor allí.

La principal consecuencia inmediata del incendio es la disminución casi a cero de la cobertura y prácticamente toda la superficie quemada queda expuesta a mayor radiación y a la acción del viento y de la lluvia.

III.- Características de la recuperación post incendio

Para la evaluación del proceso de recuperación vegetal se han considerado especies leñosas de dos formas de vida, microfanerófitos (árboles bajos) y nanofanerófitos (arbustos).

En el cuadro 3 se exponen los datos de altura, cobertura y volumen de los individuos estudiados antes y dos años después del incendio y sus porcentajes de recuperación. En litre, peumo, espinillo y colliguay, los individuos se agruparon por clases de altura.

Al poco tiempo de producido el incendio (un mes aproximadamente), y sin que medien lluvias, comienza el rebrote desde el lignotuber (Araya y Avila 1981, Montenegro et al 1983). Este crecimiento se traduce en la producción de ramas nuevas que nacen prácticamente desde un solo punto, las que al crecer cubren una superficie comparable a un semicírculo y ocupan un volumen asimilable a una semiesfera, criterios que hemos usado en la evaluación de estos parámetros.

CUADRO 3.- COMPARACION DE ALTURA, COBERTURA Y VOLUMEN DE LAS ESPECIES ESTUDIADAS ANTES Y DOS AÑOS DESPUES DEL INCENDIO

ESPECIE	n	ANTES DEL INCENDIO (estimación)						DOS AÑOS DESPUES DEL INCENDIO						PORCENTAJE DE RECUPERACION		
		Altura		Volumen		Cobertura		Altura		Volumen		Cobertura		Alt.	Vol.	Cob.
		Pr. m	d.s.	Pr. m3	d.s.	Pr. m2	d.s.	Pr. m	d.s.	Pr. m2	d.s.	Pr. m2	d.s.			
ARBOLES																
LITRE A	2	1.7	0.2	5.0	5.0	9.8	9.71	1.2	0.3	4.4	2.5	4.9	3.4	70.6	88.0	50.0
LITRE B	4	2.5	0.3	32.6	29.8	21.0	5.84	1.3	0.2	4.7	0.9	9.8	5.2	32.0	14.4	46.7
LITRE C	3	4.7	0.5	70.1	72.8	57.2	35.32	1.7	0.1	11.0	2.8	9.9	7.2	36.2	13.7	17.3
LITRE D	2	6.4	0.1	24.9	17.3	12.1	8.31	1.3	0.5	6.6	2.3	8.9	3.6	23.4	26.5	73.6
ADESMA	1	4.1	0.0	3.9	0.0	14.7	0.00	0.8	0.0	0.4	0.0	0.9	0.0	19.5	10.3	6.1
PEUMO A	1	5.9	0.0	28.7	0.0	16.0	0.00	1.0	0.4	1.9	0.3	0.8	0.2	17.0	6.6	5.0
PEUMO B	2	3.7	0.1	0.5	0.0	0.4	0.05	0.8	*	0.8	0.3	0.7	0.2	21.6	160.0	175.0
QUILLAY	1	3.8	0.0	10.7	0.0	9.2	0.00	1.0	0.3	2.4	0.0	1.8	0.0	26.3	22.4	19.6
HUINGAN	1	2.1	0.0	20.0	0.0	24.8	0.00	1.8	0.2	15.4	0.0	3.1	0.0	85.7	77.0	12.5
LILEN I	1	3.9	0.0	3.8	0.0	3.2	0.00	1.6	0.5	7.1	0.0	4.0	0.0	41.0	186.8	125.0
ARBUSTOS																
ESPIN. A	2	0.8	0.1	1.0	0.1	3.7	0.36	1.0	0.2	1.7	0.9	0.7	*	125.0	170.0	18.9
ESPIN. B	2	1.3	0.1	5.0	0.4	11.2	0.58	0.8	0.1	0.2	0.4	0.8	0.4	63.1	24.0	7.1
COLLI.	2	1.6	0.2	8.2	2.9	15.4	3.70	1.2	*	2.6	0.2	1.6	0.4	75.0	31.1	10.4

Pr. m= promedio en metros; d.s.= desviación estandar

El rebrote a partir del lignotuber es muy notable en litre (medidas de cobertura), especialmente en los ejemplares de tallas intermedias (Fig. 1), crecimiento que se intensifica a partir de la primavera después del incendio y, que afecta fundamentalmente al volumen y a la cobertura y no a la altura, la cual no difiere entre las categorías de tallas. Esta situación podría ser debida a la calidad del lignotuber, poco desarrollado en juveniles y reducido en los adultos mayores. El crecimiento disminuye a partir de la segunda primavera, e incluso baja, producto posiblemente del cambio de arquitectura hacia formas más arbóreas.

Fig. 1.- Evolución de la recuperación de altura, cobertura y volumen de diferentes categorías de litre (*Lithrea caustica*). Tallas promedio de las categorías: A= 1.7 m, B= 2.5 m, C= 4.7 m y D= 6.4 m.

LITRE

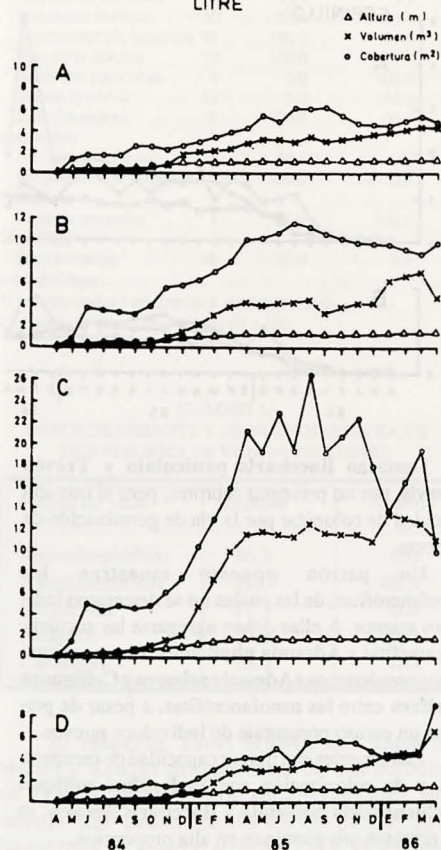
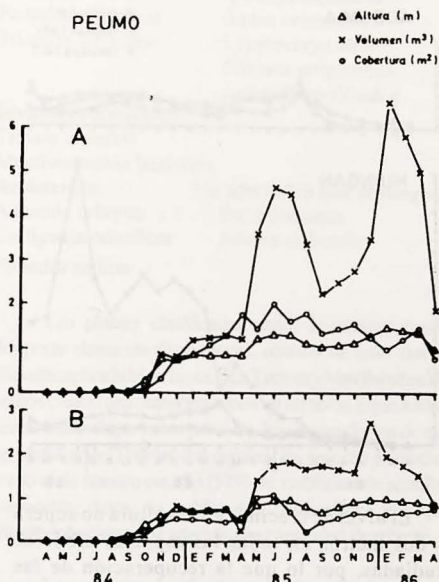


Fig. 2.- Evolución de la recuperación de altura, cobertura y volumen de diferentes categorías de peumo (*Cryptocarya alba*). Tallas promedio de las categorías: A= 5.9 m, B= 3.7 m.

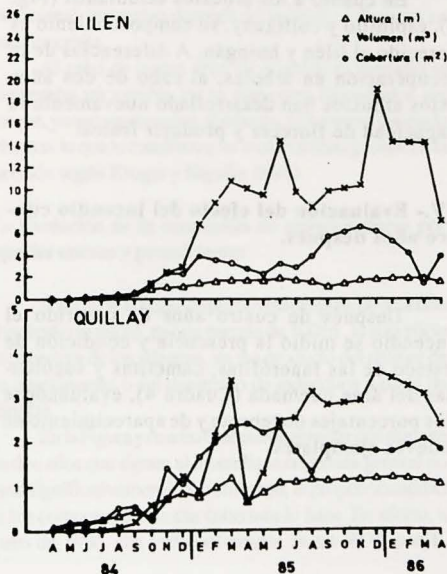
PEUMO



Lilén y huingán presentan un esquema parecido a peumo, mientras que quillay, también afecto a herbivoría, muestra un modelo irregular. El desarrollo de adesmia se asemeja a las situaciones extremas de litre (Figs. 3 y 4).

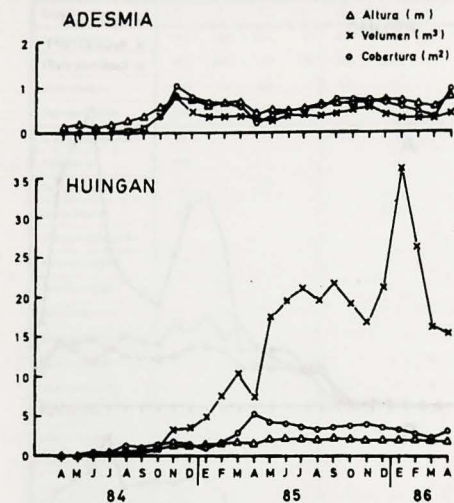
Fig. 3.- Evolución de la recuperación de altura, cobertura y volumen de lilén (*Azara celatrina* y quillay (*Quillaya saponaria*). Tallas promedio de las categorías: lilén= 3.9 y quillay= 3.8.

LILEN



En peumo (Fig. 2) el rebrote no es tan aparente, en gran medida debido a la fuerte herbivoría de los renuevos por parte de roedores y ganado vacuno (observaciones de terreno). Solamente después de la primera primavera el crecimiento se acelera, pero en forma irregular, en las tres variables medidas. Según nuestro criterio la herbivoría explicaría, al menos en parte sustantiva, dichas irregularidades de crecimiento.

Fig. 4.- Evolución de la recuperación de altura, cobertura y volumen de *Adesmia* (*Adesmia filoides*) y huingán (*Schinus polygamus*). Tallas promedio de las categorías: *Adesmia*=4.1 m y huingán=2.1 m.



El nivel de crecimiento en altura no supera los dos metros en todas las especies arbóreas estudiadas, por lo que la recuperación de las tallas originales está directamente relacionada con la magnitud de éstas.

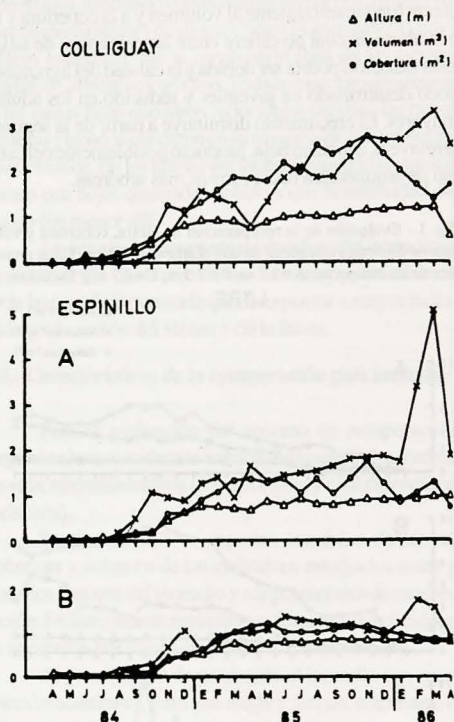
Las tendencias de recuperación en volumen y en cobertura siguen, en general, patrones de crecimiento acelerado entre las dos primeras primaveras después del incendio para decaer posteriormente, destacándose, entre ellas, huingán y lilén por su crecimiento más progresivo.

En cuanto a los arbustos estudiados (Fig. 5), espinillo y colliguay, su comportamiento es parecido al lilén y huingán. A diferencias de la recuperación en árboles, al cabo de dos años estos arbustos han desarrollado nuevamente la capacidad de florecer y producir frutos.

IV.- Evaluación del efecto del incendio cuatro años después.

Después de cuatro años de ocurrido el incendio se midió la presencia y condición de estado de las fanerófitas, caméfitas y suculentas del área quemada (Cuadro 4), evaluándose los porcentajes de rebrote y de apareamiento de nuevos ejemplares.

Fig. 5.- Evolución de la recuperación de altura, cobertura y volumen de diferentes categorías de colliguay (*Colliguaya odorifera* y espinillo (*Adesmia arborea*). Tallas promedio de las categorías: colliguay=1.6 m, espinillos A=0.8 m y B=1.3 m.



Destacan *Baccharis paniculata* y *Trevoa trinervis*, por no presentar rebrotes, pero sí una alta capacidad de colonizar por la vía de germinación de diásporas.

Un patrón opuesto muestran las microfanerófitas, de las cuales no se detectaron individuos nuevos. A ellas deben agregarse las suculentas, caméfitas y *Adesmia phylloidea*. En este mismo grupo consideramos a *Adesmia arborea* y *Colliguaya odorifera* entre las nanofanerófitas, a pesar de presentar un escaso porcentaje de individuos nuevos.

Las especies con mayor capacidad de recuperación y de colonización son *Podanthus mitique*, *Muehlenbeckia hastulata* y *Baccharis linearis*, ya que rebrotan y/o germinan en alta proporción.

Finalmente, es destacable el apareamiento del parásito *Tristerix tetrandus* sobre colliguay, lo que sería índice de incremento de la susceptibilidad de las plantas postincendio.

Una globalización de la información por formas de vida se entrega en el Cuadro 5.

CUADRO 4.-
EVALUACION DE LA SITUACION DE LA VEGETACION
ARBUSTIVA Y ARBOREA DESPUES DE CUATRO AÑOS

Especie	n	Porcentaje	
		rebrotados(1)	nuevos (2)
Microfanerófitos			
Lithrea caustica	39	97.4	0.0
Quillaja saponaria	3	100.0	0.0
Azara celastrina	6	100.0	0.0
Schinus polygamus	2	100.0	0.0
Cryptocarya alba	5	80.0	0.0
Jubaea chilensis	3	100.0	0.0
Nanofanerófitos			
Adesmia arborea	139	88.3	1.6
Adesmia phylloidea	4	100.0	0.0
Colliguaya odorifera	123	95.7	5.1
Podanthus mitique	30	52.6	52.4
Muehlenbeckia hastulata	81	100.0	87.6
Baccharis linearis	19	100.0	89.5
Baccharis paniculata	9	0.0	100.0
Trevoa trinervis	13	0.0	100.0
Ephedra andina	3	100.0	00.0
Suculentas			
Echinopsis chilensis	11	54.5	0.0
Neoporteria curvispina	1	100.0	0.0
Parásitos			
Tristerix tetrandus	1	0.0	100.0
Caméfitas			
Puya coerulea	16	75.0	0.0

n = individuos
 11 = (rebrotadas / rebrotadas + muertas) x 100
 2 = (nuevas / rebrotadas + nuevas) x 100

CUADRO 5.-
INDICE DE REBROTE Y DE NUEVOS INDIVIDUOS
SEGUN FORMA DE VIDA (% PROMEDIO)

Forma de vida	Rebote	Nuevos
Microfanerófitos	96.2	0.0
Nanofanerófitos	91.0	48.5
Suculentas	77.3	0.0
Parásitos	00.0	100.0
Caméfitas	75.0	0.0

Al respecto, Frost (1984), con datos de Merwe y Kruger provenientes de dos estudios en fynbos, mencionan recuperaciones por rebrote del orden de 55.6% y 28.1% para fanerófitas en general y de 54.7% y 39.8% para caméfitas. Para la costa de California se reporta un 100% de rebrote de fanerófitas (Malanson y O'Leary 1982).

De acuerdo a los resultados del cuadro 4, y de la aplicación de la categorización de Rowe (1983) según el modo de persistencia de las plantas, podemos clasificar a las especies estudiadas de la siguiente forma :

Invasores :
 Baccharis paniculata
 Baccharis linearis
 Podanthus mitique
 Tristerix tetrandus

Soportadores :
 Lithrea caustica
 Quillaja saponaria
 Azara celastrina
 Cryptocarya alba
 Schinus polygamus
 Adesmia phylloidea

Invasores-Evasores :
 Trevoa trinervis
 Muehlenbeckia hastulata

Resistentes: **No afectados por el fuego**
 Adesmia arborea Puya coerulea
 Colliguaya odorifera Jubaea chilensis

Ephedra andina

Las plantas clasificadas como **Invasoras** tienen diásporas altamente dispersantes, además de tener dos de ellas alta capacidad de rebrote. Para **Trevoa** y **Muehlenbeckia** hemos creado una categoría mixta en atención a que ambas tienen frutos dispersados por aves, hay antecedentes de que las semillas de **Trevoa** son capaces de soportar incendios como el de nuestro estudio (57% de viabilidad de semillas quemadas, datos no publicados, Villaseñor) y a que **Muehlenbeckia** tiene además alta capacidad de rebrote.

Las especies clasificadas como **Soportadoras** pertenecen al matorral esclerófilo y tienen la capacidad de rebrotar desde yemas de la base de sus tallos, debiendo pasar por estados juveniles antes de madurar. En cambio, las **Resistentes** corresponden al matorral xérico, rebrotan desde la base alcanzando en corto tiempo sus tamaños originales y son capaces de florecer y fructificar en la misma temporada en que se produce el incendio.

Finalmente, las clasificadas como **No afectadas por el fuego**, son plantas que a pesar de ser quemadas siguen su crecimiento vegetativo después del incendio y florecen en esa temporada.

Al cabo de cuatro años de ocurrido el incendio se comprueba un cambio en la estructura fisionómica del bosque, ya que sus especies, al rebrotar, lo hacen en forma de arbustos, lo que lo transforma en matorral (fase juvenil de la sucesión según Kruger y Bigalke 1984).

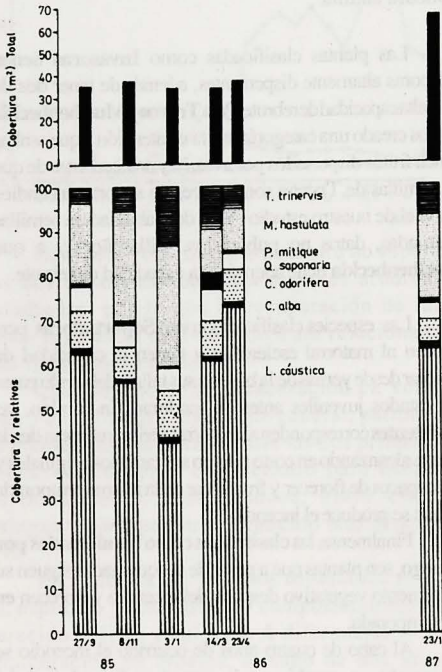
V.- Evolución de la ocupación de espacios libres por especies nuevas y preexistentes

A partir de la segunda primavera después de ocurrido el incendio se midió, en una parcela de 100 m², la superficie de cobertura de los arbustos, ya sea producto del rebrote de los preexistentes o del desarrollo de individuos a partir de semillas.

En la Figura y cuadro 6, se puede apreciar que durante los dos años que siguen al incendio la cobertura general no varía significativamente. Sin embargo, la proporcionalidad de los componentes de esa cobertura lo hace. En efecto, a enero de 1986, ella está conformada en un 40 % por T.

trinervis y *M. hastulata*, proceso que ha sido creciente desde la época del incendio y que, a partir de esa fecha, cede su importancia relativa al desarrollo de *L. caustica*, especie rebrotada. Esta situación confirma la calidad de **Invasoras-Evasoras** que le hemos asignado a ambas especies. El aumento real de cobertura ocurre durante el tercer año, estableciéndose el dominio de especies rebrotadas, especialmente litre, y disminución porcentual de especies invasoras como tebo y quilo.

Fig. 6.- Evolución de las coberturas, absoluta y relativa, de los espacios libres por los vegetales estudiados.



El poco desarrollo de las otras especies rebrotadas, *Quillaja saponaria*, *Cryptocarya alba* y *Colliguaya odorifera*, puede tener su explicación, especialmente para las dos primeras, en la fuerte herbivoría que las afectan, acción que no compromete a *Lithrea caustica*.

Semidieron cuatro especies de arbustos desarrollados desde semillas (medidas a partir de plántulas): *Podanthus mitique*, *Trevoa trinervis*, *Muelhenbeckia hastulata* y *Baccharis linearis*. El primero tiene un comportamiento parecido al de quillay, peumo y colliguay; en cambio, *T. trinervis* y especialmente *M. hastulata* presentan un fuerte desarrollo inicial, el que empieza a declinar hacia el tercer año después del incendio, siendo favorecidas desde ese momento las especies rebrotadas.

En cuanto a *B. linearis*, el que por sus bajos valores de cobertura (cuadro 6) no aparece en la figura 6, es interesante hacer notar que presenta un aumento sostenido en su cobertura relativa que la justifica en la categoría de **invasora** en la que la hemos propuesto, y que hace pensar en una importancia relativa creciente en los años siguientes al incendio (Balduzzi et al 1982).

En consecuencia, en la recuperación de la vegetación post-incendio aquí estudiada, se produciría el siguiente esquema sucesional: invasión inicial de los espacios vacíos por tebo y quilo, junto a los primeros rebrotes de las especies preexistentes; más tardíamente se incorpora romerillo y acrecienta la importancia de las rebrotadas. Estas observaciones aparecen contrarias a lo que sucedería por tala de la vegetación del matorral (Armesto y Pickett, 1985).

CONCLUSIONES

La vegetación en la zona estudiada presenta comunidades resistentes al fuego: la de **Lithrea-Cryptocarya**, cuyas especies tienen recuperación vegetativa solamente (**Soportadores**); la de **Adesmia-Colliguaya**, cuyas especies rebrotan rápidamente y en el mismo año están floreciendo, y que los

CUADRO 6.- EVOLUCION DE LA COBERTURA DE ESPACIOS LIBRES POR ESPECIES REBROTADAS Y DESARROLLADAS A PARTIR DE SEMILLAS.

Especies	27/9/85			8/11/85			03/1/86			14/3/86			23/4/86			29/1/87		
	m2	%	n	m2	%	n	m2	%	n	m2	%	n	m2	%	n	m2	%	n
Tebo	1.10	3.15	7	1.97	5.38	5	4.28	12.92	7	2.99	9.17	6	1.79	4.95	2	4.23	6.50	4
Quilo	6.26	17.94	20	8.95	24.59	24	9.10	27.46	25	3.20	9.82	15	3.36	9.29	15	12.16	18.70	13
Mitique	0.16	0.45	6	0.19	0.52	9	0.12	0.35	5	1.21	3.71	4	0.11	0.29	3	0.43	0.65	5
Litre	22.20	63.59	4	20.54	56.44	4	14.22	42.93	4	19.97	61.28	4	26.34	72.94	4	41.08	63.16	4
Quillay	1.89	5.40	1	1.79	4.92	1	1.77	5.33	1	2.05	6.29	1	1.42	3.93	1	2.30	3.53	1
Romerillo	0.04	0.10	1	0.05	0.15	1	0.05	0.14	1	0.09	0.29	2	0.15	0.42	3	0.61	0.94	3
Colliguay	2.83	8.10	3	2.42	6.64	3	3.18	9.60	3	2.82	8.65	3	2.75	7.61	3	3.36	5.17	3
Peumo	0.45	1.29	2	0.50	1.37	2	0.42	1.28	2	0.26	0.79	2	0.21	0.59	2	0.88	1.36	2

nanofanerófitos que la constituyen se comportan frente al fuego como hemipterófitos o geófitos (**Resistentes**) y la comunidad de **Puya**, cuyas especies dominantes no son afectadas por el fuego (observaciones no medidas), aunque se presente mortalidad de algunos individuos a largo plazo, en quisco especialmente (Cuadro 4). Hanes (1971) reporta para el sur de California un fenómeno parecido, en que la sucesión postfuego es diferente en las diversas comunidades de acuerdo a sus condiciones ecológicas.

La mortalidad también se da entre los nanofanerófitos que no tienen capacidad de rebrote (Cuadro 4). En esos casos pudo ser que el lignotuber fuese dañado o que no estuviese desarrollado y, por ello, no fueran seleccionados por el fuego.

Al recuperarse las plantas arbóreas y arbustivas después del incendio, lo hacen con un crecimiento simpodial lo que les da el aspecto de arbustos y, al conjunto, el de matorral. No sabemos en cuanto tiempo este matorral puede recuperar su aspecto de bosque, aunque por la relación entre el tiempo (2 años) y la altura alcanzada no puede ser inferior a 10-15 años.

En estudios sucesionales en fynbos del sur de Africa (Kruger y Bigalke 1984) se reconocen las siguientes etapas de desarrollo de las comunidades: inmediata, juvenil (hasta 4-5 años), transicional (hasta 10 años), adulta o madura (hasta 30 años) y senescente. Si usamos este esquema para la vegetación de Chile central, en nuestro estudio el combustible forestal quemado se encontraba en la **fase madura**, y el presente estudio se ha hecho en la **fase inmediata postincendio** y primera parte de la **fase juvenil**.

De la comparación de los Cuadros 2 y 4, se desprende que una serie de especies de la zona control no aparecen después de cuatro años en la zona quemada. Son fanerófitos importantes en esta condición :

colliguay macho (**Adenopeltis serrata**), parrilla (**Proustia pyrifolia**), salvia macho (**Eupatorium salvia**), barbón (**Eupatorium glechonophyllum**) y (**Teucrium bicolor**). Ello hace suponer que estas especies son tardías en la sucesión.

En el plano específico, el litre es la especie arbórea que mejor responde a los incendios, junto con los arbustos xéricos, lo que avalaría la hipótesis que la estructura vegetal actual de la zona mediterránea (Donoso 1990) estaría modelada por la recurrencia de los incendios forestales (Sáiz 1990).

La recuperación de peumo, quillay y otras especies se ve afectada por la fuerte herbivoría a que son sometidos sus rebrotes por parte del ganado vacuno que generalmente se asocia a estas formaciones.

De acuerdo al modo de persistencia las especies estudiadas se clasifican en, **Invasores** : **Baccharis paniculata**, **Baccharis linearis**, **Podanthus mitique**, **Tristerix tetrandus**; **Invasores-Evasores**: **Trevoa trinervis** y **Muelhenbeckia hastulata**; **Resistentes**: **Adesmia arborea**, **Colliguaja odorifera** y **Ephedra andina**; **Soportadores**: **Lithrea caustica**, **Quillaja saponaria**, **Azara celastrina**, **Cryptocarya alba**, **Schinus polygamus** y **Adesmia phylloidea**; **No afectados por el fuego**: **Puya coerulea** y **Jubaea chilensis**.

El análisis de la evolución de las coberturas relativas confirma la calidad de **Invasoras-Evasoras** de **Trevoa trinervis** y **Muelhenbeckia hastulata**, ya que sus desarrollos se ven proporcionalmente favorecidas durante los dos primeros años post-incendio, para ceder posteriormente al aumento de la cobertura de las especies que rebrotan y a la disminución subsecuente de los espacios libres, especialmente debida al desarrollo de **L. caustica**. El aumento lento pero sostenido de la cobertura relativa de **B. linearis** explicaría por qué cubre actualmente grandes espacios en las comunidades degradadas de la zona.

REFERENCIAS

- ALTIERI, M. A. & J. A. RODRIGUEZ 1975. Acción ecológica del fuego en el matorral mediterráneo de Chile, en Rinconada de Maipú. Tesis Fac. Agronomía. U. Chile.
- ARAYA, S. & G. AVILA. 1981. Rebrote de arbustos afectados por el fuego en el matorral chileno. An. Mus. Hist. Nat., Valparaíso, 14: 107-113.
- ARMESTO, J. & J. GUTIERREZ. 1978. El efecto del fuego en la estructura de la vegetación de Chile central. An. Mus. Hist. Nat. Valparaíso, 11 :43-48.
- ARMESTO, J. & S. PICKETT. 1985. A mechanistic approach to the study of succession in the Chilean matorral. Rev. Chil. Hist. Nat. 58:9-17.
- AVILA, G., M. E. ALJARO & B. SILVA. 1981. Observaciones en el estrato herbáceo del matorral después del fuego. An. Mus. Hist. Nat., Valparaíso, 14: 99-105.
- AVILA, G., G. MONTENEGRO & M. ALJARO. 1990. Incendios en la vegetación mediterránea. En: Ecología del paisaje en Chile Central, Fuentes y Prenafta (eds.): 81-86. Ed. Univ. Católica de Chile.
- BALDUZZI, A., R. TOMASELLI, I. SEREY & R. VILLASEÑOR. 1982. Degradation of the mediterranean type of vegetation in central Chile. Ecologia Mediterranea, 8 (1-2): 223-239
- CORREA, J. & G. GUERRA. 1974. Incendios Forestales. En: Curso de Conservación de la Naturaleza y sus recursos renovables. Facultad de Ciencias Forestales U. de Chile.

- CHANDLER, C., Ph. CHENEY, Ph. THOMAS, L. TRABAUD & D. WILLIAMS. 1983. Fire in Forestry, Vol. I, John Wiley & Sons, Inc., 450 pp.
- DONOSO, C. 1990. Ecología Forestal. El Bosque y su Medio Ambiente. Ed. Universitaria. Universidad Austral de Chile, II Ed., 370 pp.
- FROST, P. 1984. The responses and survival of organisms in Fire-Prone Environments. In: Ecological effects of fire in South African Ecosystems, Booysen y Tainton (eds): 273-309. Springer-Verlag, Ecological Studies 48.
- GILL, A. 1977. Plant trait adaptive to fires in Mediterranean land ecosystems. Proc. Symp. Environ. Consequences Fire Fuel Manage. Medit. Ecosyst., U. U. For. Serv. Gen. Tech. Report. WO-3 : 17-26.
- GILL, A. 1981. Adaptive responses of Australian plant species to fires. In: Fires and Australian biota, Gill, Groves y Robles (eds). Aust. Acad. Sci. Camberra : 243-272.
- GUERRA, G., A. HEPP & F. BASCUR, 1979. Mapa de combustibles de la V Región. Ciencias Forestales, 1(3):39-46.
- HANES, T. L. 1981. Succession after fire in the Chaparral of Southern California. Ecological Monographs, 41(1):27-52
- HOBBS, R. J. & C. H. GIMINGHAM. 1984. Studies on Fire in Scottish Heathland Communities. Fire Characteristics. Journal of Ecology, 72:223-240
- JAMES, S. 1984. Lignotubers and Burl. Their structure, function and ecological significance in Mediterranean Ecosystems. The Botanical Review, 50(3):225-266.
- KOZLOWSKI, T. & C. AHLGREN. 1974 Fire and Ecosystems (eds). Academic Press, 542 pp.
- KRUGER, F. & R., BIGALKE. 1984. Fire in Fynbos. En Booysen y Tainton (eds.), Ecological effects of fire in South African Ecosystems: 67-114. Ecological Studies 48. Springer-Verlag.
- MALANSON, G. & F. O'LEARY. 1982. Post-Fire Regeneration Strategies of Californian Coastal Sage Shrubs. Oecologia (Berl), 53:355-358
- MONTENEGRO, G., B. SEGURA, R. SAENGER & M. A. MUJICA. 1981. Xeromorfismo en especies arbustivas del matorral chileno. An. Mus. Hist. Nat., Valparaíso, 14:99-105.
- MONTENEGRO, G., G. AVILA & P. SCHETTE. 1983. Presence and development of lignotubers in shrubs of the Chilean matorral. Can. J. Bot., 61: 1808-1815.
- MÜLLER-DOMBOIS, D. & H. ELLENBERG. 1974. Aims and methods of Vegetation Ecology. John Willey N.Y.
- NAVEH, Z. 1974. Effects of fire in the Mediterranean region. In: Fire and Ecosystems, Kozlowki y Ahlgren (eds.) Academic N.Y.: 401-434
- NAVEH, Z. 1975. The evolutionary significance of fire in the mediterranean region. Vegetatio, 29(3): 199-208.
- PIERCE, S. & R. COWLING. 1991. Dynamics of soil-stored seed banks of six shrubs in fire-prone dune fynbos. Journal of Ecology, 79 731-747.
- ROWE, J. 1983. Concepts of fire effects on plant individuals and species. En The role of fire in Northern circumpolar ecosystems, Wein y MacLean (eds), John Wiley & Sons: 135-154.
- SAIZ, F. 1990. Incendios forestales en el Parque Nacional La Campana, Sector Ocoa, V Región. I Problema e incidencia de incendios forestales en Chile. An. Mus. Hist. Nat., Valparaíso, 21:
- SAIZ, F. 1991. Los incendios forestales como factor de deterioro del medio ambiente, Simiente, 61 (1): 61-64.
- SAIZ, F. & J. BASCUÑAN. 1990. Incendios forestales en el Parque Nacional La Campana, Sector Ocoa, V Región. IV. Fauna del suelo. An. Mus. Hist. Nat., Valparaíso, 21:
- TRABAUD, L. 1980. Impact biologique et écologique des feux de végétation sur l'organisation, la structure et l'évolution des zones de garrigues de Bas-Languedoc. These Doctoral Etat. Univ. Sci. Thech. Languedoc, Montpellier, 288pp.
- TRABAUD, L. 1981. Man and Fire: Impacts on Mediterranean Vegetation. IN: Mediterranean types shrublands Ecosystems, Di Castri, Goodall and Sprecht (eds.), : 523-537 Elsevier Scientific Publ.
- TROLLOPE, W. 1984. Fire behaviour. In : Ecological effects of fire in South African Ecosystems, Booysen y Tainton (eds.): 149 - 175 . Ecological Studies 48. Springer-Verlag.
- VAN WAGNER, C. 1983. Fire behaviour in Northern Conifer Forest and Shrublands. In: The role of fire in Northern circumpolar ecosystems, Wein y Mac Lean (eds): 65-80. John Wiley & Sons Ltd.
- VILLAGRAN, C., M. RIVEROS, R. VILLASEÑOR & M. MUÑOZ. 1980. Estructura florística y fisionómica de la vegetación boscosa de la quebrada de Córdoba (El Tabo), Chile central. An. Mus. Hist. Nat., Valparaíso, 13: 71-91
- VILLASEÑOR, R., F. SAIZ & R. BUSTAMANTE. 1986. Impacto de los Incendios Forestales en el Medio Ambiente de la V Región. Proc. II Encuentro Cient. Medio Ambiente, 1: 371-376
- WEIN, R. & D. MACLEAN. 1983. The role of fire in Northern circumpolar ecosystems. John Wiley & Sons Ltd., 322 pp.
- WRIGHT, H. & A. BAILEY. 1982. Fire ecology. J. Wiley, N. York, 501 pp.

INCENDIOS FORESTALES EN EL PARQUE NACIONAL LA CAMPANA SECTOR OCOA, V REGION, CHILE.

III. EFECTO SOBRE EL ESTRATO HERBACEO.#

RODRIGO VILLASEÑOR * Y FRANCISCO SÁIZ **

ABSTRAC

The effect of forestry wildfires in the herbaceous vegetation of shrubs and sclerophyllous forest in the mediterranean climate zone of Chile is studied, evaluating both the impact and the recovering capacity.

The study was carried out in the National Park La Campana, Ocoa Sector, affected by a great forestry wildfire. For it, two adjacent plots of 30x70m each, one in burned area and the other, as control, in unburned area, were established.

The evaluation of the herbaceous stratum was made by an alleatory sample of 60 quadrants of 1 m², in control area, and by quadrants of 1 m² in the length of a 30 m transect in burned area. The samples were taken in August, September, October and November 1984 and September 1985.

The main conclusions are: to the diminution of density and species richness follows an explosive increment of the annual species in the burnt area and an advancement of the introduced species over native. At length there is a loss of the less frequent species tending to equilibrate its composition with the control area. The effect over the perennial species is negative during the first post fire year.

Key Words: Forestry Wildfires, Herbaceous Vegetation, Shrubland, Sclerophyllous Forests, National Park, La Campana, Chile.

INTRODUCCION

Las características generales de la relación vegetación-incendio han sido ampliamente discutidas por Villaseñor y Sáiz (1990), haciéndose énfasis en la condición de combustible forestal de los vegetales y en las macroestrategias adaptativas al fuego desarrolladas por aquéllos.

El efecto del fuego sobre la vegetación herbácea es dependiente de la combustibilidad, de la condición de anual o perenne de la especie, de la intensidad y frecuencia de los incendios y de la formación vegetal de la que forma parte: pastizal, estepa, sabana, matorral o bosque, ya que su participación porcentual va decreciendo en la secuencia antes mencionada.

Mallik y Gimingham (en Hobbs y Gimingham 1987) sostienen que la mayor determinante de la respuesta al fuego es la composición prefuego del stand, es decir, del espectro de historias de vida presentes en la comunidad.

El efecto inmediato del fuego implica la destrucción total o parcial de las especies herbáceas, dependiendo su intensidad de las características biológicas de éstas. Especies perennes y especies

anuales de desarrollo epígeo abundante pueden ser totalmente quemadas. Terófitos y geófitos, por su parte, tienen una mayor probabilidad de sobrevivir a la acción del fuego y, por ende, una probabilidad mayor de ser elementos pioneros en el proceso de recuperación de la vegetación después del incendio.

Para Tainton y Mentis (1984), en estudio sobre pastizales, el crecimiento de los geófitos estaría determinado más por la temperatura del suelo que por la humedad, por lo que el incremento térmico que sigue al incendio aceleraría el desarrollo, el que se adelantaría al de las otras herbáceas. Al desarrollarse posteriormente estas últimas, los geófitos van cediendo importancia.

Por otra parte, el fuego, al eliminar la vegetación y el material de restos vegetales que cubre el suelo, atenúa la competencia y crea condiciones de temperatura y luz favorables al desarrollo herbáceo en la siguiente estación de crecimiento, a lo que también concurre el aporte de agua por las precipitaciones (Biswell 1974). Además, hay que considerar que generalmente los incendios ocu-

* Facultad de Ciencias, U. de Playa Ancha, Casilla 34-V, Valparaíso, Chile. Fax (032) 286713.

** Ecología. U. Católica de Valparaíso, Casilla 4059, Valparaíso, Chile. Fax (032) 212746.

Proyecto Fondecyt 1066/84.

Recibido: 23 Octubre 1992. Aceptado: 18 Enero 1993.

ren en época no reproductiva o de dormancia de las herbáceas, lo que aminoraría el efecto destructivo del fuego.

Naveh (1974) sostiene que la respuesta al fuego de las herbáceas perennes es muy similar a la de las plantas leñosas que son rebrotadores facultativos. Esta respuesta sería regulada por un doble feedback positivo: a) resistencia al fuego mediante bulbos, cormos o vástagos basales, por reactivación de yemas meristemáticas intercalares o axilares, o bien, b) por incremento de la propagación por semillas. Al respecto, Daubenmaire (1968) entrega algunos datos sobre resistencia de semillas de herbáceas al calor, de las que extractamos las siguientes:

Especie	Temperatura Sininjuria	Máxima Consobrevida	Duración (minutos)
<i>Bromus hordeaceus</i>	82-93	116-127	5
<i>Avena fatua</i>	93-104	104-116	5
<i>Bromus mollis</i>	104-116	116-127	5

Las herbáceas anuales, gracias a su rápido crecimiento, tienen ventajas competitivas sobre las perennes en la colonización de los espacios abiertos y fértiles dejados por el fuego. Esta situación se expresa claramente en las dos primeras temporadas después del fuego (Naveh 1974, Kruger y Bigalke 1984).

La recurrencia de los incendios en los biomas mencionados, generalmente promueve el desarrollo de hierbas en detrimento de las especies leñosas, aunque un número aceptable de éstas son tolerantes y algunas hasta dependientes del fuego (Glover 1971, Hare 1961, Robertson y Cordes 1957, Scott 1971, citados en Vogl 1974). En general, las especies leñosas pueden soportar un incendio y recuperarse después de él, perdiendo esta capacidad ante fuegos reiterados, especialmente si son intensos. Este tipo de incendios mantendrían vigoroso el crecimiento herbáceo con éxito competitivo por espacio, humedad y luz sobre las especies leñosas (Vogl 1974, Knapp 1986).

En las formaciones boscosas, los incendios generalmente actúan como agentes retrogresivos, favoreciendo el establecimiento de vegetación herbácea, al menos en las primeras fases postincendio (Vogl 1974, Tomaselli 1976, Villaseñor et al 1986).

Otro enfoque al efecto del fuego es su impacto en el tamaño y número de hojas. Especies de *Avena*, *Bromus*, *Erodium* y de *Festuca* serían más pequeñas en la primera

temporada después del incendio y se explicaría por el cambio de ambiente para las anuales y por injurias térmicas para las perennes (Daubenmaire 1968). Knapp (1986) indica esta situación para *Rhus glabra*. También se citan casos en contrario, como el de dos especies de *Andropogonum* (Daubenmaire 1968). Levyns (en Kruger y Bigalke 1984) sostiene que las plantas que rebrotan crecen más exuberantes. Daubenmaire menciona florecimientos tanto acentuados como no modificados por el incendio en la primera temporada. Wicht (en Kruger y Bigalke 1984), sugiere que, al menos en geófitos, el florecimiento es favorecido después del incendio, no así el crecimiento vegetativo.

Avila et al (1981) encuentran altos valores de biomasa en el estrato herbáceo un año después del incendio, lo que explican por el aumento de materia orgánica y fósforo que quedaría en el suelo como consecuencia del fuego.

En Chile, se ha sostenido que la vegetación mediterránea no responde adaptativamente a los incendios recurrentes (Armesto y Gutiérrez 1978), aunque Avila et al (1981) comunican que Altieri y Rodríguez (1974) postulan lo contrario, lo que también respaldan Villaseñor y Sáiz (1990).

El objetivo del presente trabajo es evaluar tanto el impacto del fuego en el estrato herbáceo como su capacidad de recuperación y de colonización en un matorral esclerófilo de Chile mediterráneo.

MATERIALES Y METODOS

La investigación se desarrolló en el sector Ocoa del P.N. La Campana, V Región, donde se produjo un gran incendio a fines de febrero de 1984, comprometiendo, entre otros sectores, una ladera cubierta de matorral esclerófilo bien desarrollado.

En esa área se seleccionaron dos sectores adyacentes, uno Quemado y el otro No Quemado, utilizando a este último como control y como representativo de la vegetación presente antes del incendio. En cada uno de ellos se estableció una parcela de 70 x 30 m, a muy corta distancia entre sí (Sáiz 1990).

La evaluación del estrato herbáceo en el sector No Quemado, se hizo mediante una muestra aleatoria de 60 cuadrantes de 1 m², cuantificándose la frecuencia de especies, datos utilizados para el cálculo de las fre-

cuencias absolutas y relativas (Villagrán et al 1980). Muestreo realizado en octubre de 1984.

En el sector Quemado se hizo una transecta de 30 m lineales y se sobrepuso a ella cuadrantes de 1 m², a intervalos de 1 m, anotándose la frecuencia de las especies. Con ella se calcularon las frecuencias absoluta y relativa. Muestreo realizado en agosto, septiembre, octubre y noviembre de 1984 y septiembre de 1985.

RESULTADOS Y DISCUSION

Dada la muy lenta recuperación de los estratos arbóreo y arbustivo, los espacios libres son densamente colonizados en la primera primavera por una cincuenta de especies herbáceas.

Este fenómeno ha sido observado en varios ecosistemas (Vogl 1974, Naveh 1974, Trabaud 1987). En Chile, Avila et al (1981) informan de él en valores de biomasa. Este gran desarrollo de plantas herbáceas se puede deber a varios factores, entre ellos a la disponibilidad de espacios a ocupar por las plántulas, los que han quedado vacíos al quemarse la cama y el follaje, a una mayor libertad para el tránsito de diásporas hacia el lugar quemado y, también, a una mayor fertilidad temporal del suelo por la presencia de cenizas. También puede considerarse un mayor nivel térmico en el suelo por pérdida de la cubierta vegetal.

Hay antecedentes de que en algunos ecosistemas el fuego puede activar a semillas en reposo bajo tierra (Rowe 1983).

A.- HERBACEAS ANUALES

Del Cuadro 1 se desprende que en el mes de septiembre del mismo año en que ocurrió el incendio (6-7 meses de intervalo), se presenta el mayor número de especies y la más alta diversidad específica de la primavera de 1984.

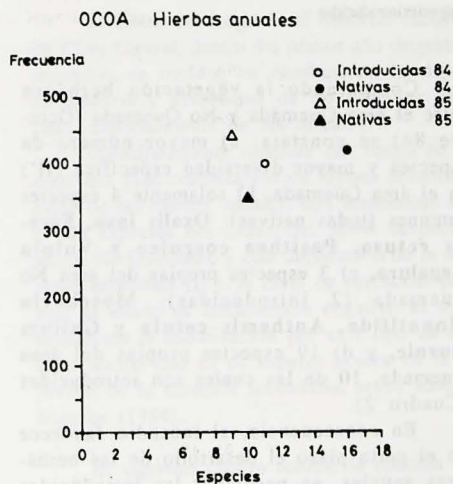
Esta riqueza y diversidad es menor a finales de invierno (Agosto), época en que aún las condiciones climáticas no son las mejores para la estrata herbácea; destacan en ella *Loasa triloba*, una especie de fines de invierno, y *Oxalis rosea* la que disminuye su abundancia en los meses siguientes por baja del contenido hídrico del suelo (Cuadro 1).

Analizando en perspectiva temporal el efecto del fuego sobre la vegetación herbácea anual (Cuadro 1), se detecta una fuerte disminución del número de especies y de la diversidad específica en el lapso de un año (septiembre 84 y 85). Este tipo de cambio está bastante documentado en la literatura (Vogl 1974, Kruger y Bigalke 1984, Tainton y Mentis 1984, Naveh 1974).

Si bien la disminución de especies es del orden del 30% (similitud taxonómica, $S_j = .59$), para la comparación entre septiembre 84 y 85, se mantiene alta la similitud biocenótica entre ambos períodos ($S_w = .86$), dada fundamentalmente por la alta frecuencia de las especies comunes, lo que indicaría que a largo plazo se produce una pérdida de las especies menos frecuentes, tendiendo a una estabilidad en riqueza específica, comparable con los estados no quemados. Dichas especies serían colonizadoras efímeras, salvo que ocurra reiteración de incendios.

Al año, la mayor pérdida de especies y la disminución de frecuencias corresponde a las especies nativas y no a las introducidas (Cuadro 1 y Fig. 1). Este es un índice de que los incendios favorecerían el desarrollo de la vegetación herbácea introducida si aquéllos son recurrentes.

Fig. 1.- Hierbas anuales. Cambio en la relación N° de especies/Frecuencia de especies entre la primera y segunda estación vegetativa después del incendio.



CUADRO 1.-
FRECUENCIA DE ESPECIES HERBACEAS ANUALES
EN EL SECTOR QUEMADO, OCOA.

n total = 31 Nombre	Frecuencia		1985		
	1984		Oct.	Nov.	Sept.
	Ago.	Sept.			
Loasatriloba	10	-	-	-	-
Adesmia angustifolia	-	15	15	5	-
Trifolium chilense	20	5	25	-	-
Clarkia tenella	15	40	50	-	10
Oenothera dentata *	40	30		20	50
Oxalis rosea *	70	55	25	5	20
Oxalis laxa	15	10	5	-	-
Erodium cicutarium *	35	15	15	5	30
Erodium moschatum *	30	35	20	5	90
Euphorbia pepus *	30	50	25	-	70
Torilis nodosa *	10	-	-	5	-
Cristaria dissecta	-	5	30	15	-
Silene gallica *	5	65	50	30	80
Cerastium vulgatum *	-	15	10	-	-
Calandrinia trifida	10	5	-	-	-
Plantago hispidula	5	15	-	-	10
Lastarria chilensis	-	55	-	5	20
Galium murale *	-	30	5	-	40
Cryptantha aprica	-	45	40	40	70
Schizanthus pinnatus	-	15	5	35	10
Facelis retusa	-	50	25	20	50
Filago gallica *	-	50	45	10	50
Chaetanthera linearis	-	-	20	-	30
Trichopetalum plumosum	5	35	10	-	-
Pasithea coerulea	-	20	25	10	10
Briza minor *	50	30	45	20	30
Koeleria phleoides	5	5	-	-	-
Avena barbata *	5	35	10	30	10
Vulpia megalura	10	70	45	70	100
Centaurea melitensis	-	-	-	-	10
N especies	18	27	23	17	19
Divers. específica H'	3.64	4.43	4.27	3.61	3.86
Uniformidad J	.87	.93	.94	.88	.91

*especies introducidas

Comparando la vegetación herbácea entre el área Quemada y No Quemada (Octubre 84) se constata: a) mayor número de especies y mayor diversidad específica (H') en el área Quemada, b) solamente 4 especies comunes (todas nativas): **Oxalis laxa**, **Facelis retusa**, **Pasithea coerulea** y **Vulpia megalura**, c) 3 especies propias del área No Quemada (2 introducidas): **Moscharia pinnatifida**, **Anthemis cotula** y **Galium murale**, y d) 19 especies propias del área Quemada, 10 de las cuales son introducidas (Cuadro 2).

En consecuencia, el incendio favorece en el corto plazo el desarrollo de las herbáceas anuales, en particular las introducidas (Cuadro 2).

CUADRO 2.-
COMPARACION DEL SITIO QUEMADO Y NO
QUEMADO. OCTUBRE 1984. HIERBAS ANUALES.

Especie	NO QUEMADO	QUEMADO
	Frecuencia	Frecuencia
Oxalis laxa	20	50
Galium murale	* 120	00
Moscharia pinnatifida	100	00
Facelis retusa	60	250
Anthemis cotula	* 40	00
Vulpia megalura	20	450
Pasithea coerulea	240	250
Adesmia angustifolia	00	150
Trifolium chilense	00	250
Clarkia tenella	00	500
Oenothera dentata	* 00	300
Oxalis rosea	* 00	250
Erodium cicutarium	* 00	150
Erodium moschatum	* 00	200
Euphorbia pepus	* 00	250
Cristaria dissecta	00	300
Silene gallica	* 00	500
Cerastium vulgatum	* 00	100
Pectocarya linearis	00	50
Cryptantha aprica	00	400
Schizanthus pinnatus	00	50
Filago gallica	* 00	450
Chaetanthera linearis	00	200
Trichopetalum plumosum	00	100
Briza minor	* 00	450
Avena barbata	* 00	100
Número de especies	7	23
Diversidad específica H'	2.34	4.26
Uniformidad J	0.83	0.94

*especies introducidas

B.- HERBACEAS PERENNES

En cuanto a las herbáceas perennes en el área quemada (Cuadro 3), igualmente se observa una disminución del número de especies en el tiempo, pero la tendencia de los cambios de diversidad (H') no es muy clara. Ello puede ser producto del mayor impacto del fuego en este tipo de vegetales y de una menor capacidad colonizadora en el corto plazo.

Es destacable el apareamiento en el área quemada de plántulas de **Trevoa trinervis**, **Muehlenbeckia hastulata**, considerados arbustos invasores de espacios abiertos y áridos, y la presencia de dos malezas (**Rumex acetosella** y **Marrubium vulgare**).

Al segundo año, se mantienen tres especies herbáceas perennes y plántulas de dos arbustos (**Podanthus mitiqui** y **Muehlenbeckia hastulata**), confirmando éstos su calidad de invasores. (Villaseñor y Sáiz 1990).

CUADRO 3.-
FRECUENCIA DE ESPECIES HERBACEAS PERENNES
EN EL SECTOR QUEMADO, OCOA.

Nombre	Frecuencia				
	1984		1985		
	Ago.	Sept.	Oct.	Nov.	Sept.
n total=22					
Adiantum thalictroides	15	-	10	20	-
Ephedra andina (pl.)	-	-	-	5	-
Margyricarpus pinnatus	15	20	-	-	-
Geranium berterianum	5	20	-	-	30
Trevoa trinervis (pl.)	35	-	-	-	-
Muehlenbeckia hastulata (pl.)	35	-	-	10	40
Rumex acetosella *	5	25	25	5	-
Phacelia brachyantha	5	-	-	-	-
Stachys grandidentata	5	5	-	-	-
Marrubium vulgare *	-	-	-	5	-
Podanthus mitiqui (pl.)	5	-	10	10	10
Gnaphalium viravira	15	15	10	30	40
Gnaphalium heterotrichum	15	-	-	5	10
Triptilion spinosum	-	45	-	-	-
Solidago chilensis	-	-	-	15	-
Sisyrinchium junceum	35	5	-	5	-
Sisyrinchium graminifolium	-	-	5	-	-
Leucocoryne ixioides	-	5	-	-	-
Melica laxiflora	-	-	5	-	-
Dioscorea parviflora	25	45	30	20	-
Chloraea sp	-	-	5	5	-
Conyza bonariensis	-	-	-	-	20
Número de especies	13	9	8	12	6
Diversidad específica H'	3.34	2.79	2.67	3.64	2.39
Uniformidad J	.90	.88	.89	.91	.93

*=especies introducidas pl=plántulas

Comparada la composición entre sectores Quemado y No Quemado, Octubre 1984 (Cuadro 4), se constata: a) dos especies nativas comunes, b) 9 propias del No Quemado y c) 6 propias del Quemado. Estas características, casi opuestas a lo observado en las herbáceas anuales, indican una capacidad inferior de recolonización y un efecto más drástico del fuego en ella. Su rol sucesional estaría en etapas no inmediatamente posteriores al incendio.

Al observar el Cuadro 4, vemos que el número de especies y la diversidad es un poco mayor en el sitio No Quemado que en el Quemado. Ello indica una menor capacidad colonizadora de las herbáceas perennes respecto de las anuales.

CUADRO 4.-
COMPARACION DEL SITIO QUEMADO Y NO
QUEMADO. OCTUBRE 1984. HIERBAS PERENNES.

Especie	NO QUEMADO	QUEMADO
	Frecuencia	Frecuencia
Notholaena mollis	18.0	0.0
Adiantum thalictroides	10.0	10.0
Adiantum excisum	2.0	0.0
Cryptocarya alba (pl.)	4.0	0.0
Geranium berterianum	18.0	0.0
Rumex acetosella *	0.0	25.0
Phacelia brachyantha	2.0	0.0
Podanthus mitiqui (pl.)	0.0	10.0
Gnaphalium viravira	8.0	10.0
Sisyrinchium graminifolium	0.0	5.0
Melica laxiflora	0.0	5.0
Carex setifolia	4.0	0.0
Jubaea chilensis (pl.)	2.0	0.0
Dioscorea humifusa	2.0	0.0
Gamochaeta stachyidifolia	2.0	0.0
Dioscorea parviflora	0.0	30.0
Chloraea sp	0.0	5.0
Número de especies	11	8
Diversidad específica H'	2.93	2.67
Uniformidad J	.85	.89

*=especies introducidas pl=plántulas

De acuerdo a las fases sucesionales de Kruger y Bigalke (1984) la vegetación quemada se encontraba en la fase **madura**, en que las especies adoptan su hábito definitivo y alcanzan su madurez reproductiva. La situación estudiada corresponde a la fase **inmediata postincendio**.

CONCLUSIONES

El efecto del fuego en el matorral esclerófilo de Chile Central, dentro del primer año después del incendio, se traduce en cambios en la riqueza, abundancia y diversidad de las especies herbáceas, especialmente de las anuales.

Inmediatamente después del fuego se produce una gran colonización de lugares abiertos por parte de las hierbas anuales, con incremento en el n° de especies del orden del 300% respecto al sector No Quemado, y casi duplicación de la diversidad específica (H'). A nivel de herbáceas perennes, el efecto es inicialmente negativo al no ser favorecida la colonización por este tipo de especies, acción que es de esperar ocurra en la fase juvenil de la sucesión secundaria, sensu Kruger y Bigalke (1984).

El siguiente cuadro resume la relación entre sectores Quemado y No Quemado:

SECTORES
NO QUEMADO QUEMADO

	N° Sp	Frecuencia %	N° Sp	Frecuencia %
Anuales	Autóctonas	5 8.8	13 23.0	
	Introducidas	2 8.0	0 27.5	
Perennes	Autóctonas	11 6.5	7 10.7	
	Introducidas	0 0.0	1 25.7	

REFERENCIAS

- ARMESTO, J. & J. GUTIERREZ. 1978. El efecto del fuego en la estructura de la vegetación de Chile central. *An.Mus.Hist.Nat., Valparaíso*, 11:43-48.
- AVILA, G., M.E. ALJARO & B. SILVA. 1981. Observaciones en el estrato herbáceo del matorral después del fuego. *An.Mus.Hist.Nat., Valparaíso*, 14:99-105.
- BISWELL, H. 1974. Effects of fire on Chaparral. In: *Fire and Ecosystems*, Kozlowski y Ahlgren (eds.). Academic Press. N.Y.:321-365.
- DAUBENMAIRE, R. 1968. Ecology of fire in Grassland. *Adv. Ecol. Research*, 5:209-266.
- HOBBS, R. & C. GIMINGHAM. 1987. Vegetation, Fire and Herbivory interactions in Heatlands. *Adv. Ecol. Research*, 16:87-173.
- KNAPP, A. 1986. Postfire water relations; production, and biomass allocation in the shrub *Rhus glabra*, in tall grass prairie. *Bot. Gaz.* 147(1):90-97.
- KRUGER, F. & R. BIGALKE.- 1984. Fire in Fynbos. In: Booyesen y Tainton (eds) *Ecological effects of fire in South African Ecosystems*: 67-114. *Ecological Studies* 48. Springer-Verlag.
- NAVEH, Z. 1974. Effects of fire in the Mediterranean region. In: T.T. Kozlowski and Ahlgren, Ed., *Fire and Ecosystems*, Academic Press. N.Y.: 401-434.
- ROWE, J. 1983. Concepts of fire effects on plant individuals and species. In: Wein y Mac Lean (eds) *The role of fire in Northern circumpolar ecosystems*, Wiley & Sons: 135-154.
- SAIZ, F. 1990. Incendios forestales en el Parque Nacional La Campana, Sector Ocoa, V Región, Chile. I. Problema e incidencia de los incendios forestales en Chile. *An.Mus.Hist.Nat., Valparaíso*, 21:
- TAINTON, N. & M. MENTIS. 1984. Fire in grassland. En Booyesen y Tainton (eds) *Ecological effects of fire in South African Ecosystems*: 115-147. *Ecological Studies* 48. Springer-Verlag.
- TOMASELLI, R. 1976. La dégradation du maquis méditerranéen. *Not. Techn. du MAB 2 UNESCO*: 35-76.
- TRABAUD, L. 1987. Dynamics after fire of sclerophyllous plant communities in the mediterranean basin. *Ecol. Medit.*, 14(4):25-37.
- VOGL, R. 1974. Effects of fire on Grasslands. In *Fire and Ecosystems*, Kozlowski y Ahlgren (eds.): 139-194. Academic Press.
- VILLAGRAN, C., M. RIVEROS, R. VILLASEÑOR & M. MUÑOZ. 1980. Estructura florística y fisionómica de la vegetación boscosa de la quebrada de Córdoba (El Tabo), Chile central. *An.Mus.Hist.Nat., Valparaíso*, 13:71-91.
- VILLASEÑOR, R., F. SAIZ & R. BUSTAMANTE. 1986. Impacto de los incendios forestales en el medio ambiente de la V Región. *Proc. II Enc. Cient. Medio Amb.* 1: 371-376.
- VILLASEÑOR, R. & F. SAIZ. 1990. Incendios forestales en el Parque Nacional La Campana, Sector Ocoa, V Región, Chile. II. Efecto del fuego sobre el estrato arbustivo-arbórea. *An.Mus.Hist.Nat., Valparaíso*, 21: .

INCENDIOS FORESTALES EN EL PARQUE NACIONAL LA CAMPANA, SECTOR OCOA, V REGION, CHILE.

IV. FAUNA DEL SUELO.

FRANCISCO SÁIZ Y JÉSSICA BASCUÑÁN

ABSTRACT

The forestry wildfires are an alteration agent of strong incidence in Chile of mediterranean climate. Its action affects the physical, chemical and biological characteristics of the edaphic subsystem.

The objective of this study is to evaluate the effects of fire over the community of edaphic organisms and its capacity of recovery. With this purpose, a slope of 15°, in an area affected by a great forestry wildfire of native vegetation in the National Park La Campana, Ocoa Sector, was selected. In it, two adjacent plots of 70x30 m each, divided in quadrants of 10x10 m, in burned and unburned site respectively, were delimited. In both, randomly and with a periodicity of approximately 35 days, soil samples were taken, to evaluate pH, water contents and soil mesofauna. The design considered two depths: 0-3 and 3-6 cms and it was applied during one year starting from the fire.

The information obtained allows to establish the following. The fire promotes alkalization of the upper layer of soil, effect that disappears in 8 months. Otherwise, the differences in the water contents of the soil between the two sectors are not significative.

The initial impact of the fire over the soil's fauna is characterized by a diminution of the number of individuals and species. Initially, the most affected groups are Oribatida, Actinedida and Uropodina, in acarrens; the three suborders of Collembola; Psocoptera, Diptera larva, Thysanoptera, Homoptera and Pseudoscorpionida, in the other mesofaunistics groups.

Between the few groups apparently favoured by the fire is the Acarididae, whose density and diversity shows and increment in the firsts post fire stage, disappearing this effect starting spring.

In the rest of the year, a tendency to recovery, that does not reach the control condition, is shown, reflecting the indirect effect of fire over mesofauna.

In general, the effect of fire is bigger in microphytophagous and detritivores animal groups than in heliophilous and predators.

Key Words: Forestry Wildfire, Soil, Arthropoda, Collembola, Acarina, Diversity, Phenology, Recuperation, Chile.

INTRODUCCION

El fuego puede ser un importante factor de cambio en la condición de estado de un ecosistema. Ello tanto por la reducción violenta de materia orgánica, principalmente vegetal, como por el impacto térmico sobre los componentes no combustionados. Ambos factores, según su magnitud y características, afectan de variadas formas las propiedades del subsistema edáfico.

Los cambios introducidos por el fuego en el suelo perduran durante tiempo variable, dependiendo de la naturaleza del incendio (tipo, intensidad y duración) y de las características del ecosistema incendiado, especialmente de su nivel de complejidad, de las propiedades del combustible vegetal, de las condiciones climáticas y de la topografía. Estos cambios, tanto directos como indirectos, involucran tres aspectos: estructura

física, composición química y comunidad de organismos edáficos.

La temperatura generada durante el incendio varía según el tipo y cantidad de combustible y afecta con distinta magnitud al estrato epigeo e hipógeo. Wright y Bailey (1982) hacen una revisión de los niveles térmicos alcanzados a diferentes profundidades del suelo en incendios que afectan a distintos tipos de combustible (Cuadro 1), estableciéndose que las temperaturas aumentan en relación directa con el incremento de contenido de lignina, de terpenos y de resinas, compuestos con altos calores de combustión (Rothermel 1976, en Chandler et al 1983). Igualmente, las mayores temperaturas, para todos los casos, se manifiestan en las capas superficiales, disminuyendo su intensidad en profundidad.

El tipo de ceniza producida es indicador de las temperaturas alcanzadas durante la combustión.

En suelos donde la materia orgánica ha sido reducida a ceniza negra, la temperatura máxima de superficie fluctúa entre 100 y 250 °C, no excediendo los 100 °C a 2 cm de profundidad. En suelos desnudos, la temperatura superficial varía entre 300 y 400 °C, con valores entre 200 y 300 °C a 2 cm, no superando los 80 °C a 3 cm de profundidad. Un incendio severo se caracteriza por la ceniza blanca. En este caso, el nivel térmico en superficie fluctúa entre 500 y 750 °C, con temperaturas de 350 a 400 °C a 2 cm, no superando los 100 °C a 5 cm de profundidad (Chandler et al 1983).

CUADRO 1:
TEMPERATURAS DEL SUELO SEGUN TIPO
DE COMBUSTIBLE FORESTAL: SUPERFICIAL Y EN
PROFUNDIDAD
(WRIGHT Y BAILEY 1982)

Combustible	Intensidad	Estrato	Temperatura °C	Fuente	
Pastizal		Sup.	102 - 388	Stinson y Wright, 1969 Heyward, 1983	
		0-6 cm	66 - 79		
Chaparral	Alta	Sup.	685	De Bano, 1957	
		2-5 cm	195		
		5 < cm	50		
	Media	Sup.	430	" " "	
		2-5 cm	175		
		5 < cm	50		
	Baja	Sup.	260	" " "	
		2-5 cm	90		
		5 < cm	50		
	Grueso (troncos apilados)		Sup.	620 - 1005	Isaac y Hopkins, 1937 Bentley y Tenner, 1958 Nelson y Sims, 1934 Neal et al, 1965
			0.6 cm	432	
			2.5 cm	182	
7.6 cm			83		
12.5 cm			62		

EFFECTOS FISICOS

El efecto directo del fuego sobre las características físicas del suelo se traduce en pérdida de humedad, remoción de hojarasca, disminución del espesor de la capa de humus y descomposición de arcillas a temperaturas sobre 400 °C. Esto último produce un aumento en el tamaño de las partículas del suelo al reducir la fracción arcillosa. Además, el progresivo calentamiento del suelo destruye agentes cementantes como materia orgánica y cementos organo-metálicos. Pese a ello, la estabilidad de los agregados se incrementa debido a que el fuego promueve la formación de otras sustancias adhesivas (Viro 1974, Wright y Bailey 1982, Athias-Binche et al 1987, Vega y Díaz-Fierro 1987, Giovannini 1987).

A causa de la remoción del follaje, el suelo sufre efectos indirectos al quedar expuesto a mayor radiación y evaporación. En consecuencia, se registra un aumento térmico y una disminución hídrica, junto a fluctuaciones bruscas de ambos parámetros (Athias et al 1975, Viro 1974, Cass et al 1984, Bigalke y Willan 1984, Wright y Bailey 1982). En algunos casos, la pérdida por evaporación es compensada por la disminución de la transpiración vegetal (Vega y Díaz-Fierro 1987, Bosch et al 1984).

Otra consecuencia de la remoción del follaje es la disminución de la intercepción de la lluvia. Vega y Díaz-Fierro (1987) obtienen valores de intercepción de un 29% en bosque no quemado, bajando a 21% en bosque sometido a incendio moderado de superficie y a 14 % en incendio intenso de copa. Esto aumenta el impacto directo de la lluvia sobre la superficie del suelo lo cual puede ocasionar obturación y, por lo tanto, disminución de la porosidad del suelo. Sin embargo, en otros casos, el fuego aumenta o no afecta la estructura de poros del suelo. A ello se suma la reducción de hojarasca y de materia orgánica, lo que se traduce en disminución de la tasa de infiltración de agua, de la capacidad de retención de humedad y de la conductividad hídrica (Wright y Bailey 1982, Cass et al 1984, Mallik et al 1984, Vega y Díaz-Fierro 1987, Giovannini 1987).

Además, el fuego puede crear, a cierta profundidad, una capa repelente al agua, la cual se forma a partir de moléculas orgánicas hidrofóbicas presentes en la hojarasca de ciertas plantas resinosas. Estas moléculas, mediante fuegos intensos, se liberan, polimerizan, profundizan y condensan originando la capa repelente que impide la infiltración e incrementa el peligro de erosión en manto. Su acción puede persistir por cuatro o cinco años después del incendio, según los biomas considerados (Chandler et al 1983, Biswell 1974, Bosch et al 1984, Vega y Díaz-Fierro 1987, Giovannini 1987).

Todo esto incrementa el flujo superficial, provocando fuerte arrastre de sedimentos, embancamientos e inundaciones, fenómenos agravados en áreas con pendiente, con grandes concentraciones de lluvia y con suelos de textura gruesa (Vega y Díaz-Fierro 1987).

En cuanto a los aspectos químicos, el proceso de combustión trae consigo la adición de ceniza sobre la superficie del suelo y la pérdida de elementos volátiles (Lewis 1974, Viro 1974, Wright y Bailey 1982). Esto último afecta principalmente a compuestos de baja temperatura de volatilización como sulfuros y nitrógeno. El 100% del N de

plantas y hojarasca puede perderse a temperaturas sobre 500 °C, en cambio, entre 400 y 500 °C la pérdida potencial es de 80-75%, mientras que entre 200 y 300 °C la pérdida está sobre el 50% y bajo 200 °C no hay pérdida medible de N (Chandler et al 1983).

Cantidades significativas de P se pierden durante el fuego, transportadas como finas partículas de ceniza, con valores entre 2 y 46% en diferentes sistemas (Chandler et al 1983).

Por otra parte, el fuego induce cambios en las propiedades de la materia orgánica. Se ha demostrado que el humus piromórfico es más estable debido a un aumento de la aromaticidad y del grado de condensación de los ácidos húmicos (Athias-Binche et al 1987).

A este efecto directo se suma el incremento de nutrientes minerales, fundamentalmente por adición de cenizas, las que al solubilizarse quedan a disposición de los vegetales y de las poblaciones bacterianas. Alrededor del 60% de K del standing crop vegetal puede retornar al suelo como ceniza. En cuanto a Ca y Mg, se ha registrado un incremento en sus concentraciones en el suelo después del incendio (Chandler et al 1983). El incremento de cationes básicos se traduce en aumento del pH del suelo superficial. Este cambio es generalmente temporal y tiende a desaparecer con las lluvias (Viro 1974, Ahlgren 1974, Wright y Bailey 1982, Cass et al 1984).

Posteriormente, los elementos solubles de superficie son lixiviados por la lluvia, modificando la distribución de nutrientes en el perfil edáfico (Lewis 1974). Después de un incendio prescrito, cationes como Ca y Mg, presentes como óxidos y carbonatos, fueron lixiviados muy lentamente a partir del primer año postfuego, alcanzando el nivel control en aproximadamente 20 años. El K, por su solubilidad, lixivía rápidamente al igual que el P. (Cass et al 1984, Viro 1974).

En el caso del N se registra un incremento en la concentración de nitrato del suelo, el que es atribuido por Christensen (1973) a la adición de amonio y nitrógeno orgánico en la ceniza. Además, se registra un aumento de la nitrificación en el período posterior al incendio, lo cual en algunos casos se atribuye a un incremento de la actividad de *Nitrosomas* y *Nitrobacter* y, en otros, fundamentalmente a nitrificación heterotrófica (Chandler et al 1983, Athias-Binche et al 1987).

En la mayoría de los incendios las oxidaciones son incompletas y originan una amplia variedad de productos, la mayoría de los cuales son reciclados en la biósfera (Chandler et al 1983).

Un gran porcentaje de nutrientes se pierde a través de procesos erosivos eólicos o hídricos, acción que se ve favorecida por la eliminación de cobertura vegetal (Cass et al 1984).

EFFECTOS SOBRE LA FAUNA

Los efectos del fuego también involucran a los organismos del suelo. A nivel de microorganismos, es posible esperar una esterilización parcial o total inmediatamente después del incendio y un incremento bacteriano significativo en el corto plazo, ya que las bacterias son favorecidas en suelos alcalinos por sobre la mayoría de los hongos que prosperan en pH ácido (Ahlgren 1974).

No parece haber consenso entre los autores sobre el efecto del fuego en la mesofauna edáfica. Algunos (Metz y Farrier 1973, Greenslade y Mott 1983) informan de pérdida importante en el número de organismos. Otros, trabajando con incendios prescritos (Izarra 1977) y de pradera (Lussenhop 1976), no detectan cambios significativos.

Metz y Farrier (1973) reportan una súbita reducción de ácaros dentro de las primeras 24 horas postfuego, este efecto es mayor en los primeros centímetros de suelo mineral que en el piso del bosque. Athias-Binche et al (1987) evalúan el impacto de un incendio natural, que incluye bosque, matorral y pastizal, sobre algunas poblaciones de artrópodos. De acuerdo a sus resultados, se registran pérdidas por sobre el 80% para los principales grupos mesofaunísticos, a excepción de Collembola, que no presenta diferencias significativas en densidad y diversidad entre el sector quemado y el no quemado. Estos datos ilustran el efecto directo de la temperatura sobre la mesofauna edáfica, sin embargo, el efecto más importante sobre ella parece ser causado por cambios postfuego como condiciones xéricas, escasez de recursos tróficos y mayor inestabilidad microclimática (Ahlgren 1974).

La recuperación de la fauna es en gran medida dependiente de la recuperación de la cubierta vegetal, la cual ocurre, ya sea por estímulo directo del fuego sobre la germinación de las semillas o por otros mecanismos de recuperación de que disponen las especies vegetales (Naveh 1974, Araya y Avila 1981, Specht 1981). Paralelamente a ella, se va reconstruyendo la capa de hojarasca, proceso que en el estudio de Athias-Binche et al (1987) comienza al segundo invierno postfuego, sin recuperar a los 4 años su condición original, para lo cual se requeriría un período de 10 a 12 años.

En cuanto a la fauna edáfica, su recolonización se produce principalmente por parte de aquellos grupos mejor adaptados a las condiciones de stress generadas (Athias et al 1975). Esto origina alteraciones en su diversidad y dominancia, registrándose un incremento en diversidad para algunos grupos y un aumento de elementos redundantes en otros.

En incendios de praderas, Lussenhop (1976) detecta en el largo plazo un incremento en densidad y en diversidad de herbívoros descomponedores, sin detectar diferencias en especies predatoras.

Nueve meses después de un incendio natural, Guillon et al (1987) detectan que las poblaciones de artrópodos del suelo son 20 veces menores que en un bosque no quemado, pese a que las tasas de incremento, un mes después del incendio, corresponden a: 30% para Cryptostigmata, 50% para Endeostigmata (Actinedida) y 150-200% para Prostigmata.

La recolonización por Collembola se ve facilitada por el ciclo de vida muy corto de sus especies, siendo mayormente favorecidas aquellas resistentes a las condiciones de verano, en detrimento de los grupos de invierno (Athias-Binche et al 1987).

Paralelamente habría migración hacia capas más profundas, cambios en el régimen alimentario y una disminución de grupos especialistas, cambios en presencia y magnitud de relaciones interespecíficas, produciéndose disminución de relaciones negativas en la comunidad (Metz y Dindal 1975, Springett 1971, Bigalke y Willan 1984, Dindal y Metz 1977).

Según Athias-Binche et al (1987) se requiere de más de 20 años para que Uropodina y Lithobidae alcancen su máxima densidad. La recuperación es ligeramente más rápida para organismos que se alimentan directamente de hojarasca (Lulidae y Penicillata) y requiere menos de 10 años para Pauropoda, Geophilidae y Symphyla. En resumen, la sensibilidad al fuego depende del nivel trófico, la demografía y la actividad estacional (migración vertical), siendo los organismos biófitos más afectados y de más lenta recuperación que los organismos descomponedores y húmficos. De acuerdo a los autores citados, la recuperación es rápida y sin efectos significativos en las redes energéticas de ecosistemas abiertos, en cambio en ecosistemas tipo bosque se producen alteraciones de lenta recuperación.

Sin embargo, es difícil hacer generalizaciones ya que la mayor parte de la información corresponde a zonas limitadas y a condiciones y grupos particulares, siendo estos factores determinantes en el efecto sobre

la fauna.

En Chile de clima mediterráneo (V Región), con sus particulares condiciones climáticas, vegetacionales y faunísticas, los incendios se han convertido en una situación de alteración bastante frecuente (Sáiz 1990 y 1991). Esto hace necesario un estudio serio del problema que permita evaluar sus efectos de modo de promover un adecuado manejo de sistemas incendiados, ya que de ello depende la posibilidad de recuperación.

Conocer el impacto del fuego sobre la fauna del suelo y las características de su recuperación es fundamental para una comprensión integral del problema y constituye el objetivo del presente estudio.

METODOLOGIA

Para el desarrollo del trabajo se eligió una ladera de exposición Norte, de 15° de inclinación, inserta en un área afectada por un gran incendio accidental que comprometió diversas formaciones vegetales del P.N La Campana, sector Palmas de Ocoa (V región), a fines de febrero de 1984 (Villaseñor y Sáiz 1990).

Se seleccionaron dos parcelas de 70 x 30 m, una en el área quemada y otra en el sector no quemado adyacente (Sáiz 1990). Cada parcela se subdividió en 21 cuadrantes de 10 x 10 m, de los cuales se seleccionaron 5 al azar en cada recolección de información. En cada uno de estos cuadrantes se tomaron muestras de 150 ml de suelo a dos niveles de profundidad (0-3 y 3-6 cm), para la extracción de fauna mediante el sistema de Berlese. Además, en cada cuadrante seleccionado, se tomaron sendas muestras complementarias, a iguales profundidades, para determinación de pH y contenido hídrico del suelo.

Este diseño se repite 11 veces a intervalos de 35 días aproximadamente, abarcando el primer año post incendio.

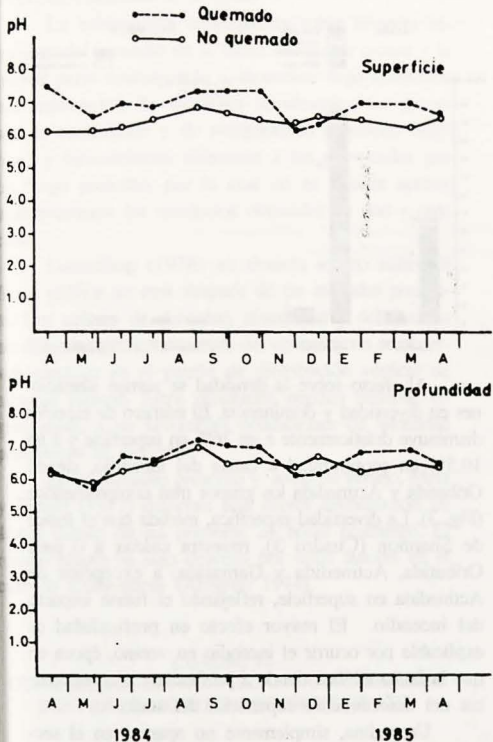
El material se cuantificó en morfoespecies.

RESULTADOS Y DISCUSION

A. EFECTOS QUIMICOS Y FISICOS.

El efecto inmediato del fuego en el plano químico (medido 45 días después del incendio) se traduce en un incremento de pH, el que afecta fundamentalmente al estrato superficial (0-3 cm) y cuya magnitud corresponde a 1.3 unidades (Cuadro 2). Este cambio es visible aún hasta el octavo mes post-fuego, recuperando luego su condición original (Fig. 1).

Fig. 1.-Evolución del pH del suelo durante el primer año postincendio, tanto en área quemada como no quemada y en superficie y profundidad.



Estos resultados coinciden con trabajos anteriores que detectan alcalinización del suelo superficial a consecuencia de incendios (Viro 1974, Wright y Bailey 1982, Cass et al 1984).

CUADRO 2:
VALORES DE PH SEGUN CONDICION Y PROFUNDIDAD, 45 DIAS DESPUES DEL INCENDIO (xyDS).

Condición	Profundidad	PH	
		x	DS
No Quemado	0-3cm	6.14	.25
	3-6cm	6.23	.31
Quemado	0-3cm.	7.40	.31
	3-6cm.	6.30	.07

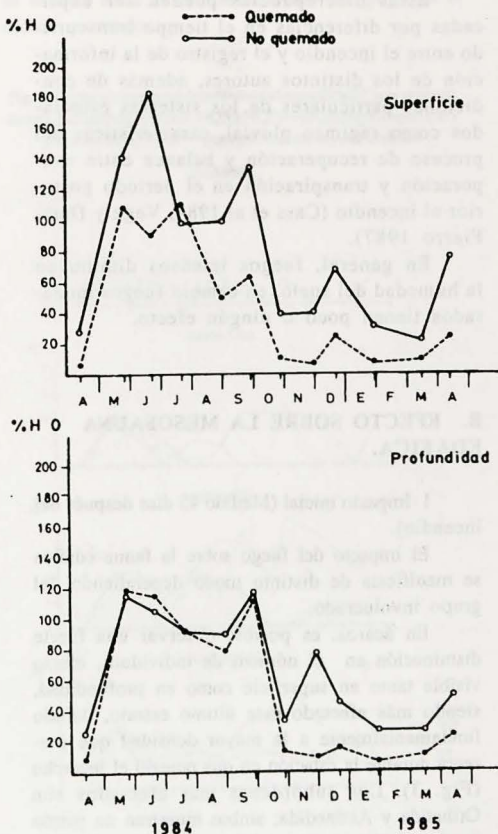
En general, el efecto del fuego sobre el pH del suelo depende de la cantidad y composición química de la ceniza producida, del pH y textura del suelo afectado y del promedio anual de lluvias. La magnitud de cambio encontrada en la literatura fluctúa entre 0.5 y 5 unidades de pH (Cass et al 1984).

Situaciones extremas corresponden a suelos podsólicos (Viro 1974) en que se detectó disminución de la acidez en 2-3 unidades, condición que se revierte en un período de aproximadamente 50 años. Fitzpatrick (1980, en Cass et al 1984) registró, en plantaciones de pinos, valores de incremento de pH fluctuantes entre 3.5 y 5 unidades. Las menores fluctuaciones se registran en incendios de pastizales (Vogl 1974).

Un caso especial son los resultados de Phillips (1931, en Cass et al 1984), quien detectó disminución de pH superficial después de un incendio en Fynbos.

En cuanto al contenido de agua (Fig. 2), a los 45 días después del incendio detectamos diferencias entre los suelos quemado y no quemado, tanto en el estrato superficial (0-3 cm) como en profundidad (3-6 cm). Sin embargo, estas diferencias no son estadísticamente significativas ($p=0.05$). Es posible que hayan sido mayores en el período inmediatamente posterior al incendio.

Fig. 2.-Evolución del contenido de agua del suelo durante el primer año postincendio, tanto en área quemada como no quemada y en superficie y profundidad.



Durante el año de estudio, el contenido hídrico promedio del suelo superficial permanece siempre superior en el sector no quemado, diferencia que se acentúa en los períodos secos, época en que la relación entre cobertura vegetal y evaporación adquiere más relevancia (Fig. 2). A pesar de ésto, las diferencias tampoco son estadísticamente significativas ($p=0.05$).

Levyns (1929) y Wicht (1948) (en Kruger y Bigalke 1984) registraron, en suelo granfítico, el contenido hídrico de los primeros 15 cm, encontrando diferencias estadísticamente no significativas entre el sector quemado y no quemado a lo largo de un año (Levyns) y 44 días después del incendio en época de verano (Wicht).

Phillips (1919), Daubenmire (1968) y Wells et al (1979), en Cass et al (1984), detectan un incremento significativo del contenido hídrico. En otros casos, se registra una disminución temporal de él (Beadle 1940, Sampson 1944 en Cass et al 1984).

Estas discrepancias pueden ser explicadas por diferencias en el tiempo transcurrido entre el incendio y el registro de la información de los distintos autores, además de condiciones particulares de los sistemas estudiados como régimen pluvial, características del proceso de recuperación y balance entre evaporación y transpiración en el período posterior al incendio (Cass et al 1984, Vega y Díaz-Fierro 1987).

En general, fuegos intensos disminuyen la humedad del suelo, en cambio fuegos moderados tienen poco o ningún efecto.

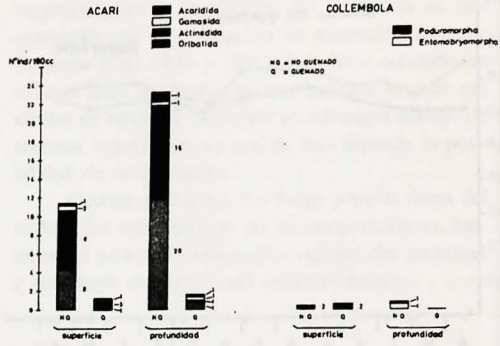
B. EFECTO SOBRE LA MESOFAUNA EDAFICA.

I Impacto inicial (Medido 45 días después del incendio).

El impacto del fuego sobre la fauna edáfica se manifiesta de distinto modo dependiendo del grupo involucrado.

En ácaros, es posible observar una fuerte disminución en el número de individuos, efecto visible tanto en superficie como en profundidad, siendo más afectado este último estrato, debido fundamentalmente a la mayor densidad que presenta durante la estación en que ocurrió el incendio (Fig. 3). Los subórdenes más afectados son Oribatida y Actinedida; ambos muestran un patrón similar al descrito para ácaros total.

Fig. 3.- Efecto inmediato del fuego (45 días después del incendio) sobre Acarina y Collembola. Comparación por órdenes en superficie y profundidad para áreas quemadas y no quemadas.



Al efecto sobre la densidad se suman alteraciones en diversidad y dominancia. El número de especies disminuye drásticamente a un 26% en superficie y a un 10,5% en profundidad a causa del incendio, siendo Oribatida y Actinedida los grupos mas comprometidos (Fig. 3). La diversidad específica, medida con el índice de Shannon (Cuadro 3), muestra caídas a 0 para Oribatida, Actinedida y Gamasida, a excepción de Actinedida en superficie, reflejando el fuerte impacto del incendio. El mayor efecto en profundidad es explicable por ocurrir el incendio en verano, época en que la fauna edáfica tiende a profundizar a consecuencia del desecamiento superficial del suelo.

Uropodina, simplemente no aparece en el sector quemado.

CUADRO 3:
Nº DE ESPECIES Y DIVERSIDAD ESPECIFICA (SHANNON) DE LOS PRINCIPALES GRUPOS DEL SUELO

GRUPO ANIMAL	NO QUEMADO		QUEMADO					
	Superficie		Superficie		Profundidad			
	Sp	H'	Sp	H'	Sp	H'		
ORIBATIDA	8	1.41	2.0	3.72	1	0.00	1	0.00
ACTINEDIDA	8	2.52	16	3.40	3	1.50	1	0.00
GAMASINA	2	0.91	1	0.00	1	0.00	1	0.00
ACARIDIDA	1	0.00	1	0.00	0	0.00	1	0.00
UROPODINA	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00
ENTOMOBRYOMORPHA	0	0.00	1	0.60	0	0.00	0	0.00
PODUROMORPHA	2	0.40	1	0.20	2	0.60	0	0.00
SYMPHYLEONA	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00

En Collembola, los valores de densidad y diversidad son muy bajos en todos los sectores y estratos, correspondiendo a un estado fenológico normal en verano, lo que dificulta determinar el impacto del fuego sobre este grupo (Cuadro 3). El

decamamiento del suelo ha sido considerado como causal de disminución de colémbolos (Amburg et al 1981, en Anderson et al 1989).

La información bibliográfica sobre impacto inmediato del incendio en la fauna edáfica es escasa y la mayor parte corresponde a incendios bajo condiciones controladas. En incendios accidentales, los procesos de combustión y de recuperación presentan magnitud y características diferentes a los provocados por un fuego prescrito, por lo cual no es posible aplicar indistintamente los resultados obtenidos en uno y otro caso.

Lussenhop (1976) no detecta efecto sobre la fauna edáfica un mes después de un incendio prescrito. Los valores de densidad, diversidad y dominancia no difieren significativamente del control y no se observan cambios en el patrón de distribución vertical de ninguna especie. Estos resultados pueden deberse, en gran parte, a las favorables condiciones de humedad posteriores al incendio.

En un incendio prescrito y anual de verano, Metz y Farrier (1973) detectan una súbita disminución de ácaros dentro de las primeras 24 horas postfuego. El mismo efecto ha sido descrito por otros autores en el caso de Collembola (Ahlgren 1974).

CUADRO 4.-
OTROS GRUPOS DE FAUNA EDAFICA. PROMEDIO DE
INDIVIDUOS/150 CC POR SECTOR Y ESTRATO

Grupos	Superficie		Profundidad	
	NQ	Q	NQ	Q
Isopoda	0.0	0.0	0.0	0.0
Paupopoda	0.0	0.0	0.0	0.0
Diplopoda	0.0	0.0	0.0	0.0
Chilopoda	0.0	0.0	0.0	0.0
Symphyla	0.0	0.0	0.0	0.0
Pseudoscorpionida	0.0	0.0	0.8	0.0
Opilionida	0.0	0.0	0.0	0.0
Araneae	0.0	0.0	0.0	0.0
Protura	0.0	0.0	0.0	0.0
Diptera	0.0	0.0	0.0	0.0
Archeognatha	0.0	0.0	0.0	0.0
Orthoptera	0.0	0.0	0.0	0.0
Psocoptera	15.2	0.2	0.2	0.2
Homoptera	1.0	0.0	0.6	0.0
Thysanoptera	0.4	0.0	0.0	0.0
Formicidae	0.0	0.0	0.0	0.0
Coleoptera	0.0	0.2	0.0	0.2
Coleoptera Larva	0.4	0.0	0.2	0.0
Diptera Larva	0.8	0.2	0.4	0.0
Lepidoptera Larva	0.4	0.0	0.0	0.0

Los otros grupos edáficos también se ven afectados por el fuego (Cuadro 4), a pesar de que éste ocurre en un período en que la mayor parte de ellos se encuentra ausente en superficie o en muy baja densidad. Los grupos más afectados, 45 días después de

ocurrido el incendio, son Psocoptera, larvas de Diptera y Thysanoptera en el estrato superficial y Pseudoescorpionida y Homoptera en profundidad.

II. Período de recuperación.

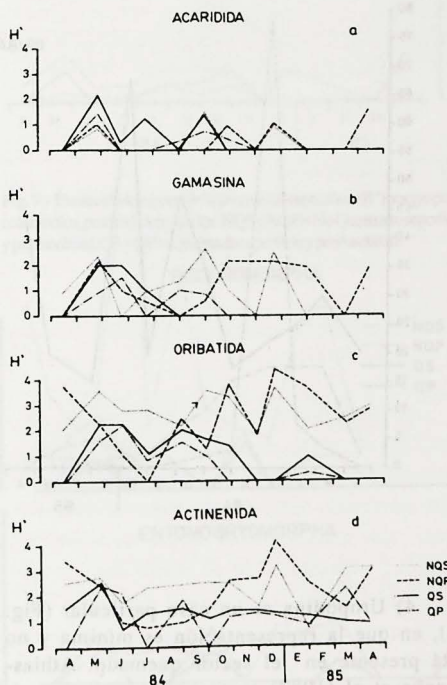
II.1.- Análisis de la información total del período de estudio

II.1.1.- Acarina

El análisis, en proyección temporal, de la información sobre densidad y riqueza y diversidad específica permite definir cuatro tendencias generales de evolución de la acarofauna en el sector quemado en comparación con el control (no quemado), para el primer año postincendio.

1) Una primera tendencia, válida para Acaridida (Figs. 4a y 5c), se caracteriza por el favorecimiento más o menos explícito de la densidad, riqueza y diversidad específica en el sector quemado durante la primera fase del año de estudio. Este efecto desaparece a partir de la primavera, época en que la situación se invierte hasta el desaparecimiento del grupo en el sector quemado.

Fig. 4.- Evolución temporal de la diversidad específica (H') por grupo de ácaros, profundidad y sector. NQS y NQP= No Quemado superficie y profundidad; QS y QP= Quemado superficie y profundidad

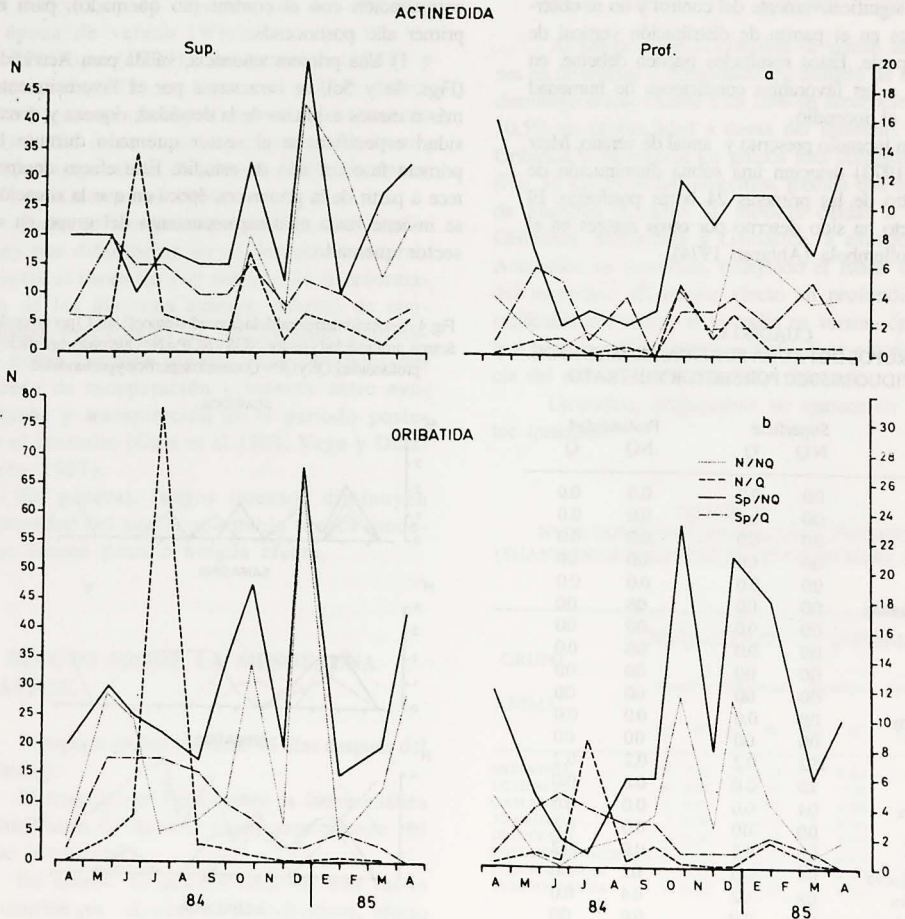


2) La segunda tendencia, válida para Oribatida y Actinedida (Figs. 4c, 4d, 6a, 6b), se caracteriza por una menor diversidad específica en el sector quemado durante todo el año de estudio en el estrato superficial, presentándose en forma atenuada y algo distorsionada en profundidad. La riqueza de especies se comporta igual que la diversidad específica en ambos estratos. Analizada la densidad se observa que la distorsión invernal detectada para los otros parámetros, en

ambas profundidades y grupos, es explicable por la explosión demográfica de sendas especies, temporalmente favorecidas en el sector quemado, y no por un incremento importante del número de ellas.

3) Gamasina (Fig. 4b, 5b) presenta una tendencia híbrida de los dos esquemas anteriores, con un cierto favorecimiento inicial en el sector quemado.

Fig.5.- Evolución temporal del número de especies y de individuos de ácaros por profundidad y sector.
N=individuos, Sp=especies, Q=quemado y NQ=no quemado.



4) Uropodina es un caso particular (Fig. 5a), en que la representación es mínima y no está presente en el sector quemado. Athias-Binche et al (1987) sustentan que se requeri-

rían 20 años para que se recupera la condición preincendio en ambientes similares al estudiado por nosotros.

Fig. 6.- Evolución temporal del número de especies e individuos de ácaros por profundidad y sector.
 N=individuos, Sp=especies, Q=quemado y NQ=no quemado.

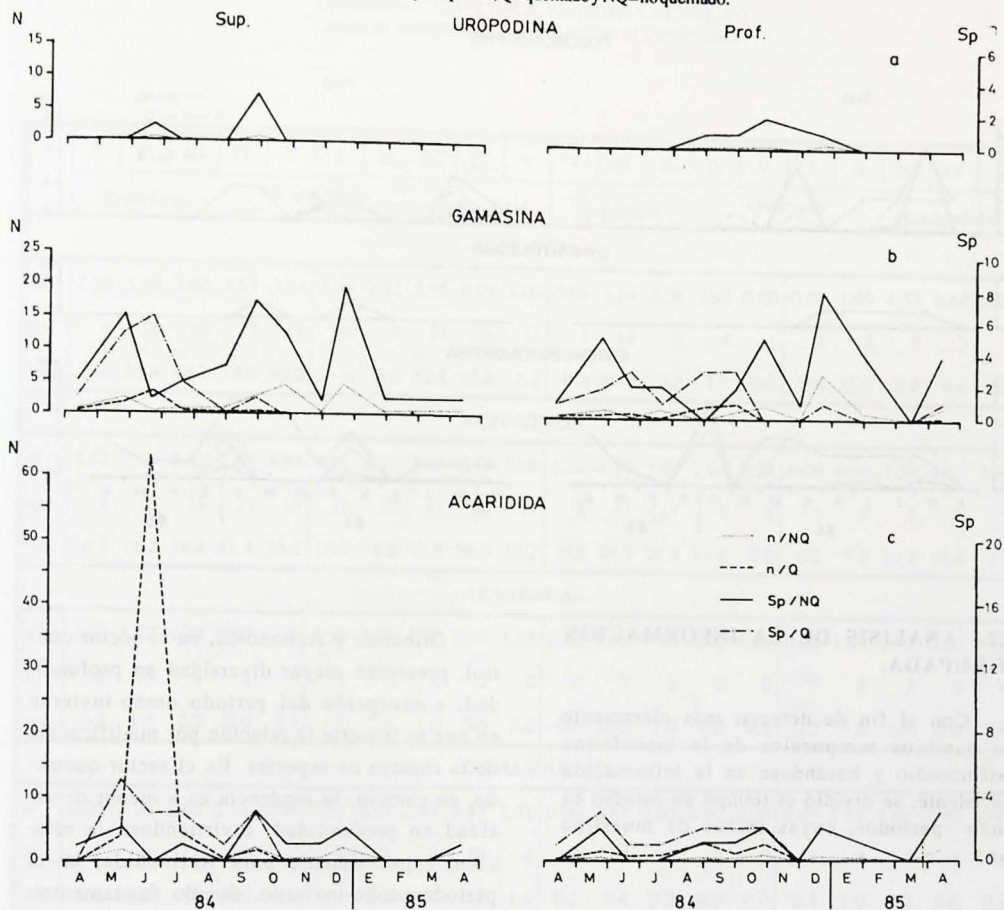
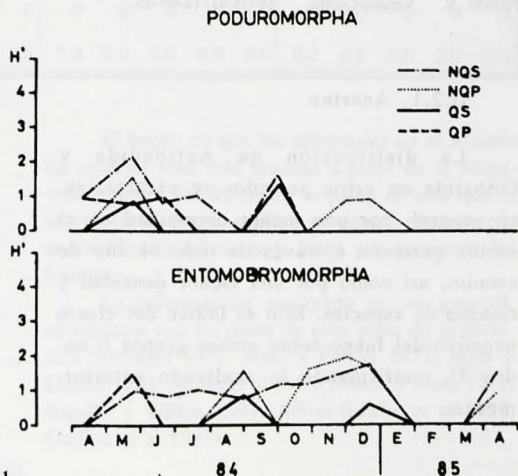


Fig. 7.- Evolución temporal de la diversidad específica (H') por grupo de colembolos, profundidad y sector. NQS y NQP= No Quemado superficie y profundidad; QS y QP= Quemado superficie y profundidad.



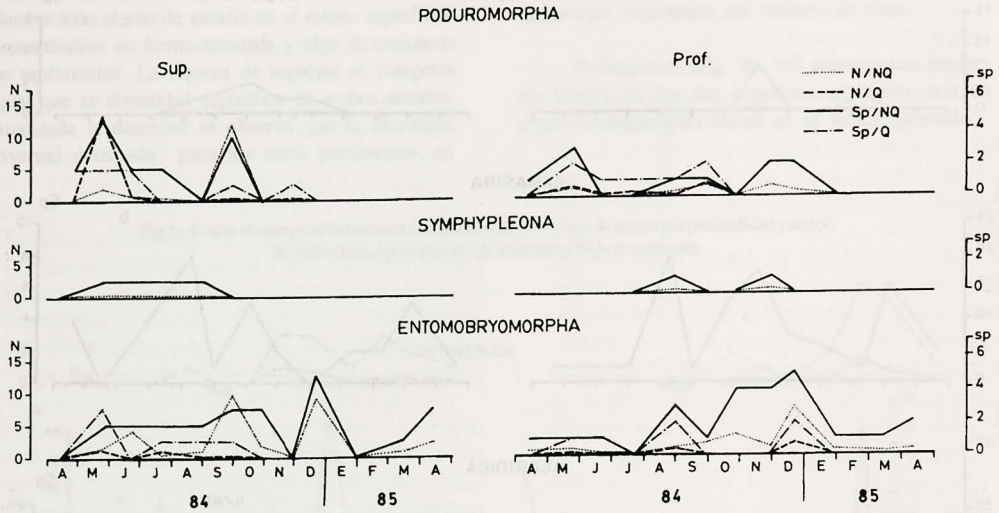
1.1.2.- Collembola

En superficie, Poduromorpha se ve favorecido inicialmente en el área quemada en cuanto a densidad, la que posteriormente se hace inferior a la del sector control. El número de especies es siempre superior en área no quemada. En Entombryomorpha, en cambio, siempre la densidad es mayor en área no quemada, mientras el número de especies es favorecida por el incendio sólo inicialmente (Figs. 7 y 8).

En profundidad, la densidad es poco afectada en ambos grupos, mientras que el número de especies, en general, es mayor en sector no quemado, también para ambos grupos (Figs. 7 y 8).

Symphyleona no aparece en el área quemada durante el año de estudio, índice de acción drástica sobre él.

Fig. 8.- Evolución temporal del número de especies e individuos de colémbolos por profundidad y sector.
 N=individuos, Sp=especies, Q=quemado y NQ=no quemado.



II.2.- ANALISIS DE LA INFORMACION AGRUPADA.

Con el fin de detectar más claramente los cambios temporales de la mesofauna postincendio y basándose en la información precedente, se dividió el tiempo de estudio en cinco períodos, cuyas fechas de muestreo son:

- Período I. Impacto del Fuego 13-04-84.
- Período II. Otoño-Invierno. 25-05-84/22-06-84/20-07-84
- Período III. Invierno-Primavera. 31-08-84/29-09-84/26-10-84.
- Período IV. Primavera-Verano. 30-11-84/ 21-12-84/ 29-1-85.
- Período V. Verano-Otoño. 14-03-85/12-04-85.

II.2.1. Acarina

La distribución de Actinedida y Oribatida en estos períodos se caracteriza, en general, por una menor diversidad en el sector quemado a través de todo el año de estudio, así como por una menor densidad y riqueza de especies. Ello es índice del efecto negativo del fuego sobre ambos grupos (Cuadro 5), confirmando lo analizado anteriormente.

Oribatida y Actinedida, en el sector control, presentan mayor diversidad en profundidad, a excepción del período otoño-invierno en que se invierte la relación por modificación de la riqueza de especies. En el sector quemado, en cambio, la tendencia es a menor diversidad en profundidad, invirtiéndose la relación, especialmente para Actinedida, en el período otoño-invierno, debido fundamentalmente al aumento explosivo de sendas especies en superficie (Cuadro 5).

Acaridida presenta muy atenuado el mismo esquema que Oribatida y Actinedida, con diferencias no significativas en la diversidad de ambos sectores durante los dos primeros períodos.

El fuerte incremento de la densidad superficial en el sector quemado es producido por una sola especie (Cuadro 5), redundancia que explica las diferencias con el modelo obtenido al trabajar la información globalizada. En cuanto a especies es notorio un incremento en las primeras fases postincendio (período II).

CUADRO 5.-
 DIVERSIDAD ESPECIFICA, ESPECIES Y DENSIDAD
 (IND/150 cc) POR GRUPOS DE ACAROS Y PERIODOS

	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V									
	Superficie					No Quemado					Profundidad					Superficie					Quemado					Profundidad			
ORIBATIDA																													
H'	2.20	3.10	3.62	3.89	3.34	3.74	2.12	3.95	4.03	3.00	0.00	1.54	2.56	1.92	0.00	0.00	1.69	1.53	0.68	0.00									
sp	8	16	20	27	19	20	7	26	31	12	1	13	9	4	1	1	12	5	3	1									
ind.	4.4	55.4	49.2	73.4	40.0	11.8	5.8	42.4	45.6	6.2	0.2	89.8	6.2	1.0	0.2	0.8	25.0	5.4	4.6	0.6									
ACTINEDIDA																													
H'	2.53	3.28	2.83	2.65	3.31	3.41	2.71	3.09	3.43	3.00	1.50	1.90	1.87	1.64	0.98	0.00	2.93	1.58	1.62	2.13									
sp	8	15	16	23	19	16	10	17	22	17	3	13	11	9	4	1	9	5	6	5									
ind.	6.2	11.2	24.4	81.4	35.2	10.0	8.2	12.8	36.6	18.2	0.8	46.6	24.8	13.4	8.0	0.2	5.2	13.2	10.4	2.6									
ACARIDIDA																													
H'	0.00	1.22	1.79	0.97	0.00	0.00	1.00	1.92	0.92	1.58	0.00	0.82	1.36	0.00	0.00	0.00	1.27	0.85	0.00	0.00									
sp	1	3	4	2	1	1	2	4	2	3	0	7	3	0	0	1	6	3	0	0									
ind.	0.2	1.8	2.2	2.0	1.2	1.0	0.4	1.0	0.6	2.6	0.0	70.2	2.0	0.0	0.0	0.2	11.6	6.0	0.0	0.0									
GAMASINA																													
H'	0.92	2.78	2.63	2.84	0.00	0.00	2.61	2.47	2.47	1.81	0.00	2.87	0.00	0.00	0.00	0.00	1.55	1.65	0.00	0.00									
sp	2	8	11	10	1	1	8	7	10	4	1	10	1	0	0	1	4	4	1	1									
ind.	0.6	3.2	7.8	5.0	1.2	0.4	3.2	3.4	8.2	1.6	0.2	5.4	0.2	0.0	0.0	0.4	1.6	4.2	0.6	0.2									
UROPODINA																													
H'	0.00	0.00	1.50	0.00	0.00	0.00	0.00	1.92	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00									
sp	0	1	3	0	0	0	0	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0									
ind.	0.0	0.6	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0									

En Gamasina, la diversidad es mayor en el sector no quemado, siendo menor la diferencia en los primeros períodos postincendio. Posteriormente, en el estrato superficial del sector quemado, el grupo desaparece desde el período primavera-verano (Cuadro 5). La misma tendencia se presenta atenuada en profundidad.

También, dentro de Gamasina, Uropodina se presenta en baja densidad durante el período invernal en el sector control y no fue detectado en el sector quemado a lo largo del año de estudio (Cuadro 5).

El hecho de que las diferencias en el número de especies sean más intensas a partir de la primavera después del incendio, respalda la idea que el efecto en la fauna edáfica es doble, primero por acción directa del fuego y luego por alteración del habitat.

La información analizada es, en general, coincidente con los datos de gran parte de la literatura (Springet 1971, Metz y Farrier 1973, Metz y Dindal 1975, Athias et al 1975, Dindal y Metz 1977, Bigalke y Willan 1984, Athias-Binche et al 1987, Guillon et al 1987)

Al analizar temporalmente las similitudes taxonómicas y biocenóticas (Sáiz 1980) (Cuadro 6) es posible distinguir 2 condiciones en el corto plazo (45 días después del incendio) para los grupos considerados entre ambos sectores: alta similitud (Gamalina profundidad) y baja similitud (resto de situaciones). La segunda condición está indicando un efecto de modificación a consecuencia del fuego, en cambio, la primera condición, indica ausencia o muy bajo nivel de alteración en los parámetros considerados en los índices.

Aparentemente, sólo Gamalina en profundidad (Cuadro 6) no es directamente afectado por el incendio. Sin embargo, en los períodos siguientes surgen importantes diferencias en cuanto a la composición específica y a su proporcionalidad numérica. Hacia la época árida las semejanzas tienden a aumentar, principalmente en cuanto al esquema de proporcionalidad específica.

Los demás grupos son directa e indirectamente afectados en la composición taxonómica y organizativa taxocenótica.

En superficie, se nota un claro incremento de la similitud biocenótica de la acarofauna edáfica en el período de fines de invierno-primavera, con un segundo acercamiento en verano-otoño, ambas épocas de mayor favorabilidad ambiental en climas mediterráneos. En períodos áridos se acentúan las diferencias al desaparecer el efecto uniformizador de los períodos favorables antes mencionados. Actiniedida es quien, aparentemente, presenta mayor capacidad de recuperación según se desprende de los altos valores de similitud en los períodos III, IV y V.

En profundidad, el esquema anterior no es tan claro posiblemente debido a la mayor estabilidad de este estrato y al mayor retardo en la llegada de la fauna colonizadora de vida más profunda.

Uropodina, es drásticamente afectado, no existiendo especies en el área quemada.

CUADRO 6.-
ACARI: SIMILITUDES TEMPORALES
TAXONOMICAS (Sj) Y BIOCENOTICAS (Sw) ENTRE
SECTORES QUEMADO Y NO QUEMADO.

Grupo Taxonómico	Superficie					Profundidad				
	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V
SIMILITUD TAXONOMICA (Sj)										
Oribatida	.00	.38	.16	.15	.05	.00	.36	.11	.10	.08
Actiniedida	.00	.27	.35	.23	.21	.00	.27	.16	.17	.16
Gamalina	.00	.29	.09	.00	.00	1.00	.20	.22	.10	.25
Acaridida	.00	.25	.40	.00	.00	.00	.14	.17	.00	.00
Uropodina	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00
SIMILITUD BIOCENOTICA (Sw)										
Oribatida	.00	.05	.27	.17	.74	.00	.02	.11	.08	.70
Actiniedida	.00	.21	.67	.92	.75	.00	.57	.21	.56	.09
Gamalina	.00	.32	.92	.00	.00	1.00	.41	.22	.19	.67
Acaridida	.00	.18	.54	.00	.00	.00	.05	.08	.00	.00
Uropodina	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00

En los períodos siguientes, es posible observar distintas tendencias de cambio en los grupos estudiados:

BAJA SIMILITUD INICIAL	Aumento gradual	Oribatida profundidad	Sw
		Oribatida superficie	Sw
	Aumenta/Disminución	Oribatida profundidad	Sj
		Oribatida superficie	Sj
		Actiniedida superficie	Sj
		Actiniedida profundidad	Sj
		Actiniedida superficie	Sw
		Acaridida superficie	Sw
		Acaridida profundidad	Sw
		Acaridida superficie	Sj
Acaridida profundidad	Sj		
Gamalina superficie	Sw		
Gamalina superficie	Sj		
Irregular	Actiniedida profundidad	Sw	
	Gamalina profundidad	Sj	
Disminución gradual	Gamalina profundidad	Sj	
	Gamalina profundidad	Sw	

CUADRO 7.-
RAZONES ORIBATIDA/ACTINIEDIDA Y ORIBATIDA/
ACARIDIDA POR PERÍODOS

Período	ORIBATIDA	ACTINIEDIDA	ORIBATIDA	ACARIDIDA
	No Quemado	Quemado	No Quemado	Quemado
Promedio de Individuos por 150 cc.				
Superficie				
I	0.71	0.25	22.00	*
II	4.94	1.93	30.10	1.28
III	2.01	0.25	22.36	3.10
IV	0.90	0.07	36.70	*
V	1.94	0.02	33.33	*
Profundidad				
I	1.18	4.00	11.80	4.00
II	0.73	4.80	14.50	2.15
III	3.31	0.41	42.40	0.90
IV	1.25	0.44	76.00	*
V	0.34	0.23	2.38	*
NUMERO DE ESPECIES				
Superficie				
I	1.00	0.33	8.00	*
II	1.06	1.00	5.33	1.86
III	1.25	0.82	5.00	3.00
IV	1.17	0.44	13.50	*
V	1.00	0.25	19.03	*
Profundidad				
I	1.25	1.00	20.00	1.00
II	0.70	1.33	3.50	2.00
III	1.53	1.00	6.50	1.66
IV	1.41	0.50	15.50	*
V	0.70	0.20	4.0	*

*Indica ausencia de especies de Acaridida

La relación Oribatida/Actinedida ha sido señalada como indicadora de higrofilia o de contenido de materia orgánica en el suelo (Loots y Ryke 1967 en Bachelier 1978, Sáiz 1973, 1975) y la relación Oribatida/Acaridida como indicadora de antropización o deterioro (Sáiz y di Castri 1971, Sáiz 1973).

Revisados los datos de la presente investigación desde esta perspectiva (Cuadro 7), queda en evidencia el efecto alterador del fuego, al disminuir drásticamente la relación Oribatida/Acaridida durante los primeros meses en el sector quemado, siendo luego ampliamente favorable a Oribatida, tanto para especies como para individuos.

Por su parte, la relación Oribatida/Actinedida refleja un efecto mayor del fuego sobre Oribatida en superficie, no siendo tan evidente en profundidad.

El impacto del fuego aparece como mayor en grupos microfitófagos y detritívoros (Uropodina, Oribatida y parte de Actinedida) que en depredadores (Gamasina y parte de Actinedida). Los Acarididae, aparentemente más adaptados a ambientes secos y a situaciones alteradas estarían inicialmente favorecidos (Dindal 1990, Slansky y Rodríguez 1987, Sáiz 1973, 1975, Sáiz y di Castri 1971).

II.2.2. Collembola

Respecto de Collembola, en general se observa menor densidad, riqueza y diversidad específica en el sector quemado en relación al control, lo cual es signo de un efecto negativo del fuego sobre el grupo (Figs. 7 y 8).

Entomobryomorpha, tanto en superficie como en profundidad, presenta menores valores de riqueza de especies y de diversidad específica, junto a una drástica reducción de la densidad en el sector Quemado respecto al No Quemado (Figs. 7 y 8).

Symphyleona no se encuentra en el sector quemado.

En el período árido la diversidad específica en el área control muestra disminución en superficie y aumento en profundidad, migración vertical también detectada en área quemada, pero con valores muy inferiores (Cuadro 8).

Poduromorpha, en el estrato superficial, responde en igual forma que Entomobryomorpha, aunque la migración vertical no es tan visible, dado el carácter más edáfico de los poduros. Ello mismo explica las menores diferencias de los parámetros estudiados en profundidad. La alta densidad en el período II, en el sector quemado, se produce fundamentalmente por el incremento explosivo de una especie (Cuadro 8).

Escasamente representado en el sector control a lo largo de todo el año, Symphyleona es fuertemente afectado por el fuego, no habiéndose detectado ejemplares del grupo en el sector quemado (Cuadro 8).

Respecto de este orden, la baja similitud entre sectores en el período de estudio, indica un drástico efecto sobre la composición específica de Entomobryomorpha y Poduromorpha, en ambos estratos (Cuadro 9, Sj). Este efecto es mayor en Symphyleona, grupo que no aparece en el sector quemado durante todo el año de estudio, razón por la cual no se le incluye en el Cuadro.

CUADRO 8.-
DIVERSIDAD ESPECIFICA, ESPECIES Y DENSIDAD (IND/150 cc) POR GRUPOS DE COLLEMBOLA Y PERIODOS

	I					II					III					IV					V																
	Superficie					No Quemado					Profundidad					Superficie					Quemado					Profundidad											
ENTOMOBRYOMORPHA																																					
H'	0.00	1.12	2.11	1.72	1.53	0.00	0.00	2.12	2.17	1.37	0.00	1.45	1.25	0.00	0.00	0.00	1.00	0.81	0.54	0.00	0.00	0.00	2.12	2.17	1.37	0.00	1.45	1.25	0.00	0.00	0.00	1.00	0.81	0.54	0.00		
sp	0	3	8	5	3	1	1	6	7	3	0	3	3	0	0	0	2	2	2	0	0	0	6	7	3	0	3	3	0	0	0	2	2	2	0		
ind.	0.0	5.8	12.6	9.2	2.8	0.6	1.2	5.6	8.8	1.0	0.0	1.2	1.2	0.0	0.0	0.0	0.4	0.8	1.6	0.0	0.0	0.0	5.6	8.8	1.0	0.0	1.2	1.2	0.0	0.0	0.0	0.4	0.8	1.6	0.0		
PODUROMORPHA																																					
H'	1.00	2.78	1.61	0.00	0.00	0.00	1.59	0.00	1.36	0.00	0.92	0.79	0.00	0.00	0.00	0.00	1.27	0.85	0.00	0.00	0.00	0.00	1.59	0.00	1.36	0.00	0.92	0.79	0.00	0.00	0.00	0.00	1.27	0.85	0.00	0.00	
sp	2	8	4	0	0	1	3	1	3	0	2	2	1	1	0	1	6	3	0	0	0	0	3	1	3	0	2	2	1	1	0	1	6	3	0	0	
ind.	0.4	3.2	11.6	0.0	0.0	0.2	1.2	2.2	2.0	0.0	0.6	14.4	0.2	0.2	0.0	0.2	11.6	6.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.2	2.0	0.0	0.6	14.4	0.2	0.2	0.0	0.2	11.6	6.0	0.0	0.0		
SIMPHYLEONA																																					
H'	0.00	0.92	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00													0.00	0.00	0.00	0.00											
sp	0	2	1	0	0	0	0	1	1	0													0	0	1	1	0										
ind.	0.0	0.6	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.4	0.0													0.0	0.0	0.2	0.4	0.0										

Desde el punto de vista biocenótico (Cuadro 9, Sw), ocasionalmente hay altos valores. Este predominio de valores bajos es índice de baja concordancia de especies abundantes en ambos sectores y de fuerte efecto del fuego.

El mayor impacto en Symphypleona y Entomobryomorpha puede deberse, de acuerdo a Athias-Binche et al (1987), a que estos grupos forman parte sustancial del componente de invierno de la colembolofauna en biomas de clima mediterráneo, siendo los menos adaptados a condiciones de aridez. Estos mismos autores entregan información en que Poduromorpha aparece con mayor densidad en área quemada, información referida a incendio de tres años antes y con metodología de colecta (trampas de intercepción) poco apropiada al grupo en cuestión.

CUADRO 9.-
COLLEMBOLA: SIMILITUDES TEMPORALES
TAXONOMICAS (Sj) Y BIOCENOTICAS (Sw) ENTRE
SECTORES QUEMADO Y NO QUEMADO.

Grupo taxonómico	Superficie					Profundidad				
	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V
SIMILITUD TAXONOMICA (Sj)										
Entomobryomorpha	.00	.20	.22	.00	.00	.00	.50	.14	.13	0
Poduromorpha	.33	.11	.00	.00	.00	.00	.00	.25	.00	0
SIMILITUD BIOCENOTICA (Sw)										
Entomobryomorpha	.00	.13	.06	.00	.00	.00	.71	.20	.33	0
Poduromorpha	.63	.05	.00	.00	.00	.00	.00	.83	.00	0

II.2.3. Otros grupos del suelo.

Si bien la metodología de colecta no es totalmente válida para todos los otros grupos animales edáficos, se entrega un breve análisis de la información obtenida.

Durante el período de recuperación el comportamiento de estos grupos no es homogéneo, por lo cual es posible establecer las siguientes categorías de respuesta al fuego, de acuerdo a su patrón de distribución en los sectores estudiados:

CUADRO 10.-
DENSIDAD (IND/150 CC) POR SECTOR,
ESTRATO Y PERIODO.

Grupo Zoológico	Superficie					Profundidad				
	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V
NO QUEMADO										
Isopoda	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Pauropoda	0.0	0.0	0.2	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	1.0	0.2
Diplopoda	0.0	0.0	0.0	1.6	0.2	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0
Chilopoda	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Symphyla	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0
Pseudoscorp.	0.0	2.4	1.0	0.0	1.6	0.8	0.2	0.2	0.2	0.8
Opilionida	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Araneae	0.0	0.2	0.0	0.8	0.6	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0
Protura	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Diplura	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0
Archeognatha	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Orthoptera	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0
Psocoptera	15.2	0.8	0.8	3.4	5.2	0.2	0.0	0.2	0.6	0.0
Homoptera	1.0	0.0	0.0	0.8	0.2	0.6	0.6	0.6	3.4	0.2
Thysanopt.	0.4	0.6	0.6	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6
Formicidae	0.0	6.2	3.4	0.0	0.4	0.0	12.6	6.12	0.6	0.0
Coleoptera	0.0	0.4	0.0	0.8	0.2	0.0	0.4	0.2	0.8	0.2
Coleoptera L.	0.4	0.4	0.2	3.8	1.6	0.2	0.2	0.2	2.0	0.8
Diptera L.	0.8	1.4	5.2	0.8	4.0	0.4	1.4	0.0	4.6	3.0
Lepidoptera L.	0.4	0.2	0.4	0.4	0.4	0.0	0.0	0.0	0.6	2.2
QUEMADO										
Isopoda	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Pauropoda	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Diplopoda	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0
Chilopoda	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Symphyla	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.2	0.0	0.0
Pseudoscorp.	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Opilionida	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Araneae	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0
Protura	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0
Diplura	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0
Archeognatha	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Orthoptera	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Psocoptera	0.2	0.0	0.6	1.0	0.4	0.2	0.6	1.2	0.4	0.0
Homoptera	0.0	0.2	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.8	0.0	0.0
Thysanopt.	0.0	0.2	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0
Formicidae	0.0	2.2	1.4	0.0	0.4	0.0	5.2	12.0	0.2	0.0
Coleoptera	0.2	0.0	0.0	0.2	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0
Coleoptera L.	0.0	0.4	0.0	1.0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0
Diptera L.	0.2	0.2	0.2	0.6	0.0	0.0	0.2	0.0	0.2	0.0
Lepidoptera L.	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

1) Grupos afectados negativamente por el fuego

a) Grupos presentes exclusivamente en el sector no quemado: Pauropoda, Pseudoscorpionida, Orthoptera, Isopoda, Chilopoda, Opilionida, Archeognata. Esta situación, que indicaría fuerte efecto del incendio en los taxa mencionados, debe considerarse cuidado-

samente, ya que los cinco últimos están escasamente representados en el área no quemada.

b) Grupos presentes en mayor densidad en el sector no quemado: Diplopoda, Araneae, Psocoptera, Thysanoptera, Formicidae, Coleoptera (larvas y adultos), Díptera (larvas) y Lepidoptera (larvas). El efecto sobre Diplopoda y Araneae se manifiesta exclusivamente en el estrato superficial, en cambio en el resto de los casos en ambos estratos. La excepción es Psocoptera, el que se ve disminuído en superficie e incrementado en profundidad, lo cual podría ser resultado de migraciones inducidas por el fuego.

2) Grupos no afectados aparentemente por el fuego:

a) Grupos distribuídos en forma equivalente en ambos sectores: Symphyla y Diplura. En el caso de Symphyla, aparentemente el fuego no afecta la densidad del grupo en el sector quemado, sin embargo, en este sector se presenta exclusivamente en el estrato más profundo, lo cual difiere del patrón de distribución en el sector control. Athias-Binche et al (1987) también sostienen que este grupo, fitófago detritívoro, es menos afectado. Diplura, en cambio, es de presencia ocasional en ambos sectores.

3) Grupos afectados positivamente por el fuego. En esta categoría puede considerarse a Protura, el cual se encuentra en mayor densidad en el sector quemado.

Al respecto, Athias et al (1975) establecen un efecto negativo del fuego sobre saprófagos y predadores, siendo los grupos más afectados, gusanos de tierra, Diplopoda y Pauropoda, entre los primeros, y Pseudoescorpionida y Chilopoda entre los últimos. Respecto de los consumidores primarios, Symphyla y termitas se presentan en mayor cantidad en un sector sometido a incendios periódicos, en tanto Protura y Formicidae no presentan grandes diferencias en ambos sectores. En nuestro trabajo se confirma el efecto negativo del fuego sobre los grupos saprófagos y predadores, a excepción de lo descrito para gusanos de tierra, los cuales no fueron considerados.

CONCLUSIONES

Las modificaciones introducidas por el fuego en el habitat se traducen, en el plano químico, en un incremento del pH superficial del suelo, efecto que aún es visible en el

octavo mes de estudio. En cuanto al contenido hídrico, no se observan diferencias estadísticamente significativas entre los dos sectores estudiados.

En ácaros, el impacto inicial del fuego significa reducción del número de especies y de individuos. La disminución de densidad es a un 26% en superficie y a un 10.5% en profundidad. El impacto es más importante en grupos microfítófagos y detritívoros (Uropodina, Oribatida y parte de Actinedida) que en depredadores (Gamasina y parte de Actinedida). Acarididae también se ve afectado inicialmente.

Respecto de Collembola, el fuego ejerce un fuerte efecto modificador caracterizado por la disminución del número de individuos y de la riqueza y diversidad específica del grupo.

Dentro del resto de la fauna edáfica los grupos más afectados directamente por el incendio son: Psocoptera, larvas de Díptera, Thysanoptera, Homoptera y Pseudoscorpionida.

En cuanto a la capacidad de recuperación, dentro del año de estudio, se concluye que Uropodina (Acarina) y Symphypleona (Collembola) no muestran ninguna capacidad de recuperación pues no están presentes en el sector quemado.

En Acarina, Oribatida y Actinedida están desfavorecidos durante todo el año de estudio, aunque muestran tendencia a recuperarse, especialmente Actinedida. En estos grupos se produce, en el otoño-invierno inmediato un desarrollo explosivo de sendas especies. Acarididae ve notoriamente favorecida su densidad y diversidad específica en la primera fase postincendio, efecto que desaparece a partir de la primavera. Gamasina, muestra una respuesta híbrida con cierto favorecimiento inicial.

Las relaciones Oribatida/Actinedida y Oribatida/Acarididae muestran un mayor efecto del incendio sobre Oribatida que sobre Actinedida y la inversión en la proporcionalidad entre Oribatida y Acarididae como producto de la alteración del medio.

En Collembola, en visión temporal, el efecto es mayor en Entomobryomorpha que en Poduromorpha, debido seguramente a la vida más edáfica, en general, del segundo grupo.

En el resto de la fauna edáfica solamente aparecen como poco o no afectados, a lo largo del año, los siguientes grupos: Symphyla, Diplura y Protura.

REFERENCIAS

- ANDERSON, R., T. LEAHY & S. DHILLION. 1989. Numbers and biomass of selected insect groups on burned and unburned sand prairie. *Am. Midl. Nat.* **122**: 151-162.
- AHLGREN, I. 1974. The effect of fire in soil organisms. In *Fire and Ecosystems*, Kozlowski y Ahlgren (eds): 47-72, Academic Press.
- ARAYA, S. & G. AVILA. 1981. Rebrote de arbustos afectados por el fuego en el matorral chileno. *An. Mus. Hist. Nat., Valparaíso*, **14**: 107-113.
- ATHIAS, F., G. JOSENS & P. LAVELLE. 1975. Influence du feu de brousse annuel sur le peuplement endogé de la savanne de Lamto (Côte d'Ivoire). *Progress in Soil Zoology*, Academia Prague: 389-407.
- ATHIAS-BINCHE, F., J. BRIARD, R. FONS & F. SOMMER. 1987. Study of ecological influence of fire on fauna in mediterranean ecosystems (soil and above-ground layer). Patterns of post-fire recovery. *Ecologia Mediterranea*, **13**(4): 135-154.
- BACHELIER, G. 1978. La faune des sols. Son écologie et son action. *ORSTOM, Doc. Technique*, (38), 392 pp.
- BIGALKE, R. & K. WILLAN. 1984. Effects of fire regimen on faunal composition and dynamics. In: *Ecological effects of fire in South African Ecosystems*, Booysen y Tainton (eds.): 255-271. Springer-Verlag. *Ecological Studies* 48.
- BISWELL, H. 1974. Effects of fire on Chaparral. In: *Fire and Ecosystems*, Kozlowski y Ahlgren (eds): 321-365. Academic Press.
- BOSCH, J., R. SCHULZE & F. KRUGER. 1984. The effect of fire on water yield. In: *Ecological effects of fire in South African Ecosystems*, Booysen y Tainton (eds): 328-348. Springer-Verlag, *Studies* 48.
- CASS, A., M. SAVAGE & F. WALLIS. 1984. The effect of fire on soil and microclimate. In: *Ecological effects of fire in South African Ecosystems*, Booysen y Tainton (eds): 312-325. Springer-Verlag, *Studies* 48.
- CHANDLER, C., Ph. CHENEY & Ph. THOMAS, L. TRABAUD & D. WILLIAMS. 1983. *Fire in Forestry*, Vol. I, John Wiley & Sons, Inc., 450 pp.
- CHRISTENSEN, N. 1973. Fire and the nitrogen cycle in California chaparral. *Science*, **181**: 66-67.
- DINDAL, D. & L. METZ. 1977. Community structure of Collembola affected by fire frequency. In: *The role of arthropods in forest Ecosystems*, Mattson (ed): 88-95. Springer-Verlag.
- DINDAL, D.-1990. *Soil Biology Guide*. J. Wiley & Sons, 1349 pp.
- GUILLOIN, D., M. BERTRAND, M. ETIENNE, J. LUMARET & J. VALLETTE. 1987. Ecological impact of prescribed winter burning on fuel breaks in french mediterranean forest. First results. *Ecologia Mediterranea*, **13**(4): 163-176.
- GREENSLADE, P. & J. MOTT. 1983. Effect of fire on invertebrates in an australian tropical grassland. In *New trends in soil biology*, Ph. Lebrun et al (eds): 635-636.
- GIOVANNINI, G. 1987. Effect of fire and associate heating wave on the physicochemical parameters related to the soil potential erodability. *Ecologia Mediterranea*, **13**(4): 111-117.
- IZARRA, D. 1977. Les effets de l'emploi du feu sur les micro arthropodes du sol dans la région semi-aride pampeenne. *Soil Organisms as components of Ecosystems*, *Ecol. Bull.* **25**: 357-365.
- KRUGER, F. & R. BIGALKE. 1984. Fire in Fynbos. In: *Ecological effects of fire in South African Ecosystems*, Booysen y Tainton (eds): 67-114. Springer-Verlag, *Ecological Studies* 48.
- LEWIS, W. 1974. Effects of fire on nutrient movement in a south Carolina pine forest. *Ecology* **55**: 1120-1127.
- LUSSENHOP, J. 1976. Soil arthropod response to prairie burning. *Ecology*, **57**(1): 88-98.
- MALLIK, A., C. GIMMINGHAM & A. RAHMAN. 1984. Ecological effects of heather burning. I. Water infiltration, moisture retention and porosity of surface soil. *J. of Ecology*, **72**: 767-776.
- METZ, L. & D. DINDAL. 1975. Collembola populations and prescribed burning. *Environmental Entomology*, **4**(4): 583-587.
- METZ, L., & M. FARRIER. 1973. Prescribed burning and populations of soil mesofauna. *Environmental Entomology*, **2**(3): 433-440.
- NAVEH, Z. 1974. Effects of fire in the Mediterranean region. In: *Fire and Ecosystems*, Kozlowski y Ahlgren (eds): 401-434, Academic Press.
- SAIZ, F. 1973. Sobre zoocenosis muscícolas y líquenicas en Chile. *An. Mus. Hist. Nat. Valparaíso, Chile*, **6**: 87-118.
- SAIZ, F. 1975. Aspectos mesofaunísticos hipogeos en el Parque Nacional Fray Jorge. I Parte: Análisis comunitario. *An. Mus. Hist. Nat., Valparaíso*, **8**: 29-50.
- SAIZ, F. 1980. Experiencias en el uso de criterios de similitud en el análisis de comunidades. *Arch. Biol. Med. Exp.*, **13**: 387-402.
- SAIZ, F. 1990. Incendios forestales en el Parque Nacional La Campa na, Sector Ocoa, V Región, Chile. I. Problema e incidencia de incendios forestales en Chile. *An. Mus. Hist. Nat., Valparaíso*, **21**:
- SAIZ, F. 1991. Los incendios forestales como factor de deterioro del medio ambiente. *Simiente*, **61**(1): 61-64.
- SAIZ, F. & F. DI CASTRI. 1971. La fauna de terrenos naturales e intervenidos en la región valdiviana de Chile. *Bol. Mus. Nac. Hist. Nat., Chile*, **32**: 5-16.
- SLANSKY, F. & J. RODRIGUEZ. 1987. Nutritional ecology of insects, mites, spiders, and related invertebrates: an overview. In: *Nutritional ecology of insects, mites, spiders, and related invertebrates*, Slansky y Rodríguez (eds.): 1-69. J. Wiley & Sons.
- SPECHT, R. 1981. Primary production in mediterranean-climate ecosystems regenerating after fire. In: *Mediterranean-type shrublands (Ecosystems of the world 11)*, F. di Castri et al (eds). Elsevier: 257-267.

- SPRINGETT, J. 1971. The effects of fire on litter decomposition and on the soil fauna in a *Pinus pinaster* plantation. *Am. Zool. Ecol. Animale*, (5):529-535.
- VEGA, J. & F. DIAZ-FIERRO. 1987. Wildfire effects on erosion. *Ecología Mediterránea*, 13(4): 119-125.
- VILLASEÑOR, R. & F. SAIZ. 1990. Incendios forestales en el Parque Nacional La Campana, Sector Ocoa, V Región, Chile. II. Efecto sobre el estrato arbustivo-arbóreo. *An.Mus.Hist.Nat., Valparaíso*, 21:
- VIRO, P. 1974. Effects of forest fire on soil. In: *Fire and Ecosystems*, Kozlowsky Ahlgren (eds): 7-45. Academic Press.
- VOGL, R. 1974. Effects of fire on Grasslands. In: *Fire and Ecosystems*, Kozlowsky Ahlgren (eds): 139-194. Academic Press.
- WRIGHT, H. & A. BAILEY. 1982. *Fire ecology*. J. Wiley, N. York, 501 pp.

INTRODUCCION

Estudios sobre los efectos de los incendios forestales en Formaciones Arbustivo-Arbóreas son escasos, siendo los trabajos de Huggar (1968), los trabajos de tipo complementario sobre las consecuencias de incendios en un sector protegido del valle.

La magnitud del efecto del fuego depende tanto de variables físicas como de variables químicas, biológicas y biológicas de las especies afectadas.

Las acciones inmediatas que se producen durante la mortalidad o supervivencia de los individuos, que se midieron, en este caso, en la vida, corresponden a modificaciones que se producen en la estructura de la comunidad arbustivo-arbórea, corresponden a modificaciones de la estructura de la comunidad arbustivo-arbórea, corresponden a modificaciones de la estructura de la comunidad arbustivo-arbórea.

Los efectos inmediatos que se producen durante la mortalidad o supervivencia de los individuos, que se midieron, en este caso, en la vida, corresponden a modificaciones que se producen en la estructura de la comunidad arbustivo-arbórea, corresponden a modificaciones de la estructura de la comunidad arbustivo-arbórea.

Los efectos inmediatos que se producen durante la mortalidad o supervivencia de los individuos, que se midieron, en este caso, en la vida, corresponden a modificaciones que se producen en la estructura de la comunidad arbustivo-arbórea, corresponden a modificaciones de la estructura de la comunidad arbustivo-arbórea.

Los efectos inmediatos que se producen durante la mortalidad o supervivencia de los individuos, que se midieron, en este caso, en la vida, corresponden a modificaciones que se producen en la estructura de la comunidad arbustivo-arbórea, corresponden a modificaciones de la estructura de la comunidad arbustivo-arbórea.

INCENDIOS FORESTALES EN EL PARQUE NACIONAL LA CAMPANA, SECTOR OCOA, V REGION, CHILE. V. BLATTODEA, FORMICIDAE Y MUTILLIDAE. IMPACTO Y RECUPERACION.

FRANCISCO SÁIZ Y CARLOS CARVAJAL

ABSTRACT

The objective of this study is to evaluate both the immediate effect of fire over the Formicidae, Blattodea and Mutillidae populations and the capacity of recuperation of these in a two year term.

With this purpose, a slope of 15°, in an area affected by a great forestry wildfire of native vegetation in the National Park La Campana, Ocoa Sector, was selected. In it, two adjacent plots, of 70x70 m each, divided in quadrants of 10x10m, in burned and unburned site respectively, were delimited. In both, randomly, 10 pitfall traps of permanent action and periodic collection (approximately every 35 days) were disposed. The investigation was held between 13-04-84 and 25-04-86.

The principal conclusions are: A) Blattodea: the impact of fire is drastic in the two present species, being greater in *Phidon reticularis*, the most hygrophilous species. Only in the second year, an effective colonizer effect is shown, specially by *Moluchia castanea*; B) Formicidae: the most abundant species are inially favoured in the burned area (*Camponotus distinguendus*, *Tapinoma antarcticum*, *Solenopsis gayi*, *Dorymyrmex* sp.), effect that is annuled after one year in the first two and persists after two year in the other species. The most drastic effect is given in *Pseudomyrmex lynceus* and *Nothidris latastel*. C) Mutillidae: the fire favours the species of *Lymaitilla* and affects negatively those of *Euspinola* during the whole study period. *Dimorphomutilla formosa* shows clear recovery after two years.

Key Words: Forestry Wildfires, National Park, La Campana, Formicidae, Blattodea, Mutillidae, Diversity, Recuperation.

INTRODUCCION

Estudios sobre los efectos de los incendios forestales en Formicidae, Blattodea y Mutilidae no son abundantes, siendo mayor los concernientes a hormigas. En general, las informaciones son de tipo complementario a investigaciones sobre las consecuencias del fuego en la vegetación o, en menor proporción, en la fauna del suelo.

La magnitud del efecto del fuego sobre ellos depende tanto de variables propias del incendio (intensidad, duración, frecuencia, tipo, estación, etc.) como de las características ecológicas y biológicas de las especies involucradas.

Los efectos inmediatos conciernen fundamentalmente a la mortalidad o emigración, mientras que los mediatos, quizás de mayor trascendencia, corresponden a modificaciones del habitat como reducción de la diversidad de nichos (pérdida de estratificación), eliminación de detritus y otros recursos tróficos, disminución de los refugios, modificaciones del nivel de

insolación, alteración de los niveles de competencia y de depredación, etc. (Booyesen y Tainton 1984, Bigalke y Willan 1984).

Organismos como hormigas, termites, lombrices, arañas (*Lycosa*), escorpiones, etc., superan el incendio, total o parcialmente, en refugios bajo tierra, siendo activos poco después de terminado el fuego (Ahlgren 1974, Chandler et al 1983).

Otra importante vía de escape, correspondiente a la utilizada por los organismos que poseen una alta vagilidad (voladores y corredores). El calor y el humo los alarman provocando su dispersión, situación descrita en detalle para Acrididos por Gillon (1971). Este tipo de artrópodos generalmente aumenta su densidad en áreas no quemadas, desde donde recolonizan rápidamente las quemadas (Gillon 1971). Los incendios en parches favorecen esta vía de escape (Tainton y Mentis 1984, Chandler et al 1983).

Gillon y Pernes (1968) y Gillon (1974)

encontraron que el 80% de los arácnidos y de los blatarios, en sabana, estaban vivos 1 día después del incendio. De acuerdo al planteamiento de Y. Gillon (1971), la mayor parte habría escapado. Un mes después, más del 50% de las arañas y blatarios habían desaparecido. Gillon y Pernes (1968), señalan que los blatarios son poco afectados por el paso del fuego, predominando inmediatamente después de éste por disminución de las otras especies de artrópodos; pero, al mes siguiente, decaen espectacularmente y permanecen bajas sus densidades durante los 10 meses siguientes.

Según Granger (1984), no habría evidencias de adaptación al fuego de los animales del bosque siendo, en estos biomas, muy importante la modificación del habitat. Los árboles quemados se transforman en percheros para aves y gestan habitat para Acarina, Diplopoda, Collembola, Amphipoda, etc. (Chandler et al 1983). Athias-Binche et al (1987) y French y Keirle (1969, en Ahlgren 1974) indican mortalidad de formícidos en sabana cercana al 100%, siendo el efecto más drástico en especies pequeñas, cuyos nidos en general son superficiales y, en las especies con baja movilidad. La disminución afecta tanto a la densidad como a la diversidad. Las especies grandes, o con nidos construídos en profundidad, son menos afectadas. En bosques, Sommer (1986) y Pearse (1943) (ambos en Ahlgren 1974) detectan mortalidades inferiores al 33%. Heyward y Tissot (1936 en Ahlgren 1974), encontraron más hormigas en el suelo mineral, entre 0 y 2 cm, de un terreno incendiado que en el no incendiado. Rice (1932, en Chandler et al 1983) cita reducciones de un tercio.

Lasius flavus y **Solenopsis molesta** se han registrado en mayor cantidad en terrenos quemados (Buffington 1967 y Rice 1932 en Ahlgren 1974). Esta característica es bastante generalizada dentro de los formícidos y se explicaría por las siguientes razones: 1) los habitats profundos en que viven algunas especies les permiten sobrevivir al fuego, 2) sus hábitos de colonización y su estructura social las adaptarían a un rápido uso del espacio incendiado, 3) sus preferencias por condiciones xéricas y sus hábitos de acumulación de semillas. Todo ello los transforma en los primeros

colonizadores, ya sea por inmigración desde ambientes no incendiados o por su alta capacidad reproductiva asociada a ciclos de desarrollo cortos (Athias-Binche et al 1987, Ahlgren 1974).

Especies de **Camponotus**, **Irydomyrmex**, **Pheidole**, **Paratrechina** y **Anoplolepis**, pueden ser muertas si el incendio las encuentra fuera del nido. Después del fuego, generalmente mueven sus huevos y larvas para formar nuevas colonias en zonas no quemadas (Chandler et al 1983).

Un caso interesante es el de la hormiga de la acacia (**Pseudomyrmex** sp) la que, en áreas de incendios reiterados, limpia de restos vegetales el entorno de su colonia como medida preventiva (Chandler et al 1983).

Skaife (1953, en Granger 1984), en estudio de 15 especies de Mutillidae en bosques del sur de Africa, informa sobre preferencias por sectores quemados o no quemados de las diferentes especies, hecho que él explica por la gran movilidad de los mutílidos, por su habilidad para explotar nuevos ambientes y como respuesta a los cambios en la composición del recurso abeja-avispa sobre las que parasitan.

Un factor importante en la capacidad de recuperación de la artropodofauna epigea es la alta fecundidad de las especies (Tainton y Mentis 1984).

Nada conocemos al respecto en relación a los incendios forestales nacionales.

Los objetivos del presente trabajo son, en consecuencia:

1.- Evaluar el impacto inmediato del fuego en las poblaciones de insectos epigeos, Blattodea, Formicidae y Mutillidae, que se desplazan en la superficie del suelo.

2.- Evaluar la capacidad de recuperación de las respectivas especies y grupos mayores.

METODOLOGIA

La investigación se realizó en una ladera de exposición Norte, de 15° de inclinación, inserta en un área afectada por un gran incendio accidental que comprometió diversas formaciones vegetales del P.N.

La Campana, sector Palmas de Ocoa (V región), a fines de febrero de 1984 (Villaseñor y Sáiz 1990).

En ella se seleccionaron dos parcelas de 70 x 30 m dispuestas con su lado menor en el sentido de la altura del cerro, una en el área Quemada y otra en el sector No Quemado adyacente y con escasa distancia entre ellas. Cada parcela se subdividió en 21 cuadrantes de 10 x 10 m, de los cuales se seleccionaron 10 al azar, ubicándose en cada una de ellos una trampa de intercepción (pit fall), de manera de cubrir, al menos con tres trampas, cada secuencia de altura (Sáiz 1990).

Las trampas son de acción permanente, retirándose su contenido con intervalos aproximados de 35 días. La duración total del muestreo abarcó desde el 13-04-1984 al 25-04-1986.

RESULTADOS Y DISCUSION

A.- BLATTODEA.

1.- Composición taxonómica.

Durante el estudio se colectaron dos especies de blatarios, a saber (Blanchard 1951, Princis 1952, Moroni y Camousseight 1976):

EPILAMPROIDEA, BLATELLIDAE :

Moluchia castanea (Blanchard).

Phidon reticularis (Blanchard).

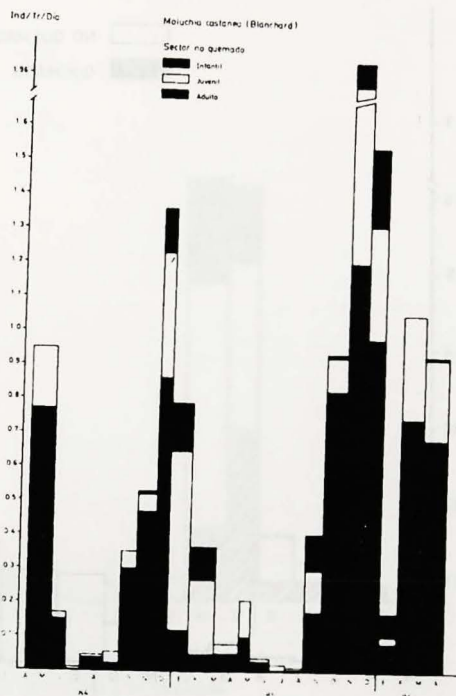
M. castanea se caracteriza por su mayor tamaño (Largo: $x = 16.7$ mm, $DS = 1.46$ y Ancho: $x = 5.65$ mm, $DS = 0.49$, $n = 23$), su color café oscuro, sus tégmenes cortos y su quitinización acentuada. Especie xero-mesófila.

Ph. reticularis, es más pequeña (Largo: $x = 10.4$ mm, $DS = 1.73$ y Ancho: $x = 3.53$ mm, $DS = 0.41$, $n = 20$), de tégmenes completos, amarillentos, bastante claros y parcialmente translúcidos, permitiendo ver las venas y de quitinización poco acentuada. Especie meso-higrófila.

2.- Impacto (45-87 días después del incendio).

Si se consideran los datos del primer período de muestreo, correspondiente al lapso entre los días 45 y 87 después del incendio, se constata una disminución de los blatarios en el Sector Quemado (Q) respecto al No Quemado (NQ), del orden de 27.3% para *M. castanea* y de 95.2% para *Ph. reticularis*. (Figs. 1 y 2). La razones NQ/Q son : 1.4 para *M. castanea* y de 20.8 para *Ph. reticularis*.

Fig. 1.- *Moluchia castanea*. Evolución temporal de la abundancia (Promedio/Trampa/Día) en los sectores Quemado y No Quemado. El alto de las columnas representan la suma de Q y NQ.



Este comportamiento diferencial entre ambas especies está acorde con las sendas características de mesófila e higrófila que les hemos asignado.

Al respecto, Gillon y Pernes (1968) y Gillon (1974) informan que el 80% de los blatarios de sabana estaban vivos un día después del incendio, desapareciendo del medio un mes después. Los mismos autores sostienen que permanece baja su densidad por los 10 meses siguientes. Los siguientes datos lo confirman (Gillon 1970):

Nº de blatarios:	1 día antes de incendio	= 104	100%
por unidad de	1 día después	= 86	83%
área	1 mes después	= 29	28%

El valor final corresponde aproximadamente al encontrado por nosotros para *M. castanea* entre los días 45 y 87 postincendio.

Gillon et al (1987), en bosque mediterráneo europeo encuentran fuerte efecto negativo sobre el grupo.

Por otra parte, se comprueba que la composición etaria de *M. castanea* mantiene prácticamente las mismas proporciones en ambos sectores (Figs. 3 y 4).

Para *Ph. reticularis* se detecta la presencia de adultos en el Sector Quemado (Figs. 5 y 6).

Fig. 2.- *Phidon reticularis*. Evolución temporal de la abundancia (Promedio/Trampa/Día) en los sectores Quemado y No Quemado. El alto de las columnas representan la suma de Q y NQ.

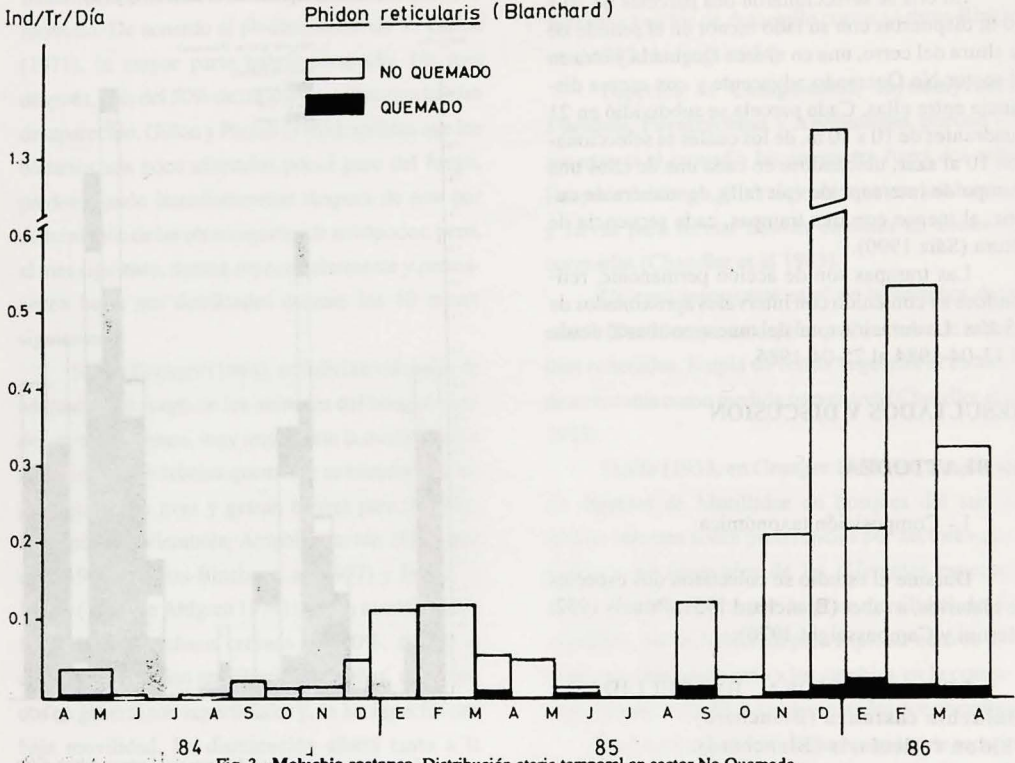


Fig. 3.- *Moluchia castanea*. Distribución etaria temporal en sector No Quemado.

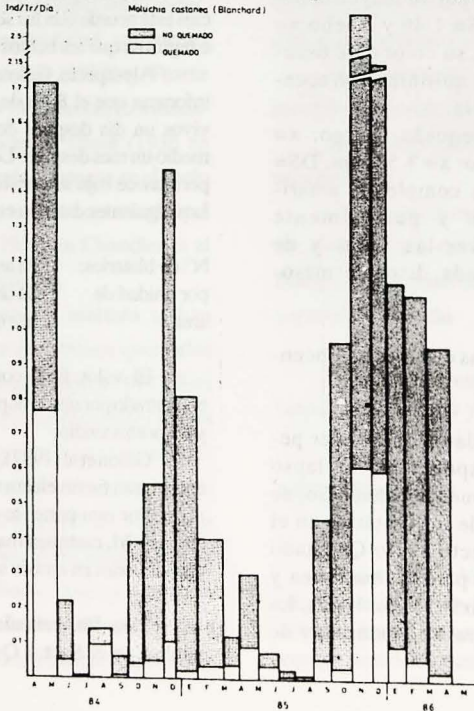
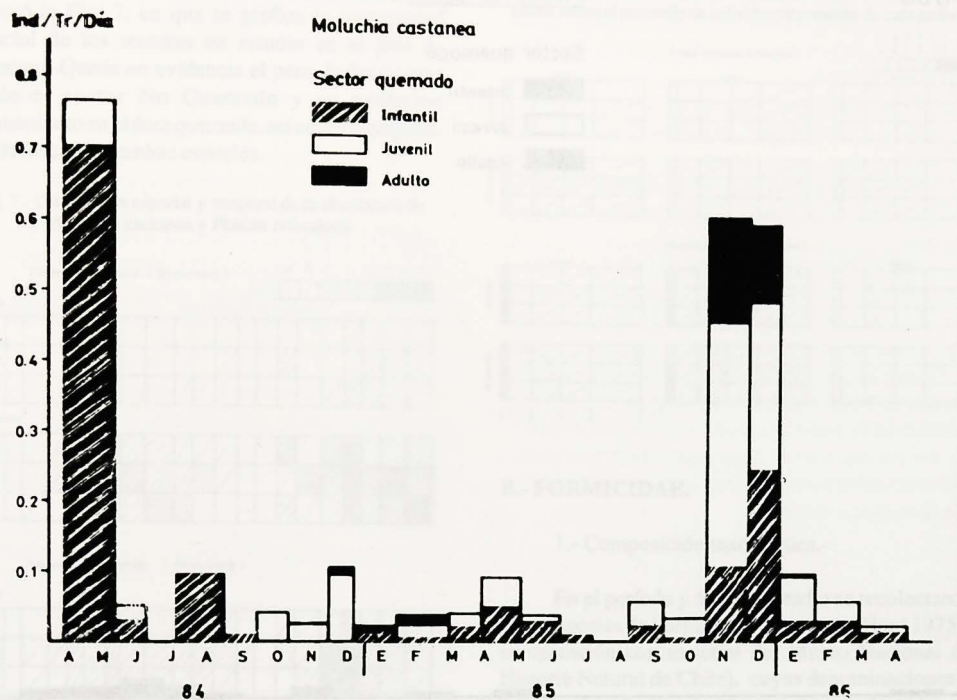
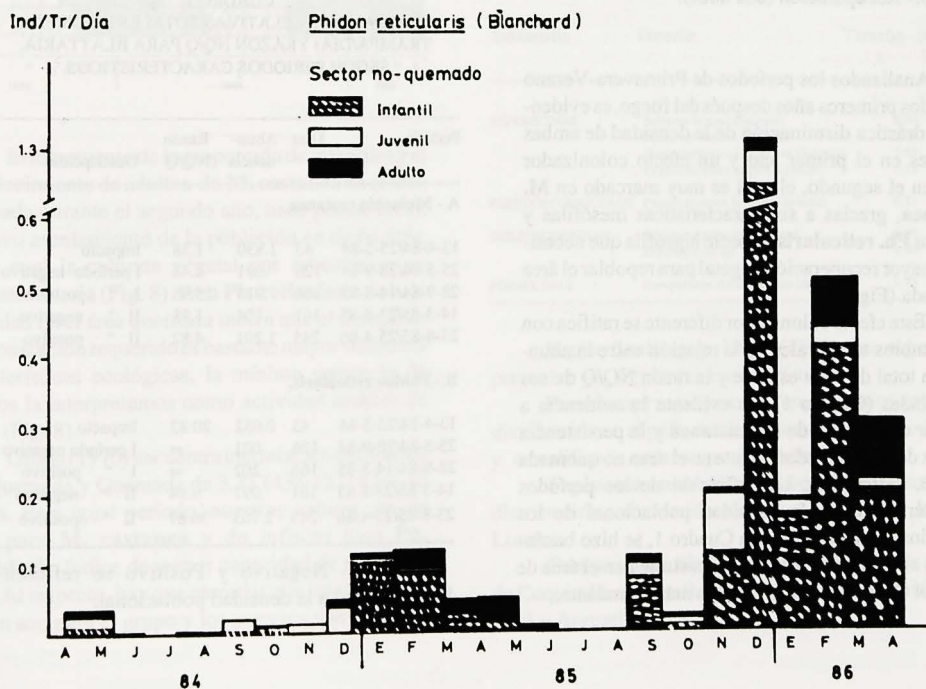


Fig. 4.- *Moluchia castanea*. Distribución etaria temporal en sector Quemado.Fig. 5.- *Phidon reticularis*. Distribución etaria en sector No Quemado.

Con el fin de visualizar más dinámicamente el efecto colonizador y el proceso de recolonización, se elaboró la Fig. 7, en que se grafica la continuidad espacial de los sectores en estudio en el área de muestreo. Queda en evidencia el paso de las baratas desde el sector No Quemado y su paulatino asentamiento en el área quemada, así como la respuesta diferencial de ambas especies.

Fig. 7.- Distribución espacial y temporal de la abundancia de *Moluchia castanea* y *Phidon reticularis*.

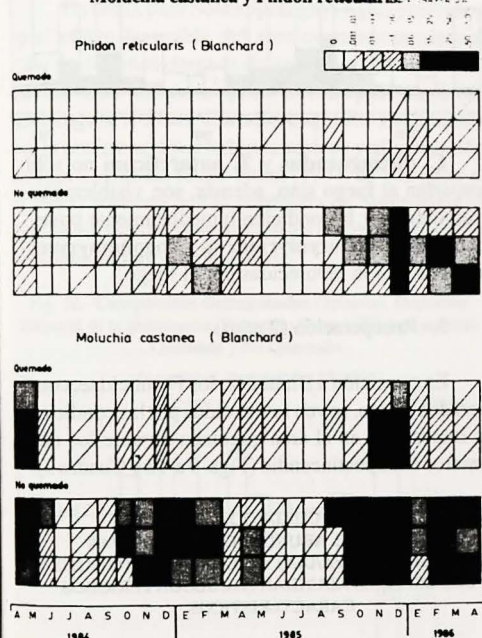
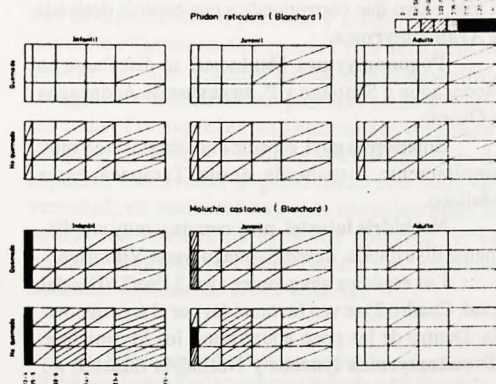


Fig. 8.- Distribución etaria espacial y temporal de *Moluchia castanea* y *Phidon reticularis* según períodos característicos. Escala marca el promedio de individuos/trampa/día de cada período



B.- FORMICIDAE.

1.- Composición taxonómica.-

En el período y área de estudio se recolectaron ocho especies de Formicidae (Snelling y Hunt 1975 y comparación con material del Museo Nacional de Historia Natural de Chile), cuyas denominaciones y tamaños (promedios de 15 ejemplares colectados en este trabajo) son:

Subfamilia	Especie	Tamaño (mm) x DS
MYRMICINAE :	<i>Solenopsis gayi</i> (Spinola)	2.94 .58
	<i>Nothidris latastei</i> (Emery)	3.38 .33
	<i>Pogonomyrmex bispinosus</i> (Spinola)	7.88 .60
	<i>Pogonomyrmex angustus</i> (Mayr)	5.33 .05
PSEUDOMYRMICINAE:	<i>Pseudomyrmex lynceus</i> (Spinola)	8.71 .39
DOLICHODERINAE :	<i>Tapinoma antarcticum</i> Forel	2.00 .00
	<i>Dorymyrmex</i> sp.	3.90 .58
FORMICINAE :	<i>Camponotus distinguendus</i> (Spinola)	6.75 .70

El incremento de la proporción de infantiles y el establecimiento de adultos de *M. castanea* en el área quemada durante el segundo año, hace pensar en un efectivo asentamiento de la población en dicha área, en la cual la cubierta vegetal por arbustos es ya bastante notoria (Fig. 8). Para *Ph. reticularis*, la baja densidad en el área quemada indica que el tiempo de recolonización requerido es bastante mayor dadas sus características ecológicas, la mínima presencia de adultos la interpretamos como actividad errática de éstos (Fig. 8).

Gillon (1970) encuentra una relación entre áreas No Quemada y Quemada de 3.31 (438/132) a los 10 meses. Para igual período, nuestros valores son de 13.6 para *M. castanea* y de infinito para *Ph. reticularis*, índice de menor capacidad de recuperación. Al respecto, hay que recordar que los valores de Gillon son para el grupo y los nuestros son específicos.

Según Snelling y Hunt (1975) las especies presentan las siguientes características:

Pseudomyrmex lynceus tiene una muy amplia distribución en el país, desde Atacama hasta Bío-Bío, y es calificada como especie arbórea.

Tapinoma antarcticum, también es de amplia distribución, abarcando desde Antofagasta hasta Linares.

Camponotus distinguendus, distribuida desde Coquimbo a Magallanes, está presente también en Perú y Argentina.

Dorymyrmex sp, de acuerdo al trabajo citado, debería corresponder a **agallardoi** Snelling, ya que es la única especie citada de ese género para Chile, salvo que corresponda a una especie derivada a **Araucomyrmex**.

Pogonomyrmex bispinosus se distribuye en Aconcagua y Santiago y **P. angustus** de Aconcagua a Osorno.

Solenopsis gayi, especie muy abundante y muy ampliamente distribuida desde Tarapacá hasta Malleco.

Nothidris latastei, muy común y muy ampliamente distribuida, desde Santiago hasta Villarrica.

Las especies abundantes (> 6.2 Pro/Tr/Día del total, Cuadro 2) se ven favorecidas por el área quemada. Dentro de las poco abundantes, los Myrmicinae (**Pseudomyrmex lynceus** y **Nothidris latastei**) no aparecen en el sector quemado durante todo el estudio. De las especies de **Pogonomyrmex**, una sería preferente del área no quemada y la otra marcadamente afín al ambiente quemado.

CUADRO 2.-
ABUNDANCIA RELATIVA DE LAS ESPECIES DE FORMICIDAE (PROMEDIO/TRAMPA/DIA) Y RELACION NO QUEMADO/QUEMADO EN EL ENSAYO TOTAL.

Especie	No Quemado		Quemado		Total	
	Nº	%	Nº	%	Nº	% NQ/Q
Camponotus distinguendus	3.34	16.8	3.37	5.3	6.72	8.1 .99
Tapinoma antarcticum	2.70	13.5	9.97	15.8	12.67	15.2 .27
Dorymyrmex sp	0.95	4.8	4.24	6.7	5.19	6.2 .22
Pseudomyrmex lynceus	0.02	.1	0.00	0.0	.02	* ∞
Solenopsis gayi	12.37	62.0	45.09	71.3	57.46	69.1 .27
Nothidris latastei	0.37	1.8	0.00	0.0	0.37	0.4 ∞
Pogonomyrmex bispinosus	0.00	0.0	0.41	0.7	0.41	0.5 .00
Pogonomyrmex angustus	0.20	1.0	0.11	0.2	0.20	0.2 1.82
TOTAL	19.95	100	63.19	100	83.14	99.7

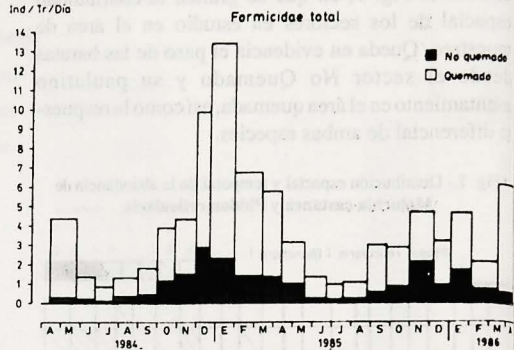
* 0.02

2.- Impacto (45-87 días después del incendio).

El período inmediatamente postincendio significa un incremento del 1510% (15.1 veces) de los formicidae en el área quemada (Fig. 9), con los siguientes valores específicos:

Camponotus distinguendus	51.92 veces
Tapinoma antarcticum	70.58
Dorymyrmex sp	∞
Pseudomyrmex lynceus	—
Solenopsis gayi	4.56
Nothidris latastei	—
Pogonomyrmex angustus	∞
Pogonomyrmex bispinosus	—

Fig. 9.- Formicidae total. Evolución temporal de la abundancia (Promedio/Trampa/Día) en los sectores Quemado y No Quemado. El alto de las columnas representan la suma de Q y NQ.



C. distinguendus y **T. antarcticum** no sólo escaparían al fuego sino, además, son visiblemente favorecidas por la condición inmediatamente posterior al incendio. **Dorymyrmex** sp y **Pogonomyrmex angustus** no son favorecidas por el fuego.

3.- Recuperación (2 años).

En oposición a Blattodea, los Formicidae, considerados in toto, se ven favorecidos por las condiciones imperantes en el área quemada durante los dos primeros años postincendio (Figs. 9 a 13 y Cuadro 3).

CUADRO 3.-
FORMICIDAE. ABUNDANCIAS RELATIVAS (PROMEDIO/TRAMPA/DIA) Y RAZON NQ/Q, TOTALES Y POR ESPECIES ABUNDANTES, SEGUN PERIODOS CARACTERISTICOS.

A. Formicidae total.

Período	Días	Abundancia	Razón NQ/Q	Descripción
I	13-4-84/25-5-84	43	1.266	0.066 Impacto
II	25-5-84/28-9-84	126	5.329	0.213 I período negativo
III	28-9-84/14-3-85	166	37.963	0.309 I " positivo
IV	14-3-85/23-8-85	161	12.010	0.322 II " negativo
V	23-8-85/25-4-86	245	24.001	0.398 II " positivo

B.- Especies

Período	Días	Solenopsis gayi		Tapinoma antarcticum		Camponotus distinguendus		Dorymyrmex sp	
		Ab	NQ/Q	Ab	NQ/Q	Ab	NQ/Q	Ab	NQ/Q
I	43	1.28	0.22	2.43	0.01	0.27	0.02	0.33	∞
II	126	2.10	0.45	1.90	0.12	0.16	0.07	1.05	0.06
III	166	28.75	0.31	4.64	0.25	2.41	0.26	1.34	0.28
IV	161	8.96	0.31	1.52	0.37	0.57	0.15	0.88	0.55
V	245	16.37	0.19	2.24	0.88	3.56	3.40	1.58	0.22

Nota.- Positivo y Negativo se refieren a favorabilidad a la densidad poblacional.

Si bien las cuatro especies más abundantes se ven favorecidas por el área incendiada, su respuesta temporal no es exactamente igual. En efecto, tanto para **C. distinguendus** como para **T. antarcticum**, hay un claro favorecimiento inmediato después del incendio, el que persiste durante el primer año, atenuándose fuertemente en el segundo año. En el caso de **C. distinguendus** llega incluso a invertirse la relación NQ/Q al final del período de estudio, con una mayor densidad en el área no quemada.

En tanto, para **Solenopsis gayi** y **Dorymyrmex** sp el efecto favorable del área quemada persiste al cabo de dos años después del incendio. Igual resultado ha sido descrito para **Solenopsis molesta** (Buffington 1967, en Chandler et al 1983), explicable por la preferencia por habitats xéricos y alimentación en base a semillas secas. Hurst (1971, en Chandler et al 1983) sostiene que la respuesta de **Solenopsis** es debida a la rápida colonización y a la sobrevivencia en las capas superiores del suelo.

Fig. 10.- **Camponotus distinguendus** (Spinola). Evolución temporal de la abundancia (Promedio/Trampa/Día) en sectores Quemado y No Quemado.

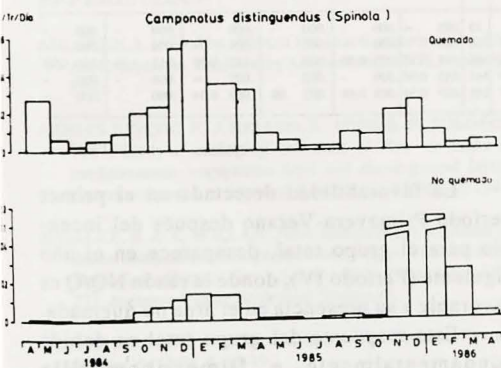
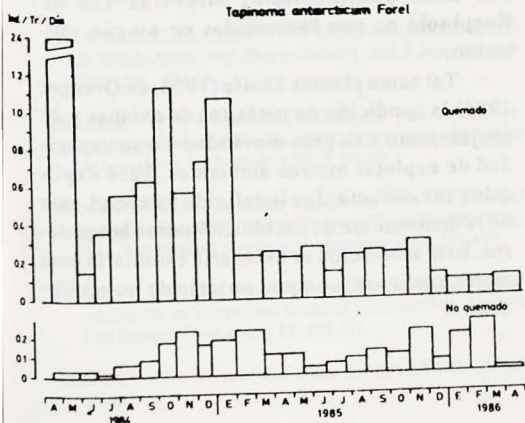


Fig. 11.- **Tapinoma antarcticum** (Spinola). Evolución temporal de la abundancia (Promedio/Trampa/Día) en sectores Quemado y No Quemado.



Athias-Binche et al (1987), en biomas mediterráneos europeos, encuentran que una semana después del incendio las hormigas casi han desaparecido en pastizal y matorral, disminuyendo el número de especies y la densidad en bosque. Un año después del incendio describen la siguiente situación: en pastizal están presentes todas las especies habitualmente dominantes pero en menor cantidad y con dominio de especies omnívoras y granívoras con baja diversidad; en matorral hay más especies pues se suman las venidas de espacios abiertos; y, en bosque, empieza la colonización por especies también venidas de áreas abiertas.

Fig. 12.- **Solenopsis** sp. Evolución temporal de la abundancia (Promedio/Trampa/Día) en sectores Quemado y No Quemado.

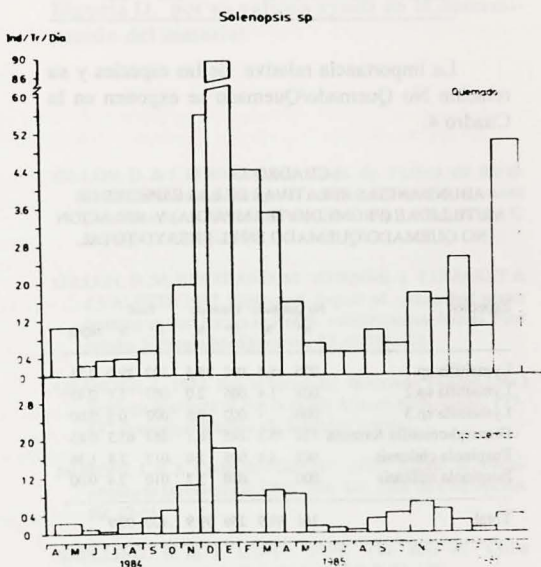
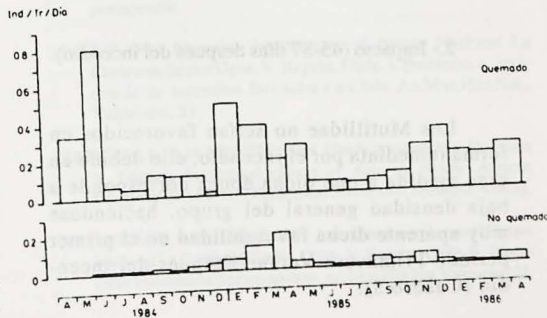


Fig. 13.- **Dorymyrmex** sp. Evolución temporal de la abundancia (Promedio/Trampa/Día) en sectores Quemado y No Quemado.



C.- MUTILLIDAE.

1.- Composición taxonómica.

La representación de Mutillidae en el área y período de estudio es bastante baja comparada con la de Formicidae, sin embargo, su análisis aporta algunas ideas interesantes.

Durante los dos primeros años después del incendio se recolectaron 6 especies, cuya talla promedio y DS son las siguientes:

	Promedio (mm) DS	
Lymaitilla sp1	5.5	0.67
Lymaitilla sp 2	7.0	1.00
Lymaitilla sp3	4.3	0.29
Dimorphomutilla formosa Mickel	5.9	0.99
Euspinola chilensis (Spinola)	20.8	1.17
Euspinola militaris Mickel	15.6	0.89

La importancia relativa de las especies y su relación No Quemado/Quemado se exponen en la Cuadro 4.

CUADRO 4.-
ABUNDANCIAS RELATIVAS DE LAS ESPECIES DE MUTILLIDAE (PROMEDIO/TRAMPA/DIA) Y RELACION NO QUEMADO/QUEMADO EN EL ENSAYO TOTAL.

Especies	No Quemado		Quemado		Total		
	Nº	%	Nº	%	Nº	%	NQ/Q
Lymaitilla sp.1	.030	18.6	.092	35.5	.122	29.0	0.33
Lymaitilla sp.2	.002	1.4	.005	2.0	.007	1.7	0.45
Lymaitilla sp.3	.000	-	.002	0.6	.002	0.5	0.00
Dimorphomutilla formosa	.122	75.5	.145	56.1	.267	63.5	0.85
Euspinola chilensis	.007	4.4	.005	2.0	.012	2.8	1.36
Euspinola militaris	.000	-	.010	3.7	.010	2.4	0.00
Total.	161	99.9	259	99.9	420	99.9	

Salvo **E. chilensis**, todas las especies son favorecidas por el área quemada, y en forma muy especial **Lymaitilla sp.1**.

2.- Impacto (45-87 días después del incendio).

Los Mutillidae no serían favorecidos en forma inmediata por el incendio, ello debido en gran medida a que dicha época corresponde a baja densidad general del grupo, haciéndose muy aparente dicha favorabilidad en el primer período Primavera-Verano después del incendio (Cuadro 5).

CUADRO 5.-
MUTILLIDAE. ABUNDANCIAS RELATIVAS (PROMEDIO/TRAMPA/ DIA) Y RAZON NQ/Q, TOTALES Y POR ESPECIES ABUNDANTES, SEGUN PERIODOS CARACTERISTICOS.

A. Mutillidae total.

Período	Días	Abundancia	Razón NQ/Q	Descripción
I	13-4-84/25-5-84	43	0.0026	∞ Impacto
II	25-5-84/28-9-84	126	0.0039	∞ I período negativo
III	28-9-84/14-3-85	166	0.2897	0.342 I período positivo
IV	14-3-85/23-8-85	161	0.0200	1.898 II período negativo
V	23-8-85/25-4-86	245	0.1039	1.943 II período positivo

B.- Especies

Período	Días	Lymaitilla sp 1		Lymaitilla sp 2		Lymaitilla sp 3		Dimorphomutilla formosa		Euspinola chilensis		Euspinola militaris	
		Ab	NQ/Q	Ab	NQ/Q	Ab	NQ/Q	Ab	NQ/Q	Ab	NQ/Q	Ab	NQ/Q
I	43	.003	∞	.000	-	.000	-	.000	-	.000	-	.000	-
II	126	.000	-	.000	-	.000	-	.004	∞	.000	-	.000	-
III	166	.078	0.22	.003	0.00	.000	-	.187	0.39	.013	1.35	.010	0.00
IV	161	.013	0.90	.000	-	.000	-	.007	∞	.000	-	.000	-
V	245	.029	0.34	.005	0.88	.002	.00	.069	6.04	.000	-	.000	-

La favorabilidad detectada en el primer período Primavera-Verano después del incendio para el grupo total, desaparece en el año siguiente (Período IV), donde la razón NQ/Q es favorable a su presencia en el área no quemada.

Esta respuesta del grupo total es debida fundamentalmente a **Dimorphomutilla formosa**. Las especies de **Lymaitilla** permanecen favorecidas por el área quemada durante los dos años postincendio, mientras las de **Euspinola** no son favorecidas en ningún momento.

Tal como plantea Skaife (1953, en Granger 1984) la condición de parásitos de avispa y de abejas, junto a su gran movilidad y a su capacidad de explotar nuevos ambientes, hace explicable su conducta algo indefinida y dependiente de la distribución de los himenópteros hospederos. Esta asociación es necesario estudiarla para mejor explicar el comportamiento de los mutílidos.

CONCLUSIONES

El impacto inmediato del incendio, evaluado en el período comprendido entre los días 45 a 87 después de ocurrido, implica una disminución de las poblaciones de blatarios en el área quemada (27.3 % para *M. castanea* y de 95. % para *Ph. reticularis*), un incremento del 1510 % de los formícidos (*C. distinguendus* 51.9 veces, *T. antarcticum* 70.6 veces), no siendo favorecidos los mutílicos.

La evolución posterior de las poblaciones de blatarios se caracteriza por una drástica disminución durante el primer año, para entrar a franca recuperación durante el segundo año después del incendio. La recuperación se hace a partir de las poblaciones del sector No Quemado y acorde a la recuperación de la cobertura arbustiva del área quemada. Este efecto es más temprano y marcado en *M. castanea*, gracias a sus características más mesófilas.

En oposición a los blatarios, los formícidos, considerados in toto, se ven favorecidos en el área quemada durante los dos primeros años después

del incendio, aunque las respuestas específicas son diferentes. Entre las especies abundantes, *S. gayi* y *Dorymyrmex* sp mantienen el esquema general, mientras que *C. distinguendus* y *T. antarcticum*,

si bien son favorecidas durante el primer año, pierden su importancia en el segundo, especialmente *C. distinguendus*, para quien se invierte la relación No Quemado/Quemado.

En Mutillidae, las especies de *Lymaitilla* se ven favorecidas durante los dos años, mientras que las de *Euspinola* no lo son en ningún momento, su presencia es dependiente de sus hospederos: abejas y avispas. *Dimorphomutilla formosa* es la única especie que muestra evidente recuperación a los dos años de estudio.

AGRADECIMIENTOS: Al Sr. Mario Elgueta D. por su valiosa ayuda en la determinación del material.

REFERENCIAS

- AHLGREN, I. 1974. The effect of fire in soil organisms. In: Fire and Ecosystems, Kozlowski y Ahlgren (eds): 47-72, Academic Press.
- ATHIAS-BINCHE, F., J. BRIARD, R. FONS & F. SOMMER. 1987. Study of ecological influence of fire on fauna in mediterranean ecosystems (soil and above-ground layer). Patterns of post-fire recovery. *Ecol.Medit.*, 13 (4):135-154.
- BIGALKE, R. & K. WILLAN. 1984. Effects of fire regimene on faunal composition and dynamics. In: Booyesen y Tainton (eds.) Ecological effects of fire in South African Ecosystems: 255-271. Springer-Verlag. Ecological Studies 48.
- BLANCHARD, C.E. 1951. Zoología. En: Gay Historia Física y Política de Chile, 6: 12-19.
- BOOYSEN, P. de V. & N. TAINTON (eds.). 1984. Ecological effects of fire in South African Ecosystems. Ecological Studies 48. Springer-Verlag, 426 pp.
- CHANDLER, C., Ph. CHENEY, Ph. THOMAS, L. TRABAUD & D. WILLIAMS. 1983. Fire in Forestry, Vol. I, John Wiley & Sons, Inc., 450 pp.
- GILLON, D. 1970. Recherches écologiques dans la savanne de Lamto (Côte d'Ivoire): Les effets du feu sur les arthropodes de la savanne. *La Terre et la Vie*, 1: 80-93.
- GILLON, D. 1971. The effect of bush fire onm the principal pentatomid bugs (Hemiptera) of an Ivory Coast Savanna. Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecology Conference, 11: 377-417.
- GILLON, Y. 1971. The effect of bush fire on the principal Acridid species on an Ivory Coast Savanna. Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecology Conference, 11: 419-471.
- GILLON, Y. 1974. La vie des savannes. Centre ORSTOM, Dakar, 28 pp.
- GILLON, D. & J. PERNES. 1968. Etude de l'effect du feu de brousse sur certains groupes d'arthropodes dans une savanne préforestière de Côte D'Ivoire. *Ann. Univ. Abidjan, sér. E: Ecologie*, 1(2):113-197.
- GILLON, D., M. BERTRAND, M. ETIENNE, J. LUMARET & J. VALETTE. 1987. Ecological impact of prescribed winter burning on fuel breaks in french mediterranean forests. First results. *Ecologia Mediterranea*, 13 (4):163-176.
- GRANGER, J. 1984. Fire in forest. In: Booyesen y Tainton (eds.) Ecological effects of fire in South African Ecosystems: 177-197. Ecological Studies 48. Springer-Verlag.
- MORONI, J. & A. CAMOUSSEIGHT. 1976. Aporte al conocimiento de las baratas de Chile. *Bol. Soc. Biol. de Concepción*, 50: 43-51.
- SNELLING, R. & J. HUNT. 1975. The ants of Chile (Hym.:Formicidae). *Rev. Chilena Ent.*, 9: 63-120.
- PRINCIS, K. 1952. Reports of the Lund University Chile Expedition 1948-49. VIII Blattariae. *Lunds Universitets Arsskrift*, N.F. Avd. 2 48(9): 1-11. Analizar tamaño medio del grupo posincendio.
- SAIZ, F. 1990. Incendios forestales en el Parque Nacional La Campana, Sector Ocoa, V Región, Chile. I. Problema e incidencia de incendios forestales e n Chile. *An.Mus.Hist.Nat., Valparaíso*, 21:
- TAINTON, N. & M. MENTIS. 1984. Fire in grassland. In: Booyesen y Tainton. Ecological effects of fire in South African Ecosystems: 115-147. Ecological Studies 48. Springer-Verlag.
- VILLASEÑOR, R. & F. SAIZ. 1990. Incendios forestales en el Parque Nacional La Campana, Sector Ocoa, V Región, Chile. II. Efecto sobre los estratos arbustivo-arbóreo. *An.Mus.Hist.Nat. Valparaíso*, 21:

INCENDIOS FORESTALES EN EL PARQUE NACIONAL LA CAMPANA SECTOR OCOA, V REGION, CHILE.

VI. COLEOPTEROS EPIGEOS. IMPACTO Y RECUPERACION.

FRANCISCO SÁIZ *, JAIME SOLERVICENS ** Y CARLOS VIVAR ***

ABSTRACT

The objective of this study is to evaluate both the immediate effect of fire over the Coleoptera population and its capacity of recuperation in a two year term.

With this purpose, a slope of 15°, in an area affected by a great forestry wildfire of native vegetation in the National Park La Campana, Ocoa Sector, was selected. In it, two adjacent plots, of 70x70 m each, divided in quadrants of 10x10m, in burned and unburned site respectively, were delimited. In both, randomly, 10 pitfall traps of permanent action and periodic collection (approximately every 35 days) were disposed. The investigation was held between 13-04-84 and 25-04-86.

4909 specimens distributed in 221 species and 40 families are studied.

Globally, about 50% of the families of Coleoptera are strongly affected by fire and not more than 20% show as scanty favoured or as favoured.

A deep change in the specific composition and in the numeric distribution of the species is originated immediately after the fire.

Between the scantily represented families, Buprestidae detaches, whose *Mastogenius* species are decidedly favoured in the burnt area.

In Lathridiidae, the explosive increment in the burnt area during the first three months after the fire of *Coninomus constrictus*, an introduced species, is impactant.

Other abundants species favoured by the fire are: *Paracardiophorus humeralis* (Elateridae), *Nycterinus rugiceps*, *Grammicus chilensis*, *Nyctopetus maculipennis* y *Scotobius rugosulus* (Tenebrionidae).

Between the abundant species negatively affected by the fire we have: *Germarostes posticus* (Scarabaeidae), *Conosomus solieri* y *Loncovilius discoideus* (Staphylinidae), *Falsodromius erythropus* (Carabidae), *Archeocrypticus chilensis* (Tenebrionidae).

It is evident that it is not fit to qualify the effect of the fire for big taxonomic unities, since it's very frequent that species of the same genus show different responses, and even opposite. Actually, that happens in species of the following genera, between others: *Medon* (Staphylinidae), *Discopleurus*, *Praocis* (Tenebrionidae), *Listroderus* y *Macrostyphlus* (Curculionidae), *Mimodromites* (Carabidae), *Mordella* (Mordellidae), *Loberus* (Languridae), *Trogoderma* (Dermestidae).

Species of ambients normally dryer, heliophilous species, depredators of great vagility, herbivorous that use the herby development that occurs in the first year after fire, as well as those that find propitious conditions to ovoposition (Buprestidae), are favoured. The ombrophilous species and those depredators of the fauna associated to the decomposition of the soil organic matter (like Scydmaenidae, Scaphidiidae and several Staphylinidae, etc) are defavoured.

Key Words: Forestry Wildfires, Coleoptera, Families, sp, Diversity, Phenology, Recuperation, National Park, Chile.

INTRODUCCION

Pocos son los trabajos que tratan el efecto de los incendios forestales sobre las especies del orden Coleoptera, al igual que para el resto de la fauna epigea.

La relación de los coleópteros con los incendios va desde aquéllos que con sus actividades vitales favorecen los incendios al debilitar a los vegetales (especialmente importante es el rol de los xilófagos) hasta aquéllos que son directa o

indirectamente afectados por el fuego (Chandler et al 1983). Es lógico pensar que tal efecto es diferencial en los distintos taxa de acuerdo tanto a sus habitats, etología y naturaleza de sus ciclos de desarrollo, como a las características e intensidad de los incendios.

Según Kruger y Bigalke (1984), en bioma de fynbos, hay poca evidencia de mortalidad directa por el fuego, pero sí hay un gran cambio en las

* Ecología, U. Católica de Valparaíso, Casilla 4059, Valparaíso, Chile. Fax: (032) 212746

** Instituto de Entomología, U. Metropolitana de Cs. de la Educación, Casilla 147, Santiago, Chile

*** Museo de Historia Natural de Valparaíso, Casilla 3208, Correo 3, Valparaíso, Chile.

Proyecto Fondecyt 1066/84. Recibido: 10 Septiembre 1992. Aceptado: 26 Enero 1993.

características del habitat como consecuencia de él, favoreciendo ciertas estrategias particulares de forrajeo, el apareamiento de recursos efímeros como cadáveres, detritus, rebrotes, semillas en el suelo, etc, factores que afectan diferencialmente a los coleópteros.

Entre las razones de dicha baja mortalidad hay que considerar la capacidad de escape al fuego. Se menciona la existencia de especies sensitivas a éste, entre ellas algunas de Carabidae, quienes han desarrollado capacidades sensoriales para detectar y responder a un fuego cercano, ya sea volando o dejándose caer al suelo en busca de refugio. Apparently reaccionan ante sustancias volátiles sólo presentes con altas temperaturas (Gillon y Pernes 1968, Tainton y Mentis 1984).

Existen especies que escapan gracias al habitat en que ocurre alguno de sus estados de desarrollo. Por ejemplo, varias especies de Scarabaeidae que forrajean en florescencia de *Protea*, pupan bajo los termiteros de *Amitermes hastatus* en el período que incluye el fin del verano y todo el otoño, época en que se producen los incendios forestales. Además, los adultos no emergen simultáneamente sino desfasados durante varias semanas (Kruger 1980, en Kruger y Bigalke 1984).

Scarabaeidae de fecas, los que normalmente ponen sus huevos bajo tierra, son capaces de persistir y recuperarse rápidamente, aún si el fuego, directa o indirectamente, ha eliminado a larvas y adultos (Tainton y Mentis 1984).

Según Gandar (1982, en Trollope 1984), en estudios en sabana, la población de coleópteros no fué afectada por el fuego hasta dos meses después de éste. El autor establece que no hay diferencias significativas entre el número de Scarabaeidae y de Curculionidae de desarrollo larvario edáfico, emergidos dentro de los dos meses siguientes al incendio, al comparar ambientes quemados y no quemados. Ello indica que huevos, larvas y pupas, que viven en el suelo, no fueron afectados directamente por el fuego. Sin embargo, posteriormente, las poblaciones decrecen por desecamiento edáfico (alta insolación) y por falta de recursos alimentarios. Esto último es explicable por la disminución de raíces y bulbos y por el decremento en la cantidad de carbohidratos en las raíces por derivación de ellos a las necesidades del nuevo crecimiento o rebrote. El mismo autor sostiene que los insectos arbóreos no sobreviven bien a los incendios. Gillon (1970) también en sabana, indica reducciones de Carabidae a un 43% de los individuos después del incendio y a 7% después de un mes. Gillon y Pernes (1968), 10 meses después de incendios de sabana informan de los siguientes cambios:

	Quemado			No quemado		
	Individuo	% Antrópodo	% Insectos	Individuo	% Antrópodo	% Insectos
Carabidae	31	1.3	2.7	86	2.6	4.5
Resto Coleoptera	92	4.0	8.1	168	5.1	8.7

En bosques de pino en Estados Unidos se detecta decremento de las densidades de coleópteros en un 60 a 75% (según varios autores, en Alghren 1974). En Australia, también en pinos radiata, French y Keirle (1969, en Ahlgren 1974) indican que Carabidae y Scarabaeidae son los primeros en recolonizar el área quemada después de ser reducidos drásticamente.

Gillon et al (1987), en estudios en bosques mediterráneos franceses, entregan la siguiente información en cuanto a individuos colectadas en trampas (pit fall) al comparar incendios prescritos (o programados) versus clareado de bosque e incendios no prescritos versus control:

Familia Coleoptera	Incendios (N° de individuos)			
	Prescrito	Clareado	No Prescrito	Control
Carabidae	40	120	-	-
Staphylinidae	65	147	13	63
Buprestidae	33	8	18	0
Otros	80	347	147	26

Estos mismos autores indican que incendios prescritos de invierno afectan significativamente a Scarabaeidae, mientras que las familias más forestales o higrófilas decaen poco, a la vez que las más xéricas y heliófilas aumentan. Un año después del incendio las especies heliófilas y fitófagas reemplazan a los otros tipos tróficos, como es el caso de Buprestidae. Igualmente, sostienen que el efecto de los incendios prescritos es muy inferior al de los no prescritos por comprometer solo al sotobosque y desarrollar temperaturas inferiores y con menor tiempo de permanencia. Los incendios no prescritos provocan un mayor desbalance en la estructura comunitaria.

Un factor adicional de muerte es la atracción que produce el calor, la llama o el olor del humo sobre algunas especies. Algunos representantes

de Buprestidae, gracias a sensores infrarrojos asociados con la preparación de la cópula pueden detectar incendios a grandes distancias (100-160 kms) y son atraídos por el fuego. Las hembras dejan los huevos en madera carbonizada (Komareck 1969 en Chandler et al 1983). En bosques de Bielorusia algunas larvas de elatéridos sólo ocurren en terrenos quemados, las de otras especies en zonas no incendiadas (Rubzova 1967, en Ahlgren 1974). Por otra parte, la atracción al habitus y al olor de los árboles quemados puede concurrir a explicar el incremento de algunas especies (Chandler et al 1983, Daubenmaire 1968).

Un elemento importante en la capacidad de recuperación de la artropodofauna epigea es la alta fecundidad de las especies (Tainton y Mentis 1984).

Nada conocemos al respecto en relación a los incendios forestales en Chile.

Los objetivos del presente trabajo son, en consecuencia:

- 1.- Evaluar el impacto inmediato del fuego en las poblaciones de coleópteros epigeos.
- 2.- Evaluar la capacidad de recuperación de las respectivas especies y grupos mayores de coleópteros.

METODOLOGIA

La investigación se realizó en una ladera de exposición Norte, de 15° de inclinación, inserta en una área afectada por un gran incendio accidental que comprometió diversas formaciones vegetales del P.N. La Campana, sector Palmas de Ocoa (V región), a fines de febrero de 1984 (Villaseñor y Sáiz 1990).

En ella se seleccionaron dos parcelas de 70 x 30 m dispuestas con su lado menor en el sentido de la altura del cerro, una en el área Quemada y otra en el sector No Quemado adyacente y con escasa distancia entre ellas. Cada parcela se subdividió en 21 cuadrantes de 10 x 10 m, de los cuales se seleccionaron 10 al azar, ubicándose en cada una de ellos una trampa de intercepción (pit fall), de manera de cubrir, al menos con tres trampas, cada secuencia de altura (Sáiz 1990).

Las trampas son de acción permanente, retirándose su contenido con intervalos aproximados de 35 días. La duración total del muestreo abarcó desde el 13-04-1984 al 25-04-1986.

RESULTADOS Y DISCUSION

1.- MATERIAL ESTUDIADO Y VISION GLOBAL.

En total se estudiaron 4 909 ejemplares distribuidos en 221 especies y 40 familias. El número de especies y de individuos y la diversidad específica por familia (H'), sector afectado y no afectado por el fuego se presentan en la Cuadro 1. Además, se incluye una evaluación de la similitud de las taxocenosis de coleópteros entre área quemada y no quemada, tanto a nivel taxonómico (Sj) como biocenótico (Sw) (Sáiz 1980).

CUADRO 1.-
N° DE INDIVIDUOS Y DE ESPECIES Y DIVERSIDAD ESPECIFICA (H') POR FAMILIAS DE COLEOPTERA Y SECTORES. SIMILITUD TAXONOMICA (Sj) Y BIOCENOTICA (SW) ENTRE SECTORES.

Familia	No Quemado			Quemado			Total		Similitud	
	Sp.	Ind.	H'	Sp.	Ind.	H'	Sp.	Ind.	Sp.	Ind.
Cupesidae	1	8	0.0	1	18	0.0	1	26	1.0	1.0
Carabidae	8	260	2.1	9	86	0.0	1	26	0.4	0.4
Staphylinidae	20	370	2.7	16	254	3.3	24	624	0.5	0.4
Pselaphidae	3	17	1.5	2	12	0.8	3	29	0.6	0.8
Leiodidae	2	3	0.9	2	4	0.8	4	7	0.0	0.0
Scydmaenidae	1	24	0.0	1	2	0.0	1	26	1.0	1.0
Scaphidiidae	1	29	0.0	1	15	0.0	1	44	1.0	1.0
Histeriade	-	-	0.0	1	1	0.0	1	1	-	-
Scarabaeidae	5	527	0.2	10	226	1.4	11	753	.36	0.9
Byrrhidae	2	24	0.7	1	33	0.0	2	57	0.5	0.9
Buprestidae	1	1	0.0	2	12	0.9	2	13	0.5	0.8
Elaterridae	4	102	0.7	3	149	0.2	5	251	0.4	0.9
Karumiidae	1	2	0.0	-	-	0.0	1	2	-	-
Cantharidae	3	24	1.1	2	6	0.6	4	30	0.2	0.1
Lampyridae	1	1	0.0	1	2	0.0	1	3	1.0	1.0
Dermestidae	4	9	1.5	3	17	1.2	5	26	0.4	0.2
Scrapidae	1	1	0.0	-	-	-	1	1	-	-
Anobiidae	7	29	1.8	4	5	1.9	9	34	0.2	0.4
Ptiniidae	4	35	1.3	3	6	1.2	69	41	0.1	0.1
Bostrichidae	2	4	0.8	3	19	1.4	4	23	0.2	0.4
Peltidae	-	-	-	1	2	0.0	1	2	-	-
Cleridae	2	3	0.9	4	10	1.5	6	13	0.0	0.0
Melyridae	2	19	0.4	3	19	0.7	3	38	0.6	0.2
Mordellidae	5	13	2.2	6	33	2.1	6	46	0.8	0.5
Tenebrionidae	15	39	2.9	16	740	3.1	18	113	0.7	0.4
Oedemeridae	1	1	0.0	1	2	0.0	1	3	1.0	1.0
Anthiciidae	1	5	0.0	1	19	0.0	1	24	1.0	1.0
Meloidae	-	-	-	1	1	0.0	1	1	-	-
Nitidulidae	2	16	0.3	4	37	0.9	5	53	0.2	0.9
Cryptophagidae	3	234	0.0	2	32	0.0	4	560	0.2	1.0
Languridae	1	3	0.0	1	2	0.0	2	5	0.0	0.0
Coccinellidae	9	39	2.3	6	50	2.0	12	89	0.2	0.0
Lathridiidae	7	29	2.1	5	91	0.5	9	111	0.3	0.1
Colydiidae	1	8	0.0	1	1	0.0	1	9	1.0	1.0
Mycetophagidae	-	-	0.0	1	3	0.0	1	3	-	-
Cerambycidae	2	4	1.0	2	4	1.0	3	8	0.3	0.5
Chrysomelidae	10	72	2.0	11	76	2.4	16	148	0.2	0.7
Bruchidae	1	1	0.0	3	7	0.1	3	8	0.3	0.9
Curculionidae	17	141	3.3	23	149	3.6	26	290	0.5	0.6
Scolytidae	2	4	0.8	3	17	1.2	4	21	0.2	0.2
Total	152	245	5.1	160	245	5.5	221	490	0.4	0.6

Las familias específica y numéricamente más representadas son: Carabidae, Staphylinidae, Scarabaeidae, Tenebrionidae, Coccinellidae, Chrysomelidae y Curculionidae. A ellas debe agregarse Anobiidae por su elevado número de especies y Elateridae, Cryptophagidae y Lathridiidae por su representación numérica, aunque específicamente redundante. Los valores de diversidad específica (H') por sectores quemado y no quemado ratifican esta aseveración.

Del análisis global del Cuadro se concluye que, evaluado el grado de similitud entre sectores No Quemado y Quemado en los dos años de estudio, el 55% de las familias presentan baja similitud taxonómica ($S_j < 0.4$), 22.5% similitud media ($0.4 < S_j > 0.7$) y 22.5% alta ($0.7 < S_j > 1.0$). Desde el punto de vista biocenótico los valores son: baja similitud ($S_w < 0.4$) el 40%, mediana ($0.4 < S_w > 0.7$) el 20% y alta ($0.7 < S_w > 1.0$) el 40%. La alta similitud está parcialmente relacionada con el bajo número de especies presentes.

Ello significa que, globalmente, alrededor del 50% de las familias son fuertemente afectadas y no más del 20% se presentan como poco desfavorecidas.

2.- ANALISIS DE LA RESPUESTA GLOBAL DE COLEOPTERA.

Con el fin de hacer resaltar la respuesta global del orden Coleoptera al incendio forestal, se procedió a subdividir el tiempo de investigación en algunos períodos característicos y comparables (Cuadro 2): I= impacto, II= invierno, III= primavera-verano, IV= otoño-invierno y V= primavera-verano.

CUADRO2.-
COLEOPTERA TOTAL: DENSIDAD, N° DE ESPECIES Y DIVERSIDAD ESPECIFICA Y SIMILITUDES ENTRE SECTORES.

Períodos	Densidad		Especies		Diversidad		Similitud	
	(Ind./Tr./d/ha)		(n)		(H')			
	N.Q.	Q.	N.Q.	Q.	N.Q.	Q.	Sj.	Sw.
I 13-04/25-05	15.3	17.0	25	29	3.507	3.442	.227	.089
II 25-05/28-09	48.6	35.3	48	57	3.154	4.513	.346	.829
III 28-09/14-03	74.9	57.1	112	93	5.605	5.414	.376	.371
IV 14-03/23-08	56.8	54.3	43	52	3.134	3.340	.319	.779
V 23-08/25-04	50.4	79.1	82	77	4.982	4.683	.371	.519
N.Q.= No Quemado; Q= Quemado.								
Sj = Similitud taxonómica, índice de Jaccard								
Sw = Similitud biocenótica, índice de Winer								

2.1.- Impacto (45-87 días después del incendio, I período).

El Cuadro 2 no muestra mayores diferencias en los valores de densidad, riqueza de especies y diversidad específica entre área quemada y no quemada. Sin embargo, los bajos valores de similitud indican claramente que los taxa involucrados difieren bastante entre ambos sectores, tanto en su composición específica como en la abundancia de las poblaciones respectivas.

2.2.- Recuperación (dos años, períodos II a V).

En general, se presenta un incremento de las variables consideradas a lo largo del tiempo, reflejando a su vez las variaciones estacionales, con máximos en primavera-verano, y el efecto depresivo de otoño-invierno. Los valores de diversidad y, particularmente, los de similitud biocenótica, muestran mayor variabilidad en el sector Quemado, como pudiera esperarse en una zona cuya comunidad de insectos comienza a reorganizarse con elementos de diferentes procedencias. La variación de la similitud biocenótica es imputable a la desaparición de especies con poca representación y consecuente mayor abundancia relativa de las persistentes comunes.

Globalmente, es visible una tendencia de recuperación de la coleopterofauna del área quemada, la cual está dada por las respuestas propias de las familias y especies de coleópteros involucrados, lo que se analizará más adelante. Esta recuperación es solamente parcial, como lo expresa la similitud taxonómica (S_j), índice de un grado importante aún de alteración.

3.- ANALISIS POR FAMILIAS Y ESPECIES.

Para el análisis que sigue debe considerarse también el Anexo 1 con los nombres específicos y las cantidades de individuos colectados en área Quemada y No Quemada, el que se ha incorporado antes de la Bibliografía.

A.- Familias representadas por pocas especies e individuos.

Los Cuadros 3 y 4 nos permiten visualizar comparativamente la evolución de las diversidades específicas (H') de varias familias de Coleoptera en áreas Quemada y No Quemada, el grado de similitud taxonómica (S_j) y biocenótica (S_w) y la relación de densidad entre No Quemado y Quemado de sus respectivas composiciones específicas.

CUADRO 3.-
 DIVERSIDAD ESPECIFICA Y SIMILITUD POR SECTORES QUEMADO Y NO QUEMADO Y RELACION DE DENSIDAD
 ENTRE SECTORES PARA FAMILIAS REPRESENTADAS CON 1,2 Y 3 ESPECIES, POR PERIODOS.

Familia	DIVERSIDAD ESPECIFICA (H')										SIMILITUDES										NQ/Q (densidad)				
	NO QUEMADO					QUEMADO					Sj					Sw									
	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V
A- Familias representadas por una sola especie																									
Cupedidae	0	-	0	-	0	0	-	0	-	0	1.0	-	1.0	-	1.0	1.0	-	1.0	-	1.0	1.0	-	0.66	-	0.36
Scydmaenidae	0	0	-	0	-	-	-	-	0	-	0	0	-	1.0	-	0	0	-	1.0	-	∞	∞	-	6.00	-
Scaphidiidae	0	0	0	0	-	-	0	-	0	-	0	1.0	0	1.0	-	0	1.0	0	1.0	-	∞	7.50	∞	0.23	-
Histeridae	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	0	-	-	-	-	0	-	-	-	-	0	-	-
Kaumiidae	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	0	-	-	-	-	∞	-	-
Oedemeridae	-	-	0	-	-	-	-	0	0	-	-	-	1.0	0	-	-	-	1.0	0	-	-	-	1.0	0	-
Colydiidae	-	0	0	-	0	-	-	0	-	-	-	0	1.0	-	0	-	0	1.0	-	0	-	∞	2.0	-	5.0
Mycetophagidae	-	-	-	-	-	0	-	0	0	-	0	-	0	0	-	0	-	0	0	-	0	-	0	0	-
Lampyridae	-	-	0	-	-	-	-	0	-	-	-	-	1.0	-	-	-	-	1.0	-	-	-	-	0.50	-	-
Peltidae	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	0	-	-	-	-	0	-	-	-	-	0	-	-
Anthicidae	-	-	0	-	0	-	-	0	0	-	-	-	1.0	0	0	-	-	1.0	0	0	-	-	0.23	0	∞
Scraptidae	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	0	-	-	-	-	∞
Meloidae	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	0	-	-	-	-	0	-	-	-	-	0	-
B- Familias representadas por 2 especies																									
Buprestidae	-	-	-	-	0	-	-	0	-	0.6	-	-	0	-	0.5	-	-	0	-	1.0	-	-	0	-	0.14
Byrrhidae	0	0.98	0	0.53	0.92	0	0	0	0	-	1.0	0.5	1.0	0.5	0	1.0	0.8	1.0	0.99	0	0.1	0.77	1.33	0.82	∞
Languriidae	-	-	0	0	0	-	-	0	-	-	-	-	0	-	-	-	-	0	-	-	-	-	1.00	-	-
C- Familias representadas por 3 especies																									
Pselaphidae	-	1.46	1.3	-	0	0	0	0	0.8	-	0	0.33	0.33	0	0	0	0.54	0.36	0	0	0	1.20	8.00	0	∞
Melyridae	-	-	0.31	-	0	-	-	1.3	-	0.4	-	-	0.67	-	0.5	-	-	0.42	-	1.0	-	-	2.25	-	0.08
Cerambycidae	0	-	0	-	0	-	-	-	-	1.0	0	-	0	-	0.50	0	-	0	-	0.7	∞	-	2.00	-	0.25
Bruchidae	-	-	-	-	0	-	0	1.0	-	0	-	0	0	-	1.0	-	0	0	-	1.0	-	0	0	-	0.25

∞: ausencia de especie ; 0: diversidad 0

Si bien las especies de las familias del subgrupo A (Cuadro 3 y Anexo 1) están poco representadas, es posible distinguir dos grandes tendencias, especialmente al analizar la relación NQ/Q:

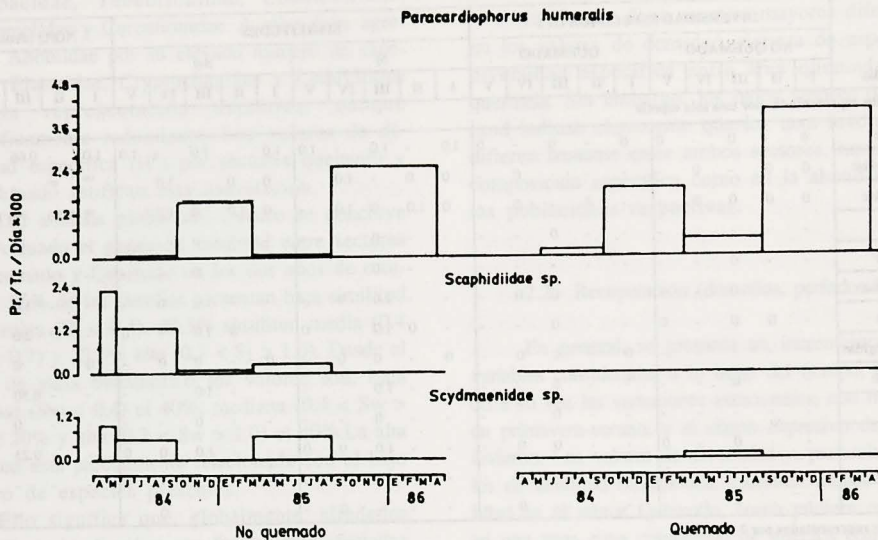
- familias desfavorecidas en área quemada: Scydmaenidae (Fig. 1), la cual sólo está en área quemada en el segundo otoño-invierno después del incendio, Karumiidae (*Pleolobus fuscescens*), Colydiidae, Scaphidiidae (Fig. 1), especie preferente del área control, con desfavorabilidad decreciente en el tiempo, y Scraptidae (*Scraptia* sp).

-familias favorecidas por el incendio: Cupedidae (*Prolixocupes latreillei*), Histeridae (*Xerosaprinus lubricus*), Mycetophagidae sp, Meloidae (*Anthicoxenus* sp), Peltidae (*Diontolobus punctipennis*), Anthicidae (*Ischyropalpus maculosus*), Lampyridae (*Pyractonema* sp) y Oedemeridae (*Ananca lineata*).

La escasa representación de las especies de las familias del subgrupo B (Cuadro 3 y Anexo 1), tampoco permite mayores conclusiones. En general, los adultos son de primavera-verano, por lo que el efecto inmediato del incendio no es detectable a excepción de Byrrhidae, una de cuyas especies es exclusiva del área no quemada y, la otra, es inicialmente favorecida por el fuego, efecto que se pierde con el tiempo. Languriidae presenta sendas especies del género *Loberus* exclusivas de áreas quemada y no quemada. Finalmente, Buprestidae (*Mastogenius parallelus* y b sp) es definitivamente favorecida en las áreas quemadas, situación bien documentado en la literatura y expuesta en la introducción de este trabajo.

Entre las familias componentes del subgrupo C (Cuadro 3 y Anexo 1), Pselaphidae es desfavorecido en área quemada en dos especies, mientras que una especie es favorecida parcialmente. La aparente favorabilidad para Bruchidae (*Acanthoscelides* sp, *Lithraeus egenus* y *L. scutellaris*), puede estar relacionada con la mayor susceptibilidad de las semillas en área quemada.

Fig. I.- Evolución de la densidad (Pr/Tr/Día) por períodos y sectores No Quemados y Quemado de: *Paracardiophorus humeralis* (Elateridae), Scaphidiidae sp y Scydmaenidae sp.



Sin embargo, las bajas densidades de las especies del subgrupo no permiten definiciones más concretas.

De los Cerambycidae (Cuadro 3 y Anexo 1), todos escasamente representados, *Emphitoecia suturella* sólo está en área quemada, mientras que *Callideriphus laetus* lo está en área no quemada.

Microleptes araneus se muestra indiferente entre ambos sectores.

En cuanto a Melyridae (Cuadro 3 y Anexo 1), una especie de *Amecocerus* es fuertemente desfavorecida por el incendio, mientras otra prefiere el área quemada y la tercera está representada por un ejemplar en esta misma área.

CUADRO 4.-

DIVERSIDAD ESPECIFICA Y SIMILITUD POR SECTORES QUEMADO Y NO QUEMADO Y RELACION DE DENSIDAD ENTRE SECTORES PARA FAMILIAS REPRESENTADAS CON 4,5 Y 6 ESPECIES, POR PERIODOS.

Familia	DIVERSIDAD ESPECIFICA (H')					SIMILITUDES										NQ/Q (densidad)									
	NO QUEMADO					QUEMADO					Sj					Sw									
	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V					
A- Familias representadas por 4 especies																									
Leiodidae	-	0	1.00	-	-	-	-	-	0	0	-	0	0	0	0	-	0	0	0	0	-	*	*	0	0
Cantharidae	-	-	1.16	-	-	-	-	0	-	0.8	-	-	0.33	-	0	-	-	0.17	-	0	-	-	12.00	-	0
Scolytidae	-	-	0	-	1.0	-	-	0.92	-	1.2	-	-	0	-	0.64	-	-	0	-	0.25	-	-	0.66	-	0.14
Cryptopogidae	0	0	0	0	1.0	0	0.15	0	0	-	0	0.5	1.0	1.0	0	0	1.0	1.0	1.0	0	*	0.40	0.50	0.6	-
Bostrichidae	-	-	-	-	0.8	-	-	0.45	-	1.38	-	-	0	-	0.20	-	-	0	-	0.24	-	-	0	-	0.33
B- Familias representadas por 5 y 6 especies																									
Nitidulidae	0	0	1.0	-	0	1.16	0.81	0.41	0	1.0	0.33	0.5	0.33	0	0.50	1.0	1.0	0.70	0	0.71	0.1	0.8	0.16	0	1.50
Elateridae	-	1.6	0.93	0.92	0	-	0.97	0.48	0	0	-	0.67	0.25	0.5	1.00	-	0.8	0.97	0.45	1.00	-	0.6	1.03	0.43	0.62
Cleridae	-	-	0	-	0	-	-	0.92	-	0.59	-	-	0	-	0	-	-	0	-	0	-	-	0.66	-	0.14
Dermestidae	-	-	0.72	-	1.0	-	-	0.84	-	0	0	0	0	0	0.50	0	0	0	0	0.71	-	-	0.33	-	1.00
Pilinidae	0	0	0.99	0	1.6	-	0	0	-	0	0	0	0	0	0.25	0	0	0	0	0.33	*	3.0	9.0	*	4.75
Mericidae	-	-	2.12	-	1.0	-	-	2.18	-	1.37	-	-	0.83	-	0.67	-	-	0.45	-	0.85	-	-	0.39	-	0.40

-: ausencia de especie ; 0: diversidad 0

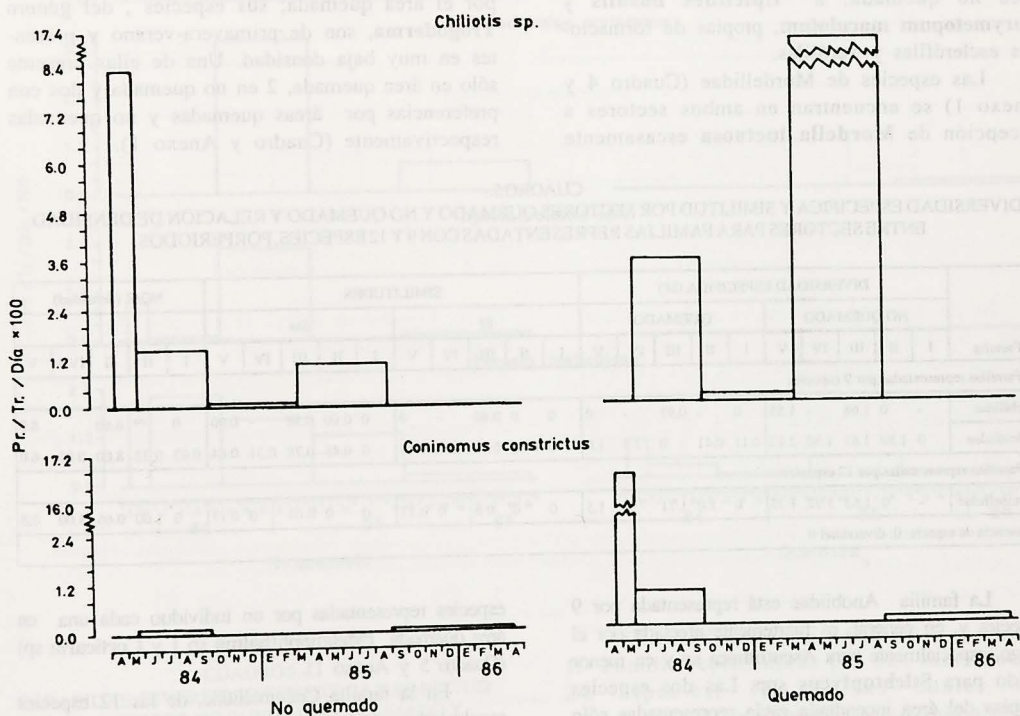
Las especies de las familias consideradas en el Cuadro 4 son prioritariamente de primavera-verano, a excepción de Nitidulidae y Elateridae, presentes todo el año.

Los Leiodidae (Cuadro 4 y Anexo 1) están escasamente representados, presentando dos especies desfavorecidas en área quemada (incluido *Hydnobiotus bimaculatus*), mientras que *Eupelates transverse-strigosus* y *Colon* sp estarían favorecidas por el incendio.

En Cantharidae (Cuadro 4 y Anexo 1), *Haplous variabilis* sólo está presente en área no quemada; mientras *Haplous chilensis* se muestra indiferente. Las dos especies restantes, poco representadas, se distribuyen una en cada área.

Cryptophagidae, familia con 4 especies recolectadas, presenta una especie dominante, *Chiliotis* sp (Fig. 2), parcialmente favorecida por el área quemada. Las restantes especies, todas del género *Stengita*, sólo constituyen el 0.53% del total de ejemplares colectados; dos ocurren en área no quemada y una en quemada.

Fig. 2.- Evolución de la densidad (Pr/Tr/Día) por periodos y sectores No Quemado y Quemado de: *Chiliotis* sp (Cryptophagidae) y *Coninomus constrictus* (Lathridiidae)



Scolytidae está representada por 4 especies, tres de las cuales son favorecidas por el área quemada incluyendo a *Pityophthorus corticalis*, la especie con más individuos.

La familia Bostrichidae (Cuadro 4 y Anexo 1) tiene a *Dexicrates robustus* y *Lycus cinereus* sólo en área quemada, a *Prosthephanus sulcicollis* sin tendencia entre ambos sectores y a una especie, representada por un individuo, en área no quemada.

De las 5 especies de Nitidulidae (Cuadro 4 y Anexo 1), tres sólo están en área quemada y con escaso número de individuos, entre ellas *Carpophilus hemipterus* y *Cybocephalus* sp. En cambio, *Cryptarcha lineola*, bien representada, tiene cierta preferencia por el sector incendiado, dando las características generales de respuesta de la familia al bajar su presencia en este sector en el último período de la investigación. *Epuraeopsis* sp está representada por un individuo en área no quemada.

En Elateridae (Cuadro 4 y Anexo 1), familia representada por 5 especies y 251 individuos, destaca la alta representación de *Paracardiophorus humeralis* (Fig. 1), el que si bien está presente en ambos sectores predomina en área quemada durante los dos años de investigación en primavera-verano. *Deromecus carinatus* y *Elater ruficollis* son desfavorecidos por el incendio, mientras que *Nyctophyxis ocellatus* solo tiene representantes en área quemada. Finalmente, *Cardiophorus* sp no muestra tendencia definida.

Las seis especies de Cleridae (Cuadro 4 y Anexo 1) están escasamente representadas, encontrándose sólo en área quemada a *Eurymetopum longulum*, *Tarsostenus univittatus*, *Natalis laplacei* y *Gregya* sp y, en área no quemada, a *Epiclinae basalis* y *Eurymetopum maculatum*, propias de formaciones esclerófilas y xerófilas.

Las especies de Mordellidae (Cuadro 4 y Anexo 1) se encuentran en ambos sectores a excepción de *Mordella luctuosa* escasamente

representada en área quemada. *Mordella vidua* y *Mordella* sp 1, si bien están en ambos sectores, aparecen como favorecidas por el incendio. *Mordella argentipunctata* y *M. fumosa* no muestran tendencias definidas, aunque tienen mayor número de individuos en área control.

Los Ptinidae comprenden 6 especies del género *Ptinus*; están presentes prácticamente todo el año (Cuadro 4 y Anexo 1), situación dada casi exclusivamente por la especie dominante. En general parecen fuertemente afectadas por el fuego. Tres especies, incluida la dominante, no aparecen en área quemada, una es indiferente y las dos restantes ocurren en área quemada y están representadas por un individuo cada una.

Dermeestidae, familia en general favorecida por el área quemada; sus especies, del género *Trogoderma*, son de primavera-verano y presentes en muy baja densidad. Una de ellas presente sólo en área quemada, 2 en no quemada y dos con preferencias por áreas quemadas y no quemadas respectivamente (Cuadro y Anexo 1).

CUADRO5.-

DIVERSIDAD ESPECIFICA Y SIMILITUD POR SECTORES QUEMADO Y NO QUEMADO Y RELACION DE DENSIDAD ENTRE SECTORES PARA FAMILIAS REPRESENTADAS CON 9 Y 12 ESPECIES, POR PERIODOS.

Familia	DIVERSIDAD ESPECIFICA (H')										SIMILITUDES										NQ/R (densidad)				
	NO QUEMADO					QUEMADO					Sj					Sw									
	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V
A- Familias representadas por 9 especies																									
Anobiidae	-	0	1.68	-	1.55	0	-	0.91	-	0	0	0	0.40	-	0	0	0.00	0.58	-	0.00	0	∞	6.60	-	8.0
Lathridiidae	0	1.50	1.41	1.50	2.13	0.11	0.41	0	1.9	1.0	0	0.67	0.33	0.17	0.14	0	0.48	0.78	0.31	0.64	0.03	0.33	8.00	0.80	6.0
B- Familias representadas por 12 especies																									
Coccinellidae	-	0	1.63	1.92	1.75	0	1.0	1.71	0	1.5	0	0	0.0	0	0.17	0	0	0.04	0	0.17	0	1.00	0.66	5.00	0.8
-: ausencia de especie; 0: diversidad 0																									

La familia Anobiidae está representada por 9 especies y, en general, es fuertemente afectada por el fuego, especialmente para *Ascutotheca* sp y en menor grado para *Stichtoptycus* spp. Las dos especies propias del área incendiada están representadas sólo por 1 individuo cada una (*Byrrhodes bimaculatus* y *Anobiidae* sp). *Hadrobregmus* sp aparece como indiferente. (Cuadro 5 y Anexo 1).

Lathridiidae, familia representada por 9 especies y 120 ejemplares, inicialmente se ve muy favorecida por el incendio mediante una especie introducida, la que presenta explosión de densidad en los dos primeros meses después del incendio (*Coninomos constrictus*, Fig. 2). El resto es propio (2 especies de *Aridius*, una de *Metophthalmus* y *Melanophthalma pilosa*) o preferente (2 especies, *Metophthalmus* sp 1 y Lathridiidae sp 1) del área no quemada, excepto 2

especies representadas por un individuo cada una en área quemada (*Melanophthalma* sp 1 y *Corticaria* sp) (Cuadro 5 y Anexo 1).

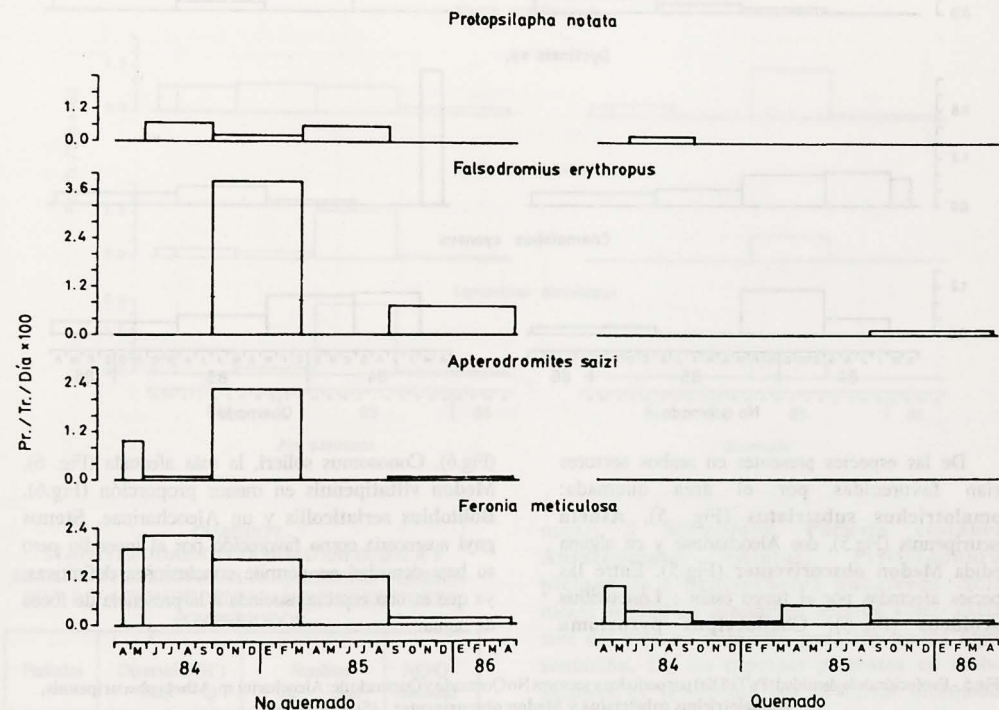
En la familia Coccinellidae, de las 12 especies recolectadas, cinco son favorecidas en área quemada, entre ellas: *Coccinella eryngii*, *Scymnus bicolor*, *Eriopsis connexa*, *Hyperaspis sphaeridioides*. El resto es afectado negativamente por el fuego, especialmente *Rhizophobus* sp en la primera primavera-verano, efecto que desaparece en igual período del segundo año. Entre este tipo de especies está *Pseudadonia chiliana*, *Scymnus vittatus*, *Adalia deficiens* y *Curimus ruizi* (Cuadro 5 y Anexo 1).

B.- Familias de mayor representación específica y numérica.

CARABIDAE.- (Cuadro 6 y Anexo 1). Representada 346 individuos y 16 especies. Familia, analizada en conjunto, fuertemente afectada por el fuego y con clara recuperación en el segundo año de estudio (comparación períodos II-IV y III-V). La bajas similitudes son índice de separación de especies entre ambos sectores considerados. **Apterodromites saizi** (Fig. 3),

Mimodromites guttula y un **Trechisibus** sólo están presentes en sector no quemado. **Feronia meticulosa** (Fig. 3) y **Falsodromius erythropus** (Fig. 3) si bien están en ambos sectores, muestran clara preferencia por el área no quemada. **Cnemalobus cyaneus** (Fig. 4) es abundante en ambos sectores, pero muestra preferencia por la parte quemada. El resto de las especies es favorecida en el área incendiada.

Fig.3.- Evolución de la densidad (Pr/Tr/Día) por períodos y sectores No Quemado y Quemado de: **Protosilapha notata** (Chrysomelidae), **Apterodromites saizi**, **Falsodromius erythropus** y **Feronia meticulosa?** (Carabidae)

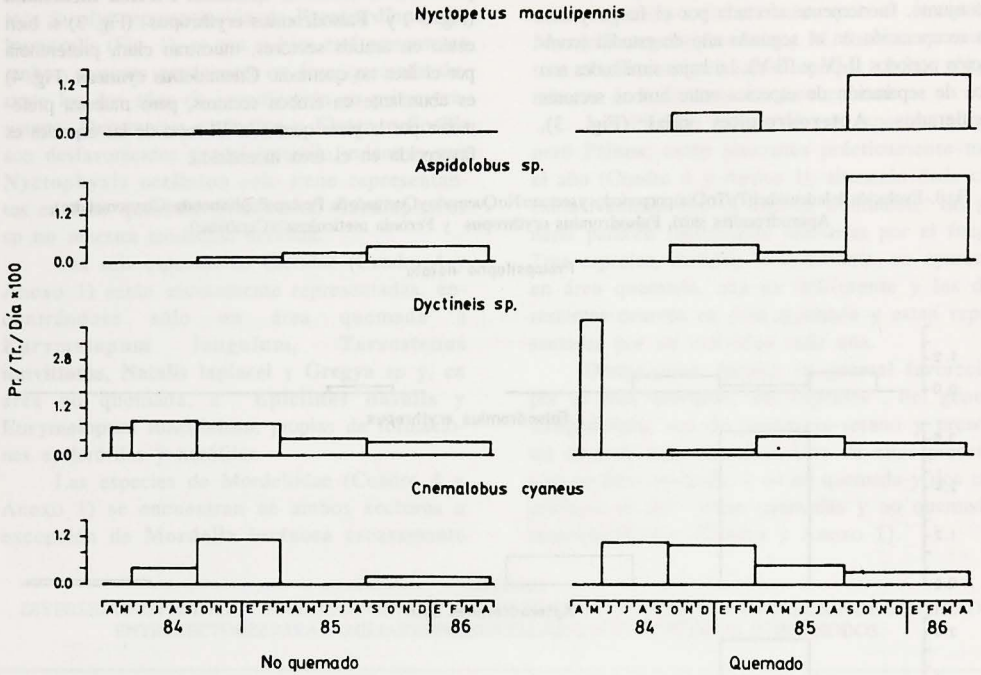


CUADRO 6.-
CARABIDAE: DIVERSIDAD ESPECIFICA Y SIMILITUD
POR SECTORES NO QUEMADO Y QUEMADO Y
RELACION DE DENSIDAD ENTRE SECTORES, POR
PERIODOS.

Períodos	Diversidad (H')		Similitud		NQ/Q densidad
	NQ	Q	Sj	Sw	
I	0.92	0.92	0.33	0.80	2.00
II	0.95	1.29	0.60	0.46	1.84
III	2.16	1.48	0.25	0.24	5.92
IV	0.00	1.70	0.25	0.63	1.05
V	1.66	1.62	0.43	0.49	2.13

STAPHYLINIDAE.- Cuadro 7 y Anexo 1.- Familia representada por 624 individuos y 24 especies, 14 de las cuales son Aleocharinae. La familia se ve inicialmente favorecida por especies en gran parte diferentes a las del área no quemada (similitudes muy bajas), manifestándose cierta recuperabilidad al cabo de dos años, especialmente en cuanto a similitud taxonómica y relación NQ/Q. Solamente 4 especies aparecen como exclusivas del área quemada: **Bledius ignotus** y tres Aleocharinae (Fig.5). Como especies exclusivas del área no quemada aparecen 8 especies escasamente representadas: **Pseudolathra dimidiata** y 7 Aleocharinae.

Fig.4.- Evolución de la densidad (Pr/Tr/Día) por períodos y sectores No Quemado y Quemado de: *Nyctopetus maculipennis*, *Aspidolobus* sp (Tenebrionidae), *Dyctineis* sp (Chrysomelidae) y *Cnemalobus cyaneus* (Carabidae),



De las especies presentes en ambos sectores serían favorecidas por el área quemada: *Homalotrichus substriatus* (Fig. 5), *Atheta obscuripennis* (Fig.5), dos Aleocharinae y en alguna medida *Medon obscuriventer* (Fig.5). Entre las especies afectadas por el fuego están : *Loncovilius discoideus* (Fig.6), *Cheilocolpus pyrostoma*

(Fig.6), *Conosomus solieri*, la más afectada (Fig. 6), *Medon vittatipennis* en menor proporción (Fig.6), *Bolitobius seriaticollis* y un Aleocharinae. *Stenus gayi* aparecería como favorecido por el incendio pero su baja densidad no permite conclusiones definitivas, ya que es una especie asociada a la presencia de focos de agua.

Fig.5.- Evolución de la densidad (Pr/Tr/Día) por períodos y sectores No Quemado y Quemado de: Aleocharini sp, *Atheta obscuripennis*, *Homalotrichus substriatus* y *Medon obscuriventer*, (Staphylinidae).

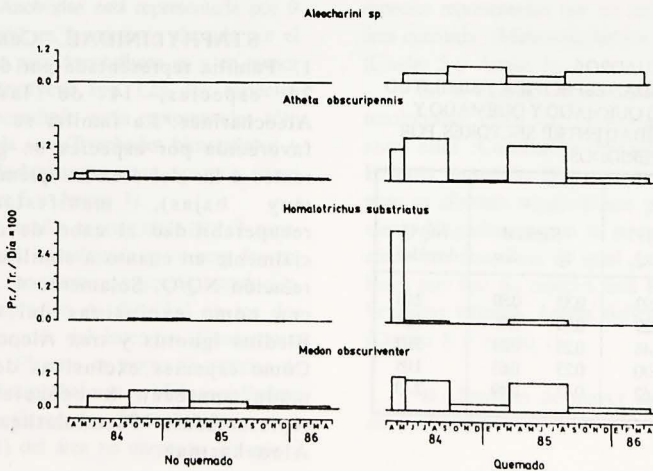
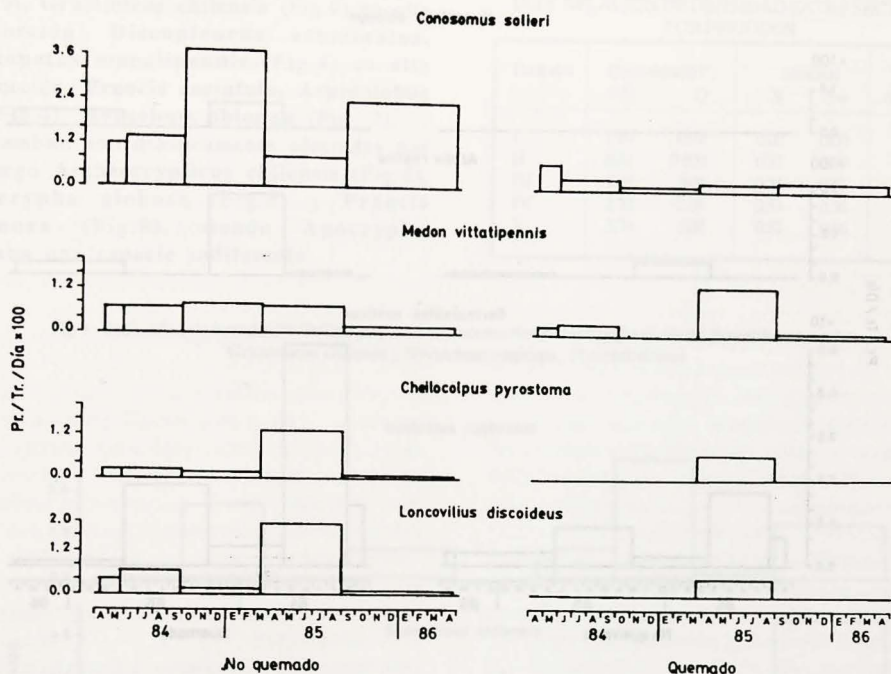


Fig.6.- Evolución de la densidad (Pr/Tr/Día) por períodos y sectores No Quemado y Quemado de: *Conosomus solieri*, *Medon vittatipennis*, *Cheilocolpus pyrostoma* y *Loncovilius discoideus* (Staphylinidae).

CUADRO 7.-

STAPHYLINIDAE: DIVERSIDAD ESPECIFICA Y SIMILITUD POR SECTORES NO QUEMADO Y QUEMADO Y RELACION DE DENSIDAD ENTRE SECTORES, POR PERIODOS.

Períodos	Diversidad (H')		Similitud		NQ/Q densidad
	NQ	Q	Sj	Sw	
I	2.05	2.05	0.37	0.23	0.41
II	2.71	2.79	0.33	0.44	0.82
III	2.83	2.04	0.25	0.22	6.95
IV	2.27	3.06	0.46	0.32	0.88
V	1.17	2.66	0.67	0.37	1.97

mada: 2 *Sericoides*, *Pacuvia castanea*, *Aulacopalpus ciliatus*, *Pristerophorus picipennis* y *Schizochelus pubescens*. Solamente *Aphodius granarius* aparece como exclusiva del área no quemada, pero con escasa representación. De las especies presentes en ambos sectores es favorecida por el sector incendiado *Athlia rustica* (Fig.7). *Polynoncus bullatus* y *Oryctomorphus maculicollis* se muestran más o menos indiferentes.

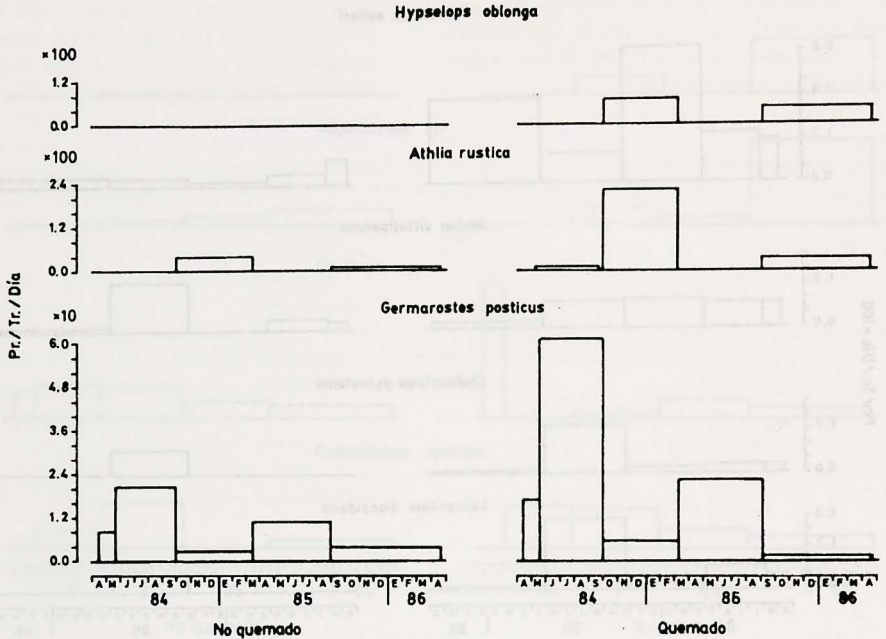
CUADRO 8.-

SCARABAEIDAE: DIVERSIDAD ESPECIFICA Y SIMILITUD POR SECTORES NO QUEMADO Y QUEMADO Y RELACION DE DENSIDAD ENTRE SECTORES, POR PERIODOS.

Períodos	Diversidad (H')		Similitud		NQ/Q densidad
	NQ	Q	Sj	Sw	
I	0.00	0.00	1.00	1.00	5.00
II	0.88	0.60	0.27	0.99	3.03
III	1.75	0.99	0.60	0.88	0.32
IV	0.00	0.62	0.25	0.98	3.89
V	0.70	1.87	0.50	0.39	0.71

SCARABAEIDAE.- Cuadro 8 y Anexo 1. Familia representada por 753 individuos y 11 especies. Familia inicialmente afectada por el incendio, siendo favorecidas en primavera-verano (períodos III y V) las especies del área quemada. Una especie, dominante y común a ambos sectores, concentra más del 87% de los individuos colectados y es drásticamente afectada por el fuego (*Germanostes posticus*, Fig.7); su actividad se centra particularmente en otoño-invierno en ambos años de observación. Seis especies, escasamente representadas, son exclusivas del área que-

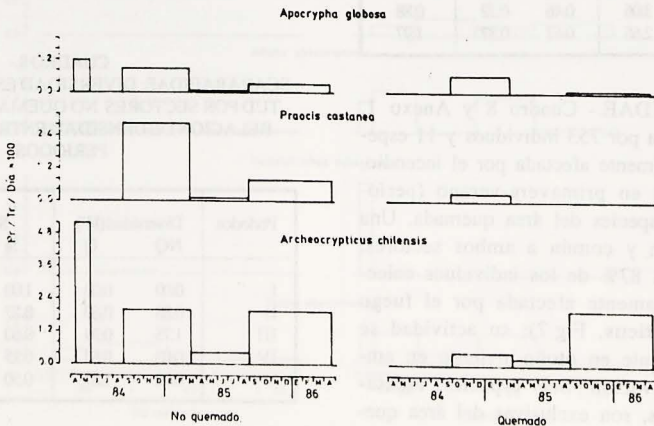
Fig.7.- Evolución de la densidad (Pr/Tr/Día) por períodos y sectores No Quemado y Quemado de: *Hypselops oblonga* (Tenebrionidae), *Athlia rustica* y *Germarostes posticus* (Scarabaeidae).



TENEBRIONIDAE.- Cuadro 9 y Anexo 1.- Familia representada por 1131 individuos y 18 especies, inicialmente es impactada muy negativamente por el incendio. Posteriormente, predominan los individuos de las especies que prefieren el área quemada, incrementándose la similitud taxonómica en primavera-verano. Tres especies,

con escasa representación, aparecen como exclusivas de área quemada: *Arthroconus* sp, *Entomochilus tomentosus* y *Discopleurus quadricollis*. Por su parte, *Gyriosomus laevigatus* y *Penaus penai*, también escasamente representados, se colectaron sólo en área no quemada.

Fig.8.- Evolución de la densidad (Pr/Tr/Día) por períodos y sectores No Quemado y Quemado de: *Apocrypha globosa*, *Praocis castanea* y *Archeocrypticus chilensis*, *Apocrypha globosa* (Tenebrionidae).

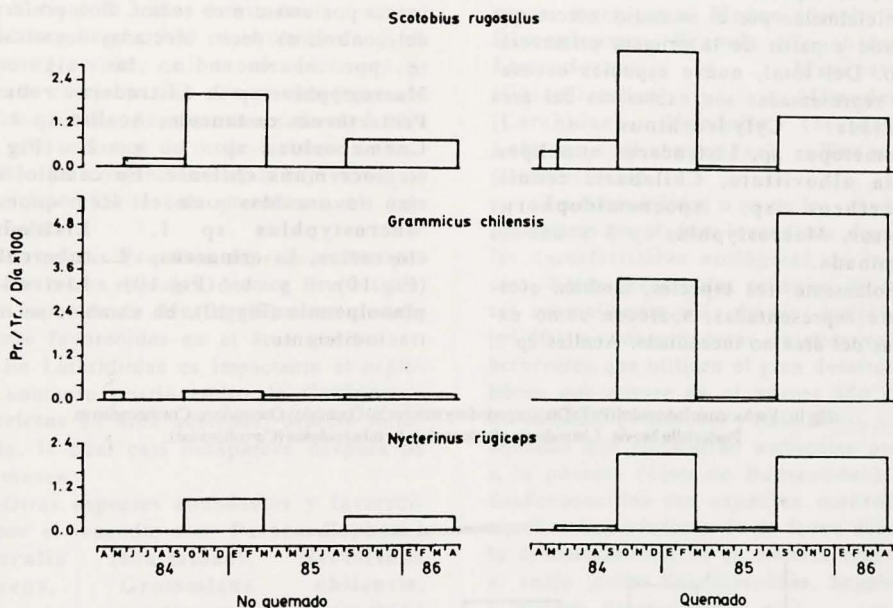


Del resto de las especies, son favorecidas por área incendiada: *Nycterinus rugiceps* (Fig.9), *Scotobius rugosulus* (Fig.9), *Grammicus chilensis* (Fig.9) en alta proporción, *Discopleurus acuminatus*, *Nyctopetus maculipennis* (Fig.4) en alta proporción, *Praocis costatula*, *Aspidolobus* sp (Fig.4), *Hypselops oblonga* (Fig. 7), . En cambio, son drásticamente afectadas por el fuego *Archeocrypticus chilensis* (Fig.8), *Apocrypha globosa* (Fig.8) y *Praocis castanea* (Fig.8), siendo *Apocrypha elegans* una especie indiferente.

CUADRO9.-
TENEBRIONIDAE: DIVERSIDAD ESPECIFICA Y
SIMILITUD POR SECTORES NO QUEMADO Y QUEMADO Y RELACION DE DENSIDAD ENTRE SECTORES,
POR PERIODOS.

Períodos	Diversidad (H')		Similitud		NQ/Q densidad
	NQ	Q	Sj	Sw	
I	0.89	0.92	0.00	0.00	9.33
II	0.81	0.609	0.27	0.99	3.03
III	2.91	3.06	0.71	0.57	0.81
IV	2.22	2.01	0.33	0.56	0.69
V	2.74	3.02	0.57	0.46	0.33

Fig.9.- Evolución de la densidad (Pr/Tr/Día) por períodos y sectores No Quemado y Quemado de: *Scotobius rugosulus*, *Grammicus chilensis* y *Nycterinus rugiceps*, (Tenebrionidae).



CHRYSOMELIDAE.- Cuadro 10 y Anexo 1. Familia representada por 148 individuos y 16 especies, con muy baja similitud taxonómica entre sectores. Del total de especies, 5 son propias del área no quemada: *Procalus malaisei*, *Pachybrachis gayi*, *Temnodachrys gayi*, *Hemiglyptus annulicornis* y *Protopsilapha* sp 2, todas muy escasamente representadas. Hay seis especies propias de no quemado, destacando *Grammicopterus flavescens* por su moderada representación; el resto, incluido

Procalus viridis, está escasamente representado.

De las especies presentes en ambos sectores, son afectadas negativamente por el incendio *Protopsilapha notata* (Fig.3) y *Psathyrocerus pallipes*. *Longitarsus philippi* parece estar favorecida por el incendio. Como poco afectada se presenta *Dyctineis* sp (Fig.4) y *Protopsilapha* sp 1.

CUADRO 10.-
CHRYSOMELIDAE: DIVERSIDAD ESPECIFICA Y
SIMILITUD POR SECTORES NO QUEMADO Y QUEMA-
DO Y RELACION DE DENSIDAD ENTRE SECTORES,
POR PERIODOS.

Períodos	Diversidad (H')		Similitud		NQ/Q densidad
	NQ	Q	Sj	Sw	
I	0.00	0.00	1.00	1.00	0.21
II	1.17	1.52	0.20	0.27	2.70
III	2.17	1.45	0.38	0.34	1.07
IV	1.71	1.36	0.33	0.68	1.50
V	0.00	1.52	0.25	0.38	0.24

CUADRO 11.-
CURCULIONIDAE: DIVERSIDAD ESPECIFICA Y
SIMILITUD POR SECTORES NO QUEMADO Y QUEMA-
DO Y RELACION DE DENSIDAD ENTRE SECTORES,
POR PERIODOS.

Períodos	Diversidad (H')		Similitud		NQ/Q densidad
	NQ	Q	Sj	Sw	
I	1.46	2.22	0.13	0.67	0.43
II	2.63	2.83	0.43	0.51	0.26
III	2.77	3.13	0.60	0.68	1.23
IV	2.73	2.18	0.40	0.67	1.00
V	2.95	2.96	0.47	0.57	3.10

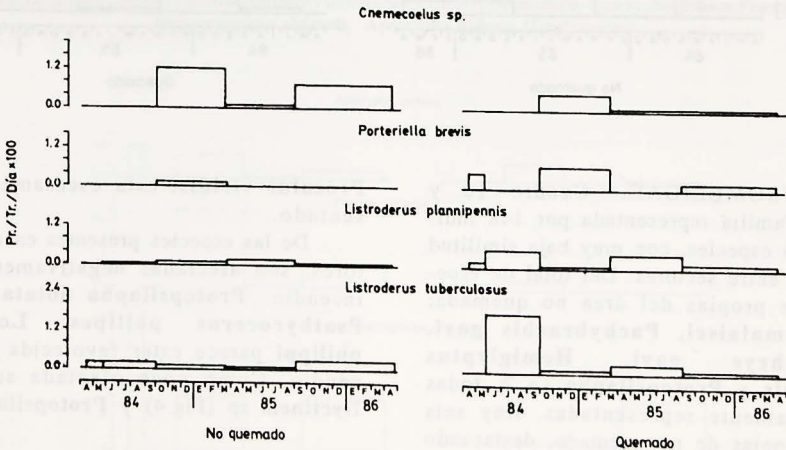
CURCULIONIDAE.- Cuadro 11 y Anexo 1. Familia representada por 290 individuos y 26 especies. Globalmente es favorecida inicialmente por el incendio, efecto que se pierde a partir de la primera primavera-verano. Del total, nueve especies escasamente representadas son exclusivas del área incendiada: *Cyldrorhinus* sp 1, *Cyphometopus* sp, *Listroderus annulipes*, *Sibinia albovittata*, *Chilebaris tenuis*, *Minoarthrus* sp, *Apocnemidophorus obsoletus*, *Macrostyphlus* sp 3 y una no determinada.

Solamente tres especies, también escasamente representadas, aparecen como exclusivas del área no incendiada: *Acalles* sp 2,

Ryephenes squamiger y *Cyldrorhinus* sp 2.

El resto de las especies muestran preferencia por uno u otro sector. Son preferentes del control, es decir, afectadas negativamente por el incendio, las siguientes: *Macrostyphlus* sp 2, *Listroderus robustus*, *Pentarthrum castaneum*, *Acalles* sp 1 y 3, *Cnemecoelus* sp 1 y 2 (Fig.10), *Geniocremnus chilense*. En cambio, estarían favorecidas en el área quemada: *Macrostyphlus* sp 1, *Listroderus cinerarius*, *L. erinaceus*, *L. tuberculosus* (Fig.10) y *b* (Fig.10). *Listroderus plannipennis* (Fig.10), en cambio, se muestra indiferente.

Fig. 10.- Evolución de la densidad (Pr/Tr/Día) por períodos y sectores No Quemado y Quemado de: *Cnemecoelus* sp, *Porteriella brevis*, *Listroderus planipennis* y *L. tuberculosus* (Curculionidae).



CONCLUSIONES

Globalmente, alrededor del 50% de las familias de coleópteros son fuertemente afectadas por el incendio y no más del 20% se presentan como poco desfavorecidas, o como favorecidas.

Inicialmente después del incendio no hay diferencias mayores en la cantidad de coleópteros entre áreas quemada y no quemada, pero sí un profundo cambio en la composición específica y en la distribución numérica de las especies.

Después del período inicial o de impacto del incendio se aprecia un incremento de los valores de densidad de captura, número de especies, diversidad y similitud, con oscilaciones debidas al efecto estacional del clima.

Al final de 2 años de estudio la similitud taxonómica llega a 0.37 en la última época de primavera-verano, en una secuencia prácticamente creciente. En ese mismo lapso, la similitud biocenótica ha aumentado de 0.09 a 0.52, con máximos de otoño-invierno de hasta 0.83. En conjunto reflejan bajo nivel de recuperación de la coleopterofauna del área quemada.

Entre las familias representadas por una, dos o tres especies, destaca Bruprestidae, cuyas especies de *Mastogenius* son decididamente favorecidas en el área quemada.

En Lathridiidae es impactante el explosivo aumento postincendio de *Coninomus constrictus* en área quemada, especie introducida, la cual casi desaparece después de tres meses.

Otras especies abundantes y favorecidas por el incendio son: *Paracardiophorus humeralis* (Elateridae), *Nycterinus rugiceps*, *Grammicus chilensis*, *Nyctopetus maculipennis* y *Scotobius rugosulus* (Tenebrionidae).

Entre las especies abundantes y negativamente afectadas por el fuego se cuenta a: *Germarostes posticus* (Scarabaeidae), *Conosomus solieri* y *Loncovilius discoideus* (Staphylinidae), *Falsodromius erythropus* (Carabidae), *Archeocrypticus chilensis* (Tenebrionidae).

Del análisis de la información precedente queda en evidencia que no es procedente calificar el efecto del fuego para grandes unidades taxonómicas como orden, familia e incluso género, ya que es muy frecuente que especies de un mismo género presenten respuestas diferentes, y hasta opuestas, ante la acción alteradora del incendio. En efecto, eso ocurre en especies de los siguientes géneros, entre otros: *Medon* (Staphylinidae), *Discopleurus*, *Praocis* (Tenebrionidae), *Listroderus* y *Macrostophlus* (Curculionidae), *Mimodromites* (Carabidae), *Mordella* (Mordellidae), *Loberus* (Languriidae), *Trogoderma* (Dermestidae).

La favorabilidad o no de las condiciones imperantes en el área incendiada depende de las características etológicas de las especies. Serán favorecidas especies de ambientes normalmente más áridos, especies más heliófilas y depredadoras de gran vagilidad, herbívoros que utilicen el gran desarrollo herbáceo que ocurre en el primer año después del incendio (Villaseñor y Sáiz 1990), así como aquellas que encuentran ambientes propicios a la postura (caso de Buprestidae). Serán desfavorecidas las especies ombrófilas y aquellas depredadoras de la fauna asociada a la descomposición de la materia orgánica en el suelo (como Scydmaenidae, Scaphidiidae y muchos Staphylinidae, etc).

AGRADECIMIENTOS: A los Sres. Mario Elgueta y Jorge Valencia por la determinación de Curculionidae y Elateridae respectivamente.

ANEXON° 1
DISTRIBUCION DE INDIVIDUOS
POR ESPECIE Y FAMILIA

Familia	N Q	Q	Total
CUPEDIDAE			
<i>Prolixocupes latreillei</i> (Solier)	8	18	26
CARABIDAE			
<i>Apterodromites saizi</i> Mateu	43	-	43
<i>Feronia meticulosa</i> ?	90	19	109
<i>Cnemalobus cyaneus</i> (Brullé)	27	46	73
<i>Trechisibus</i> sp 1	1	4	5
<i>Notholopha scitum</i> Erichson	-	2	2
<i>Mimodromites guttula</i> (Solier)	12	-	12
<i>Trechisibus</i> sp 2	1	-	1
<i>Falsodromius erythropus</i> (Solier)	85	3	88
<i>Axinopalpus delicatulus</i> Germ.	-	1	1
<i>Mimodromites nigrotectaceus</i> (Solier)	1	5	6
<i>Anisotarsus</i> sp	-	5	5
<i>Cyanotarus andinus</i> Germ.	-	1	1
HISTERIDAE			
<i>Xerosaprinus lubricus</i> (LeC)	-	1	1
LEIODIDAE			
<i>Hydnobiotus bimaculatus</i> Jeannel	2	-	2
Sp 1	1	-	1
<i>Eupelates transverse-strigosus</i> (F. y G.)	-	3	3
Colony sp	-	1	1
SCYDMAENIDAE			
Sp 1	24	2	26
STAPHYLINIDAE			
<i>Loncovilius discoideus</i> F. y G.	45	8	53
<i>Cheilocolpus pyrostoma</i> Solier	31	12	43
<i>Conosomus solieri</i> Coiff. y Sáiz	168	18	186
<i>Medon obscuriventer</i> F. y G.	23	41	64
<i>Medon vittatipennis</i> F. y G.	43	30	73
<i>Bolitobius seriaticollis</i> Coiff. y Sáiz	12	3	15
<i>Homalotrichus substriatus</i> Kraatz	1	17	18
<i>Stenus gayi</i> Solier	1	2	3
<i>Bledius signotus</i> Sáiz	-	4	5
<i>Pseudolathra dimidiata</i> Say	1	-	1
<i>Atheta obscuripennis</i> Solier (Al.5)	8	52	60
<i>Atheta</i> sp 1	5	22	27
<i>Aleocharinae</i> sp 1	-	1	1
<i>Aleocharinae</i> sp 2	5	-	5
<i>Aleocharinae</i> sp 3	1	-	1
<i>Aleocharini</i> sp	-	34	34
<i>Aleocharinae</i> sp 4	-	1	1
<i>Aleocharinae</i> sp 5	8	-	8
<i>Aleochara</i> sp 1	1	-	1
<i>Aleocharinae</i> sp 6	2	-	2
<i>Euthorax</i> sp	1	-	1
<i>Atheta</i> sp 2	2	8	10
<i>Aleocharinae</i> sp 7	1	1	12
<i>Atheta</i> sp 3	1	-	1
SCAPHIDIIDAE			
Sp 1	29	15	44
PSELAPHIDAE			
Sp 1	7	9	16
Sp 2	4	-	4
Sp 3	6	3	9
KARUMIIDAE			
<i>Pleolobus fuscescens</i> Phil. y Phil	2	-	2
SCARABAEIDAE			
<i>Germarostes posticus</i> (Germar)	511	147	658
<i>Sericoides</i> sp 1	-	1	1
<i>Pacuvia castanea</i> Curtis	-	3	3
<i>Sericoides</i> sp 2	-	1	1

<i>Aulacopalpus ciliatus</i> (Solier)	-	2	2
<i>Athlia rustica</i> Erichson	8	61	69
<i>Pristerophorus picipennis</i> (Solier)	-	1	1
<i>Aphodius granarius</i> (L)	3	-	3
<i>Oryctomorphus maculicollis</i> Guérin	1	2	3
<i>Schizochelus pubescens</i> (Curtis)	-	2	2
<i>Polynoncus bullatus</i> (Curtis)	4	6	10
BYRRHIDAE			
Sp 1	5	-	5
Sp 2	19	33	52
BUPRESTIDAE			
<i>Mastogenius parallelus</i> Solier	1	8	9
<i>Mastogenius</i> sp	-	4	4
ELATERIDAE			
<i>Cardiophorus</i> sp	3	2	5
<i>Deromecus carinatus</i> Cand.	5	-	5
<i>Paracardiophorus humeralis</i> (F. y G.)	92	144	236
<i>Elateruficollis</i> (Solier)	2	-	2
<i>Nyctophyx ocellatus</i> (Germ.)	-	3	3
CANTHARIDAE			
<i>Haplous variabilis</i> (Solier)	17	-	17
<i>Haplous chilensis</i> (Guérin)	3	5	8
Sp 1	4	-	4
<i>Cantharis trisignata</i> Pic	-	1	1
LAMPYRIDAE			
<i>Pyraconema</i> ?	1	2	3
DERMESTIDAE			
<i>Trogoderma</i> sp 1	1	-	1
<i>Trogoderma</i> sp 2	5	2	7
<i>Trogoderma</i> sp 3	-	11	11
<i>Trogoderma</i> sp 4	1	4	5
<i>Trogoderma</i> sp 5	1	-	1
ANOBIIDAE			
<i>Ascutothea</i> sp	18	1	19
Sp 1	-	1	1
Sp 2	1	-	1
<i>Stichtoptychus</i> sp 1	4	-	4
Sp 3	2	-	2
<i>Stichtoptychus</i> sp 2	1	-	1
<i>Hadrobregmus</i> sp	2	2	4
<i>Byrrhodes bimaculatus</i> (Phil.)	-	1	1
Sp 4	1	-	1
PTINIDAE			
<i>Pinus</i> sp 1	5	-	5
<i>Pinus</i> sp 2	-	1	1
<i>Pinus</i> sp 3	24	-	24
<i>Pinus</i> sp 4	-	1	1
<i>Pinus</i> sp 5	5	4	9
<i>Pinus</i> sp 6	1	-	1
BOSTRICHIDAE			
<i>Prostephanus sulcicollis</i> (F. y G.)	3	5	8
<i>Dexicrates robustus</i> (Blanch.)	-	4	4
<i>Lyctus cinereus</i> Blanch.	-	10	10
Sp 1	1	-	1
PELTIDAE			
<i>Diontobolus punctipennis</i> Solier	-	2	2
CLERIDAE			
<i>Epiclines basalis</i> Blanchard	2	-	2
<i>Eurymetopum longulum</i> (Spin.)	-	2	2
<i>Tarsostenus univittatus</i> (Rossi)	-	1	1
<i>Eurymetopum maculatum</i> Blanch.	1	-	1
<i>Natalis laplacei</i> Cast.	-	6	6
<i>Cregya</i> sp	-	1	1
MELYRIDAE			
<i>Amecocerus</i> sp	17	2	19
Sp 1	2	16	18
Sp 2	-	1	1
COLYDIIDAE			

Sp 1	8	1	9	Aridius sp 1	2	-	2
MYCETOPHAGIDAE				Metophthalmus sp 2	1	-	1
Sp	-	3	3	Aridius sp 2	2	-	2
MORDELLIDAE				Melanophthalma pilosa Rucker	1	-	1
Mordella vidua Solier	1	13	14	Corticaria sp	-	1	1
Mordella sp 1	2	10	12	CERAMBYCIDAE			
Mordella luctuosa Soler	-	3	3	Microrcleptes araneus Newman	2	2	4
Mordella sp 2	3	3	6	Callidiphys laetus Blanch.	2	-	2
Mordella argentipectata Solier	4	2	6	Emphytoecia suturella (Blanch.)	-	2	2
Mordella fumosa F. y G.	3	2	5	CHRYSOMELIDAE			
OEDEMERIDAE				Dycteis sp	41	30	71
Ananca lineata (Slier)	1	2	3	Protospilapha notata (Phil. y Phil.)	14	2	16
ANTHICIDAE				Sp 1	-	4	4
Ischyropalpus maculosus (F. y G.)	5	19	24	Procalus malaisei Bech.	1	-	1
MELOIDAE				Sp 2	-	5	5
Anthicoxenus sp	-	1	1	Longitarsus philippi Csiki	2	6	8
SCRAPTIIDAE				Sp 3	-	1	1
Scraptia sp	1	-	1	Psathyrocerus pallipes Blanch.	7	2	9
TENEBRIONIDAE				Pachybrachus gayi Blanchard	2	-	2
Apocrypha elegans (Solier)	46	49	95	Temnodachrys gayi (Lac.)	1	-	1
Apocrypha globosa Kaszab	30	11	41	Hemiglyptus annulicornis (Phil.)	1	-	1
Archeocrypticus chilensis Kaszab	116	67	183	Protospilapha sp 1	1	1	2
Nycterinus rugiceps Curtis	26	94	120	Sp 4	-	5	5
Grammicus chilensis Waterhouse	10	214	224	Grammicopterus flavescens Blanchard	-	19	19
Discopleurus acuminatus Reitter	1	4	5	Protospilapha sp 2	2	-	2
Nyctopetus maculipennis (Lap.)	1	45	46	Procalus viridis (Phil. y Phil.)	-	1	1
Praocis costatula Solier	7	18	25	BRUCHIDAE			
Praocis castanea Germain	71	5	76	Acanthoscelides sp	1	5	6
Gyrosomus laevigatus Guérin	1	-	1	Lithraeus egenus (Phil. y Phil.)	-	1	1
Aspidolobus sp	14	67	81	Lithraeus scutellaris (Phil. y Phil.)	-	1	1
Arthroconus sp	-	8	8	CURCULIONIDAE			
Entomochilus tomentosus (Guérin)	-	2	2	Macrostyphlus sp 1	12	22	34
Hypselops oblonga Solier	1	21	22	Macrostyphlus sp 2	12	5	17
Penaus penai Fr.	7	-	7	Listroderus tuberculosus Blanch.	16	29	45
Discopleurus quadricollis (Solier)	-	1	1	Cylydrorhinus sp 1	-	1	1
Lepidocnemeplata murina Kaszab	2	24	26	Listroderes plannipennis Blanch.	17	18	35
NITIDULIDAE				Porteriella brevis (Phil. y Phil.)	2	17	19
Cryptarcha lineola Esch.	15	29	44	Listroderes cinerarius Blanch.	2	15	17
Carpophilus hemipterus (L.)	-	6	6	Cyphometopus sp	-	3	3
Sp 1	-	1	1	Listroderes robustus Waterhouse	6	1	7
Cybocephalus sp	-	1	1	Listroderes erinaceus Germ.	1	7	8
Epuraeopsis sp	1	-	1	Pentarthrum castaneum (Blanch.)	6	3	9
CRYPTOPHAGIDAE				Acalles sp 3	9	2	11
Chiloius sp	232	327	559	Listroderes annulipes Blanch.	-	1	1
Stengita sp 1	-	1	1	Acalles sp 2	3	-	3
Stengita sp 2	1	1	1	Cnemecoelus sp 1	4	1	5
Stengita sp 3	1	-	1	Sibinia albovittata (Blanch.)	-	4	4
LANGURIIDAE				Chilebaris tenuis (Blanch.)	-	1	1
Loberus sp 1	3	-	3	Geniooecrenus chilensis (Boheman)	4	2	6
Loberus sp 2	-	2	2	Cnemecoelus sp 2	41	11	52
COCCINELLIDAE				Minoarthrus sp	-	2	2
Coccinella eryngii Mulsant	-	4	4	Ryephenes squamiger Philippi	2	-	2
Scymnus bicolor Phil.	1	21	22	Sp 1	-	1	1
Eriopis connexa Germar	-	11	11	Acalles sp 1	2	1	3
Hyperaspis sphaeridiodes Mulsant	1	12	13	Cylydrorhinus sp 2	2	-	2
Rhyzobius sp	18	1	19	Apocnemidophorus obsoletus (Blanch.)	-	1	1
Sp 1	8	-	8	Macrostyphlus sp 3	-	1	1
Pseudadonia chiliana Timb.	4	-	4	SCOLYTIDAE			
Scymnus vittatus (Phil.)	2	-	2	Pityophthorus corticalis Eich.	1	11	12
Sp 2	-	1	1	Sp 1	-	2	2
Adalia deficiens Mulsant	2	-	2	Sp 2	3	-	3
Sp 3	2	-	2	Sp 3	-	4	4
Curinus ruizi Brèthes	1	-	1				
LATHRIDIIDAE							
Sp 1	9	3	12				
Coninomus constrictus (Gyllenhal)	2	83	85				
Metophthalmus sp 1	12	3	15				
Melanophthalma sp 1	-	1	1				

Nota: En este trabajo se considera a TRAGIDAE (*Polynoncus bullatus*) y CERATOCANTHIDAE (*Germarostes posticus*) dentro de SCARABAEIDAE y a ARCHEOCRYPTICIDAE (*Archeocrypticus chilensis*) dentro de TENEBRIONIDAE. Por su parte, SCOLYTIDAE se presenta como una familia independiente.

REFERENCIAS

- AHLGREN, I. 1974. The effect of fire in soil organisms. In: *Fire and Ecosystems*, Kozlowski y Ahlgren (eds): 47-72, Academic Press.
- CHANDLER, C., P. CHENEY, P. THOMAS, L. TRABAUD & D. WILLIAMS. 1983. *Fire in Forestry*, Vol. I, John Wiley & Sons, Inc., 450 pp.
- DAUBENMAIRE, R. 1968. Ecology of fire in Grassland. *Adv. Ecol. Research*, 5: 209-266.
- GILLON, D. - 1970. - Recherches écologiques dans la savanne de Lamto (Côte d'Ivoire): Les effets du feu sur les arthropodes de la savanne. *La Terre et la Vie*, 1: 80-93.
- GILLON, D. & J. PERNES. - 1968. Etude de l'effet du feu de brousse sur certains groupes d'arthropodes dans una savanne préforestière de Côte D'Ivoire. *Ann. Univ. Abidjan, sér. E: Ecologie*, 1(2): 113-197.
- GILLON, D., M. BERTRAND, M. ETIENNE, J. LUMARET & J. VALLETTE. 1987. Ecological impact of prescribed winter burning on fuel breaks in french mediterranean forest. First results. *Ecologia Mediterranea*, 13(4): 163-176.
- KRUGER, F. & R. BIGALKE. - 1984. Fire in Fynbos. In: Booyens y Taiton (eds.) *Ecological effects of fire in South African Ecosystems*: 67-114. *Ecological Studies* 48. Springer-Verlag.
- SAIZ, F. 1980. Experiencias en el uso de criterios de similitud en el análisis de comunidades. *Arch. Biol. Med. Exp.*, 13: 387-402.
- SAIZ, F. 1990. Incendios Forestales en el Parque Nacional La Campana Sector Ocoa, V Región. I. Problema e incidencia de incendios forestales en Chile. *An. Mus. His. Nat.*, Valparaíso, 21:
- TAINTON, N. & M. MENTIS. 1984. Fire in grassland. In: Booyens y Tainton. *Ecological effects of fire in South African Ecosystems*: 115-147. *Ecological Studies* 48. Springer-Verlag.
- TROLLOPE, W. - 1984. Fire in Savanna. In: Booyens y Tainton (eds.). *Ecological effects of fire in South African Ecosystems*: 149-175. *Ecological Studies* 48. Springer-Verlag.
- VILLASEÑOR, R. & F. SAIZ. 1990. Incendios forestales en el Parque Nacional La Campana, Sector Ocoa, V Región, Chile. II. Efecto sobre los estratos arbustivo-arbóreo. *An. Mus. Hist. Nat.*, Valparaíso 21:

**INCENDIOS FORESTALES EN EL PARQUE NACIONAL LA CAMPANA,
SECTOR OCOA, V REGION, CHILE.
VII. ARTROPODOS ASOCIADOS A HOJARASCA, EXCEPTO COLEOPTERA,
BLATTODEA, FORMICIDAE Y MUTILLIDAE. #**

FRANCISCO SÁIZ Y JÉSSICA BASCUÑÁN

ABSTRACT

The objective of this study is to evaluate the immediate effect of fire over the mesofauna associated to litter, with exception of Formicidae, Blattodea, Mutillidae and Coleoptera and to evaluate the capacity of recuperation of these in a two year term.

With this purpose, a slope of 15°, in an area affected by a great forestry wildfire of native vegetation in the National Park La Campana, Ocoa Sector, was selected. In it, two adjacent plots, of 70x70 m each, divided in quadrants of 10x10m, in burned and unburned site respectively, were delimited. In both, randomly, 10 pitfall traps of permanent action and periodic collection (aproximately every 35 days) were disposed. The investigation was held between 13-04-84 and 25-04-86.

In general, we can distinguish four categories of arthropod groups according to their response to fire: a) favoured during the study period: Archeognatha and Homoptera; b) disfavoured during equal period: Isopoda, Psocoptera, Hymenoptera, Heteroptera and larvae of Coleoptera, Lepidoptera and Neuroptera; c) groups initially disfavoured but favoured lately: Orthoptera and d) groups of non clear answer: larvae of Diptera.

The capacity of recuperation in the study period is null for Isopoda. In Homoptera, Cicadoidea it always has more density in burnt area while Fulgoroidea and Psyllidae recuperate starting from the first spring after fire.

The greatest capacities of numeric recuperation is given in Lepidoptera and Coleoptera larvae, though with alterations in the specific composition. In Orthoptera, the recuperation is almost immediate to the fire impact.

Between the Arachnida, the following families of Araneae, besides Solifuga and Scorpionida, are favored in burnt area: Ctenidae, Hahnidae, Linyphidae, Mesosomatidae and Thomisidae; disfavoured are Pseudoscorpionida and Opilionida.

Key Words: Forestry Wildfires, Mesofauna, Soil Arthropods, Diversity, Phenology, Recuperation, National Park, Chile.

INTRODUCCION

Estudios sobre los efectos de los incendios forestales en la fauna de artrópodos epigeos no son tan abundantes como los referidos a la vegetación. Un buen número de ellos corresponde a artrópodos del estrato herbáceo tanto de pastizales como de sabanas y matorrales (Chandler et al 1983, Booyesen y Tainton 1984, Warren et al 1987).

La magnitud del efecto del fuego en la fauna epigea depende tanto de variables propias del incendio (intensidad, duración, frecuencia, tipo, estación, etc) como de las características ecológicas y biológicas de la fauna involucrada.

Los efectos inmediatos sobre los organismos conciernen fundamentalmente a la mortalidad o emigración provocada por el fuego, mientras que los mediatos, quizás de mayor trascendencia, correspon-

den a modificaciones del habitat tales como: reducción de la diversidad de nichos (pérdida de estratificación), eliminación de detritus y otros recursos tróficos, disminución de los refugios a las variables clima y depredadores, modificaciones del nivel de insolación, alteración de los niveles de competencia y de depredación, etc (Booyesen y Tainton 1984, Bigalke y Willan 1984).

Tainton y Mentis (1984), en pastizales africanos, detectan una disminución del tamaño medio de la comunidad epigea post incendio, lo que indicaría una mayor vulnerabilidad de los tamaños grandes (dispersión o mortalidad) que de los pequeños (mayor posibilidad de escape por refugios)

Organismos como hormigas, termites, lombrices, arañas (*Lycosa*), escorpiones, etc, superan total o

parcialmente el incendio en refugios bajo tierra, siendo activos poco después de terminado el fuego (Ahlgren 1974, Chandler et al 1983, Warren et al 1987).

Igual vía de escape tienen los artrópodos cuyo ciclo de vida incluye una fase subterránea, ya sea de la de huevo, larva o pupa, recuperándose rápidamente las poblaciones en el período inmediatamente post incendio. A ello, se agrega la emergencia fraccionada de adultos en el tiempo (semanas), de manera que algunas fracciones corresponden a períodos entre incendios. En este grupo se incluyen ortópteros y algunos coleópteros. Avispas y abejas pueden usar sus nidos como refugio. Sin embargo, la aridez del suelo después del incendio puede dificultar la salida de adultos y la posterior carencia de alimento matar a los organismos recién eclosionados, como ocurre con Phasmidae y algunos Orthoptera por ejemplo (Tainton y Mentis 1984, Trollope 1984, Kruger y Bigalke 1984, Bigalke y Willan 1984, Chandler et al 1983).

Otra importante vía de escape corresponde a la utilizada por los organismos que poseen una alta vagilidad (voladores y corredores). El calor y el humo los alarman provocando su dispersión, situación descrita en detalle para Acrididos por Gillon (1971b). Este tipo de artrópodos generalmente aumenta su densidad en áreas no quemadas, desde donde recolonizan rápidamente las quemadas (Gillon 1971a). Gandar (1982, en Frost 1984), en sabana, inmediatamente después del fuego encuentra que en el área no quemada (23% del área total) hay una densidad de ortópteros 280% más alta que antes del incendio; en cambio, en el área quemada declinan en un 94% por unidad de área. Ahlgren (1974) también menciona incremento de ortópteros después del fuego por efecto de recolonización. Los incendios en patches favorecen esta vía de escape (Tainton y Mentis 1984, Chandler et al 1983).

Las diferentes respuestas de los organismos al fuego se traducen en cambios poblacionales y comunitarios en el período postincendio. Tainton y Mentis (1984), en sabana africana, indican modificación de la estructura comunitaria y desaparición de un 60% de la fauna de artrópodos, especialmente aquella del estrato alto del componente herbáceo. Gillon (1971b), para ortópteros en hierbas de sabana tropical, informa la siguiente situación después del incendio: 4,5% muertos, 7,7% vivos y 87,8% escapados. En cambio, Hunter (1905, en Bigalke y Willan 1984) indica mortalidades del 100%. Gillon y Pernes (1968) y Gillon (1974) encontraron que el 80% de los arácnidos, en sabana, estaban vivos 1 día después del incendio. En cambio, sólo el 40% de los Carabidae, Lygaeidae, Grillidae, Tetrigidae, Mantida y Myriapoda fueron encontrados vivos, siendo mayor la pér-

didada en las partes altas de las hierbas, donde no más del 10% de los Acrididae, Corridae y Homoptera estaban vivos. De acuerdo al planteamiento de Gillon (1971a), la mayor parte habría escapado. Un mes después, más del 50% de las arañas, grillos y Tetrigidae habían desaparecido.

Trollope (1984), también en pastizales de sabana, informa de un 30% de disminución de los ortópteros, aumentando la densidad en las áreas no quemadas. Sin embargo, al cabo de 4 meses, detecta un 58% de pérdida de biomasa por muerte de ninfas e incremento de la depredación por aves.

A largo plazo, las sabanas quemadas tendrían 30% de la fauna de las no quemadas, desarrollando comunidades de tipo xérico, a diferencia de las no quemadas en que existen comunidades de artrópodos de ambientes húmedos (Tainton y Mentis 1984).

En estudios de pastizales, Evans (1984) encuentra, en sector quemado, más densidad de ortópteros que comen herbáceas no gramíneas que gramíneas y, Anderson et al (1989) no encuentran diferencias significativas entre quemado y no quemado durante los tres años de su estudio, pero sí encuentran diferencias significativas en biomasa.

Anderson et al (1989) señalan a Hemiptera, Diptera, Hymenoptera y Homoptera como grupos más abundantes en área no quemada de pastizales, durante la primera estación de crecimiento postincendio. Respuesta opuesta presentan Formicidae y Coleoptera, siendo significativas las diferencias sólo para Formicidae y Homoptera. Warren et al (1987), por su parte, mencionan la situación inversa para Homoptera y, Gillon y Pernes (1968) hablan de mortalidades del 90%, especialmente en la parte alta del estrato herbáceo de sabana, para este mismo orden de insectos.

Ahlgren (1974), citando a varios autores, menciona mortalidades de arañas entre 9 y 31% y de Diplopoda y Chilopoda de hasta 80%, indicando, también, que el incremento de quilópodos en el área no quemada sería explicable por la mayor cantidad de presas allí presentes en ese momento. Resultados similares para Diplopoda y Chilopoda entregan Athias-Binche et al (1987) en biomas de clima mediterráneo europeo. Auclair (1983), de acuerdo a varios autores, indica que zonas recientemente quemadas de tundras y bosques circumpolares presentan incremento del número de insectos.

En bosques mediterráneos, Gillon et al (1987) encuentran que Iulidae (Diplopoda) no son mayormente afectados por incendios prescritos, pero sí por incendios no prescritos (wildfire), mientras que los Glomeridae (Diplopoda) siempre son drásticamente disminuidos. Gandar (1982, en Frost 1984) sostiene que los insectos arbóreos difícilmente sobreviven a los incendios.

También en bosques, en Natal, Miller (1979, en Granger 1984) informa que de 4 especies de Diptera (Luxanidae), dos prefieren el área quemada, una es indiferente y una exclusiva del sector no quemado. Gillon et al (1987) informan de efectos de mediana intensidad sobre el grupo al estudiar incendios prescritos y no prescritos en bosques mediterráneos franceses.

Según Granger (1984) no habría evidencias de adaptación al fuego de los animales del bosque, siendo en estos biomas muy importante la modificación del habitat. Los árboles quemados se transforman en percheros para aves y gestan habitat para Acarina, Diplopoda, Collembola, Amphipoda, etc (Chandler et al 1983).

Un factor adicional de muerte es la atracción que produce el calor, la llama o el olor del humo sobre algunas especies, por ejemplo de Diptera, Odonata, Coleoptera. Por otra parte, la atracción al habitus y al olor de los árboles quemados puede concurrir a explicar el incremento de algunas especies en áreas quemadas (Chandler et al 1983, Daubenmaire 1968).

En general, puede decirse que los herbívoros y heliófilos, como Orthoptera y Diplopoda, son favorecidos con posterioridad al incendio por el mayor desarrollo herbáceo y la mayor insolación, en oposición a los depredadores y detritívoros.

Finalmente, otro efecto detectado después del incendio es el desarrollo de melanismo en ortópteros (Hocking 1964 y Gandar 1982, en Trollope 1984).

Los objetivos del presente trabajo son, en consecuencia:

1.- Evaluar el impacto inmediato del fuego en las poblaciones de insectos epigeos asociados a la hojarasca.

2.-Evaluar la capacidad de recuperación de los respectivos grupos de insectos.

METODOLOGIA

La investigación se realizó en una ladera de exposición Norte, de 15° de inclinación, inserta en un área afectada por un gran incendio accidental que comprometió diversas formaciones vegetales del P.N. La Campana, sector Palmas de Ocoa (V región), a fines de febrero de 1984 (Villaseñor y Sáiz 1990).

En ella se seleccionaron dos parcelas de 70 x 30 m dispuestas con su lado menor en el sentido de la altura del cerro, una en el área Quemada y otra en el sector No Quemado adyacente y con escasa distancia entre ellas. Cada parcela se subdividió en 21 cuadrantes de 10 x 10 m, de los cuales se seleccionaron 10 al azar, ubicándose en cada una de ellos una trampa de

intercepción (pit fall), de manera de cubrir, al menos con tres trampas, cada secuencia de altura (Sáiz 1990).

Las trampas son de acción permanente, retirándose su contenido con intervalos aproximados de 35 días. La duración total del muestreo abarcó desde el 13-04-1984 al 25-04-1986.

En la mayor parte de los grupos considerados se cuantificó el material en morfoespecies.

RESULTADOS Y DISCUSION

La información obtenida en terreno se analiza tanto en su secuencia temporal de muestreo (Figs. 1, 2 y 3) como en unidades temporales mayores (períodos), con la intención de hacer resaltar el comportamiento de los diferentes grupos al impacto directo del fuego y a las condiciones establecidas con posterioridad a éste. En relación al segundo criterio se definieron los siguientes períodos :

I = 13-04-84 / 25-05-84	Impacto
II = 25-05-84 / 29-09-84	I invierno
III = 29-09-84 / 14-03-85	I primavera-verano
IV = 14-03-85 / 23-08-85	II otoño-invierno
V = 23-08-85 / 25-04-86	II primavera-verano

Fig.1.- Variaciones de la densidad de Archeognatha, Psocoptera y Orthoptera durante los dos años de estudio postincendio en área Quemada y No Quemada.

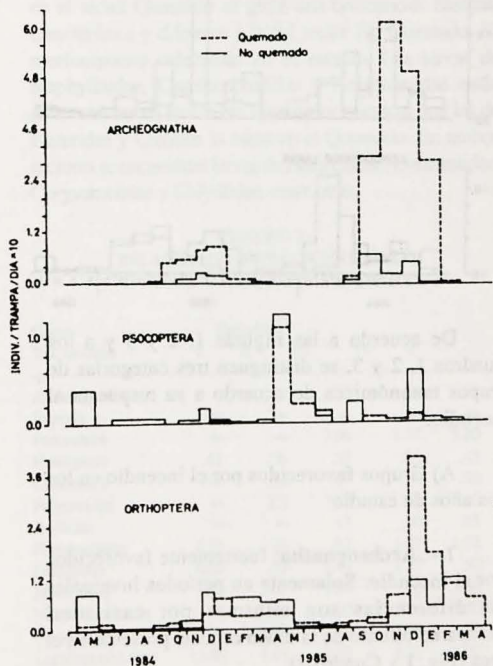


Fig. 2.- Variaciones de la densidad de Homoptera y Heteroptera durante los dos años de estudio postincendio en área Quemada y No Quemada.

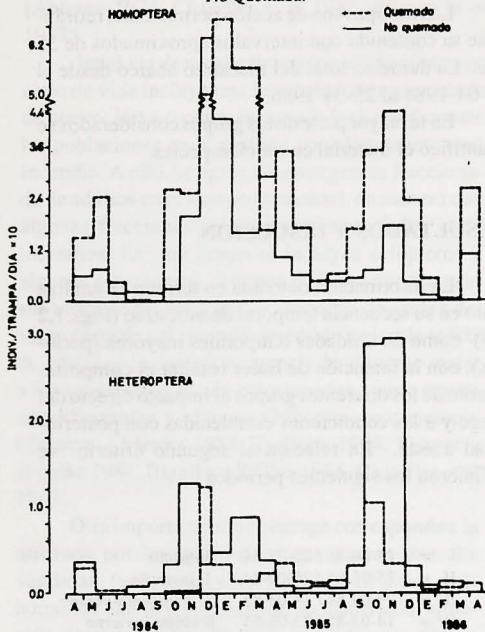
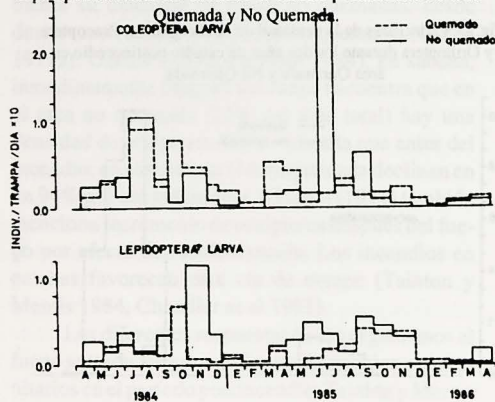


Fig. 3.- Variaciones de la densidad de larvas de Coleoptera y Lepidoptera durante los dos años de estudio postincendio en área Quemada y No Quemada.



De acuerdo a las Figuras 1, 2 y 3 y a los Cuadros 1, 2 y 3, se distinguen tres categorías de grupos taxonómicos de acuerdo a su respuesta al incendio:

A) Grupos favorecidos por el incendio en los dos años de estudio:

1.- **Archeognatha:** fuertemente favorecidos por el incendio. Solamente en períodos invernales las diferencias son mínimas por casi total desaparecimiento de la única especie presente en el área (Fig. 1 y Cuadro 2).

2.- **Homoptera:** considerados los homópteros totales, siempre se encuentran en mayor número en el sector Quemado (Fig. 2 y Cuadro 2), aunque las diferencias taxonómicas entre sectores por períodos no superan el valor de .50 (Cuadro 3, S_j) presentando, además, especies comunes de alta abundancia (Cuadro 3, Sw). 14 morfoespecies se detectaron en el estudio: 9 de Cicadoidea, 4 de Fulgoroidea y 1 de Psyllidae.

La descripción anterior corresponde básicamente a Cicadoidea, Fulgoroidea y Psyllidae inicialmente son fuertemente desfavorecidas, tendiendo a recuperarse a partir de la primera estación primavera verano después del incendio.

La respuesta de Homoptera en nuestro trabajo está más acorde con lo encontrado por Warren et al (1987) que por Anderson et al (1989). Gillon et al (1987) también encuentran incremento de Fulgoroidea en sectores quemados, siendo más acentuado este efecto después de incendios no prescritos.

En sabana, Gillon (1970) encuentra respuesta opuesta, ya que informa de reducción de la densidad a 3 y 5% un día y un mes después del incendio, respectivamente.

Frente a los comentarios anteriores, hay que hacer notar que los estudios citados, a excepción del de Gillon et al (1987), se refieren básicamente al estrato herbáceo y no a la superficie del suelo (hojarasca) como el nuestro.

B) Grupos inicialmente desfavorecidos pero con gran densidad posterior.

1.- **Orthoptera:** el impacto negativo inicial es bastante fuerte, disminuyendo con el tiempo (Fig. 1 y Cuadro 2), en la medida que se desarrolla el estrato herbáceo hasta ser dominantes en área quemada en el segundo verano después del incendio. Respuesta similar informan Warren et al (1987) para praderas norteamericanas citando a varios autores. No se cuantificaron morfoespecies por no respuesta del especialista. El alto valor inicial de la relación NQ/Q (Cuadro 2) podría reflejar incremento de la densidad en no quemado por escape desde el sector incendiado como está descrito en la literatura. Gillon (1970), en sabana, menciona reducción a un 26% un día después del incendio, porcentaje que sube a 71% después de un mes. Gillon et al (1987) establecen que las áreas quemadas favorecen la densidad de Acrididae y son negativas para Grillidae, efecto de mayor magnitud en los incendios no prescritos de bosques mediterráneos.

CUADRO 1.-
 NUMERO DE ESPECIES (S) Y DIVERSIDAD ESPECIFICA
 POR GRUPOS TAXONOMICOS, PERIODOS Y SECTORES

Grupo Taxonómico	Períodos									
	I		II		III		IV		V	
	S	H'	S	H'	S	H'	S	H'	S	H'
NO QUEMADO										
Archeognatha	0	0.00	0	0.00	1	0.00	1	0.00	1	0.00
Isopoda	0	0.00	1	0.00	2	0.92	1	0.00	2	0.53
Psocoptera	3	1.05	3	1.59	3	1.26	2	0.90	4	1.30
Hemiptera	4	1.54	6	1.71	10	2.35	9	1.93	9	2.08
Cicadoidea	3	1.37	4	1.37	7	1.95	7	1.53	7	1.92
Fulgoroidea	0	0.00	1	0.00	2	0.65	1	0.00	1	0.00
Psyllidae	1	0.00	1	0.00	1	0.00	1	0.00	1	0.00
Neuroptera Larva	0	0.00	0	0.00	1	0.00	1	0.00	1	0.00
Diptera Larva	1	0.00	3	1.47	1	0.00	2	0.95	1	0.00
Lepidoptera Larva	2	0.72	6	2.15	12	2.83	7	2.33	11	2.98
Coleoptera Larva	5	2.09	7	2.21	6	2.36	11	2.47	11	2.78
QUEMADO										
Archeognatha	0	0.00	1	0.00	1	0.00	1	0.00	1	0.00
Isopoda	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00	0	0.00
Psocoptera	0	0.00	0	0.00	1	0.00	3	1.46	3	1.52
Hemiptera	5	0.91	5	0.81	14	2.45	11	1.39	10	2.61
Cicadoidea	5	0.91	4	0.73	9	2.03	8	1.19	7	2.22
Fulgoroidea	0	0.00	1	0.00	4	1.69	2	1.00	2	1.00
Psyllidae	0	0.00	0	0.00	1	0.00	1	0.00	1	0.00
Neuroptera Larva	0	0.00	1	0.00	1	0.00	1	0.00	1	0.00
Diptera Larva	0	0.00	2	1.00	4	1.96	2	1.00	2	0.92
Lepidoptera Larva	1	0.00	7	2.49	7	2.13	4	1.86	11	2.83
Coleoptera Larva	4	1.86	8	2.84	8	2.03	12	2.51	8	2.19

C) Grupos desfavorecidos por el incendio en los dos años de análisis.

1.- **Isopoda**: el efecto es tan drástico que no aparecen en el sector Quemado durante todo el período de estudio. 2 morfoespecies. Gillon et al (1987) también detectan este efecto.

2.- **Psocoptera**: altamente afectados, mostrando cierta tendencia a igualar el número de individuos con el tiempo, especialmente en el período IV (otoño-invierno del segundo año) (Fig. 1 y Cuadro 2). Podría estar relacionado con el depósito de materia orgánica seca (hojarasca) producto de la recuperación vegetacional. Tendencia a aumentar las especies comunes al final del estudio, pero con especies dominantes diferentes. Ello indicaría cierto cambio en la composición específica de la taxocenosis (Cuadro 3). 5 morfoespecies estudiadas.

3.- **Hymenoptera** (exceptuando Formicidae): aparentemente no muy afectadas. No se separaron morfoespecies. La presencia del grupo, especialmente de los microhimenópteros, es altamente dependiente de la

presencia de otros organismos de los cuales son parásitos o parasitoides. Gillon et al (1987) dan datos de incremento en áreas quemadas de bosques mediterráneos pero no indican si incluyen a Formicidae, familia tratada en otro artículo por nosotros.

4.- **Heteroptera**: el grupo se ve afectado por el fuego durante todo el período de estudio, aunque el impacto inicial es menor que para Orthoptera (Fig. 2 y Cuadro 2). No se cuantificaron morfoespecies por no respuesta del especialista. Gillon et al (1987) informan de incremento de Miridae en incendios de bosques mediterráneos.

5.- **Larvas de Neuroptera**: si bien la tendencia es la indicada en el encabezado, la fenología no es totalmente clara, posiblemente debida a la metodología de captura (Cuadro 2). 1 especie.

6.- **Larvas de Lepidoptera**: grupo inicialmente muy afectado, tendiendo a equiparar densidades con el tiempo (Fig. 3 y Cuadro 2). Hay especies propias del sector Quemado (Sj, Cuadro 3). 20 morfoespecies consideradas. Según Gillon et al (1987) las larvas de polillas se verían favorecidas por los incendios de bosques.

7.- **Larvas de Coleoptera**: numéricamente (Fig. 3 y Cuadro 2) no hay grandes diferencias entre un sector y otro, salvo una situación puntual en el segundo invierno. Específicamente, en cambio, las diferencias son notables (los más bajos valores de Sj y Sw, Cuadro 3), indicando que en el sector Quemado se gesta una taxocenosis bastante característica y diferente a la del sector No Quemado. 30 morfoespecies colectadas en el estudio. Las larvas de Staphylinidae, Cryptocephalidae y Anisotomidae están concentradas en sector No Quemado, mientras que las de Elateridae y Cleridae lo están en el Quemado. En ambos sectores se encuentran larvas de Lathridiidae, Dermestidae, Chrysomelidae y Colydiidae, entre otras.

CUADRO 2.-
 RELACION NO QUEMADO/QUEMADO
 POR GRUPO TAXONÓMICO Y PERIODO

Grupo Taxonómico	Períodos				
	I	II	III	IV	V
Archeognatha	-	.00	.20	1.00	.11
Isopoda	∞	∞	∞	∞	∞
Psocoptera	∞	∞	7.66	1.14	5.20
Hemiptera	.41	.56	.57	.64	.43
Cicadoidea	.39	.53	.67	.58	.50
Fulgoroidea	∞	2.5	.57	.83	.10
Psyllidae	∞	∞	.13	.30	.03
Hymenoptera	1.10	.75	.93	1.47	1.73
Orthoptera	6.89	5.99	1.43	1.27	.50
Heteroptera	1.27	3.67	1.54	.70	3.54
Neuroptera Larva	-	.00	1.00	1.00	2.50
Diptera Larva	∞	1.90	.19	1.00	.50
Lepidoptera Larva	12.50	1.05	2.73	2.41	1.02
Coleoptera Larva	2.27	1.06	.31	1.09	1.16

D) Grupos de respuesta no clara.

1.- **Larvas de Diptera** : después de un fuerte impacto numérico inicial (Cuadro 2), hay fluctuaciones en la densidad comparada. Solamente en períodos invernales la densidad es mayor en área no quemada. Se detecta tendencia a disminuir las especies comunes con el tiempo (Sj y Sw, Cuadro 3). 10 morfoespecies consideradas. Las investigaciones de Gillon et al (1987) muestran una acción negativa del fuego sobre el grupo.

CUADRO 3.-

SIMILITUD TAXONÓMICA (Sj) Y BIOCENÓTICA (Sw) POR GRUPOS TAXONÓMICOS Y PERÍODOS ENTRE SECTORES NO QUEMADO Y QUEMADO

Grupo Taxonómico	Períodos									
	I		II		III		IV		V	
	Sj	Sw	Sj	Sw	Sj	Sw	Sj	Sw	Sj	Sw
Archeognatha	.00	.00	.00	.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Isopoda	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00
Pscocoptera	.00	.00	.00	.00	.33	.93	.25	.59	.75	.27
Homoptera	.50	.86	.57	.18	.71	.81	.82	.97	.73	.92
Cicadoidea	.60	.86	.60	.18	.78	.89	.87	.98	.75	.95
Fulgoroidea	.00	.00	1.00	1.00	.26	.50	.71	.50	.71	.50
Psyllidae	.00	1.00	.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Neuroptera L.	.00	.00	.00	.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Diptera L.	.00	.00	.67	.83	.25	.42	.33	.36	.00	.00
Lepidoptera L.	.50	.97	.30	.62	.19	.22	.22	.12	.69	.63
Coleoptera L.	.13	.23	.15	.14	.17	.32	.21	.04	.19	.14

La información referida a Arácnidos, y muy particularmente a arañas, no puede ser tratada como era nuestra

intención inicial, ya que el especialista que estudió este último orden anuló la distribución temporal de los ejemplares y sólo podemos referirnos a la comparación entre No Quemado y Quemado para el primer año postincendio (Cuadro 4).

Del análisis del Cuadro 1, en lo referente a arañas, destacan las familias Ctenidae, Hahnidae, Linyphidae, Nemesidae y Thomisidae como las únicas favorecidas por el área quemada (relación NQ/Q). En las dos primeras, el favorecimiento es solamente numérico, mientras en Nemesidae y Linyphidae hay, además, cambio específico y variación de la proporcionalidad de las abundancias relativas (Sj y Sw).

Gillon (1970), en sabana, indica reducción a 95% un día después del incendio y al 39% un mes más tarde. Diez meses después, si bien hay menos arañas en sector quemado, su porcentaje sobre el total de artrópodos estudiados es de 47.8% versus 36.6% en área no quemada.

Estudios de Gillon et al (1987), mencionan globalmente a las arañas y señalan que muestran un efecto negativo de poca magnitud.

Otros grupos favorecidos son Scorpionida y Solífuga, en oposición a Pseudoscorpionida y Opilionida, quienes se concentran en área no quemada (Cuadro 4). Nuestros resultados son coincidentes con los de Gillon et al (1987) en cuanto a Pseudoscorpionida, no así en cuanto a Opilionida los que serían favorecidos por los incendios de bosques. No mencionan a Scorpionida ni Solífuga.

CUADRO 4.-

ARACHNIDA. ABUNDANCIAS SEGUN SECTORES RELACION NQ/Q Y SIMILITUDES TAXONÓMICAS (Sj) Y BIOCENÓTICA (Sw)

Ordenes Familias	TOTAL			ADULTOS				Sj	Sw
	NQ	Q	NQ/Q	NQ		Q			
	S	N	S	N	S	N			
ARANEA	808	362		44	647	40	254		
Amaurobidae	211	31	4.14	5	192	5	50	1.00	0.38
Anapidae	11	2	5.50	1	11	1	1	1.00	1.00
Anypheidae	183	37	4.94	4	160	3	13	0.40	0.99
Arenidae	-	2	0.00	-	-	-	-	-	-
Astrochilidae	3	-	"	-	-	-	-	-	-
Caponidae	60	-	"	2	56	0	0	0.00	0.00
Clubionidae	12	1	12.00	2	12	1	1	0.00	0.00
Ctenidae	17	26	0.65	1	4	1	7	1.00	1.00
Ctenizidae	1	1	1.00	1	2	1	1	1.00	1.00
Dictynidae	1	-	"	1	1	0	0	0.00	0.00
Pilobatidae	-	3	0.00	-	-	-	-	-	-
Opaphosidae	115	79	1.45	5	8	6	51	0.70	0.83
Hadrotarsidae	1	-	"	1	1	0	0	0.00	0.00
Hahnidae	1	5	0.20	1	1	1	1	1.00	1.00
Linyphidae	17	48	0.35	5	16	8	48	0.30	0.06
Metatellinae	38	6	6.33	2	27	2	5	1.00	0.36
Nemesidae	9	19	0.47	1	9	2	29	0.50	0.73
Onopidae	7	-	"	1	7	0	0	0.00	0.00
Orsolobidae	1	-	"	1	1	0	0	0.00	0.00
Pholidae	11	5	2.20	1	11	1	4	1.00	1.00
Salticidae	14	7	2.00	3	10	1	1	0.30	0.98
Scytodidae	15	8	1.87	1	3	2	6	0.30	0.60
Sicariidae	3	3	1.00	1	1	1	1	1.00	1.00
Sparassidae	1	-	"	-	-	-	-	-	-
Therididae	21	13	1.61	3	12	2	11	0.30	0.18
Thomisidae	1	7	0.14	-	-	-	-	-	-
Trachelinae	10	2	5.00	-	-	-	-	-	-
Zodariidae	44	37	1.19	1	23	2	24	0.50	0.51
SCORPIONIDA	19	38	0.50						
OPILIONIDA	30	6	5.00						
SOLIFUGA	81	371	0.22						
PSEUDOSCORPIONIDA	73	15	4.86						

CONCLUSIONES

La respuesta al fuego de las poblaciones de insectos epigeos asociados a hojarasca varía según los grupos taxonómicos involucrados. En general, se pueden agrupar en cuatro categorías: grupos favorecidos por el fuego durante el período de estudio (Archeognata y Homoptera); grupos desfavorecidos en igual período (Isopoda, Psocoptera, Hymenoptera, Heteroptera, Larvas de Neuroptera, Larvas de Lepidoptera y Larvas de Coleoptera); grupos inicialmente desfavorecidos pero favorecidos posteriormente (Orthoptera) y grupos de respuesta no clara (Larvas de Diptera).

El efecto más drástico del fuego afecta a Isopoda, grupo cuya capacidad de recuperación es nula para el período considerado.

Entre los grupos más afectados en la primera fase postincendio destacan: Larvas de Lepidoptera y de Coleoptera, Orthoptera y Psocoptera.

La recuperación numérica es rápida en Larvas de Lepidoptera y de Coleoptera, aunque, en ambos

grupos, se mantienen fuertes alteraciones en cuanto a la composición específica y a sus importancias relativas, durante la mayor parte del período de estudio. Orthoptera, por su parte, presenta una alta recuperación numérica casi inmediata al impacto del incendio, debido básicamente a inmigración desde áreas no quemadas.

En Homoptera, grupo que mantiene mayor densidad en área quemada a través de los dos años de estudio, son Fulgoroidea y Psyllidae los principales responsables de la recuperación a partir de la primera primavera postincendio, mientras Cicadoidea permanece siempre favorecida en área quemada.

Respecto de Arácnidos, durante el primer año de estudio son favorecidos por el fuego las siguientes familias: Ctenidae, Hahnidae, Linyphidae, Nemesidae y Thomisidae, dentro de Araneae, además de Scorpionida y Solifuga. En tanto Pseudoscorpionida y Opilionida se ven afectados en forma negativa.

REFERENCIAS

- AHLGREN, I. 1974. The effect of fire in soil organisms. In: Fire and Ecosystems, Kozlowski y Ahlgren (eds): 47-72, Academic Press.
- ANDERSON, R., T. LEAHY & S. DHILLION. 1989. Numbers and biomass of selected insect groups on burned and unburned sand prairie. *Am. Midl. Nat.* **122**: 151-162.
- ATHIAS-BINCHE, F., J. BRIARD, R. FONS & F. SOMMER. 1987. Study of ecological influence of fire on fauna in mediterranean ecosystems (soil and above-ground layer). Patterns of post-fire recovery. *Ecol. Medit.*, **13**(4):135-154.
- AUCLAIR, A. 1983. The role of fire in Lichen-dominated Tundra and Forest-Tundra. In: Wein y MacLean (eds) The role of fire in Northern Circumpolar Ecosystems: 235-256. J. Wiley.
- BIGALKE, R. & K. WILLAN. 1984. Effects of fire regime on faunal composition and dynamics. In: Ecological effects of fire in South African Ecosystems, Booysen y Tainton (eds): 255-271. Springer-Verlag, Ecological Studies 48.
- BOOYSEN, P. de V. & N. TAINTON (eds.). 1984. Ecological effects of fire in South African Ecosystems. Ecological Studies 48. Springer-Verlag, 426 pp.
- CHANDLER, C., Ph. CHENEY, Ph. THOMAS, L. TRABAUD & D. WILLIAMS. 1983. Fire in Forestry, Vol. I, John Wiley & Sons, Inc., 450 pp.
- DAUBENMAIRE, R. 1968. Ecology of fire in Grassland. *Adv. Ecol. Research*, **5**: 209-266.
- EVANS, E. 1984. Fire as a natural disturbance to grasshopper assemblages of tallgrass prairie. *Oikos*, **43**: 9-16.
- FROST, P. 1984. The responses and survival of organisms in Fire-Prone Environments. In: Ecological effects of fire in South African Ecosystems, Booysen y Tainton (eds): 273-309. Springer-Verlag, Ecological Studies 48.
- GILLON, D. 1970. Recherches écologiques dans la savanne de Lauto (Côte d'Ivoire): Les effets du feu sur les arthropodes de la savanne. *La Terre et la Vie*, **1**:80-93.
- GILLON, D. 1971a. The effect of bush fire on the principal pentatomid bugs (Hemiptera) of an Ivory Coast Savanna. *Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecology Conference*, **11**: 377-417.
- GILLON, Y. 1971b. The effect of bush fire on the principal Acridid species on an Ivory Coast Savanna. *Proc. Ann. Tall Timbers Fire Ecology Conference*, **11**: 419-471.
- GILLON, Y. 1974. La vie des savannes. Centre ORSTOM, Dakar, 28 pp.
- GILLON, D. & J. PERNES. 1968. Etude de l'effet du feu de brousse sur certains groupes d'arthropodes dans una savanne préforestière de Côte D'Ivoire. *Ann. Univ. Abidjan, sér.E: Ecologie*, **1**(2):113-197.
- GILLON, D., M. BERTRAND, M. ETIENNE, J. LUMARET & J. VALLETTE. 1987. Ecological impact of prescribed winter burning on fuel breaks in french mediterranean forest. First results. *Ecologia Mediterranea*, **13**(4):163-176.
- GRANGER, J. 1984. Fire in forest. In Ecological effects of fire in South African Ecosystems, Booysen y Tainton (eds): 177-197. Ecological Studies 48. Springer-Verlag.
- KRUGER, F. & R., BIGALKE. 1984. Fire in Fynbos. In: Ecological effects of fire in South African

Ecosystems, Booyesen y Tainton (eds): 67-114. Ecological Studies 48. Springer-Verlag.

VILLASEÑOR, R. & F. SAIZ. 1990. Incendios forestales en el Parque Nacional La Campana, Sector Ocoa, V Región, Chile. II. Efecto sobre los estratos arbustivo - arbóreo. An.Mus.Hist. Nat., Valparaíso, 21:

SAIZ, F. 1990. Incendios forestales en el Parque Nacional La Campana, Sector Ocoa, V Región, Chile. I. Problema e incidencia de incendios forestales en Chile. An. Mus. Hist. Nat., Valparaíso, 21:

TROLLOPE, W. 1984. Fire in Savanna. In: Ecological effects of fire in South African Ecosystems, Booyesen y Tainton (eds): 149-175. Ecological Studies 48. Springer-Verlag.

TAINTON, N. & M. MENTIS. 1984. Fire in grassland. In: Ecological effects of fire in South African Ecosystems, Booyesen y Tainton (eds): 115-147. Ecological Studies 48. Springer-Verlag.

WARREN, S., C. SCIFRES & P. TEEL. 1987. Response of grassland arthropods to burning: a review. Agric. Ecosystems Environ., 19: 105-130.

CARTOGRAFIA DE LOS INCENDIOS FORESTALES EN LA 5ª REGION

SERGIO ZUNINO (*) Y GUILLERMO RIVEROS (**)

ABSTRACT

The 5th region administrative is located in the middle of Chile's mediterranean zone. In the period 1980-1991 this region was affected by 20.3 % of the fires occurs in Chile and thus 20.8 % of the entire surface of the chilean native forests burned.

Most of the forest fires affected small surfaces. In fact, those covering a surface less than 5 Ha, represented 94 % of the total.

Cummulative burned surface of grasslands, shrublands and forests were very similar, so that the forest area has notably diminished. Fires were manly produced by traffic, transport, recreational activities and sports.

The northern part of the 5th region is over grazed and the wood is commonly exploited for fuel. As a consequence, forest and shrubland fires are rare. No forest fires have occures to the east of 70° W.

Key Words: Wildfires forestry, Distribution, Cartography, Forests, Shrublands, grasslands burned, Valparaiso, Chile.

INTRODUCCION

En algunos ecosistemas el fuego es un agente habitual y natural en la dinámica de estos y ha provocado el desarrollo de comunidades que requieren de este factor para completar sus ciclos vitales. En tal sentido la supresión del fuego en algunas regiones de España ha dado origen a formaciones transitorias de escasa productividad y con tendencia al predominio de una pocas especies vegetales (Granados et al 1986). Encambio, el Chaparral de California, que está adaptado al fuego, debe en parte a éste su diversidad y estabilidad. (Biswell 1974, Keeley et al 1989, Naveh 1974).

Sin embargo, donde el fuego no es un factor que regule el ecosistema, puede provocar cambios muy drásticos en la vegetación, y de manera indirecta en el relieve, como es el caso de los ecosistemas en Chile.

Las regiones de clima mediterráneo: Cuenca mediterránea Euro-Africana, California, Sudafrica, Sur de Australia y Chile poseen el matorral esclerófilo de mayor cobertura. Está caracterizado por árboles y arbustos de follaje siempre verde, con hojas esclerosadas y cubiertas de sustancias cerosas y combustibles y de rebrote rápido. Estas regiones presentan prolongadas sequías estivales, a veces por más de seis meses al año, baja humedad ambiental y en ocasiones frecuentes vientos cálidos. Además soportan un fuerte impacto, tanto por las numerosas actividades humanas como por las extensas áreas que cubren las ciudades (Biswell 1974, Kruger y Bigalke 1984, Naveh 1974, Volgl 1974).

En Chile, las formaciones esclerófilas han sufrido la acción de los incendios forestales debido a las actividades humanas, lo cual ha permitido al fuego ser un elemento de cambio de esta formación, favorecida, a su vez, por las características climáticas y vegetacionales de la región de Chilecentral (Altieri y Rodríguez 1974, Armesto y Gutiérrez 1978, Avila et al 1981 y 1988).

Los primeros antecedentes de incendios forestales para Chile se remontan a la época de la Conquista. Ya en 1748 Gómez de Vidaurre denunciaba la mala práctica de quemar los bosques de los valles mediterráneos del país, con el objeto de obtener nuevas tierras arables. Hoy en día el fuego se utiliza como una importante herramienta para obtener, cada año, más de 400.000 Ha de terrenos para uso agrícola y forestal (Díaz 1988). Por el uso irracional del fuego se ha destruido millones de Ha de formaciones vegetales nativas y plantaciones que han dañado muy seriamente al ambiente, sobre todo en las regiones de clima con tendencia mediterránea.

Estimando que el fuego y los incendios forestales son elementos bastante comunes en la región mediterránea de Chile y en especial en la 5ª región, es de interés realizar la cartografía de los incendios forestales que han afectado a la vegetación nativa de esta región.

* Museo de Historia Natural de Valparaíso. Casilla 3208. Correo 3. Valparaíso. Chile.

** Facultad de Ciencias, U.de Playa Ancha. Casilla 34-V. Valparaíso. Chile. Fax (032) 286713.

Financiado por proyecto 259192.DIGI.U. de Playa Ancha.

Recibido: 28 Octubre 1992. Aceptado: 22 Noviembre 1992.

MATERIALES Y METODOS

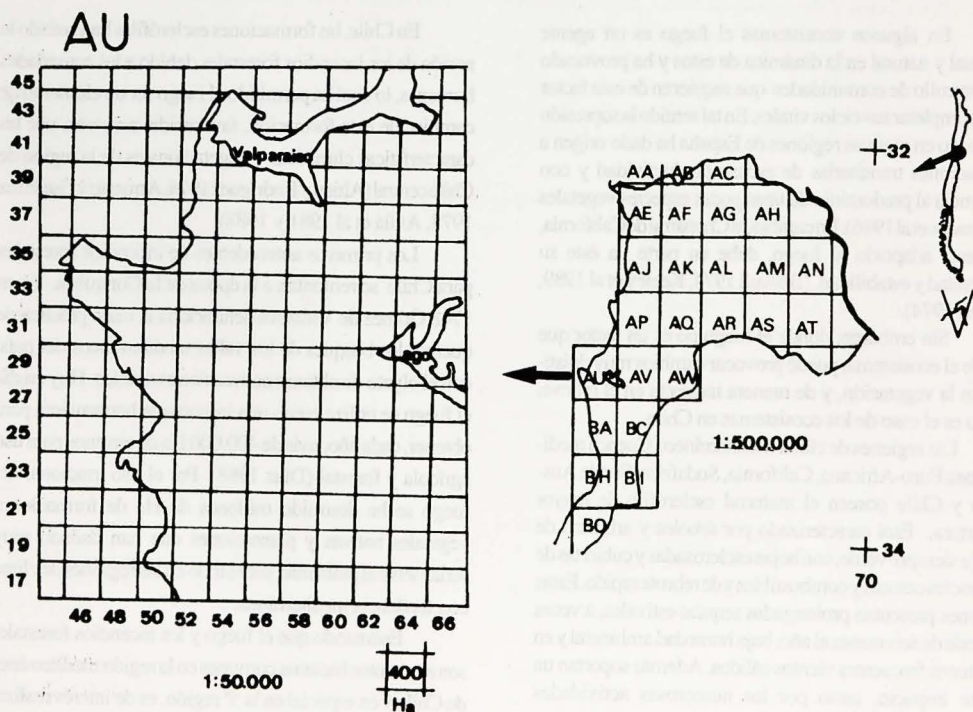
Para la realización de este trabajo, se utilizaron los informes de incendios forestales facilitados por la Corporación Nacional Forestal, 5ª región, considerándose las últimas 11 temporadas, 1980/81 a 1990/91. Se define una temporada, según lo propuesto por el Programa de Manejo del Fuego (PMF) de CONAF, como el período de 7 meses que se extiende entre noviembre a mayo del siguiente año.

De cada uno de los informes de incendios forestales se seleccionaron las características relativas a ubicación geográfica y superficie afectada de vegetación nativa (matorral, bosque y pastizal). La ubicación geográfica aproximada se efectuó por el

sistema GEO-REF escala 1:500.000, basada en cartas del IGM 1:50.000, identificadas con dos letras, correspondientes a un cuadrante del GEO-REF. A su vez, cada uno de estos cuadrantes está determinado por filas horizontales y de numeración impar, y columnas verticales y de numeración par; la intersección de filas y columnas genera celdillas con una superficie de 400 Ha (Fig.1).

En razón a la precisión se consideraron para cartografiar sólo los siniestros que han afectado una superficie > 5 Ha, no se han tomado en cuenta los incendios ocurridos fuera de temporada, ni aquellos que ocurrieron al interior de las ciudades a pesar de haber afectado a vegetación nativa, ni tampoco a los siniestros que han tenido lugar en Isla de Pascua.

Fig.1 Identificación de sectores geográficos en la V Región



RESULTADOS Y DISCUSION

Durante las 11 temporadas estudiadas se registraron en el país 56.633 incendios forestales que consumieron 514.428 Ha de las cuales 11.470 incendios forestales y 129.712 Ha corresponden a la 5ª región. Es destacable el fuerte impacto que soportan las formaciones vegetacionales nativas (pastizales, matorrales y bosque) y las reducidas superficies de plantaciones en la 5ª región (6 %), lo cual está en directa relación con las bajas superficies regionales destinadas a plantaciones de *Pinus radiata* y *Eucaliptus globulus*. (Fig. 2 y Cuadro 1).

Fig.2 Superficies quemadas totales en el país y en la V Región



CUADRO 1.
DISTRIBUCION DE LOS INCENDIOS FORESTALES OCURRIDOS EN LA 5ª REGION.

TEMPORADA ha	80/1	81/2	82/3	83/4	84/5	85/6	86/7	87/8	88/9	89/0	90/1	Total
<5	823	818	766	661	1317	1040	930	1140	738	725	815	9773
5.1- 10	7	11	2	8	18	10	12	7	10	10	8	103
10.1- 50	13	17	16	15	44	19	32	22	28	22	26	254
50.1- 100	1	6	8	7	5	10	12	5	7	6	10	77
100.1- 200	-	3	1	6	11	7	9	4	6	6	3	56
200.1- 400	-	1	7	7	5	7	9	-	2	3	3	40
400.1- 800	3	5	1	1	3	1	7	-	3	1	1	26
800.1- 1500	2	1	-	-	3	-	2	-	1	1	1	11
1500.1- 3000	1	-	-	2	-	-	1	-	1	1	-	6
>3000	-	-	-	3	-	1	-	-	2	-	-	6
Incendios Estudiados	850	862	801	706	1406	1095	1014	1178	798	775	867	10.352
Incendios Ocurridos	1162	951	886	934	1501	1105	1030	1180	1028	824	869	11.470
% Considerado	73.1	90.6	90.4	75.4	93.7	99.1	98.4	99.8	77.6	94.1	99.8	90.3

Si bien la 5ª región acumula el 20.3 % de todos los incendios forestales y el 26.8 % de la superficie nacional afectada, la distribución por temporadas es muy variable. En oportunidades ha alcanzado a ser el 53.5 % del total, como sucedió en la temporada 83/4; en cambio en la del 87/8 su representación sólo fue del 3.6 %. Las variaciones observadas entre las temporadas son un reflejo directo de las condiciones climáticas imperantes así como de la pluviosidad, que favorece o reduce la productividad de combustible, en especial del estrato herbáceo (pastizal). Además los incendios forestales están influenciados por condiciones

socioeconómicas y culturales, como son la obtención de leña, cazadores con fines de lucro (conejeros), tramperos, carboneros, juegos infantiles.

El número de incendios forestales analizados no coincide exactamente con los antecedentes entregados por el INE (1989 y 1991) o por Bañados (1991). En todo caso, el porcentaje de incendios forestales estudiados fue del 90.3 %. Esta diferencia se ocasiona por no haberse considerado aquellos siniestros fuera de temporada, o que sucedieron en Isla de Pascua o que tuvieron lugar al interior de las grandes ciudades, así como también por la eliminación de los incendios sobre los cuales existía una fuerte duda en precisar la formación vegetal afectada (Cuadro 2).

CUADRO 2.
SUPERFICIE DE VEGETACION NATIVA INCENDIADAS
ENTRE 1980 A 1991.

TEMPORADA	NACIONAL	REGIONAL
	ha	ha
1980/1	21.777	7.216
1981/2	18.061	6.222
1982/3	25.101	5.174
1983/4	55.351	29.604
1984/5	24.795	10.462
1985/6	53.412	11.225
1986/7	79.829	14.873
1987/8	49.921	1.803
1988/9	75.599	25.453
1989/0	19.230	5.303
1990/1	34.764	5.168
TOTAL	457.840	122.503

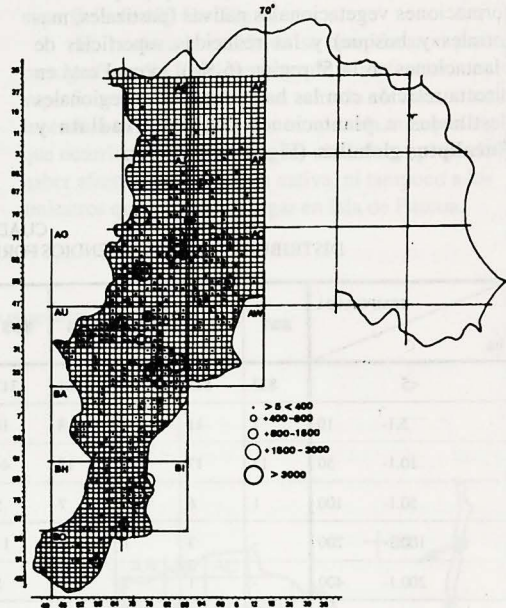
De acuerdo a la clasificación del tamaño de los incendios, propuesta por el PMF, se reconoce la altísima prevalencia de los siniestros con una superficie < 5 Ha, los cuales representan el 94.4 % del total, con una media de 888 siniestros por temporada. Le siguen en importancia aquellos de superficies entre 10.1 a 50 Ha que significan sólo el 2,5 % del total, las categorías restantes acumulan el 3.1 % (Cuadro 1). La distribución de las superficies afectadas se presenta de manera bastante regular entre una y otra temporada.

Los grandes incendios forestales (>3.000 Ha) en la región son muy escasos, durante las 11 temporadas consideradas sólo ocurrieron 6, 3 de ellos en la temporada 83/4, que en conjunto consumieron 30.264 Ha. Esto representa el 21.4 % de toda la vegetación nativa incendiada en dicho período (Cuadro 2).

Los incendios forestales más comunes son los que afectan a 2 o más formaciones vegetales al mismo tiempo (pastizal, matorral o bosque), con un 53.6 % de todos los incendios. En cuanto a formaciones puras, son los pastizales los más numerosos, 41.3 %, el matorral y el bosque están representados por el 4.6 y 0.5 %, respectivamente. A pesar de estas fuertes diferencias observadas durante el período de estudio, al considerar las superficies acumuladas para cada

una de las tres formaciones vegetacionales muestran gran similitud: 40.271 Ha (36.2 %) para el matorral, 37.102 Ha (33.4 %) para el pastizal y 33.775 (30.4%) para el bosque.

Fig.3 Distribución regional de los incendios forestales >5ha, ocurridos entre las temporadas 1980/81 a 1990/91.



De acuerdo a la distribución de los incendios forestales <5 Ha (n= 579) en la 5ª región (Fig.3), llama la atención la falta de ellos al Este de los 70°W, situación ocasionada por ser una región altamente agrícola que ha reducido en forma notable las formaciones vegetales nativas de su entorno.

Al norte de la 5ª región, los incendios forestales de bosques y de matorrales son bastante escasos, a causa de la inexistencia de los mismos o desaparición de estas formaciones, asociada a una fuerte reducción de la cubierta herbácea, producto de condiciones climáticas más áridas, a sobrepastoreo caprino y a la alta extracción de leña.

La generación de incendios forestales ocurre de preferencia en torno a las ciudades y vías de tránsito, lo cual se manifiesta en la alta incidencia de siniestros por causales humanas. Para el período 1985-1990 de 4082 incendios investigados, el 29.5% fueron causados por tránsito y transporte y 19.5% a juegos, recreación y deportes (INE, 1991).

A causa del retroceso que está sufriendo el bosque, los incendios forestales que los afectan, cada vez suceden más lejos de los centros urbanos y son reemplazados por los de matorrales y de pastizales.

CONCLUSIONES

La 5ª región concentra el 20.3 % y el 26.8 % del total de incendios forestales y de las superficies nacionales respectivamente, aunque presenta fuertes variaciones de una temporada a otra.

Los incendios forestales de tipo mixtos son los más numerosos. En el período estudiado alcanzaron al 53.6 % (5.192); luego están los de pastizal con 41.3% (3.999); los de matorral significaron el 4.6 % (444) y los de bosque con sólo 0.5% de los siniestros (51). Ello pone de manifiesto la fuerte degradación que imponen los incendios forestales sobre las formaciones vegetales que en conjunción a factores humanos, como pastoreo y recolección de leña, han reducido, primeramente el estrato arbóreo y luego el arbustivo, por formaciones fenológicamente más rápidas como son los pastizales. Consecuentemente, se reconoce que en torno a las grandes ciudades, Valparaíso y Viña del Mar, los incendios de bosque nativo están ausentes

A pesar de lo anterior, las superficies acumuladas por cada una de las formaciones vegetales reconocidas tienden a ser similares, aunque el bosque es el de

menor representación (30.7%), producto de la reducción continua que sufre en sectores rurales, ya que es una fuente importante de combustible y para la elaboración de carbón vegetal.

De acuerdo al tamaño de las superficies afectadas, los incendios forestales <5 Ha son los más numerosos, 9.773, y su incidencia va disminuyendo a medida que las superficies van en aumento.

La mayor concentración de incendios forestales es en torno a las áreas urbanas, zonas de tránsito o tiene por causales actividades humanas, como son recreación y deportes, las que tienen una gran influencia en la generación de los siniestros.

AGRADECIMIENTOS.

A Paola Massa y Celeste Cortez por el abnegado esfuerzo de la obtención y digitación de la información. Al personal de CONAF 5ª región y en forma muy especial a los Sres. Raúl Molina, Juan Atienza y Leonel Zamorano por las facilidades otorgadas.

REFERENCIAS.

- ALTIERI, M.A. & J.A. RODRIGUEZ. 1974. Acción ecológica del fuego en el matorral natural mediterráneo de Chile, en Rinconada de Maipú. Tesis Fac. Agronomía. U. de Chile. 144 pág.
- ARMESTO, J. & J. GUTIERREZ. 1978. El efecto del fuego en la estructura de la vegetación en Chile central. An. Mus. Hist. Nat., Valparaíso, 11: 43-48.
- AVILA, G., M. ALJARO & B. SILVA. 1981. Observaciones en el estrato herbáceo del matorral después del fuego. An. Mus. Hist. Nat. Valparaíso, 14: 99-106.
- AVILA, G., G. MONTENEGRO & M. E. ALJARO. 1988. Incendios en la vegetación mediterránea. En: Ecología del paisaje en Chile central. E. Fuentes & S. Prenafeta (eds). U. Católica de Chile, Santiago.
- BAÑADOS, A. 1991. Evalúan temporada 91-92 de incendios forestales. Chile Forestal, 188: 20-22.
- BISWELL, H. 1974. Effects of fire on chaparral. Kozlowski T.T., A. Ahlgren C.E. (eds.) Academic Press. N.Y. 321-364.
- DIAZ, M.E. 1988. Fuego: un amigo cuando se le conoce (III). Chile Forestal (156): 12-15.
- GOMEZ DE VIDAURRE, F. 1748. Historia geográfica y civil del reino de Chile. Colección Historiadores de Chile. Vol. 14, 349 pp.
- GRANADOS, M., A. M. VINCENT & F. GARCIA. 1986. El papel del fuego en los ecosistemas de Doñana. Bol. Est. Central Ecología, 15(29): 17-28.
- INSTITUTO NACIONAL DE ESTADISTICAS (INE). 1989. Informativo estadístico 1988. V región (10): 1-117.
- INSTITUTO NACIONAL DE ESTADISTICAS (INE). 1991. Estadísticas del medio ambiente 1986-1990. Año 2 (1): 169 pp.
- KEELEY, J. E., P. H. ZEDLER, C. A. ZAMMIT & T. J. STOHLGREN. 1989. Fire and demography. In: The California Chaparral. Paradigms Reexamined. Science Series, Nat. Hist. Mus. Los Angeles Co., (34): 151-153.
- KRUGER, F. & R. BIGALKE. 1984. Fire. J. Booyesen y Taiton, (eds). Ecological effects of fire in south African Ecosystems. Springer Verlag Biological studies.
- NAVEH, Z. 1974. Effects of fire on birds and mammals. In: Fire and ecosystems. Kozlowski T.T. A Ahlgren C.E. (eds.) Academic Press. N.Y. 401-434.
- VOGL, R. 1974. Effects of fire on grasslands. In: Kozlowski T.T. A.

INSTRUCCIONES PARA LOS AUTORES

ASPECTOS GENERALES

Anales del Museo de Historia Natural de Valparaíso, fundado en 1968, es una publicación periódica anual del Museo de Historia Natural de Valparaíso, publica manuscritos originales de Zoología, Botánica, Ecología, Arqueología y áreas conexas.

La recepción de trabajos es continua, publicándose en el orden de aceptación.

Los manuscritos son sometidos a revisores quienes evalúan su importancia y rigor científico. El autor principal será notificado de la aceptación, rechazo o modificación dentro del menor plazo posible. La decisión de los editores es definitiva.

Al editor deberán enviarse los manuscritos en triplicado además de una diskette con el artículo. El idioma de publicación es esencialmente el español, debe evitarse el uso de neologismos técnicos y sólo se permiten las abreviaciones aceptadas internacionalmente.

FIGURAS y TABLAS

Las Figuras deberán ser hechas en papel diamante, con tinta china negra y deberán ser numeradas correlativamente, y citadas en texto como Fig. Los Cuadros o Tablas se llamarán Tablas, numeradas correlativamente. En caso de incluir fotografías éstas deben ser en B/N, de óptima calidad y bien contrastadas.

Los manuscritos deberán ceñirse, en lo posible, a la siguiente estructura:

Título (conciso e informativo). Abstract. Key words (5 a 6 palabras). Introducción. Materiales y Métodos. Resultados. Discusión. Conclusiones. Agradecimientos (si los hubiese) y Referencias.

A pie de la primera página indicar dirección postal completa del o de los autores.

Los nombres científicos deberán escribirse completos incluyendo el nombre de su descriptor, por lo menos la primera vez que se mencionan en el texto.

En caso de citarse un trabajo de tres o más autores, se colocará el apellido del primer autor seguido de et al y el año.

En Referencias anote sólo los trabajos citados en el texto ordenados alfabéticamente de acuerdo al apellido del primer autor. Iniciales y apellidos deben ir en mayúscula. Luego del último autor, irá el año de publicación, el título del artículo, revista, volumen, número y páginas.

PERIODICAS

FORSBERG, J. & C. WIKLUND. 1988. Protandry in the greenveined white butterfly, *Pieris napi* L. *Funct. Ecol.* 2:81-88.

LIBROS

MAYR, E. 1963. *Animal species and evolution*. Harvard University Press, Cambridge. M.A.

CAPITULOS

BROWN, V.K. & T.R.E. SOUTHWOOD. 1987. Secondary succession: patterns and strategies. In: Gray, A.J., M.J. Crawley and P.J. Edwards (eds.), *colonization, succession and stability*. Blackwell, Oxford, pp 315-337.

Use "En" en vez de "In" para las citas de capítulos si el libro es en español.

Se deben citar sólo trabajos publicados o en prensa. En este último caso indique en Referencias y al final del nombre de la periódica coloque entre parentesis las palabras "en prensa".

Hay un cargo por página, el autor principal recibirá 50 separatas.

Antes del inicio de la redacción de la tesis, el autor debe tener presente que el trabajo de tesis es un trabajo de investigación científica y que debe ser original y novedoso.

El trabajo de tesis debe ser original y debe ser el resultado de una investigación científica.

Las tesis deben ser redactadas en un lenguaje claro y preciso, evitando el uso de tecnicismos innecesarios y de frases hechas. La redacción debe ser clara y concisa.

El autor debe tener presente que el trabajo de tesis es un trabajo de investigación científica y que debe ser original y novedoso. El trabajo de tesis debe ser el resultado de una investigación científica.

FIGURAS Y TABLAS

Las figuras y tablas deben ser redactadas en un lenguaje claro y preciso, evitando el uso de tecnicismos innecesarios y de frases hechas. Las figuras y tablas deben ser el resultado de una investigación científica.

Las figuras y tablas deben ser redactadas en un lenguaje claro y preciso, evitando el uso de tecnicismos innecesarios y de frases hechas.

Las figuras y tablas deben ser redactadas en un lenguaje claro y preciso, evitando el uso de tecnicismos innecesarios y de frases hechas. Las figuras y tablas deben ser el resultado de una investigación científica.

Las figuras y tablas deben ser redactadas en un lenguaje claro y preciso, evitando el uso de tecnicismos innecesarios y de frases hechas.

Las figuras y tablas deben ser redactadas en un lenguaje claro y preciso, evitando el uso de tecnicismos innecesarios y de frases hechas. Las figuras y tablas deben ser el resultado de una investigación científica.

Las figuras y tablas deben ser redactadas en un lenguaje claro y preciso, evitando el uso de tecnicismos innecesarios y de frases hechas. Las figuras y tablas deben ser el resultado de una investigación científica.

Las figuras y tablas deben ser redactadas en un lenguaje claro y preciso, evitando el uso de tecnicismos innecesarios y de frases hechas. Las figuras y tablas deben ser el resultado de una investigación científica.

CONCLUSIONES

Las conclusiones deben ser redactadas en un lenguaje claro y preciso, evitando el uso de tecnicismos innecesarios y de frases hechas. Las conclusiones deben ser el resultado de una investigación científica.

Las conclusiones deben ser redactadas en un lenguaje claro y preciso, evitando el uso de tecnicismos innecesarios y de frases hechas.

Dirección General de Extensión
Universidad de Playa Ancha
de Ciencias de la Educación

Diagramación y Montaje:
Departamento de Diseño

Impresión y Encuadernación:
Imprenta Universidad de Playa Ancha

