

ISSN: 1390-8413

Volumen 11 | Número 1 | Junio 2017

Revista Científica

Ciencias Naturales y Ambientales



UNIVERSIDAD
DE GUAYAQUIL



Facultad
de Ciencias Naturales

Spatial and temporal distribution of purse-seine yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) catches in relation to AVHRR-derived SST in the eastern tropical Pacific Ocean

Distribución espacial y temporal de las capturas con red de cerco de atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) en relación a la TSM derivada del sensor satelital AVHRR en el Océano Pacífico tropical oriental

Emilio Cucalón-Zenck

Departamento de Ciencias del Mar, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad de Guayaquil, Campus Mapasingue, Av. Raúl Gómez Lince s/n y Av. Juan Tanca Marengo, Guayaquil, Ecuador

Recibido 2 de mayo 2017; recibido en forma revisada 26 de mayo 2017, aceptado 1 de junio 2017
Disponible en línea 26 de junio 2017

Abstract

Purse-seine yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) catch and effort data and satellite monthly composite images of the Advanced Very High Resolution Radiometer (AVHRR) derived sea surface temperature (SST) were used to examine the relationship between the aggregation of yellowfin and the distribution of SST in the eastern tropical Pacific during the period 1995-2003. Monthly catch per unit effort (CPUE) values were calculated as the catch in metric tonnes/number of fishing days in a 1° latitude x 1° longitude grid and used as the relative abundance index. In total, 33,542 purse-seine yellowfin CPUE data were used. Results obtained allow establishing the SST range between 26°C and 30°C as the “preferred” thermal range for yellowfin tuna in the eastern tropical Pacific, and the SST range between 28°C and 30°C as the most favorable SST range of yellowfin fishing success. The consistent occurrence of yellowfin tuna in the relatively shallow mixed surface layer (=40-50 m) of homogeneous temperature predominant in the eastern tropical Pacific suggests that the “preferred” SST range for yellowfin found in this study may be representative of the optimal thermal habitat of this species.

Keywords: ETP, Purse-seine fishery, Satellite oceanography, SST, Yellowfin tuna

Resumen

Datos de captura y esfuerzo de la pesquería cerquera de atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) e imágenes satelitales mensuales de la temperatura superficial del mar (TSM) obtenidas del sensor Radiómetro Avanzado de Muy Alta Resolución (AVHRR) fueron usadas para examinar la relación entre la agregación de atún aleta amarilla y la distribución de TSM en el Pacífico tropical oriental durante el período 1995-2003. Valores mensuales de captura por unidad de esfuerzo (CPUE) fueron calculados como la captura en toneladas métricas/el número de días de pesca en una cuadrícula de 1° de latitud x 1° de longitud y utilizados como el índice relativo de abundancia. En total, 33.542 datos de CPUE de aleta amarilla fueron utilizados. Los resultados obtenidos permiten establecer el rango de TSM entre 26°C y 30°C como el rango térmico “preferido” del atún aleta amarilla en el Pacífico tropical oriental, y el rango de TSM entre 28°C y 30°C como el rango de temperatura más favorable para la pesca exitosa de aleta amarilla. La consistente ocurrencia de atún aleta amarilla en la relativamente delgada capa de mezcla superficial (=40-50 m) de temperatura homogénea predominante en el Pacífico tropical oriental sugiere que el rango de TSM “preferido” del atún aleta amarilla encontrado en este estudio puede ser representativo del hábitat térmico óptimo de esta especie.

Palabras claves: Aleta amarilla, Oceanografía satelital, OPO, Pesquería cerquera, TSM



Introduction

Joint analysis of biological/catch and concurrent satellite sensed environmental data time series can be used to determine relationships between the environment and the behavior, distribution and abundance of high economic value fish stocks, helping fisheries managers to regulate maximum catches in order to ensure the sustainability of the fishing resources into the future.

Despite the complexity of the interactions between the fish and its environment, it is important for solving fisheries problems to try to relate directly environmental factors with the distribution and abundance of fishing resources, and often the practical approach to do this is to investigate first the variability of individual environmental factors and their associated biological responses (Laevastu and Hayes, 1981; Santos, 2000). One of these environmental factors is the water temperature which is both directly and, through various ways, indirectly, the truly significant environmental factor. In most cases, the temperature may serve as a most useful indicator of the prevailing and changing ecological conditions, and of important ocean processes such as advection, upwelling and mesoscale dynamic features such as fronts, meanders and eddies (Laevastu and Hayes, 1981).

Fish have the ability to perceive and select a limited thermal range in which they tend to congregate; this is generally the thermal range which offers them the opportunity for maximum expression of activity and is ultimately evident in their abundance and distribution (Laevastu and Hayes, 1981). Fishermen have long made use of this usually observed association of fish with thermal ranges, relying frequently on sea surface temperature (SST) to set the gear in places of fish aggregation (Santos, 2000).

The satellite measured SST provides both a synoptic view of the ocean and a high frequency of repeat views, allowing the examination of basin-wide upper ocean dynamics not possible by other means, e.g. ships or buoys. Since the 1980s satellites have been increasingly utilized to measure SST and have provided an enormous leap in our ability to view the spatial and temporal variation in SST. Thus, satellite SST data can help to improve the efficiency of fishing efforts and, simultaneously, the management of fishing resources by identifying those thermal features that are often places of fish aggregation (Santos, 2000).

In that respect, several investigators have attempted to associate the distribution and availability of tunas with satellite-derived SST and thermal structures, with varying degree of success. Laurs *et al.* (1984) showed evidence of the relationship between the distribution and availability of albacore tuna (*Thunnus alalunga*) and oceanic and near-shore fronts off the US west coast. Fiedler and Bernard

(1987) demonstrated that the distribution and diet of albacore and skipjack (*Katsuwonus pelamis*) tunas caught off California were related to mesoscale frontal structures. Power and May (1991) found no discernible relationship between SST and their gradients and yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) nominal catch-per-unit-effort (CPUE) in the Gulf of Mexico. Kumari *et al.* (1993) established a relationship between yellowfin CPUE and SST in Indian waters, showing that highest CPUE corresponded to areas where SST ranged between 27°C and 29°C. Andrade and García (1999) reported that highest skipjack CPUE off southern Brazil corresponded to areas with SST between 22°C and 26.5°C. Zagaglia *et al.* (2004) showed that SST influences but it does not seem to be the main determinant of the area distribution and the relative abundance of yellowfin tuna in the equatorial Atlantic. Liu *et al.* (2004) reported that bigeye tuna (*Thunnus obesus*) CPUE was higher in regions where SST ranged between 26°C and 28°C in the eastern tropical Pacific Ocean. Santos *et al.* (2006) did not find a “preferred” SST range for albacore and bigeye tunas off the west coast of Portugal. Zainuddin *et al.* (2008) showed that highest albacore CPUE were associated with SST between 18.5°C and 21.5°C in the western North Pacific. Mugo *et al.* (2010) found that SST was the best habitat predictor for skipjack tuna in the western North Pacific. Lan *et al.* (2012) showed that monthly variations in yellowfin CPUE were significantly correlated with SST in the Arabian Sea.

Although most studies dealing with the association between tuna and satellite-sensed SST and thermal features in different regions of the world's oceans have been directed to the longline tuna fisheries, no one concerning the relationship between yellowfin tuna aggregation and satellite-derived SST has been conducted at the scale of the eastern tropical Pacific using the purse-seine fishery data. Thus, the aim of the present study is to examine the relationship between the aggregation of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern tropical Pacific as inferred from purse-seine catch data, expressed as CPUE, and the distribution of satellite-derived SST.

The yellowfin tuna fishery in the eastern tropical Pacific

The eastern tropical Pacific Ocean supports one of the most valuable tuna fisheries in the world which, on average, yields more than 600,000 metric tonnes (t) annually and is exploited by an international purse-seine fishing fleet that comprises vessels from more than 10 countries. The largest fleets are the Ecuadorian and Mexican fleets, representing half of the total well volume (IATTC, 2015). Five are the major commercial species of tunas in the eastern tropical Pacific: albacore (*Thunnus alalunga*), bigeye (*Thunnus obesus*), bluefin (*Thunnus thynnus*), skipjack (*Katsuwonus pelamis*) and yellowfin (*Thunnus albacares*).

The yellowfin fishery in the eastern tropical Pacific is one of the most important in the world. During

the study period, the annual catch, by all types of gear combined, increased from 244,639 t in 1995 to 416,018 t in 2003, and averaged 327,304 t, or about 27% of the world production (IATTC, 2015).

Yellowfin tuna is an epipelagic oceanic species found worldwide in tropical oceanic regions. In the Pacific Ocean, yellowfin are distributed across the entire tropical region, but the bulk of the catch is made to the east and to the west (IATTC, 2015). In the eastern tropical Pacific, the average distribution of purse-seine catches of yellowfin tuna ranges between 30°N and 20°S and from the coast of Central and South America to about 150°W (figure 1).

The eastern tropical Pacific purse-seine tuna fishery catches yellowfin tuna all year round, accounting for about 50% of the total tuna catch (IATTC, 2015). The purse-seine is by far the most effective technique for capturing yellowfin tuna in the eastern tropical Pacific, taking more than 90% of the total catch. Purse-seining for tuna in the eastern tropical Pacific can be conducted in three ways: the net may be set around schools of tuna associated with dolphins [dolphin sets], around schools of tuna associated with logs or other floating objects [floating objects sets], or around unassociated schools of tuna [school sets] (IATTC, 2015).

Materials and methods

Fishery data

The fishing data used in this study were provided by the IATTC whose personnel collect landings data, abstract the logbooks of tuna vessels to obtain catch and effort data, measure fish and collect other biological data, and assist with the training, placement, and debriefing of observers aboard tuna vessels operating in the eastern tropical Pacific (IATTC, 2015).

Monthly yellowfin tuna catch (metric tonnes) and effort (fishing days) data set arranged by 1° latitude x 1° longitude areas were obtained from the IATTC. From this data set, the nominal CPUE was derived and used as the relative abundance index. Monthly CPUE values were calculated as the sum of all catches in metric tonnes/the sum of all fishing days for each month in a 1° latitude x 1° longitude grid. The data set encompasses the period from 1995 to 2003, except 1997 and 1998. Data from the 1997 and 1998 years were not used in this study due to the large ocean and atmosphere anomalies resulting from the strong El Niño event occurred in those years which may have affected in a very peculiar way the distribution of yellowfin tuna in the study region. For instance, during the mature phase of El Niño, the thermal structure is significantly

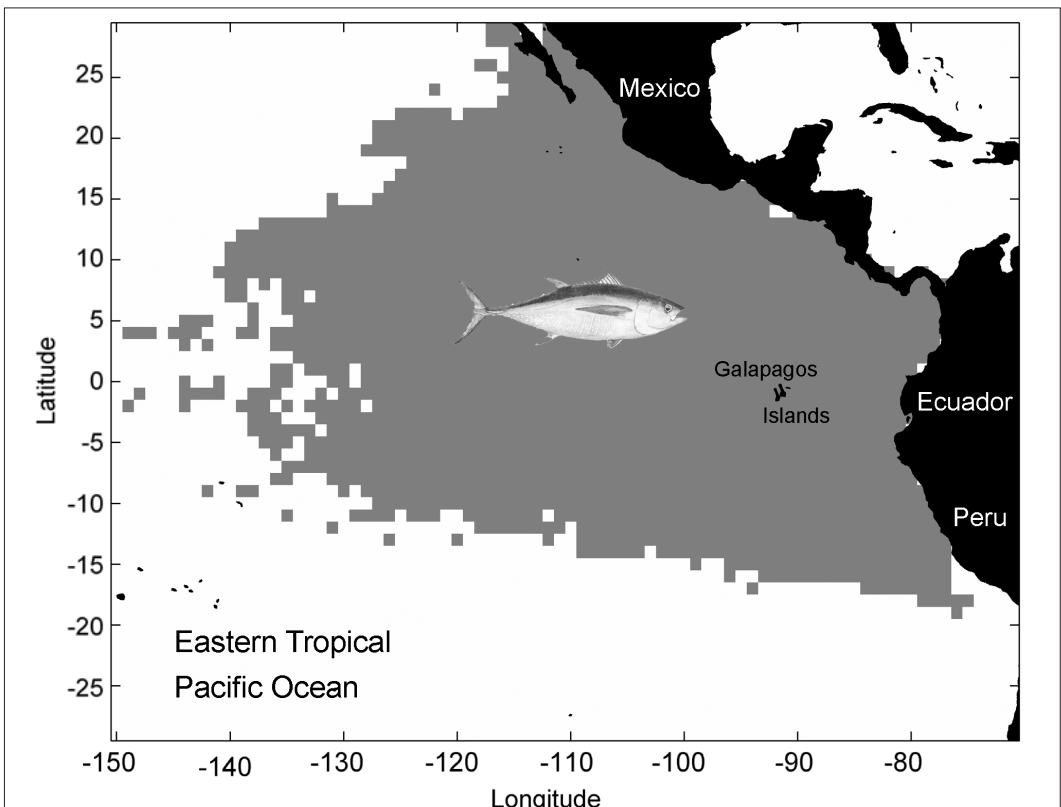


Figure 1. Spatial range of the yellowfin (*Thunnus albacares*) catches (gray area) in the purse-seine tuna fishery of the eastern tropical Pacific Ocean (period 1995-2003).

depressed in the eastern tropical Pacific, being evident a remarkable deepening of the thermocline (Philander, 1989; Ruiz *et al.*, 2005; Wang *et al.*, 2017). A deeper thermocline extends the vertical habitat of yellowfin, reducing the concentration of this species in shallower water and its vulnerability to surface fishing gear. Thus, catches of yellowfin tuna may have been greatly affected by the deeper thermocline during El Niño (IATTC, 2015). Here, the aim is to examine the relationship between the aggregation of yellowfin tuna in the eastern tropical Pacific and the distribution of satellite-derived SST during 'normal' conditions, which for the purpose of this work may be defined as non-El Niño conditions.

During the study period some measures for the conservation of yellowfin tuna in the eastern tropical Pacific were in effect, based on recommendations of the IATTC scientific staff (Cucalón-Zenck, 2005). From 1999 to 2001, a total allowable catch (TAC) system was adopted for the purse-seine yellowfin tuna fishery; when the annual limit was reached, purse-seining for yellowfin ceased. This measure affected mainly the yellowfin catches during the last month of the year. Also, closure periods were adopted for the purse-seine tuna fishery in December 2002 and December 2003; the first period covered the entire eastern tropical Pacific region and the second some specific areas. Overall, these measures would affect the estimation of the yellowfin fishing effort, and hence of the CPUE, since fishing for other tuna species remained open. Consequently, fishing data corresponding to December of years 1999 to 2003 were not used in the present study. In total, 33,542 purse-seine yellowfin CPUE data were available for this work.

In the eastern tropical Pacific, yellowfin tuna are caught in three types of purse-seine sets: dolphin sets, floating objects sets and school sets. In the present study, no distinction was made between set types, and the yellowfin catch was computed as the sum of catches of the different sets.

Temporal variability of yellowfin tuna CPUE

Monthly CPUE values were calculated as the sum of all catches divided by the sum of all days of fishing for each month of the study period. From these data, yearly and monthly means were computed to examine the annual and seasonal variability of the yellowfin tuna catch rates, respectively. Unless otherwise stated, seasons are referred to the northern hemisphere throughout this work.

Satellite data

SST data derived from the Advanced Very High Resolution Radiometer (AVHRR) sensor on board the National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) satellites are produced and distributed by the Physical Oceanography Distributed Active Archive Center (PO.DAAC) of the Jet Propulsion Laboratory (JPL)/National Aeronautics and Space Administration (NASA). There are eight possible quality levels (levels 0 to 7) to which a pixel may be assigned depending on

what series of statistical tests are passed (0 indicates very bad SST data). The best SST data only contains pixels of quality 4 or better, with cloud-associated areas and far portions of the swath rejected (Kilpatrick *et al.*, 2001). In the present study, monthly averages of the AVHRR derived L3 nighttime SST data, containing pixels of quality level 4, were obtained from PO.DAAC (<http://podaac.jpl.nasa.gov>) to produce monthly composite images for the eastern tropical Pacific for the same period as the fishing data.

Since the spatial resolution of the AVHRR Pathfinder V5 SST data is 4.88 km, the SST images were resampled onto a 1° latitude x 1° longitude grid to match the fishing data. However, SST images at original resolution were used for display purposes in some figures.

Cloud cover reduced the number of satellite SST data in each image with a clearly defined spatial and seasonal pattern of the coverage associated with the most northerly position of the InterTropical Convergence Zone (ITCZ) from June to November. This, in turn, reduced the number of CPUE data used for combined SST-CPUE analysis. Overall, nearly 22% of the total available CPUE data did not go into analysis because of missing SST counterparts due to cloud-cover conditions during the study period.

Yellowfin tuna CPUE and SST relationship

The possible relationship among the surface thermal field and purse-seine yellowfin tuna fishing success was examined by computing summary statistics between the SST and CPUE data.

The yellowfin tuna CPUE data was strongly asymmetric and Lilliefors' composite goodness-of-fit test confirmed that the data were not normally distributed at the 5% significance level, even after logarithmic transformation $\log(\text{CPUE}+1)$ was applied to lessen the effect of extreme values. Therefore, the median was used as a measure of data central tendency in the subsequent analysis.

The CPUE data were first sorted out by SST classes and the CPUE median of each class was computed. Based on the distribution of CPUE medians by SST classes, the entire CPUE data set was then classified under two different groups according to the magnitude of the SST ($<28^{\circ}\text{C}$ and $\geq 28^{\circ}\text{C}$), and the CPUE median of each group was computed. A non-parametric statistical test (Mann-Whitney *U*-test) was applied to verify the statistical significance of the difference among the CPUE medians.

For all purposes throughout this study, zero CPUE values mean that there was fishing effort but there was no catch.

Results

Temporal variability of yellowfin tuna CPUE

Figure 2 presents the yearly yellowfin tuna catch and averaged CPUE obtained by the purse-seine tuna fishing

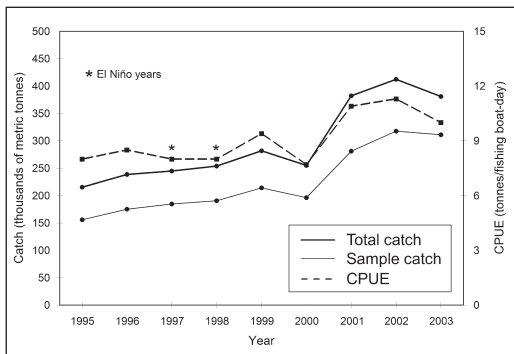


Figure 2. Yearly yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) catch and averaged CPUE in the eastern tropical Pacific Ocean during the study period. The sample catch (thin line) and CPUE (dashed line) are computed from the sample data used in this work, while the total catch (thick line) is collected from landings data.

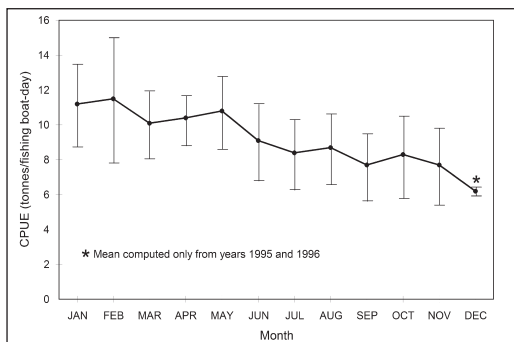


Figure 3. Temporal variability of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) CPUE in the eastern tropical Pacific Ocean for the study period. Vertical bars indicate one standard deviation.

fleet in the eastern tropical Pacific during the study period. It is evident a synchronous variation between the sample catch, as obtained from the sample data used in this work, and the total catch collected from landings data; the former representing between 72% and 82% of the total catch. In addition, an increasing 'trend' of yellowfin tuna catch and CPUE is clear, being also evident a synchronous variation between these two distributions from 1995 to 2003, excluding the 1997 and 1998 El Niño years. Both catch and CPUE showed a smooth increase from 1995 to 1999 and a slight decrease in 2000. Thereafter, a remarkable increase was observed in both distributions. In fact, the purse-seine catch of yellowfin tuna in 2002, 412,000 t, was the greatest on record. Overall, it may be said that the yellowfin tuna fishery of the eastern tropical Pacific was going through a relatively healthy phase during the study period.

Yellowfin CPUE show seasonal variability, with higher values occurring from January to May and minimum values from September to December (figure 3). The conspicuous low value of the CPUE mean in December is possibly related to the fact that, for the reasons mentioned above, it was computed from only the 1995 and 1996 years when catch rates were considerably lower than in the subsequent years.

Spatial distribution of yellowfin tuna CPUE

The mean spatial distributions of the purse-seine yellowfin tuna CPUE in the eastern tropical Pacific for the first and third quarters, which are representative of winter and summer conditions, respectively, are presented in figure 4. The remaining seasons may be considered as transition periods between these two. Overall, these distributions show a clearly defined spatial and seasonal pattern in yellowfin catch rates.

In winter, two major areas of high aggregations of yellowfin tuna are evidenced on different sides of the equator: one area extends from 83°W to about 117°W between approximately 5°N and 20°N, excluding a zonal band stretching from the coast of Central America to 104°W between 10°N and 14°N where catches are notably lower; and the other area, less prominent than the former, runs between the equator and 4°S from 120°W to approximately 90°W where it turns southeastward following a direction almost parallel to the South American coast to reach 16°S between 80°W and 85°W (figure 4a).

In summer, one major area of high aggregations of yellowfin tuna is evident, which extends from near the coast of Central America to approximately 140°W between 7°N and about 20°N (figure 4b). At this time, fishing operations retreat northward close to the South American coast, and expand westward with respect to the winter situation.

Catches in relation to sea surface temperature

In order to investigate the association of the purse-seine yellowfin fishing success with the surface thermal field, a quantitative analysis was performed using the CPUE data set and the contemporary satellite-derived SST images.

During the 7 years study period, yellowfin tuna were caught in the SST range 17°C-31°C, almost the entire range of SST measured in the study region. However, 80% of the total catch was obtained with SST values between 26°C and 30°C, and 52% between 27°C and 28°C (figure 5a).

On the other hand, the distribution of CPUE medians by SST classes revealed a broad mode between 28°C and 30°C. Thus, two major groups are evident: one group corresponding to SSTs higher or equal to 28°C associated with maximum CPUE median values, and the other group corresponding to SSTs lower than 28°C associated with minimum CPUE median values (figure 5b).

Based on the above results, the complete yellowfin tuna CPUE data set was then classified under the two SST groups, and the CPUE median of each group was computed. Table 1 presents the outcome of the non-parametric statistical test used to investigate if there is a significant difference between the CPUE medians. It shows that the highest yellowfin CPUE median is obtained in association with SSTs greater or equal to 28°C, and that the difference between the CPUE medians is statistically very highly significant ($P < 0.001$).

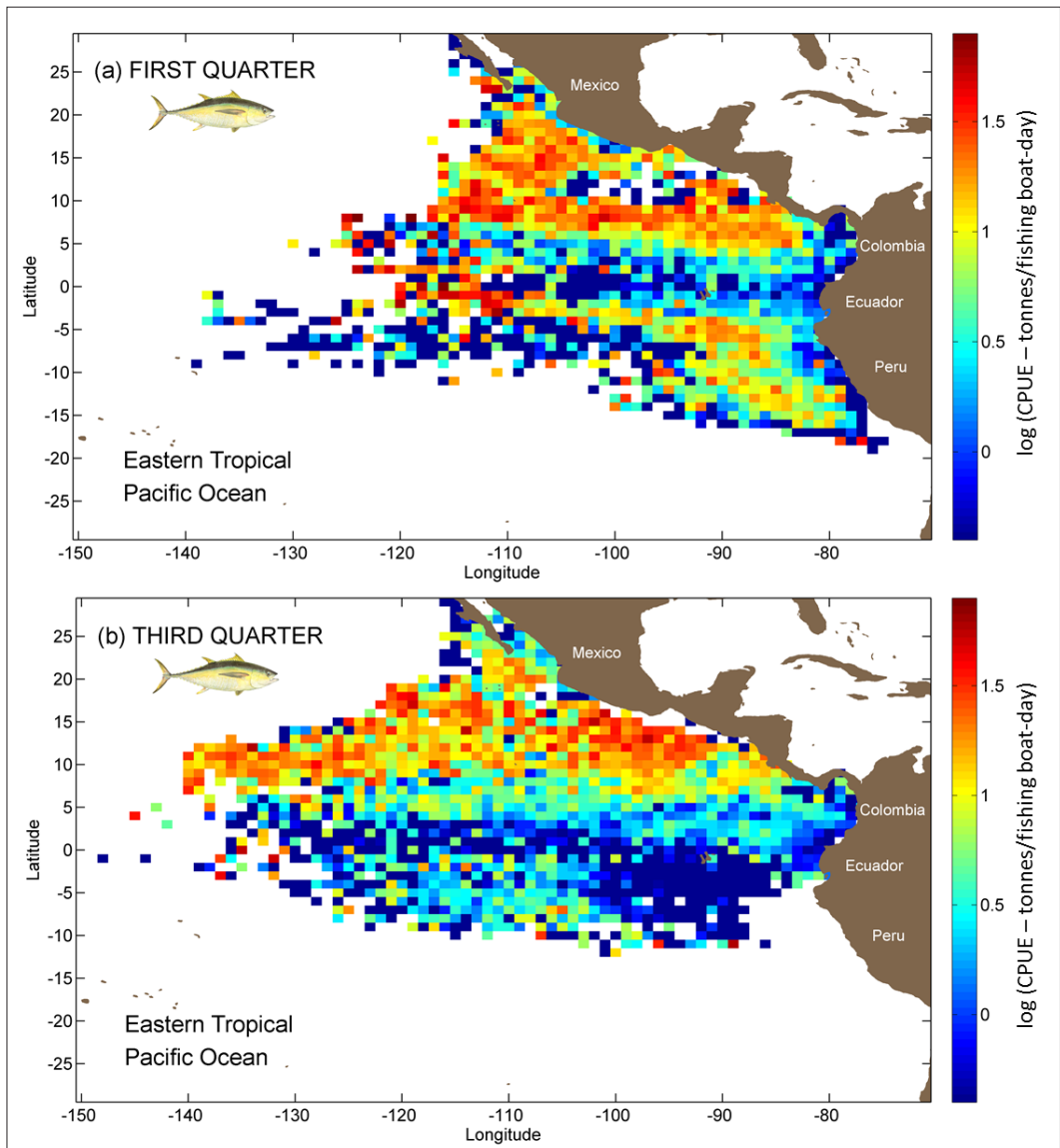


Figure 4. Mean spatial distribution of purse-seine yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) CPUE in the eastern tropical Pacific Ocean for the (a) first and (b) third quarters of the year, period 1995 to 2003, except 1997 and 1998. CPUE values are presented on a logarithmic scale.

Seasonal variations in catches in relation to sea surface temperature

Seasonal variations were examined by computing the distribution of CPUE medians by SST classes for the first and third quarters, which are representative of winter and summer conditions, respectively (figures 6a and 7a). Overall, these distributions also show a broad mode between 28°C and 30°C. Thus, two major groups were formed in each case: one group corresponding to SSTs higher or equal to 28°C and the other group corresponding to SSTs lower than 28°C, and the CPUE median of each group was computed. Results of the statistical test are presented in Table 2 for the first and third quarters. They show that,

in both seasons, the highest yellowfin CPUE median is obtained in association with SSTs greater or equal to 28°C, and that the difference between the CPUE medians is statistically very highly significant.

The yellowfin abundance distribution relative to the available habitat, indicated by the SST frequency distribution, is shown in figures 6 and 7 for the first and third quarters, respectively. In both cases, the CPUE distribution is very different than the SST frequency distribution, showing that only 21% of total SSTs were in the range between 28°C and 30°C in the first quarter, and only 30% of total SSTs were in the range between 28°C and 30°C in the third quarter.

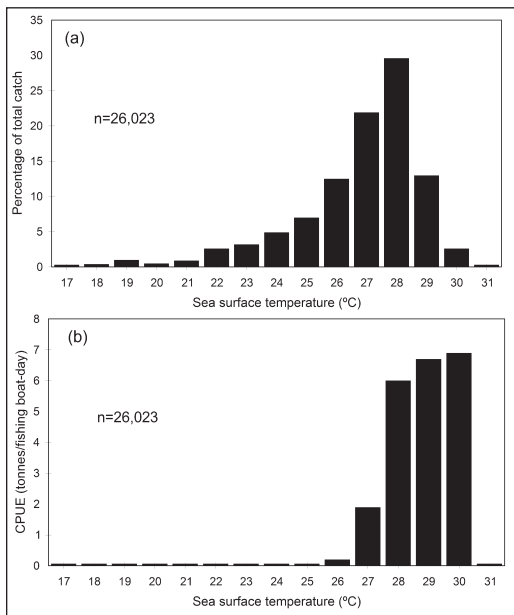


Figure 5. Distribution of purse-seine yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) catch (a) and CPUE medians (b) by SST classes in the eastern tropical Pacific Ocean during the study period.

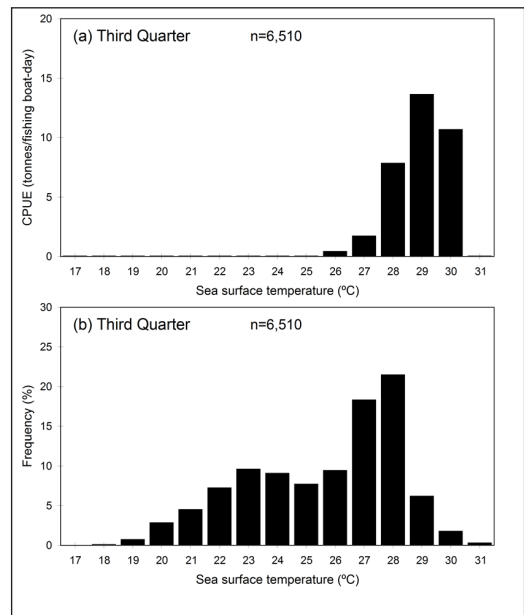


Figure 7. (a) Distribution of purse-seine yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) CPUE medians by SST classes and (b) SST frequency distribution in the eastern tropical Pacific Ocean for the third quarter of the year.

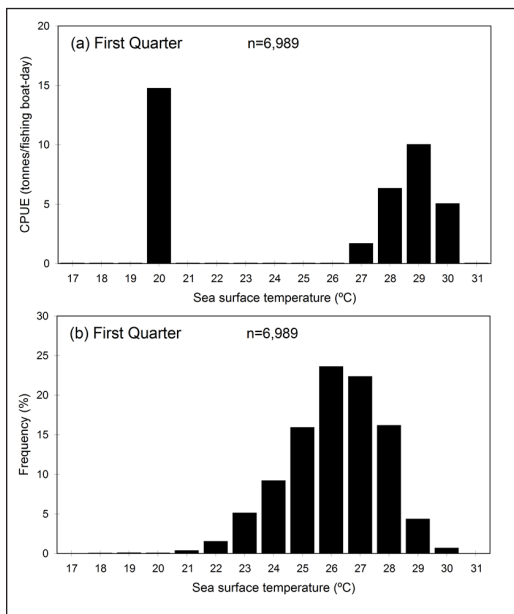


Figure 6. (a) Distribution of purse-seine yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) CPUE medians by SST classes and (b) SST frequency distribution in the eastern tropical Pacific Ocean for the first quarter of the year.

Table 1. Summary of Mann-Whitney U statistics to test the significance of the difference between the median values of yellowfin tuna CPUE in relation with SST.

SST group	N	CPUE median	Probability
SST<28°C	19,144	0	***
SST≥28°C	6,879	6.17	

*** very highly significant ($P<0.001$)

Table 2. Summary of Mann-Whitney U statistics to test the significance of the difference between the median values of yellowfin tuna CPUE in relation with SST.

SST group	N	CPUE median	Probability
FIRST QUARTER			
SST<28°C	5,502	0	***
SST≥28°C	1,490	7.24	
THIRD QUARTER			
SST<28°C	4,560	0	***
SST≥28°C	1,950	8.79	

*** very highly significant ($P<0.001$)

The above relationships were further examined by a visual analysis of the entire sequence of SST satellite images with concurrent purse-seine yellowfin CPUE data used in the present study. In figures 8 and 9 are presented some typical examples of a situation that was repeatedly observed during this analysis. It is

shown that, no matter the time of the year, most of the yellowfin catches were obtained in waters where SST was higher or equal to 26°C, and most of the high CPUE values were found in waters where SST was higher or equal to 28°C.

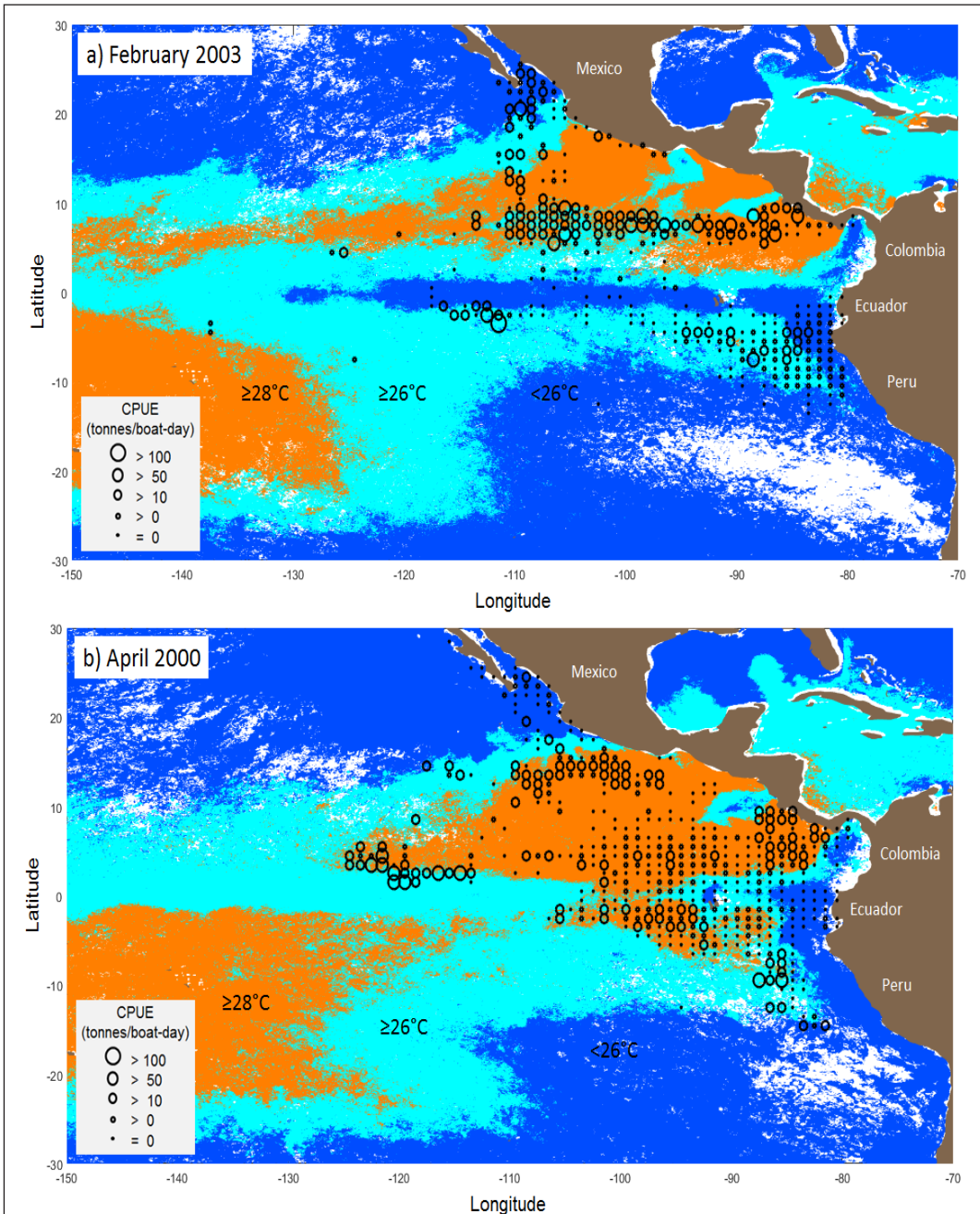


Figure 8. The spatial distribution of purse-seine yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) CPUE in the eastern tropical Pacific Ocean in (a) February 2003 and (b) April 2000 overlain on AVHRR-derived SST images. Blue is SST lower than 26°C , Cyan is SST equal or higher than 26°C and Orange is SST equal or higher than 28°C , white is clouds and brown is land.

Discussion

Yellowfin tuna are distributed worldwide in all warm seas except the Mediterranean (Wild, 1994). In the Pacific Ocean, the yellowfin range of distribution has been generally reported to stretch from 40°N to 40°S latitude, with the northward spread of the species

being slightly more pronounced in the western than in the eastern Pacific (Bardach, 1983; Sakagawa, 1996). In this study, it was established that the range of the purse-seine yellowfin tuna fishery in the eastern Pacific extends between 30°N and 20°S from the coast of Central and South America to approximately 150°W , although catches are lower close to the western boundary (figure 1).

Temperature has been found to be an important determinant of the distribution of yellowfin tuna. In the tropical Atlantic Ocean catches of yellowfin have been reported to occur in waters with SST limits between 22°C and 29°C (Stretta and Slepoukha, 1986), and preferentially above 25°C (Stretta, 1991); whereas in the equatorial Atlantic the largest catches of yellowfin have been observed to occur mostly in warm waters with SST above 27°C (Zagaglia *et al.*, 2004). In the Indian Ocean yellowfin tuna are mostly found in waters with SST above 25°C (Lee *et al.*, 1999), and the highest CPUE values have been reported to occur in areas with SST between 27°C and 29°C (Kumari *et al.*, 1993) and between 28°C and 30°C (Rajapaksha *et al.*, 2013).

Results from the present work allow establishing the SST range between 26°C and 30°C as the “preferred” thermal range for yellowfin tuna in the eastern tropical Pacific, and the SST range between 28°C and 30°C as the most favorable SST range of yellowfin fishing success (figure 5). No seasonal variations in catches in relation to SST were observed, as the above SST range of highest yellowfin CPUE remains the same in both winter and summer. The yellowfin abundance distribution relative to the available habitat, indicated by the SST frequency distribution, gives further support to the above temperature preferences, showing that only a small fraction (less than a third) of total SSTs were in the range between 28°C and 30°C in both seasons (figures 6 and 7).

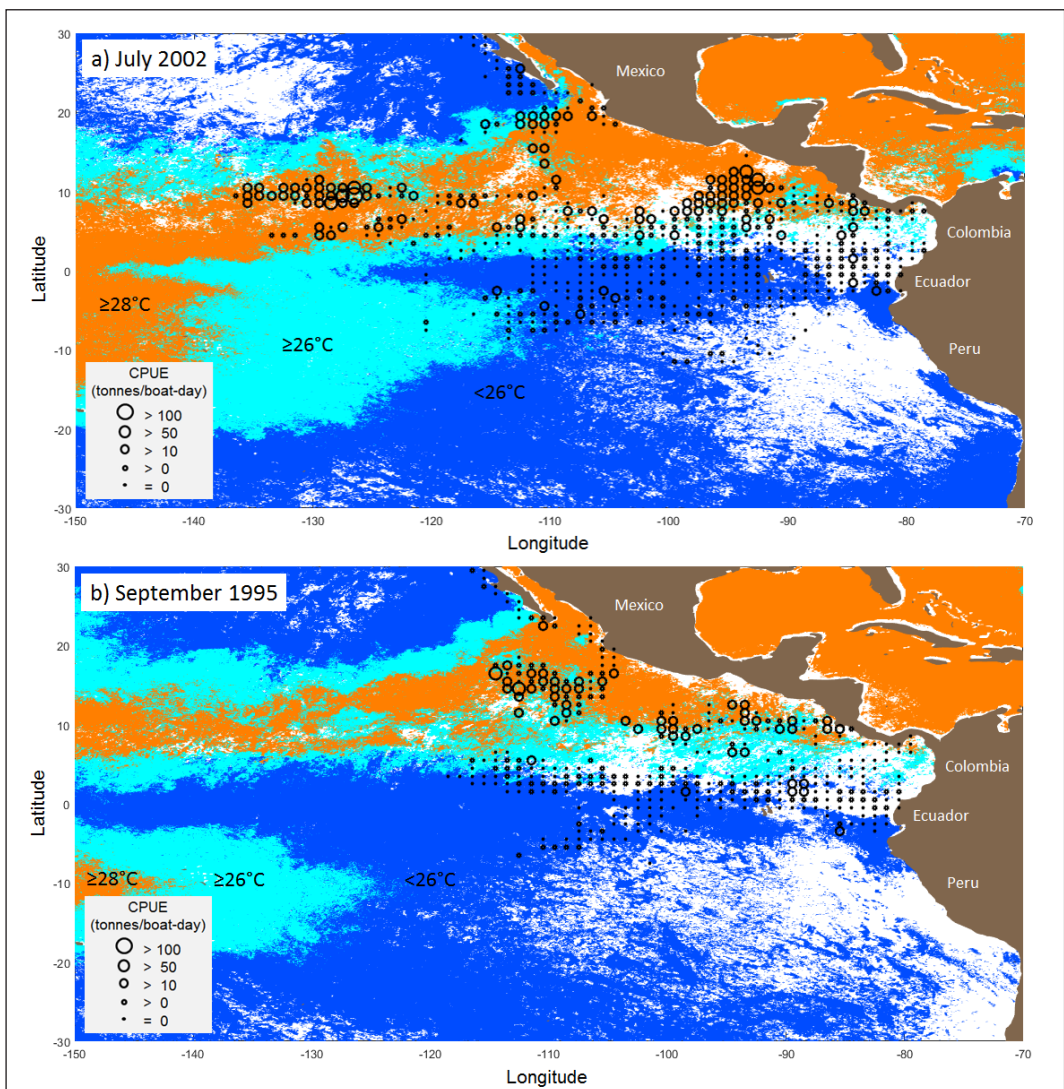


Figure 9. The spatial distribution of purse-seine yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) CPUE in the eastern tropical Pacific Ocean in (a) July 2002 and (b) September 1995 overlain on AVHRR-derived SST images. Blue is SST lower than 26°C, Cyan is SST equal or higher than 26°C and Orange is SST equal or higher than 28°C, white is clouds and brown is land.

Overall, the present results agree well with those from previous studies in tropical waters, particularly with the reported SST range (28°-30°C) of highest yellowfin CPUE in the Indian Ocean (Rajapaksha *et al.*, 2013).

SST is one of the most important physical factors affecting the biology, dynamics and availability of tuna stocks because it modifies their geographical and vertical aggregation patterns through its effect on feeding, reproductive and migratory behavior, and body thermoregulation (Fonteneau, 1998). Acoustic telemetry studies of the small-scale movement patterns of yellowfin tuna in the eastern tropical Pacific and central Pacific have shown that this species spends most of their time in the warm-water mixed surface layer and above the thermocline, moving occasionally into colder waters below the thermocline for short periods (Carey and Olson, 1982; Holland *et al.*, 1990; Block *et al.*, 1997; Bard *et al.*, 1998; Brill *et al.*, 1999). In this regard, Dell *et al.* (2011) found that pelagic regions in the South Pacific Ocean with a shallow surface mixed layer are associated with high yellowfin tuna catch.

In the eastern tropical Pacific the structure of the near-surface water column is unusual because the stratification characteristic of tropical oceans is extreme in this region: the thermocline is shallow and strong (Lavin *et al.*, 2006). The mean thermocline depth (depth of maximum vertical temperature gradient) between 5°S and 15°N east of 140°W is predominantly less than 80 m, and the mixed layer depth (isothermal layer depth) is 20-50 m shallower than the thermocline (Fiedler and Talley, 2006). Thus, the consistent occurrence of yellowfin tuna in this relatively shallow layer of homogeneous temperature allows us to assume that the "preferred" SST range for yellowfin in the eastern tropical Pacific found in this study may be representative of the optimal thermal habitat of this species.

Also, this study allows establishing 20°N and 5°N as the northern and southern limits, respectively, for a larger concentration of yellowfin tuna throughout the year (figure 4). South of the equator, a secondary seasonal area of larger aggregation of yellowfin tuna occurring in winter is limited by 4°S and about 16°S between 80°W and 90°W (figure 4a). In this area, the aggregation of yellowfin tuna seems to be coupled with the seasonal displacements of the Peru Current. Thus, in winter, the larger concentration of this species is associated with the weakening and southward retreating of the Peru Current which is compensated by an advection of warm water (>25°C) in the same direction. On the other hand, in summer, SSTs in this area become colder (<24°C) as the Peru Current strengthens and reaches its most northern position near 5°S where it turns northwestward to join the South Equatorial Current in the Galapagos Islands. Thus, the meridional displacement of the surface thermal field appears to be the factor that "pushes" the yellowfin tuna schools to this area during winter.

Conclusions

A discernible relationship between the aggregation of yellowfin tuna and the distribution of satellite-derived SST is revealed, allowing the establishment of thermal ranges for distribution and fishing of yellowfin in the eastern tropical Pacific. To the author's knowledge, it is the first time that such a relationship between yellowfin fishing success and SST distribution is observed in the eastern tropical Pacific using concurrent purse-seine tuna fishery and satellite-derived environmental data at these temporal and spatial scales. Overall, the seasonal distribution of yellowfin in the region seems to be coupled with seasonal variations of the surface thermal field mostly associated with advection processes. However, the observed relationship is not expected to be explained by temperature alone, but involve also other behavioral mechanisms probably related with feeding activity. Further studies need to be done to clarify the latter.

Recommendations

The results obtained in this study should encourage continuous efforts to explore and quantify the relationships between environmental factors and the distribution, aggregation and vulnerability of large and highly mobile pelagic fish, like tunas, in the eastern tropical Pacific Ocean. By predicting the location of fish aggregations using measurements of environmental properties, fisheries managers may implement dynamic management strategies, with a synoptic level of control, to better conserve and maintain a sustainable yield of the fishing resources. In that regard, satellite remote sensing provides a unique set of tools for fisheries scientists and oceanographers for better understanding of ecological responses through better upper-ocean monitoring on relevant scales since it measures oceanic parameters of habitat and ecosystems that influence fishing resources at spatial and temporal resolutions that are not possible to attain any other way.

Acknowledgments

The author thanks the Physical Oceanography Distributed Active Archive Center (PO.DAAC) of the Jet Propulsion Laboratory/NASA for providing the SST data derived from the AVHRR sensor on board the NOAA satellites. The author also thanks the Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC) for providing the purse-seine tuna fishery data, and Dr. Michael Hinton from the same organization for giving relevant explanations about the data set.

References

- Andrade, H.A. & C.A.E. García. 1999. Skipjack tuna fishery in relation to sea surface temperature off the southern Brazilian coast. *Fish. Oceanogr.* 8: 245-254.

- Bard, F.X., P. Bach & E. Josse. 1998. Habitat, écophysologie des thons: Quoi de neuf depuis 15 ans? ICCAT Col. Vol. Sci. Pap. 50: 319-341.
- Bardach, J.E. 1983. Pacific Tuna: Biology, economics, and politics of a large fishery resource. In: Proceedings of the Joint Oceanographic Assembly 1982-General Symposia, Halifax, Canada. Canadian National Committee/Scientific Committee on Oceanic Research, Ottawa, pp. 76-94.
- Block, B.A., J.E. Keen, B. Castillo, H. Dewar, E.V. Freund, D.J. Marcinek, R.W. Brill & C. Farwell. 1997. Environmental preferences of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) at the northern extent of its range. Mar. Biol. 130: 119-132.
- Brill, R.W., B.A. Block, C.H. Boggs, K.A. Bigelow, E.V. Freund & D.J. Marcinek. 1999. Horizontal movements and depth distribution of large adult yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) near the Hawaiian Islands, recorded using ultrasonic telemetry: implications for the physiological ecology of pelagic fishes. Mar. Biol. 133: 395-408.
- Carey, F.G., & R.J. Olson. 1982. Sonic tracking experiments with tuna. ICCAT Col. Vol. Sci. Pap. 17: 458-468.
- Cucalón-Zenck, E. 2005. Atlas de la Pesquería de Atún en el Océano Pacífico Oriental. Centro de Investigaciones Oceanográficas Pesqueras, Escuela Superior Politécnica del Litoral-ESPOL, Guayaquil, Ecuador.
- Dell, J., C. Wilcox & A.J. Hobday. 2011. Estimation of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) habitat in waters adjacent to Australia's East Coast: making the most of commercial catch data. Fish. Oceanogr. 20: 383-396.
- Fiedler, P.C. & H. Bernard. 1987. Tuna aggregation and feeding near fronts observed in satellite imagery. Cont. Shelf Res. 7: 871-881.
- Fiedler, P.C. & L.D. Talley. 2006. Hydrography of the eastern tropical Pacific: A review. Prog. Oceanogr. 69: 143-180.
- Fonteneau, A. 1998. Introduction aux problèmes des relations thons-environnement dans l'Atlantique. ICCAT Col. Vol. Sci. Pap. 50: 275-317.
- Holland, K.N., R.W. Brill & R.K.C. Chang. 1990. Horizontal and vertical movements of yellowfin and bigeye tuna associated with fish aggregating devices. US Fish. Bull. 88: 493-507.
- IATTC, 2015. Annual Report 2010 of the Inter-American Tropical Tuna Commission. Bayliff W.H. (Ed.). La Jolla, California, pp. 1-240. Available at: www.iattc.org/.
- Kilpatrick, K.A., G.P. Podesta & R. Evans. 2001. Overview of the NOAA/NASA Advanced Very High Resolution Radiometer Pathfinder algorithm for sea surface temperature and associated matchup database. J. Geophys. Res. 106 (C5): 9179-9197.
- Kumari, B., M. Raman, A. Narain & T.E. Sivaprakasam. 1993. Location of tuna resources in Indian waters using NOAA AVHRR data. Int. J. Rem. Sens. 14: 3305-3309.
- Laevastu, T. & M.L. Hayes. 1981. Fisheries Oceanography and Ecology. Fishing News Books, Farnham.
- Lan, K-W., T. Nishida, M-A. Lee, H-J. Lu, H-W. Huang, S-K. Chang & Y-C. Lan. 2012. Influence of the marine environment variability on the yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) catch rate by the Taiwanese longline fishery in the Arabian Sea, with special reference to the high catch in 2004. J. Mar. Sci. Tech. 20: 514-524.
- Laurs, R.M., P.C. Fiedler & D.R. Montgomery. 1984. Albacore tuna catch distributions relative to environmental features observed from satellites. Deep-Sea Res. 31: 1085-1099.
- Lavín, M.F., P.C. Fiedler, J.A. Amador, L.T. Balance, J. Farber-Lorda & A.M. Mestas-Núñez. 2006. A review of eastern tropical Pacific oceanography: Summary. Prog. Oceanogr. 69: 391-398.
- Lee, P.F., I.C. Chen & W.N. Tzeng. 1999. Distribution patterns of three dominant tuna species in the Indian Ocean. Proceedings of the 19th International ERSI Users Conference, San Diego, CA.
- Liu, C-T., C-H. Nan, C-R. Ho, N-J. Kuo, M-K. Hsu & R-S. Tseng. 2004. Application of satellite remote sensing on the tuna fishery of eastern tropical Pacific. In: Hwang, C., Shum, C.K., Li, J.C. (Eds.), International Workshop on Satellite Altimetry, International Association of Geodesy Symposia, 126. Springer-Verlag, Berlin, pp. 175-182.
- Mugo, R., S. Saitoh, A. Nihira & T. Kuroyama. 2010. Habitat characteristics of skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) in the western North Pacific: a remote sensing perspective. Fish. Oceanogr. 19: 382-396.
- Philander, S.G.H. 1989. El Niño, La Niña, and the Southern Oscillation. Academic Press, New York.
- Power, J.H. & L.N. May Jr. 1991. Satellite observed sea-surface temperatures and yellowfin tuna catch and effort in the Gulf of Mexico. US Fish. Bull. 89: 429-439.
- Rajapaksha, J.K., L. Samarakoon & A.A.J.K. Gunathilaka. 2013. Environmental preferences of yellowfin tuna in the North East Indian Ocean: An application of satellite data to longline catches. Int. J. Fish. Aquat. Sci. 2: 72-80.
- Ruiz, J.E., I. Cordery & A. Sharma. 2005. Integrating ocean subsurface temperatures in statistical ENSO forecasts. J. Climate 18: 3571-3586.
- Sakagawa, G.T. 1996. Western Pacific Yellowfin Tuna Research Group findings on tuna fisheries interactions. In: Shomura, R.S., Majkowski, J., Harman, R.F. (Eds.), Proceedings of the Second FAO Expert Consultation on Interactions of Pacific Tuna Fisheries. Shimizu, Japan. FAO Fisheries Technical Paper No. 365, Rome, pp. 306-313.
- Santos, A.M.P. 2000. Fisheries oceanography using satellite and airborne remote sensing methods: a review. Fish. Res. 49: 1-20.
- Santos, A.M.P., A.F.G. Fiúza & R.M. Laurs. 2006. Influence of SST on catches of swordfish and tuna in the Portuguese domestic longline fishery. Int. J. Rem. Sens. 27: 3131-3152.
- Stretta, J.M. 1991. Forecasting models for tuna fishery with aerospatial remote sensing. Int. J. Rem. Sens. 12: 771-779.
- Stretta, J.M. & M. Slepoukha. 1986. Analyse des facteurs biotiques et abiotiques associés aux bancs de listaos. In: Symmons, P.E.K., Miyake, P.M., Sakagawa, G.T. (Eds.), Proceedings of the International Commission for Conservation of Atlantic Tuna (ICCAT) Conference on the International Skipjack Program. Canarias, Spain, pp. 161-169.
- Wang, C., C. Deser, J-Y. Yu, P. DiNezio & A. Clement. 2017. El Niño and Southern Oscillation (ENSO): A Review. In: Glynn, P.W., Manzello, D.P., Enochs, I.C. (Eds.), Coral Reefs of the Eastern Tropical Pacific, Springer, pp. 85-106.
- Wild, A. 1994. A review of the biology and fisheries for yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in the eastern Pacific Ocean. In: Shomura, R.S., Majkowski, J., Lang, S. (Eds.), Proceedings of the First FAO Expert Consultation on Interactions of Pacific Tuna Fisheries. Noumea, New Caledonia. FAO Fisheries Technical Paper No. 336, Rome, pp. 52-107.
- Zagaglia, C.R., J.A. Lorenzetti & J.L. Stech. 2004. Remote sensing data and longline catches of yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the equatorial Atlantic. Rem. Sens. Environ. 93: 267-281.
- Zainuddin, M., K. Saitoh & S. Saitoh. 2008. Albacore (*Thunnus alalunga*) fishing ground in relation to oceanographic conditions in the western North Pacific Ocean using remotely sensed satellite data. Fish. Oceanogr. 17: 61-73.

Caracterización de la pesquería artesanal de merluza (*merluccius GAYI*) en la caleta pesquera de Santa Rosa (provincia de Santa Elena)

Characterization of artisanal fisheries of *merluccius gayi* in the fishing
cove of Santa Rosa (Santa Elena province)

Dialhy Coello^{1,2*}, Marco Herrera¹, Rómulo Castro^{1†}, Carlos Medina³ y
Jessica Salcedo^{1,4}

¹ Investigación de Recursos Bioacuáticos y su Ambiente, Instituto Nacional de Pesca,
Letamendi 102 y la Ría, Guayaquil, Ecuador

² Facultad de Ciencias Naturales, Universidad de Guayaquil, Av. Raúl Gómez Lince s/n y Av.
Juan Tanca Marengo. Guayaquil, Ecuador

³ TROPIPECES. Ciudadela Amazonas Mz. 5 villa 3. Guayaquil, Ecuador

⁴ Centro Nacional de Acuicultura e Investigaciones Marinas, CENAIM, Escuela Superior
Politécnica del Litoral, ESPOL, Campus Gustavo Galindo, Km 30.5 Vía Perimetral,
Guayaquil, Ecuador

Recibido 3 de mayo 2017; recibido en forma revisada 26 de mayo 2017, aceptado 2 de junio 2017
Disponible en línea 26 de junio 2017

Resumen

Durante 2011 y 2012, el Instituto Nacional de Pesca implementó un Programa de Observadores a bordo con el objetivo de contribuir al conocimiento pesquero y económico de la pesquería artesanal de merluza, efectuada por pescadores de Santa Rosa en la Provincia de Santa Elena, participándose en 1 498 maniobras, donde a través de un registro de pesca se obtuvo información que permitió establecer que la mayoría de sus zonas de pesca se encuentran entre 02° 15' a 02° 00' S y de 81° 00' a 81° 15' W, que sus capturas fluctuaron entre 4.695,90 y 20.066,40 kg, de los cuales la merluza representó el 91.9 %, mientras que la fauna asociada estuvo representada principalmente por peces demersales, sin observarse variaciones espaciales ni temporales en su composición. Las capturas de merluza estarían influenciadas no solamente por la disponibilidad de la especie objetivo, sino también por la zona de pesca (Los Cachos) y la carnada utilizada (calamar y pinchagua). También, se estableció la tasa de captura de aves que fluctuó entre 0,015 y 0,086 aves/1000 anzuelos, es decir, esta pesquería tendría mínimo impacto sobre las aves. La rentabilidad mensual se estableció en \$2.061,00; de los cuales \$1.030,50 son para el dueño de la embarcación y para cada pescador \$343.50 c/u. La relación B/C se estableció en 3,23 es decir, es una actividad rentable.

Palabras claves: carnada, zona de pesca, abundancia, rentabilidad económica

Abstract

During 2011 and 2012, the Instituto Nacional de Pesca (in English, National Fisheries Institute of Ecuador) implemented an Aboard Observer Program with the objective of contributing to both, the fishery and economic knowledge of the Panama hake artisanal fishery, carried out by fishermen from Santa Rosa in the Province of Santa Elena, participating in 1 498 maneuvers, where, through a fishing log, information that allowed to establish that most of their fishing areas are between 02° 15' to 02° 00' S and 81° 00' to 81° 15' W was obtained and, that their catches fluctuated between 4,695.90 and 20,066.40 kg, from which hake represented 91.9%, while the associated fauna was mainly represented by demersal fish, without observing spatial or temporal variations in its composition. Hake catches would be influenced not only by the availability of the target species, but also by the fishing zone (Los Cachos) and the bait used (squid and pinchagua). Also, the bird capture rate was established, which fluctuated between 0.015 and 0.086 birds/1000 hooks, that is, this fishery would have minimal impact on birds. The monthly profitability was established at \$2,061.00; of which \$1,030.50 are for the vessel owner and \$343.50 for each fisherman. The benefit-cost ratio (BCR) was established at 3.23, which means that it is a profitable activity.

Keywords: bait, fishing zone, abundance, economic profitability

* Correspondencia del autor:
E-mail: dialhy.coellos@ug.edu.ec



Introducción

La explotación pesquera a nivel mundial representó un desembarque de 91.3 millones de toneladas durante el 2012, de los cuales 87.3 % corresponden a pesca de captura marina; esta actividad tiene múltiples implicaciones socioeconómicas puesto que se estima que 58.3 millones de personas trabajan en actividades primarias de pesca y acuicultura de los cuales 3.9 % corresponden a Latinoamérica y el Caribe (FAO, 2014).

Entre las especies ampliamente explotadas encontramos peces pelágicos, mesopelágicos y demersales que son objetivo de pesca de varias flotas, tanto artesanales como industriales a nivel mundial. En el grupo de los peces de fondo una familia de gran interés pesquero es MERLUCCIIDAE, que incluye a las merluzas, entre las cuales algunas han sido y son objeto de explotación, especialmente industrial como son: *Merluccius australis*, *M. gayi*, *M. hubbsi*, entre otras, explotadas en los Océanos Pacífico y Atlántico por varios países como Perú, Ecuador, Chile, Argentina, entre otros (Lloris *et al.*, 2003).

En aguas ecuatorianas se ha registrado la presencia de *M. gayi* formando parte de los desembarques de varias pesquerías artesanales e industriales desde los 80's como fauna asociada, pero es a partir de 2010 cuando se desarrolla una pesquería artesanal dirigida a este recurso en la Península de Santa Elena, principalmente en las caletas Pesqueras de Santa Rosa y Anconcito, registrándose también desembarques en Manta y San Lorenzo (Provincia de Manabí) (INP, 2012). Posteriormente, en 2013 y al ser definida como "recurso potencial para el desarrollo de una pesquería sostenible de importancia comercial y social en la República del Ecuador", se inicia su explotación por parte de una flota industrial empleando redes de arrastre y/o espinel de fondo (Martínez *et al.*, 2013).

La información sobre la biomasa de merluza en nuestro país se inicia en la década de los 90, determinándose la existencia en el Golfo de Guayaquil de 18 046 t y una máxima captura "conservadora" de 2 000 t anuales, considerando los autores que este valor no justificaría una pesquería industrial sino más bien una artesanal para consumo humano directo a nivel local y/o como elaborados tipo surimi (Martínez y Madirolas, 1991).

Posteriormente, en el marco de cooperación internacional existente entre Ecuador y España en materia de recursos pesqueros, durante el periodo 2008 al 2010 se llevaron a cabo tres campañas de investigación, determinándose que *Merluccius gayi* fue la especie más representativa en peso con 3 970.40, 58 708.38 y 101 118.71 kg, respectivamente; es importante mencionar que la biomasa estimada de esta especie durante el último año estuvo sobre 340 500.00 t (Informe de Campañas Oceanográficas de Cooperación España Ecuador 2008, 2009 y 2010).

Posteriormente, Vicuña y Herrera (2013), estimaron un total de 335 604.00 t de biomasa de peces

asociados al fondo durante diciembre de 2011, de la cual 22 542.30 t correspondieron a merluza.

Así también, Martínez *et al.*, (2013), realizaron un estudio para determinar la factibilidad comercial de la pesquería de esta especie capturada con red de arrastre, el cual determinó que:

- a) Las capturas de merluza fueron registradas en la plataforma y talud continental desde 28.83 hasta 395.00 m de profundidad, principalmente en sedimento de tipo fango arenoso.
- b) La relación merluza-fauna retenida (consumo humano) fue 20:1; merluza-fauna descartada (devuelta al mar) registró 191:1; merluza-camarón fue 19 502:1.
- c) En los estratos 1 (0-100 m) y 2 (100-200 m), existen significativos volúmenes de captura,
- d) La talla o longitud de la primera madurez sexual es de 30.50 cm (LT) ♂ y 32.00 cm (LT) ♀ cm, entre otros.

Analizando, el tema desde el aspecto económico, estudios sobre pesquerías artesanales en el Ecuador son escasos y la merluza no es la excepción, contándose con la evaluación económica de la pesquería artesanal de peces pelágicos grandes con enmalle de superficie en la caleta pesquera de Santa Rosa, que determinó una rentabilidad económica mensual en promedio por embarcación de \$1 818.00 dólares (Coello *et al.*, 2011).

En este contexto el objetivo del presente trabajo es contribuir al conocimiento pesquero y económico de la pesquería artesanal de merluza desarrollada por los pescadores de la localidad de Santa Rosa en la Provincia de Santa Elena.

Metodología

Del 5 de abril al 25 de noviembre de 2011 y del 2 de abril hasta el 21 de junio de 2012, el Instituto Nacional de Pesca implementó un Programa de Observadores a bordo de la flota artesanal que captura merluza con espinel de fondo asentada en el puerto de Santa Rosa-Provincia de Santa Elena.

La información pesquera y biológica se obtuvo mediante un registro de pesca, que contenía información sobre georreferenciación de zonas de pesca, descripción del arte, modalidad de pesca, captura, fauna asociada y gastos de viaje.

En base a los datos obtenidos sobre puntos de pesca se elaboró un mapa de zonas de pesca utilizando el programa SURFER 8.0. Para realizar la descripción del arte, se establecieron las características y dimensiones de los componentes estructurales del espinel de fondo considerando un total de 25 embarcaciones (botes de fibra de vidrio).

La abundancia fue estimada con temporalidad mensual, en base a la razón entre la captura total sobre el número de anzuelos totales utilizados por cada embarcación, considerando los diferentes tipos de carnada utilizada (siete especies) y zonas de pesca, es importante mencionar que en relación a carnada solamente se utilizaron las correspondientes a especies empleadas en más de 17 lances de pesca.

También, se aplicó el análisis no paramétrico de Kruskal Wallis para determinar si existían diferencias significativas de las abundancias entre zonas de pesca y tipos de carnada utilizados, con relación a las áreas de pesca no se incluyeron aquellos que registraron información de menos de seis meses.

Basados en la misma metodología aplicada para la abundancia se estableció la tasa de captura incidental para otros organismos presentes dentro de esta pesquería, siendo importante mencionar que en el caso de las aves debido a su bajo número, los resultados se presentan por cada 1 000 anzuelos.

Para la evaluación económica de la pesquería se consideró que cada embarcación artesanal estaba tripulada por dos pescadores y un capitán, quienes realizaron en promedio 18 salidas de pesca al mes, con faenas de tres lances entre las 06H00 y 16H00. También se calculó la rentabilidad en base a los promedios tanto del ingreso como del costo de las salidas de pesca, lo cual puede ser expresado mediante la expresión matemática de Seijo *et. al.*, (1997):

$$RT = IT - CT$$

Donde:

RT= Renta neta IT= Ingreso total CT= Costo total

El ingreso total se lo obtuvo a través del promedio de la venta de la captura total de merluza por salida de pesca mientras que para el costo total promedio se consideró todos los gastos realizados tanto en la parte operativa (combustible, hielo, carnada, víveres, movilización, artes de pesca, entre otros), como en la compra de bienes de capital necesarios para desarrollar una faena de pesca. Posteriormente, se calcularon estos mismos valores, pero considerando un total de 18 salidas en promedio al mes por cada embarcación que es lo realizado por esta flota pesquera artesanal.

En el costo operativo por salida de pesca no se incluye el costo de mano de obra debido a que la venta total de la captura por faena de pesca se reparte entre los tripulantes de la embarcación y el dueño de la misma. Además, considerando, que el presente análisis se basa en la pesca obtenida durante cada salida de pesca, la rentabilidad económica (ingresos netos), quedó expresada como cantidad de dólares por salida de pesca.

Con la información así obtenida, se realizó el cálculo de la relación que existe entre el ingreso y el costo

total de las distintas salidas de pesca, relación habitualmente denominada relación beneficio-costos (B/C), la cual muestra el grado de desarrollo que un proyecto o actividad particular puede generar a una comunidad o grupo social. En este estudio, la relación B/C representa el grado de bienestar que obtienen los pescadores artesanales de merluza al realizar su actividad pesquera.

El análisis de sensibilidad, se obtuvo a partir de la rentabilidad económica y de la relación B/C ante cambios porcentuales en el ingreso y en el costo total. Estos cambios consistieron en un incremento de los costos, reducción de ingresos y finalmente un incremento de costos, todos en un 20.0 %, acompañado de una reducción de los ingresos en la misma magnitud.

Resultados

Durante el periodo de estudio se participó en 487 faenas de pesca, en las que se efectuaron 1 498 maniobras de pesca (calado, reposo y recogida) con espinetes horizontales de fondo tradicionales.

Arte de pesca: característica y dimensionamiento

Esta pesquería utiliza un arte de pesca denominado "espinel horizontal de fondo" (Anexo 1), que emplea anzuelos encebados o encarnados, el mismo que es calado a profundidades variables de 180.0 a 330.0 m.

Este arte está compuesto por una línea principal de material Polipropileno (PP) 3H o 4H de 2.00 o 3.00 mm de diámetro, en la cual van anudados a una distancia de 1.00 a 1.20 m los reinales formados de una sola sección de material Poliamida monofilamento (PA mono) # 0.80 de una longitud total de 0.80 a 1.00 m, en cuyo extremo libre van colocados los anzuelos. Desde esta línea principal va asegurado una extensión llamada orinque, que se extiende hasta la superficie anudada a una boya de señalización.

El número total de anzuelos por arte fue variable, tanto en cantidad con el tamaño del anzuelo e incluso en una misma embarcación (dos a nueve valores diferentes), siendo las cantidades más frecuentes 270, 300, 330, 360, 390, 450, 500, 600 y 660 anzuelos tipo J torcidos, número 8, 9 o 10.

Cada 30 a 35 anzuelos va colocado un peso (piedras o botella plásticas de cola pequeña llena de arena) de 1.80 a 2.00 lb, los mismos que son asegurados en la línea principal con hilo de material PP 3H de 2 mm de diámetro con una longitud de 0.20 a 0.25 m; en los extremos o muchas veces en las partes centrales de la línea madre van colocados unos lastres o pesos de calado, que entran en contacto con el fondo marino, éstos van asegurados con una extensión de hilo de 0.30 a 0.50 m de material PP 4H de Ø 3.00 mm.

Método o modalidad de pesca

Se inicia con la ubicación de la zona de pesca, con la ayuda de marcaciones de coordenadas o waypoints guardados en el sistema de posicionamiento global (GPS) y conocidas a través de las experiencias como pescadores del mencionado recurso.

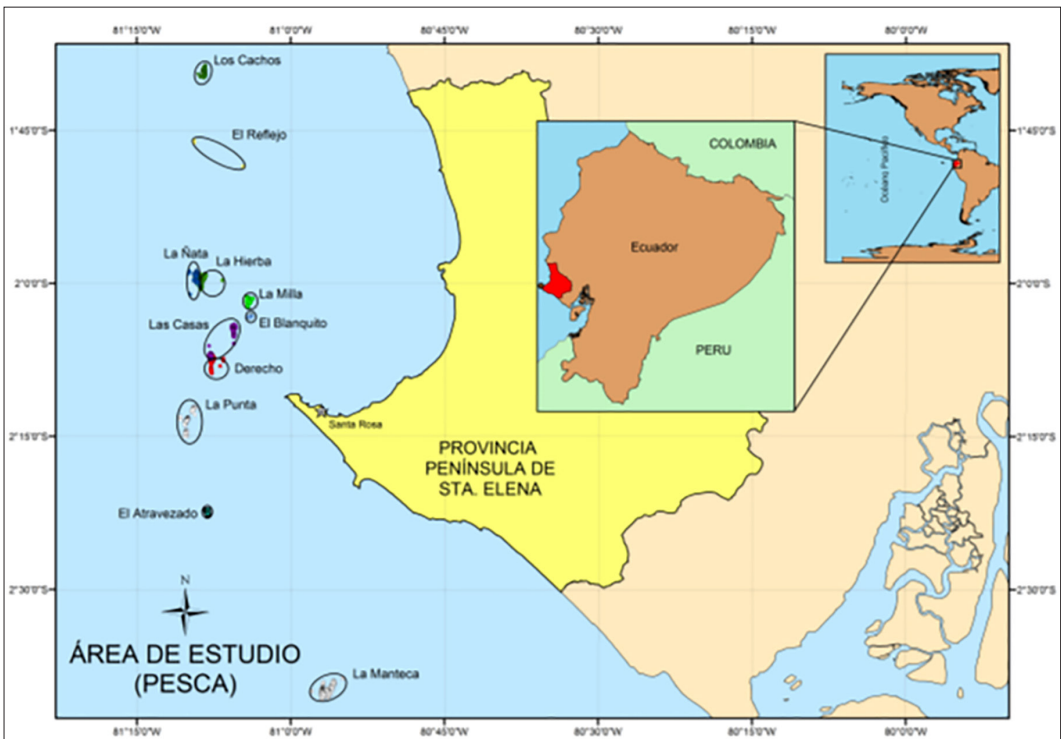


Figura 1. Zonas de pesca de la flota artesanal de merluza (2011-2012).

Generalmente, el zarpe hacia las zonas de pesca es en horas de la mañana de 02H30 a 06H30, a bordo de botes de fibra de vidrio tripulados por tres o cuatro pescadores. Una vez encarnado los anzuelos del espinel y localizada el área de pesca, el arte era calado, procurando iniciar la faena a la 05H00, para lograr realizar hasta cinco maniobras de pesca efectiva por día, frecuentemente en distintas coordenadas dentro de una misma cuadrícula (10 Mn²).

Sin embargo, por los tiempos de duración que tiene cada ciclo de pesca (calado, reposo y recogida), se realizaban calados del arte hasta las 16H00. En relación con la maniobra de recogida en las diferentes faenas de pesca, se iniciaban a partir de las 05H50 concluyendo con la subida del último lance a las 18h00, aproximadamente.

Es así que los tiempos de duración de cada uno de los ciclos antes mencionados fueron variables, con fluctuaciones entre: Calado 0.10 - 0.43 H; Reposo 0.08 - 2.08 H; Recogida de 0.70 - 2.75 H.

Zonas de pesca

Los pescadores de Santa Rosa frecuentan 11 áreas de pesca distribuidas entre 02° 45' y 01° 30' S frente a las provincias de Guayas, Santa Elena y Manabí, ubicándose la mayor cantidad de caladeros hacia el norte de la Península de Santa Elena entre 02° 15' a 02° 00' S y de 81° 00' a 81° 15' W (Figura 1).

En las zonas denominadas como: La Punta, La Hierba, Las Casas y Derecho, es donde se realizaron

la mayor parte de las operaciones de pesca, específicamente, entre 349 a 232 lances en cada una. Cuando las tallas de merluza disminuyen en éstas, los pescadores se desplazan hacia otras áreas como son: La Manteca, la Nata, Los Cachos y Atravesado, en busca de individuos más grandes. Es importante mencionar que las zonas de operación de esta flota se encuentran fuera de la Reserva de Producción Faunística Puntilla de Santa Elena.

Un aspecto relevante en sus zonas de pesca, es que por tratarse de áreas pequeñas rodeadas por rocas, al existir confluencia de embarcaciones se presentan problemas referentes al calado y recogida de los espineles de fondo, lo que condiciona que el esfuerzo este limitado a espineles de fondo de entre 300 y 400 anzuelos y de siete a diez embarcaciones en zonas como Atravesado, Derecho, Las Casas y Las Hierbas.

Carnada utilizada

El calamar y varios peces son utilizados solos o combinados como carnada para la merluza, tanto en estado fresco como congelado, siendo importante mencionar que calamar congelado (*Dosidicus gigas*), chazo congelado (*Peprilus medius*) y pinchagua en fresco (*Opisthonema* spp.), fueron los más utilizadas como carnada (Figura 2).

Según los pescadores, las mayores capturas están asociadas al uso de calamar y pinchagua, en relación a la última mencionada, su uso está condicionado por la oferta que de la especie exista en los puertos: La Caleta de la Libertad, Santa Rosa y Anconcito.

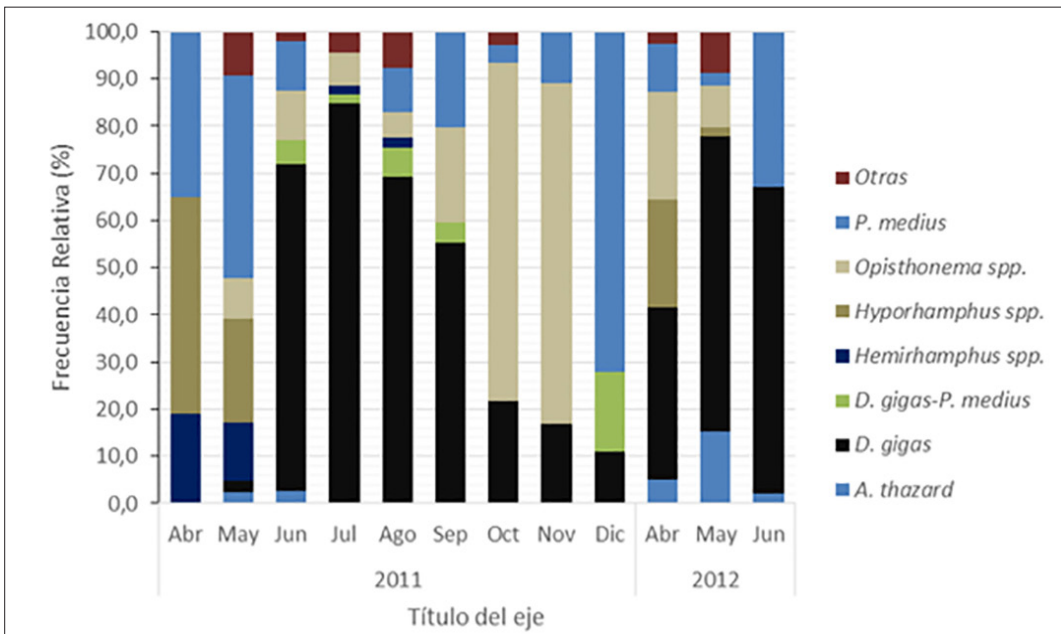


Figura 2. Frecuencia relativa de las diferentes carnadas utilizadas en la pesquería artesanal de merluza (2011-2012).

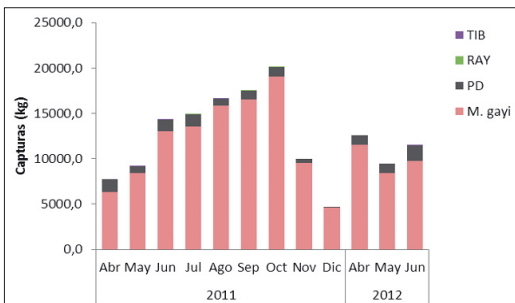


Figura 3. Captura (kg) mensual en la pesquería artesanal de merluza (2011-2012).

El chazo, es una especie disponible casi todo el año, sin embargo, su uso como carnada está condicionado a la escasez de calamar y pinchagua. En el caso de choquita (*Hyporhamphus spp.*), es una especie apreciada por los pescadores pero su escasa disponibilidad limita su utilización.

Capturas

Las capturas fluctuaron entre 4 695.90 y 20 066.40 kg, incrementándose de abril a octubre para decrecer los dos últimos meses de 2011, mientras que durante el segundo trimestre de 2012 los valores se mantienen similares (Figura 3).

Tabla 1. Abundancia (kg/anzuelo) por zona de pesca visitada en la pesquería de artesanal de merluza (2011-2012).

<Zonas de pesca	2011								2012			
	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Abr	May	Jun
Atravesado									0.3	0.2		0.6
Derecho	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.1	0.1	0.2		0.4	0.2	0.2
El Blanquito										0.2		
El Reflejo											0.2	
La Hierba	0.1	0.2	0.3	0.2	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.2	0.2	
La Manteca	0.2	0.2	0.2	0.2	0.4	0.3	0.2	0.4			0.1	
La Milla												0.3
La Ñata		0.1	0.2	0.2		0.4	0.3				0.1	0.1
La Punta	0.2		0.1	0.3	0.4	0.2	0.3	0.2		0.3	0.2	0.2
Las Casas	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2			0.2	0.2
Los Cachos		0.2	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3					

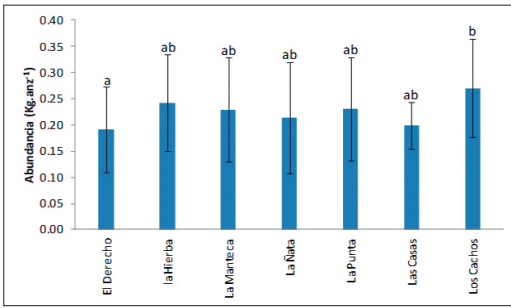


Figura 4. Promedio (+- Desviación Estándar) de la abundancia (kg/anzuelo) por zona de pesca visitada en la pesquería artesanal de merluza (2011-2012). Promedios con diferentes letras son significativamente diferentes.

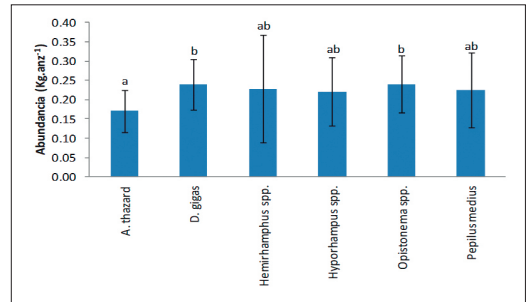


Figura 5. Promedio (+- Desviación Estándar) de la abundancia (kg/anzuelo) por tipo de carnada empleada en la pesquería artesanal de merluza (2011-2012). Promedios con diferentes letras son significativamente diferentes.

De manera general la merluza representó el 91.9 % de las capturas totales mientras que otras especies pertenecientes a peces demersales óseos representaron el 8.0 %, mientras que los elasmobranchios representados por tiburones y rayas alcanzaron 0.1 y 0.01 %, respectivamente.

El grupo de los peces demersales estuvo constituido por 52 especies, de las cuales las más representativas fueron: rabijunco (*Hemanthias peruanus*) y brujo (*Pontinus* spp.), con capturas de 2 507.90 y 2 469.30 kg, respectivamente.

En relación a la captura incidental, si bien es cierto se registraron avistamientos de aves marinas durante todas las maniobras de pesca realizadas, solamente tuvieron interacción directa con el arte, específicamente con anzuelos encarnados un total de 18 aves de los cuales 12 correspondieron a Piqueros (10 individuos de *Sula nebouxi* y dos de *S. granti*), cinco al Petrel de Parkinson (*Procellaria parkinsoni*), un Pelicano Peruano (*Pelecanus thagus*), registrándose de este total dos aves muertas y 16 fueron liberadas vivas.

La tasa de captura de aves establecida por cada 1000 anzuelos, determinó valores que fluctuaron entre 0.015 y 0.086 en octubre y julio de 2011, respectivamente, es importante mencionar que en abril de 2011 fue el único mes donde no existió interacción directa y el periodo junio-agosto 2011 fue el de mayor frecuencia de ocurrencia.

También se registró la incidencia de trece tiburones, pertenecientes a las familias ECHINORHINIDAE, CARCHARHINIDAE, ALOPIIDAE y TRIAKIDAE, siendo el

más frecuente el tiburón negro espinoso (*Echinorhinus cookei*) con ocho individuos; mientras que las tortugas estuvieron representadas por un ejemplar de pico de lora (*Lepidochelys olivacea*), la cual se enganchó en una aleta y fue liberada viva por los pescadores y el observador a bordo.

Abundancia

Considerando las zonas de pesca, las abundancias ≥ 0.30 fueron registradas mayoritariamente en las zonas de La Hierba, La Manteca, Los Cachos y La Punta, siendo importante mencionar el valor registrado en junio de 2012 en el sector denominado Atravesado (0.60) (Tabla 1).

El análisis de Kruskal Wallis determinó que existen diferencias significativas de los volúmenes desembarcados entre las zonas de pesca ($p < 0.05$) (Figura 4).

Mientras que en lo referente a tipos de carnada, los mayores valores de abundancia (≥ 0.3), se registraron con el uso de calamar (*Dosidiscus gigas*), chazo (*Peprilus medius*) y pinchagua (*Opisthonema* spp.), (Tabla 2).

De igual forma, el análisis de Kruskal Wallis determinó que existen diferencias significativas en la abundancia según el tipo de carnada utilizado ($p < 0.05$) (Figura 5).

Análisis económico

El costo total promedio por salida de pesca fue de \$61.30; del cual el mayor gasto correspondió a la compra de combustible con un 46.0 % y a la compra de carnada y víveres con un 21.0 y 13.0 %, respectivamente (Figura 6).

Tabla 2. Abundancia (kg/anzuelo) por tipo de carnada empleada en la pesquería artesanal de merluza (2011-2012).

Zonas de pesca	2011					2012						
	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Abr	May	Jun
<i>A. thazard</i>		0.2	0.1							0.2	0.2	0.2
<i>C. mysticetus</i>				0.2								
<i>D. gigas</i>		0.3	0.3	0.2	0.3	0.3	0.2	0.2	0.3	0.3	0.2	0.2
<i>Hemirhamphus</i> spp.	0.2	0.2		0.2	0.4							
<i>Hyporhamphus</i> spp.	0.2	0.2								0.3	0.3	
<i>Opisthonema</i> spp.		0.3	0.2	0.2	0.2	0.2	0.3	0.3		0.3	0.2	
<i>P. medius</i>	0.1	0.2	0.2		0.4	0.3	0.3	0.2	0.3	0.2	0.3	0.2

Tabla 3. Depreciación de los Bienes de Capital utilizados en la faenas de pesca artesanal de merluza (2011-2012).

Descripción	Cantidad	Precio unitario (dólares)	Costo total (dólares)	Vida útil (años)	Valor de depreciación diaria
Bote de fibra de vidrio	1	\$ 5 000.00	\$ 5 000.00	10	1.37
Espinel de fondo	1	\$ 80.00	\$ 80.00	40 días	2.00
Motor fuera de borda de 75 HP	1	\$ 5 000.00	\$ 5 000.00	3	4.57
Sistema Posicionamiento global (GPS)	1	\$ 250.00	\$ 250.00	3	0.23
Batería	1	\$ 100.00	\$ 100.00	1	0.27
TOTAL					8.44

En relación al combustible es necesario mencionar que si bien es cierto el monto invertido es uno de los más representativo en esta pesquería, en términos generales es bajo debido a la distancia recorrida por las embarcaciones, puesto que los sitios de pesca de esta flota se encuentran aproximadamente a 13 millas de distancia de Santa Rosa.

Para los bienes de capital utilizados en las faenas de pesca, se estimó la depreciación de los mismos en función de su vida útil y de los días invertidos en la salida de pesca para incluirlos como parte del costo total, obteniéndose que el costo diario de los bienes de capital utilizados en cada salida de pesca fue de \$ 8.44 dólares (Tabla 3), el cual al sumarlo con los costos operativos (\$ 61.30) da un valor total de \$ 69.74 que corresponde al costo total por salida de pesca.

Considerando los costos operativos y la depreciación de los bienes de capital se estableció el costo total promedio por salida de pesca durante abril a noviembre de 2011, obteniéndose que éstos se mantienen relativamente constantes entre 64.00 y 75.00 dólares americanos.

Para cada salida diaria de pesca de merluza, el ingreso promedio fue de \$184.27, este valor no incluye la venta de otras especies que también fueron capturadas con el espinel de fondo durante la faena de pesca. La venta de la pesca acompañante conocida habitualmente por los pescadores como “chancha”, tuvo un valor promedio de \$18.72, que al sumarla al

valor de la venta de la merluza, determina un total de \$202.99.

Los ingresos se mantienen semejantes durante abril y noviembre de 2011, con excepción de agosto cuando hubo mayores ingresos (Figura 7), resultado de las fluctuaciones en el precio por libra de este recurso.

En relación al ingreso percibido por la venta de la merluza capturada según los sitios de pesca, se encontró que la merluza proveniente de los sitios denominados Los Cachos y la Manteca fueron los que aportaron con mayor ingreso promedio como resultado probablemente de la captura de individuos de mayor talla, mientras que la capturada en Derecho registró menor valor de venta (Figura 8).

Así también, el ingreso total promedio mensual de \$3 316.00 y el costo total promedio fue de \$1 255.00, es decir se obtuvo una rentabilidad o ingreso neto mensual de \$2 061.00; de los cuales \$1 030.50 son para el armador (dueño) de la embarcación y la otra mitad le corresponde a los tres pescadores, con un ingreso promedio de \$343.50 por pescador.

Con respecto a la rentabilidad de la tripulación, hay que agregarle el valor que aporta la “chancha” a la ganancia mensual promedio de cada pescador (\$112.33), por lo que el nuevo ingreso neto para cada uno de ellos es de \$ 455.66.

La relación promedio de *B/C* calculada para la pesca de merluza fue de 2.64, sin embargo si se considera el volumen total de la pesca (merluza y otras especies capturadas) esta relación aumenta a 3.23.

El análisis de sensibilidad permite observar las variaciones en el ingreso neto mensual y de la relación *B/C*, es así que ante las variaciones planteadas, la relación se mantiene positiva, es decir, esta actividad extractiva sigue siendo rentable ante los cambios sugeridos (Tabla 4).

Discusión y conclusiones

Las capturas de la flota artesanal de Santa Rosa dirigida al recurso merluza, fueron variables con un incremento progresivo de abril a octubre, para

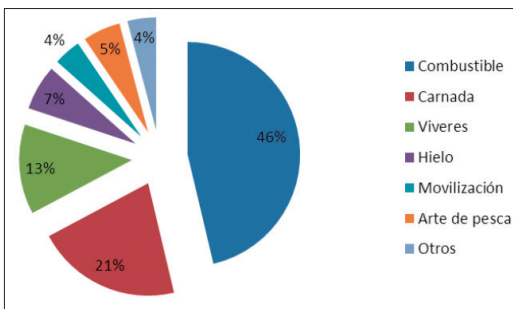


Figura 6. Costos operativos porcentuales por salida de pesca de la flota artesanal de merluza (2011-2012).

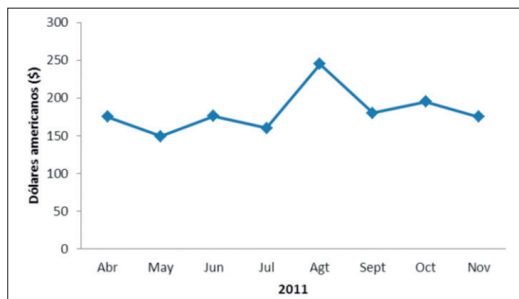


Figura 7. Ingreso promedio total de la venta de merluza por salida de pesca (2011-2012).

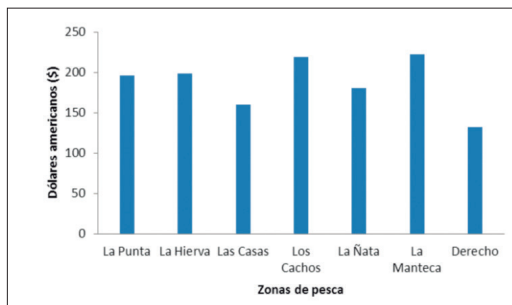


Figura 8. Valor promedio de la venta de la captura de merluza (2010-2011).

Tabla 4. Análisis de sensibilidad de la flota artesanal dirigida a merluza (2011-2012) (USD).

Descripción	Ingreso neto mensual	Relación B/C
Línea Base	\$ 2 061.00	2.64
Inc. costo 20%	\$ 1 810.00	2.20
Red. ingresos 20%	\$ 1 327.00	2.11
Inc. costo 20% y red ing. 20%	\$ 1 147.00	1.76

decrecer los dos últimos meses de 2011, siendo importante mencionar que los valores obtenidos de abril a junio de 2012 fueron similares al mismo periodo del primer año mencionado.

En relación al descenso observado a finales del 2011 sería resultado de que durante la estación lluviosa, que a nivel pesquero determina la disponibilidad del dorado, parte de esta flota redirige su esfuerzo hacia la captura de este recurso, siguiendo el comportamiento general de la actividad pesquera artesanal del Puerto de Santa Rosa.

Mientras que en términos generales, se considera que las capturas de merluza estarían influenciadas no solamente por la disponibilidad de la especie objetivo, sino también por la zona de pesca y carnada utilizada, basándonos en los resultados de los análisis estadísticos realizados, que determinaron que en Los Cachos los volúmenes de captura son superiores en relación a las otras áreas, lo mismo sucede cuando se utiliza como carnada calamar y pinchagua.

Es importante mencionar que en ciertos momentos, la definición de la zona de pesca a visitar es resultado de consideraciones específicas como son: a) la disminución de las tallas de los individuos y b) al hecho de que por tratarse de áreas pequeñas rodeadas por rocas, al existir varias embarcaciones operando se registran problemas durante el calado y recogida

de los espinetes, por lo que algunas embarcaciones cambian el área de pesca. Así como también, la disponibilidad de las carnadas, que está sujeta a las condiciones oceanográficas que determinan su presencia y abundancia en las capturas.

Sobre la pinchagua, se ha establecido que en aguas ecuatorianas se encuentra en un proceso de sobrepesca a partir de 2005 y de sobreexplotación a partir de 2010 (Canales et al., 2013) por lo que su uso como carnada, para ésta y otras pesquerías debería ser analizado.

Al agrupar la captura total obtenida es evidente la importancia relativa de merluza (*Merluccius gayi*) con un 91.9 %, mientras que la fauna asociada tuvo un aporte mínimo (8.1 %), sin observarse variaciones espaciales ni temporales en la composición de la captura incidental representada principalmente por peces demersales como brujo (*Pontinus* sp.) y rabijunco (*Hemanthias peruanus*), es decir, el arte estaría siendo selectivo en relación a la pesca objetivo.

En relación a las aves, se registraron principalmente, Piqueros Patas azules y Petrel de Parkinson. Alexander et al., 1997 citado Neves et al., 2008, indicaron que las tasas de captura de aves son mayores para los espinetes pelágicos (0.03 a 5.03 aves/1000 anzuelos) que para los espinetes demersales (0.19 a 0.67 aves/1000 anzuelos), en nuestro caso, los valores obtenidos con el espinel de fondo empleado son menores al rango establecido (0.015 y 0.086 aves/1000 anzuelos), es decir, esta pesquería tendría mínimo impacto sobre las aves.

Igual situación se registró en relación a tiburones, puesto que se capturaron incidentalmente 13 individuos durante todo el periodo de estudio, valor mínimo si lo relacionamos con otras pesquerías artesanales como la dirigida a Peces Pelágicos Grandes con enmalle de superficie, donde el promedio mensual fue de 16 individuos durante un periodo similar de análisis (Coello et al., 2011).

El tiburón negro espinoso (*Echinorhinus cookei*), "especie demersal, lenta de gran talla. Vive en

las plataformas continentales e insulares y en las regiones superiores del talud continental, desde 11 hasta por lo menos 424 m de profundidad” (Fisher et al., 1995), fue el más frecuente y las faenas de pesca en las que se registró su presencia correspondieron a operaciones del espinel de fondo entre 135.5 y 289.1 m de profundidad.

Los ingresos percibidos por los pescadores artesanales que participan en esta pesquería corresponden a \$ 343.50, lo cual si bien es cierto supera el ingreso registrado en otras pesquerías como la de enmalle de superficie dirigido a peces pelágicos grandes, que es de \$ 321.00 (Coello et al., 2011), no supera el valor establecido para la canasta familiar básica mensual (\$578.04 para diciembre de 2011), pero es superior al sueldo básico unificado fijado en \$264.00 para el mismo año.

La relación promedio de B/C calculada para la pesca de merluza fue de 2.64 por lo que esta actividad es rentable para los pescadores artesanales por ser superior a la unidad. Si se considera el volumen total de la pesca (merluza y pesca acompañante) como parte del ingreso total, esta actividad pesquera es aún más atractiva puesto que la relación B/C aumenta a 3.23.

Este valor permite considerar como una actividad rentable a pesca artesanal de merluza en comparación con otras actividades productivas que requieren de mayor inversión económica y producen rentabilidades inferiores a las estimadas en este estudio.

Agradecimiento

Los autores expresan su agradecimiento a la Ing. Yahira Piedrahita, ex Directora y Blga. Pilar Solís, ex Subdirectora del Instituto Nacional de Pesca, quienes apoyaron las actividades de este Programa de Observadores a bordo en la institución y al M.Sc. Camilo Ramírez Iglesias por impulsar la difusión de la información generada en este proyecto.

También a los Blgos. Ingrid Saa Vera, Jose Pozo Liriano, Richard Murillo Ramos, Freddy Salinas Yagual, Fabricio García Chalen y Henry Muñoz Quimi, quienes integraron el equipo de observadores a bordo, quienes con su dedicación y trabajo permitieron generar los datos que sustentan esta publicación.

Además, debemos resaltar la colaboración de los armadores y pilotos de botes de fibra de vidrio de Santa Rosa, quienes brindaron las facilidades para que los observadores pudieran desarrollar sus actividades en sus embarcaciones. En especial, al Sr. Fernando Tigero González, quien facilitó sus instalaciones para que se realizará el muestreo biológico en puerto.

Referencias

CAMPAÑAS OCEANOGRÁFICAS DE COOPERACIÓN ESPAÑA ECUADOR 2008-2010. 2008. Informe de Investigación Pesquera Campaña Ecuador 2008 B.O. Miguel Oliver. 65 pp.

CAMPAÑAS OCEANOGRÁFICAS DE COOPERACIÓN ESPAÑA ECUADOR 2008-2010. 2009. Informe de Investigación Pesquera Campaña Ecuador 2009 B.O. Miguel Oliver. 118 pp.

CAMPAÑAS OCEANOGRÁFICAS DE COOPERACIÓN ESPAÑA ECUADOR 2008-2010. 2010. Informe de Investigación Pesquera Campaña Ecuador 2010 B.O. Miguel Oliver. 130 pp.

CANALES, C., PERALTA, M., AND V. JURADO. 2013. Evaluación de la población de Pinchagua (*Opisthonema spp.*) en aguas ecuatorianas. Boletín Especial Año 4. No.3. Instituto Nacional de Pesca. Guayaquil-Ecuador. 49 pp.

COELLO, D., HERRERA, M., CALLE, M., CASTRO, R., MEDINA, C., AND X. CHALEN. (2011). Incidencia de tiburones, rayas, aves, tortugas y mamíferos marinos en la pesquería artesanal con enmalle de superficie en la caleta pesquera de Santa Rosa (Provincia de Santa Elena). Boletín Especial. Año 2 No. 3 del Instituto Nacional de Pesca. Guayaquil-Ecuador. 51 pp.

FAO. 2014. The State of world Fisheries and Aquacultura 2014. Rome. 223 pp.

FISHER, W., KRUPP, F., SCHENEIDER, C., SOMMER, K., CARPETER, E., AND V. NIEM. 1995. Guía FAO para la identificación de especies para fines de pesca. Pacífico Centro-Oriental. Volumen II. Vertebrados Parte 1. Roma-Italia. 648-1200 p.

INP. 2012. Instituto Nacional de Pesca. Programa de Peces Pelágicos Grandes y su fauna asociada. Letamendi 102 y La Ría. Guayaquil-Ecuador. www.institutopesca.gob.ec.

LLORIS, D., MALLANAS, J., Y P. OLIVER. 2003. Merluzas del mundo (Familia Merlucciidae). Catálogo comentado e ilustrado de las merluzas conocidas. FAO. Catálogo de especies para los fines de la pesca. No. 2. Roma. 57 p. 12 colour plates.

MARTÍNEZ, J., Y A. MADIROLAS. 1991. Áreas de distribución y abundancia de los recursos demersales con énfasis en el recurso merluza (*Merluccius gayi*) en la Plataforma continental del Ecuador. Boletín Científico y Técnico del Instituto Nacional de Pesca del Instituto Nacional de Pesca. Vol. XI. No. 3. Guayaquil-Ecuador. 44 pp.

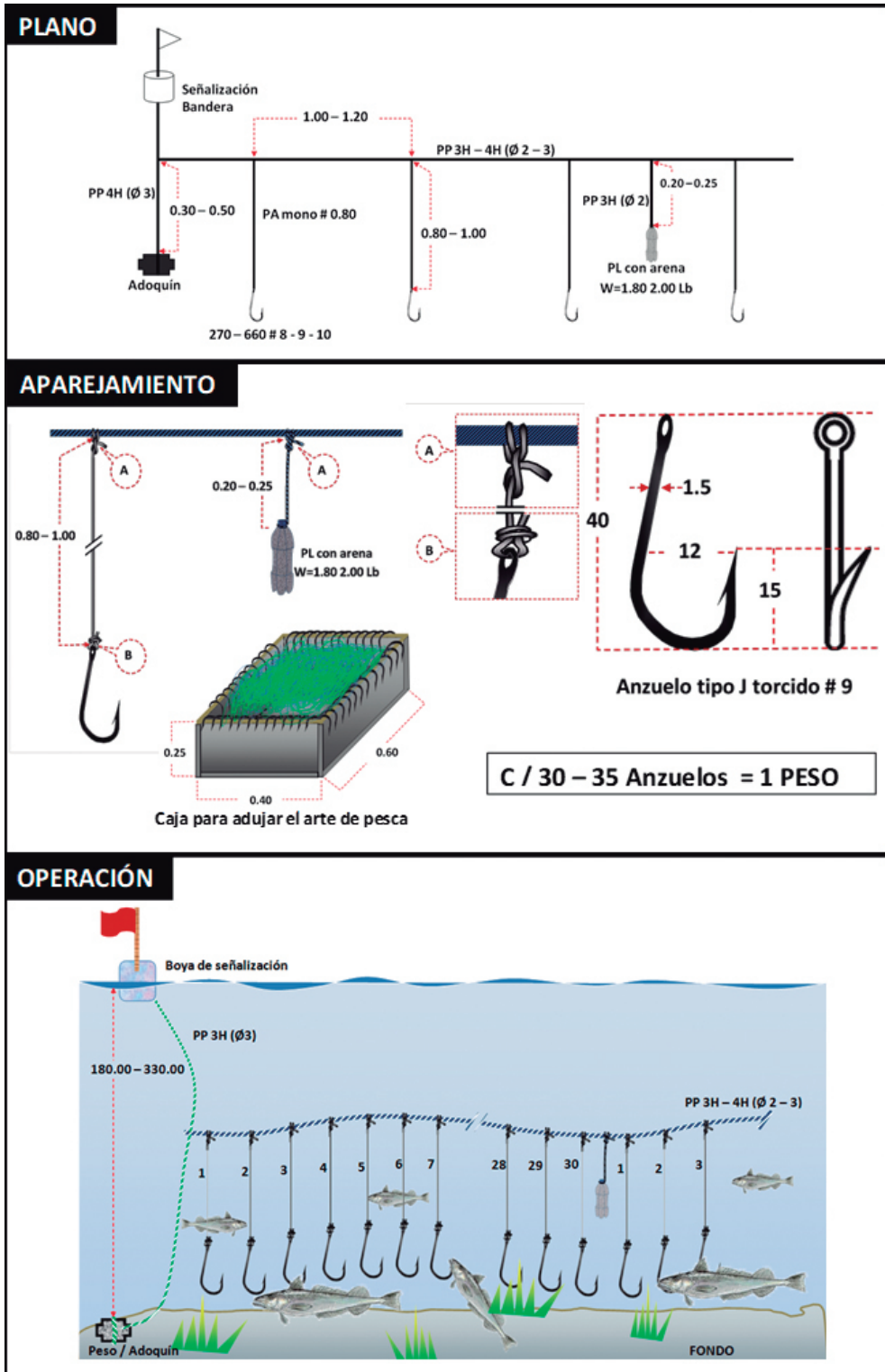
MARTÍNEZ-ORTIZ J, M GARCÍA-DOMÍNGUEZ, M DÍAZ-BENÍTEZ, A MUÑOZ-QUIMI, F HURTADO-ANGULO, F MARRIOTT-BRAVO, R CASTRO-ALMEIDA AND C. BERMÚDEZ-MOREIRA. 2013. PESQUERÍA EXPERIMENTAL A ESCALA COMERCIAL DEL RECURSO MERLUZA (*Merluccius gayi*) (Guichenot, 1848) FUERA DE LAS OCHO MILLAS DE LA COSTA CONTINENTAL DEL ECUADOR. Plan Piloto. Inf. Tec. MAGAP-INP-2013-0758-OF.

NEVES, T., BUGONI, L., MONTEIRO, D. AND S. ESTIMA. 2008. Medidas mitigadoras para reducir a captura incidental de aves marinhas en pescarías com espinheis no Brasil. NEMA/ Projeto Albatroz. Rio Grande-Brazil. 104 pp.

SEIJO, J., DEFEO, O. Y S. SALAS. 1997. Bioeconomía pesquera: Teoría, modelación y manejo. FAO. Roma (368): 176 p.

VICUÑA, H., AND M. HERRERA. 2013. Estimación acústica de la abundancia probable del recurso merluza (*Merluccius gayi*) y otros peces demersales en la plataforma continental y talud de la costa sur del Ecuador durante diciembre 2011. Boletín Científico y Técnico del Instituto Nacional de Pesca del Instituto Nacional de Pesca. Vol. XXIII. No. 1. Guayaquil-Ecuador. 35 pp. En prensa.

Anexo 1. Armado, aparejamiento del espinal horizontal de fondo utilizado por los pescadores artesanales de Santa Rosa que capturan merluza



Comentarios sobre las prioridades de conservación de macro y meso mamíferos en la Reserva Jauneche - Estación Científica Pedro Franco Dávila (Los Ríos-Ecuador)

Comments about conservation priorities of large and medium
mammals in the Jauneche Reserve- Pedro Franco Dávila Scientific
Station (Los Ríos-Ecuador)

Jaime A. Salas^{1*} & Evelyn A. Vera²

¹Docente-Investigador de la Universidad de Guayaquil, Facultad de Ciencias Naturales Av.
Raúl Gómez Lince s/n y Av. Juan Tanca Marengo, Guayaquil, Ecuador

²Egresada de la Universidad de Guayaquil- Facultad de Ciencias Naturales Av. Raúl Gómez
Lince s/n y Av. Juan Tanca Marengo, Guayaquil, Ecuador

Recibido 3 de mayo 2017; recibido en forma revisada 26 de mayo 2017, aceptado 3 de junio 2017
Disponible en línea 26 de junio 2017

Resumen

El presente estudio fue realizado en la Estación Científica Pedro Franco Dávila, en el recinto Jauneche, en la Provincia de Los Ríos, costa del Ecuador. El objetivo principal fue estimar la diversidad de macro y meso mamíferos de la reserva, así como identificar las prioridades para su conservación. Las metodologías usadas fueron observación directa, trampas huella, colecta e identificación de restos óseos; para estimar la riqueza se usaron las curvas de acumulación de especies y de rango abundancia. Se identificaron 8 especies de mamíferos, entre los que se destacan especies en categoría de amenaza nacional como *Cebus albifrons aequatorialis* (Peligro Crítico-CR), *Alouatta palliata* (En Peligro-EN), *Tamandua mexicana* (Vulnerable-VU), *Leopardus pardalis* y *Cuniculus paca* (Casi amenazadas-NT), y *Procyon cancrivorus* (Datos Insuficientes- DD). La curva de acumulación de especies indica que a pesar de la intensidad de los muestreos, aún queda mastofauna por registrar, lo que sugeriría un proceso de defaunación como consecuencia de la fragmentación del hábitat, y del conflicto humano-carnívoro. Es recomendable mejorar la conectividad, realizar monitoreos con fototrampeo, así como actividades de comunicación y educación ambiental en la comunidad.

Palabras Claves: Defaunación, extinción local, fragmentación, Jauneche, macro y meso mamíferos.

Abstract

The present study was carried out at the Pedro Franco Dávila Scientific Station, in Jauneche, Los Ríos Province, coastal Ecuador. The main goal was to estimate the diversity of large and medium size mammals in the reserve, as well as to identify priorities for their conservation. The methodologies used to estimate richness were direct observation, track traps, collection and identification of bone remains; curves of species accumulation and range abundance. The following 8 species of mammals were identified: *Cebus albifrons aequatorialis* categorized as Critical Endangered (CR), *Alouatta palliata* as Endangered (EN), *Tamandua mexicana* as Vulnerable (VU), *Leopardus pardalis* and *Cuniculus paca* as Near Threatment (NT), and *Procyon cancrivorus* as Data Deficient (DD). The species accumulation curve indicates that in spite of the intensity of samples, there is still mammal fauna to be recorded, that would suggest a defaunation process as a consequence of habitat fragmentation, and human-carnivore conflict. It is advisable to improve connectivity, phototrapping, as well as communication and environmental education activities in the community.

Keywords: Defaunation, extinction, fragmentation, Jauneche, large and middle size mammals.

* Correspondencia del autor:
E-mail: salaszjaime@hotmail.com



Introducción

Ecuador registra 427 especies de mamíferos (Tirira, 2016), los cuales habitan en todas sus regiones naturales, cumpliendo roles ecológicos importantes en el mantenimiento y funcionamiento de nuestros ecosistemas (Albuja et al., 2012); estas especies también benefician al ser humano, debido a que muchas constituyen diversas fuentes de alimento para comunidades rurales, además del importante rol que desempeñan en el ecosistema (Mammalia Web-Ecuador, 2015).

Entre las localidades occidentales poco estudiadas está la Reserva Jauneche o Estación Científica Pedro Franco Dávila ($1^{\circ}14'4849''S$ - $79^{\circ}48'3524''W$), esta posee una extensión de 136 ha de bosque semidecíduo o de transición entre bosques húmedos y secos (Aguirre et al., 2006) y se encuentra rodeada por extensas áreas dedicadas a la agricultura (Fig. 1).

Las referencias sobre la riqueza de su mastofauna son escasas (Parker y Carr, 1992), algunas más recientes están enfocadas a monos capuchinos *Cebus albifrons aequatorialis* (Albuja y Arcos, 2007; Jack y Campos, 2012; Campos y Jack, 2013).

Debido a la acelerada transformación de las zonas boscosas del occidente ecuatoriano (Dodson y Gentry, 1991; Sierra, 2013), la reserva de Jauneche ha persistido como un tipo de “isla” en medio de campos agrícolas (Parker y Carr, 1992), lo cual debe tener consecuencias negativas sobre las comunidades faunísticas como la reducción de sus poblaciones por cacería o deforestación (Redford, 1992), y la consiguiente pérdida de la variabilidad genética

(Cabrerero y Camacho, 2002). En este contexto, nuestro objetivo principal fue estimar la riqueza y abundancia de macro y meso mamíferos en esta reserva, considerando a las especies categorizadas con algún riesgo de amenaza, y analizando posibles acciones prioritarias para favorecer su conservación a futuro.

Materiales y métodos

Área de estudio

La Estación Científica “Pedro Franco Dávila” es manejada por la Universidad de Guayaquil - Facultad de Ciencias Naturales, sirve como centro de estudios. Alberga una combinación de especies endémicas de las ecoregiones del Chocó y del Pacífico Ecuatorial; existen 160 especies de fauna (aves, mamíferos, reptiles, etc), entre las que se incluyen poblaciones de especies amenazadas de rango restringido (Aguirre et al., 2006). El área cuenta con varios cuerpos de agua, como los esteros Las Tablas y El Boyal, que se encuentran dentro de la reserva formando pantanos; en la parte exterior adyacente del bosque tenemos el estero Peñafiel y el río Maculillo, que son tributarios del río Vices, uno de los más importantes afluentes del río Daule (Dodson et al., 1986; fig. 1).

Metodología Fase inicial: Se revisó la base de datos no publicada sobre la mastofauna de Jauneche levantada durante dos salidas de campo por medio de encuestas, bajo patrocinio través del proyecto 013 FCI 2008 (Plan de Manejo Ambiental de Jauneche).

Fase de campo: Se efectuaron 5 salidas entre mayo y agosto del 2015; las técnicas usadas fueron

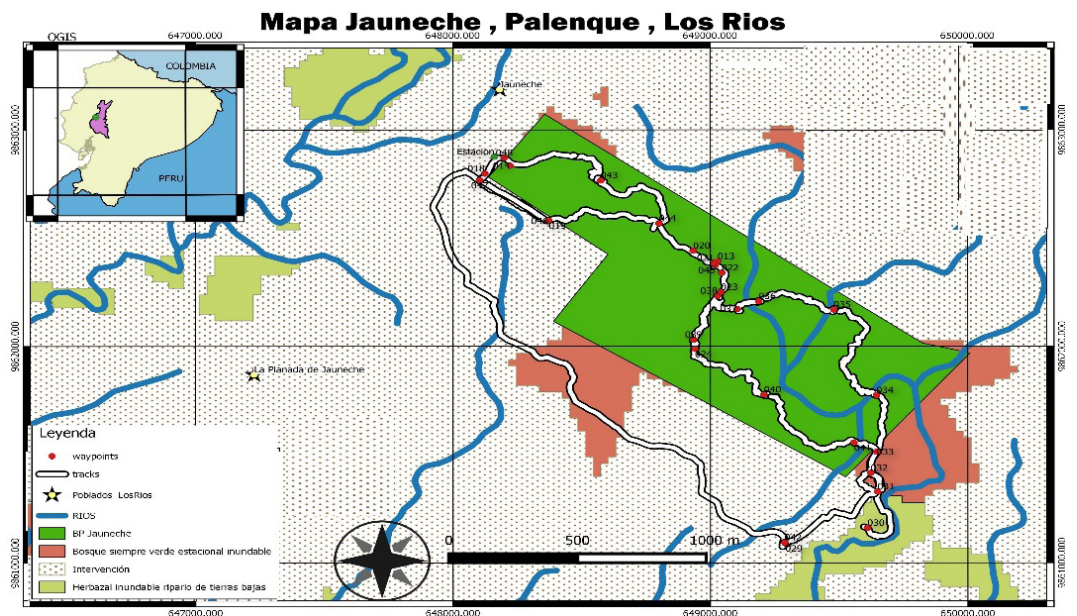


Figura 1. Ubicación de la Estación Científica “Pedro Franco Dávila”- Jauneche, cantón Palenque, provincia de Los Rios.

de observación directa, que son los conteos de los animales observados en un determinado recorrido; los métodos indirectos se basan fundamentalmente en la interpretación de los rastros que los animales dejan en su medio (Martella *et al.*, 2012).

Para el método directo se trabajó en dos diferentes horarios, al amanecer (4:00 h) y al anochecer (18:00 h), se establecieron transectos lineales de 1000 x 8 m (Jansen, 2014). Los individuos hallados se identificaron de acuerdo con Tirira (2007) y Gardner (2008).

En el método indirecto, se ubicaron 3 trampas de arena durante el período de trabajo, empleando diferentes tipos de atrayentes (atún, embutidos, pollo), las que fueron revisadas en la madrugada (4:00 h) y al anochecer (18:00 h); en la búsqueda de rastros dentro de los transectos se dio preferencia a huellas, heces y restos óseos (Perovic *et al.*, 2008); las huellas fueron fotografiadas e identificadas en base a los criterios de Navarro y Muñoz (2000), Tirira (2007) y Aranda (2012), los cráneos fueron colectados e identificados según Martínez (2004).

Fase analítica: Para estimar la riqueza y sus abundancias se presentan en una curva de acumulación de especies, y un gráfico de abundancias relativas (Moreno, 2001; Perovic *et al.*, 2008). Se anotaron las categorías de amenaza para las especies reportadas de acuerdo a los criterios de la IUCN RED LIST (IUCN, 2017), y el Libro Rojo de mamíferos de Ecuador (Tirira, 2011).

Resultados

Por observación directa se registraron 6 especies: La zarigüeya común (*Didelphis marsupialis*, Didelphidae), hormiguero de chaleco (*Tamandua mexicana*, Myrmecophagidae), mono aullador (*Alouatta palliata*, Atelidae), mico o mono capuchino blanco (*Cebus albifrons aequatorialis*, Cebidae), guanta (*Cuniculus paca*, Cuniculidae), y la ardilla de cola blanca (*Simosciurus stramineus*, Scuridae); a través de registros indirectos están el mapache u oso lavador (*Procyon cancrivorus*, Procyonidae) por medio de huellas, y el tigrillo u ocelote (*Leopardus pardalis*: Felidae) por restos óseos (Figura 2). Esto da un total de 8 especies distribuidas en 8 géneros y 8 familias (Tabla 1).

El trabajo de levantamiento de campo no fue eficaz en registrar la totalidad de especies, pues no se llegó a la asíntota, y el indicador de Chao 1 muestra que aún existirían al menos 13 especies que no se han registrado para el área (Figura 3).

El mono aullador de la costa (*A. palliata*) es la especie más frecuente de hallar, seguida de *S. stramineus*; el resto de mastofauna registrada se presentó de forma ocasional (Figura 4).

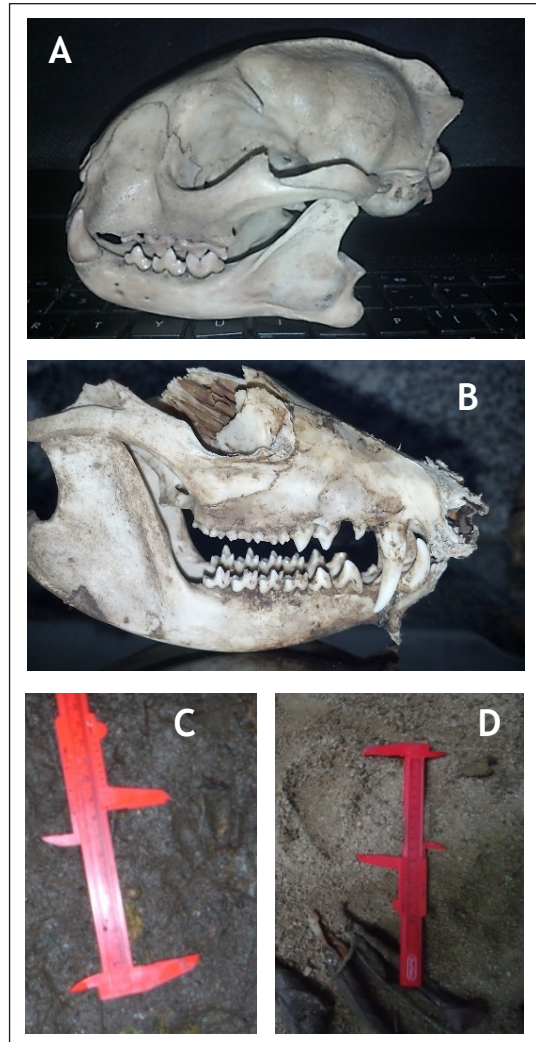


Figura 2. Registros indirectos de macro y meso mamíferos en la reserva Jauneche durante los meses de mayo-agosto del 2015: a) Vista lateral de un cráneo de *Leopardus pardalis*, b) Vista lateral cráneo de *Didelphis marsupialis*, c) Huella de *Procyon cancrivorus*, d) Huella de *Tamandua mexicana*.

En función a la categoría de amenaza a nivel nacional (Tirira, 2011), hallamos especies con alto riesgo de extinción, como En Peligro Crítico-CR (*Cebus albifrons aequatorialis*); En Peligro-EN (*Alouatta palliata*); Vulnerable-VU (*Tamandua mexicana*); también se registraron especies en categorías menores como Casi Amenazada-NT (*Leopardus pardalis*, *Cuniculus paca*), y Datos Insuficientes-DD (*Procyon cancrivorus*). A nivel internacional (IUCN, 2017), sólo los primates están en la Lista Roja: *A. palliata* como VU, y *C. albifrons aequatorialis* como CR (Tabla 1).

De acuerdo con la base de datos revisada, especies como el coati o cuchucho (*Nasua narica*), saíno (*Pecari tajacu*), venado (*Odocoileus virginianus*), cusumbo (*Potos flavus*) no han sido registradas en Jauneche desde hace por lo menos 15 años aproximadamente.

Discusión

La Reserva de Jauneche fue descrita como una zona que guardaba gran diversidad de especies y abundante fauna hasta hace aproximadamente 25 años (Dodson *et al.*, 1986; Parker y Carr, 1992). Nuestro trabajo difiere de estos resultados debido a que existen varias especies que no se registran en el presente estudio, y que por su amplia distribución zoogeográfica deberían estar presentes, como el venado de cola blanca *Odocoileus virginianus*, saíno *Pecari tajacu*, cabeza de mate *Eira barbara*, puma *Puma concolor*, jaguar *Panthera onca*, entre otros (Albuja *et al.* 2012). Es posible que esta fauna, al ser objeto de cacería furtiva histórica, o por el cambio de uso de suelo, haya sido extinguida de forma local, por lo que esta reserva se ha convertido en un bosque semivació, de acuerdo con la definición Redford (1992) (Tabla 1). Esta ausencia de especies podría explicar la tendencia presentada donde a pesar del esfuerzo de muestreo, existen especies que no son registradas (Figura 3). Otra explicación sería la limitada conectividad ecológica con otras zonas naturales, que reduce el flujo de nuevos individuos entre subpoblaciones (Cabrero y Camacho, 2002); también evidenciamos otros impactos antropogénicos como la contaminación sonora y por desechos sólidos por la cercanía del poblado de Jauneche a la estación, aunque sin duda, la fragmentación ecológica por la ampliación de la frontera ha sido de mayor impacto negativo (Fahrig, 2003).

A pesar de todos estos aspectos, persisten especies que se han adaptado a estos fuertes cambios, siendo un claro ejemplo de ello *Cebus albifrons aequatorialis*, un primate endémico del occidente de Ecuador, distribuido en el piso tropical suroccidental (Tirira 2007; Albuja *et al.*, 2012), del cual se observó una hembra con su cría, mostrándose muy esquivada y huidiza. Sobre esta especie, Parker y Carr (1992) mencionan una población total de 37 individuos en esta reserva, distribuidos en grupos de 5 a 18 individuos; Jack y Campos (2012) registran dos grupos de 13 a 20 individuos, por lo que se podría inferir que estos grupos, a mediano o corto plazo, pueden presentar un cuello de botella genético, como se ha reportado para ciertos casos de félidos (Ruiz-García *et al.*, 2007a), o primates (Ruiz-García *et al.*, 2007b).

Actualmente, *Cebus albifrons aequatorialis* se encuentra categorizada En Peligro Crítico-CR a nivel internacional (Cornejo y de la Torre, 2015) y nacional (Tirira *et al.*, 2011), sus principales amenazas son la reducción de su hábitat, cacería como carne de monte y la venta como mascota. Con este antecedente, es recomendable estudiar la variedad genética de las poblaciones de *C. albifrons aequatorialis*, para diseñar acciones de conservación que sean efectivas para esta especie (Albuja y Arcos 2007; Ruiz-García *et al.*, 2007b; Campos y Jack, 2013).

Otro primate registrado fue *Alouatta palliata*, la cual se mostró presencia en diferentes zonas del bosque en

grupos mayores de 10 individuos, en especial cerca de la estación científica Pedro Franco Dávila, pero también en la zona interna de la reserva, y fue la especie más frecuente de hallar (Figura 4); de acuerdo con Parker y Carr (1992), existían 5 o 6 grupos, con un total de hasta 30 individuos; de acuerdo con nuestras observaciones, aparenta ser más frecuente que *C. a. aequatorialis*.

Esta especie presenta un elevado status de amenaza: Vulnerable-VU según IUCN (Cuaron *et al.*, 2008) y En Peligro-EN de acuerdo con la Lista Roja de mamíferos de Ecuador (Arcos *et al.*, 2011). Con base a las categorías de amenaza, ambas especies de primates deben considerarse como objetos de conservación prioritario para la reserva, y dirigir esfuerzos de investigación sobre sus estados poblacionales en el presente.

Entre otras especies que presentan categoría de amenaza están *Tamandua mexicana* (Vulnerable-VU), seguida de *Procyon cancrivorus* (Datos Insuficientes-DD); y en categorías de amenaza menores están *Leopardus pardalis* (Casi Amenazada-NT) y *Cuniculus paca* (Casi Amenazada-NT) (Tirira, 2011; ver Tabla 1). La persistencia de estas especies en la reserva podría ser un reflejo de su capacidad de adaptación o resiliencia en ambientes alterados y muestra que la reserva de Jauneche aún funciona como un refugio de biodiversidad, aunque su reducida extensión es un factor que expone al riesgo de extinción local a las especies persistentes en el área. Por ejemplo, Espinoza *et al.* (2016) concluyen que a partir de los riqueza y abundancia de sus macro y meso mamíferos en la Reserva Ecológica Arenillas, ésta constituye un refugio clave para la mastofauna amenazada y que no existen procesos de defaunación, pero también que la conectividad ecológica y el tamaño del área protegida son factores clave para la sobrevivencia de estas especies, de lo contrario con el tiempo estas áreas corren el riesgo de convertirse en islas en extinción. En vista de lo anterior, dado que actualmente no se registra cacería furtiva de estas especies en Jauneche, una de sus principales amenazas es el aislamiento ecológico por la limitada conexión con otras áreas naturales, la cual reduce la riqueza de especies, densidad, abundancia, movilidad, entre otros (Fahring, 2003).

Otra de estas amenazas es el conflicto humano-carnívoro (Servín, 2013; Treves y Karanth, 2003), siendo un ejemplo *Leopardus pardalis*, el cual es considerado como una plaga en los alrededores de Jauneche porque se alimenta de las aves de corral, por lo que es perseguida (Tabla 1). Esto también explicaría la notable ausencia de félidos grandes como jaguar (*Panthera onca*) o puma (*Puma concolor*), y meso carnívoros como (*Leopardus sp.*, *Lycalopex sp.*), situación que ha sido reportada en otras localidades de América Latina con condiciones similares de ampliación de frontera agrícola o ganadera (Briones-Salas *et al.*, 2012; Pacheco *et al.*, 2004; Peña-Mondragón y Castillo, 2013).

Experiencias en otros países para disminuir los niveles de conflictos entre carnívoros y el hombre proponen

acciones como resguardo de animales domésticos, pago de compensaciones por los daños, traslocación, reintroducción de presas naturales, entre otras (Ríos-Barrios, 2009; Fortúbel y Simmonetti, 2011; IUCN/SSC, 2013). Ante esto, es necesario establecer la conveniencia de alguna de estas estrategias para el caso del bosque de Jauneche, a partir de acuerdos con la comunidad y los gobiernos locales. En este sentido, la Universidad de Guayaquil puede ser un actor clave para el trabajo en conjunto con la comunidad aledaña a la reserva y procurar vincularla en la conservación del bosque, dando valor económico a sus bienes y servicios ambientales.

Por último, hay que considerar que las técnicas aquí usadas no incluyeron alternativas como cámaras-trampa, o trampas vivas como tomahawk, las cuales pueden ser más eficaces para registrar de especies elusivas, o su comportamiento *in situ*. Por ejemplo, Cervera *et al.* (2016) a través de fototrampeo reportan especies de mesomamíferos como el oso lavador o cangrejero (*P. cancrivorus*) y el ocelote (*L. pardalis*) dentro del Parque Nacional Machalilla (Manabí), las cuales en nuestro trabajo se han registrado sólo indirectamente; y Lizcano *et al.* (2016) registran el comportamiento alimenticio de *A. palliata* y *C. albifrons aequatorialis* en la Reserva Marina-Costera de Pacoche (Manabí), también a través de cámara trampa. Con estos antecedentes, los reportes a partir del uso de cámaras trampa pueden ser un insumo clave para estimar cuán avanzados pueden estar los procesos de defaunación en Jauneche.

Conclusiones

- La Reserva de Jauneche presenta procesos de defaunación que siguen avanzando, lo que ha provocado un bosque semivacío, esto provocado por el cambio de uso de suelo y el conflicto carnívoro-humano.
- Pese a esto, existen objetos de conservación que necesitan atención urgente, como los primates *A. palliata* y *C. albifrons aequatorialis*, el hormiguero de chaleco *T. mexicana* y los carnívoros *L. pardalis* y *P. cancrivorus*.
- Entre las acciones de conservación a mediano o largo plazo, debe considerarse mejorar la conectividad ecológica entre Jauneche y otras áreas naturales, y estudiar la posible erosión genética de sus poblaciones de mastofauna, así como el fototrampeo, para estimar mejor la riqueza y abundancia de este grupo faunístico.

Agradecimientos

A la Dra. Carmita Bonifaz, Decana de la Facultad de Ciencias Naturales, por su gestión y apoyo para las salidas de campo; a las biólogas Juliana García, Jéssica Cuasapaz, Naskia Morán, de la carrera de Biología por su participación en el levantamiento de campo.

Referencias

- Aguirre, Z., L. P. Kvist y O. Sánchez. 2006. Bosques secos en Ecuador y su diversidad. En: Botánica Económica de los Andes Centrales (M. Moraes, B. Øllgaard, L. P. Kvist, F. Borchsenius y H. Balslev). Pp: 162-187. Universidad Mayor de San Andrés, La Paz.
- Albuja L., y R. Arcos. 2007. Evaluación de las poblaciones de *Cebus albifrons cf. aequatorialis* en los bosques suroccidentales ecuatorianos. *Politécnica* 27(4): 58-67.
- Albuja L., A. Armendáriz, R. Barriga, L.D. Montalvo, F. Cáceres y J.L. Román. 2012. Fauna de Vertebrados del Ecuador. Escuela de Ciencia Biológicas. Escuela Politécnica Nacional. Quito. Ecuador.
- Aranda Sánchez, J. 2012. Manual para el rastreo de mamíferos silvestres de México. Impresora Apolo. México.
- Arcos D., D.G. Tirira, S. De la Torre y W. Pozo. 2011. Mono aullador de la costa (*Alouatta palliata*). En: Libro Rojo de los mamíferos del Ecuador. 2da. edición. Versión 1 (2011). Fundación Mamíferos y Conservación, Pontificia Universidad Católica del Ecuador y Ministerio del Ambiente del Ecuador. Quito.
- Briones-Salas, M., M.C. Lavariega y I. Lira-Torres. 2012. Distribución actual y potencial del jaguar (*Panthera onca*) en Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83(1): 246-257.
- Cabrero, J. y J. Camacho. 2002. Fundamentos de Genética de Poblaciones. Pp. 83-126. En: Soler, M., Evolución: La base de la Biología. Granada: Proyecto Sur de Ediciones.
- Campos F.A. y K.M. Jack. 2013. A Potential Distribution Model and Conservation Plan for the Critically Endangered Ecuadorian Capuchin *Cebus albifrons aequatorialis*. *International Journal of Primatology* 34(5): 899-916.
- Cervera L., D.J. Lizcano, V. Parés-Jiménez, S. Espinoza, D. Poaquiza, E. de la Montaña y D.M. Griffith. 2016. A camera trap assessment of terrestrial mammals in Machalilla National Park, western Ecuador. *Check List* 12(2): 1868.
- Cornejo, F. y S. de la Torre. 2015. *Cebus aequatorialis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T4081A81232052. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015.RLTS.T4081A81232052.en>. Downloaded on 16 November 2016.
- Cuarón, A.D., A. Shedden, E. Rodríguez-Luna, P.C. de Grammont y A. Link. 2008. *Alouatta palliata* ssp. *aequatorialis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008:e.T919A13095200. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T919A13095200.en>. Downloaded on 16 November 2016.
- Colwell, R.K. 2013. Estimates: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. User's Guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- Dodson C. H. y A.H. Gentry. 1991. Biological Extinction in Western Ecuador. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 78(2): 273-295.
- Dodson, C., A.H. Gentry y F. de M. Valverde. 1986. Flora de Jauneche: Los Ríos Ecuador. Universidad de Guayaquil. Guayaquil, Ecuador.
- Espinoza C.I., A. Jara-Guerrero, R. Cisneros, J.D. Sotomayor y G. Escribano-Ávila. 2016. Reserva Ecológica Arenillas ¿un refugio de diversidad biológica o una isla en extinción? *Ecosistemas* 25(2): 5-12.
- Fahrig L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34: 487-515.
- Gardner, A.L. (ed.). 2008. Mammals of South America, Volume 1. Marsupials, xenarthrans, shrews, and bats. The University of Chicago Press, Chicago. 669 pp.
- IUCN/SSC. 2013. Guidelines for Reintroductions and other Conservation Translocations. Version 1.0. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission. 57 pp.

- Jack, K. y F. Campos. 2012. Distribution, abundance, and spatial ecology of the critically endangered Ecuadorian capuchin (*Cebus albifrons aequatorialis*). *Tropical Conservation Science* 5(2):173-191.
- Jansen, P. A. 2014. Métodos para inventario y monitoreo de grandes mamíferos. Pp 88-103. En: PuertaPiñero, C., Gullison, R. E., Condit, R., Angermeier, P. L., Ibáñez R., Pérez, R., Robinson, W. D., Jansen, P. A., Roberts, J. H. 2014. Metodologías para el Sistema de Monitoreo de la Diversidad Biológica de Panamá. Smithsonian Center for Tropical Forest Science, Panamá.
- Lizcano D.J., L. Cervera, S. Espinoza-Moreira, D. Poaquiza-Alva, V. Parés-Jiménez y P.J. Ramírez-Barajas. 2016. Riqueza de mamíferos medianos y grandes del Refugio de Vida Silvestre Marina y Costera Pacoche, Ecuador. *Therya* 7(1):135-145.
- Mammalia-web Ecuador. 2015. Introducción a mamíferos. Recuperado de: <http://zoologia.puce.edu.ec/Vertebrados/mamiferos/MamiferosEcuador/Introduccion.asp>
- Martella, M.B., E. Trumper, L.M Bellis, D. Renison, P.F. Giordano, G. Bazzano y R.M. Gleiser. 2012. Manual de Ecología de Poblaciones: Introducción a las técnicas para el estudio de las poblaciones silvestres. *Reduca (Biología. Serie Ecología* 5 (1):1-31.
- Martínez, J. 2004. Carnívoros del Ecuador. Anatomía, morfología y clave gráfica de identificación. Universidad de Azuay y Museo de Esqueletología. Cuenca, Ecuador. 160 pp.
- Ministerio del Ambiente del Ecuador. 2013. Lineamientos de gestión para la conectividad con fines de conservación. Quito- Ecuador. 30 pp.
- Moreno, C.E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 pp.
- Navarro J.F. y J. Muñoz. 2000. Manual de huellas de algunos mamíferos terrestres de Colombia. Multimpresos. Medellín. 136 pp.
- Pacheco, L.F., A. Lucero y M. Villca. 2004. Dieta del puma (*Puma concolor*) en el Parque Nacional Sajama, Bolivia y su conflicto con la ganadería. *Ecología en Bolivia* 39(1):75-83.
- Parker, T. y J. Carr (eds.). 1992. Status of forest remnants in the Cordillera de la Costa and adjacent areas of southwestern Ecuador. Conservation International. RAP Working Papers 2.
- Peña-Mondragón, J. L. y A. Castillo. 2013. Depredación de ganado por jaguar y otros carnívoros en el noreste de México. *Therya* 4 (3):431-446.
- Redford, K. H. 1992. The empty forest. *BioScience* 42(6): 412-422.
- Rios-Barrios, L.J. 2009. Análisis de los problemas que amenazan la conservación de *Puma concolor* (Linnaeus, 1771) en la Araucanía. Tesis Magister en Áreas Silvestres y Conservación de la Naturaleza. Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Forestales. Santiago de Chile. 62 pp.
- Ruiz-García, M., A. Murillo, C. Corrales, N. Romero-Aleán y D. Álvarez-Prada. 2007a. Genética de poblaciones amazónicas: La historia evolutiva del jaguar, ocelote, delfín rosado, mono lanudo y piurí, reconstruida a partir de sus genes. *Animal Biodiversity and Conservation* 30 (2): 115-130.
- Ruiz-García, M., M.I. Castillo, D. Álvarez, J. Gardeazabal, L. Borrero, D.M. Ramírez, L. Carrillo, F. Nassar y H. Gálvez. 2007b. Estudio de 14 especies de primates platirrinos (*Cebus*, *Saimiri*, *Aotus*, *Saguinus*, *Lagothrix*, *Alouatta* y *Ateles*), utilizando 10 loci microsatélites: análisis de la diversidad génica y de la detección de cuellos de botella con propósitos conservacionistas. *Orinoquia* 11(2): 19-37.
- Servín, J. 2013. Perspectivas de estudio, conservación y manejo de los Carnívoros en México. *Therya* 4(3): 427-430.
- Sierra, R. 2013. Patrones y factores de deforestación en el Ecuador continental, 1990-2010 y un acercamiento a los próximos 10 años. Conservación Internacional Ecuador y Forest Trends. Quito, Ecuador.
- Tirira, D. 2007. Mamíferos del Ecuador. Guía de campo. Publicación Especial 6. Editorial Murciélagos Blanco. Quito. 576 pp.
- Tirira, D.G., D.R. Arcos y S. De la Torre. 2011. Mono capuchino blanco de Occidente (*Cebus albifrons aequatorialis*). En: Libro Rojo de los mamíferos del Ecuador. 2da. edición. Versión 1 (2011). Fundación Mamíferos y Conservación, Pontificia Universidad Católica del Ecuador y Ministerio del Ambiente del Ecuador. Quito.
- Traves, A. y K.U. Karanth. 2003. Human-Carnivore Conflict and Perspectives on Carnivore Management Worldwide. *Conservation Biology* 17:1491-1

Dynamics of biodiversity change after deforestation

Dinámica de cambios de diversidad después de deforestación

Guillermo Javier Gilbert-Jaramillo

*Postgraduate student. Imperial College London. London, SW7 2AZ, UK. Tel:
+44(0)207589511*

Recibido 5 de mayo 2017; recibido en forma revisada 26 de mayo 2017, aceptado 5 de junio 2017
Disponible en línea 26 de junio 2017

Abstract

The many changes that forests have suffered over the last century have led to biodiversity loss around the planet. In order to understand these processes and try to predict future biological diversity loss, spatial comparisons have commonly been used. This research uses spatial and temporal data aiming to understand better the dynamics of these changes caused by deforestation. A meta-Analysis was conducted compiling information from 13 studies using before-after-control-impact design (BACI) to examine abundance response to deforestation. The results show clearly that biodiversity tends to decline in the five years after forest loss, though losses are not significant within the first two years. It was also found that the effects of deforestation on species abundance varied significantly among taxonomic groups, physical level species occupy in the ecosystem, type of disturbance, type of perturbation, and constancy in the surveys. The outcome of this research agrees with results of studies with spatial comparisons, though it is not yet possible to conclude which is best to predict biodiversity changes. However, these findings deepen our understanding of the complexity of biodiversity change and deforestation and emphasize importance of generating more studies that include temporal data.

Keywords: Biodiversity, BACI, Changes, Deforestation.

Resumen

Los cambios que han sufrido los bosques en el último siglo han conducido a pérdida de diversidad en el planeta. Para entender estos procesos y tratar de predecir pérdidas de diversidad biológica generalmente se utilizan comparaciones espaciales. Esta investigación usa datos temporales y espaciales para entender mejor la dinámica de estos cambios causados por deforestación. Se realizó un meta-análisis con información de 13 estudios con diseño Antes-Después-Control-Impacto para examinar la respuesta de la abundancia de los organismos ante la deforestación. Los resultados muestran claramente que la biodiversidad tiende a declinar en los cinco años después de la pérdida de un bosque, aunque esta no es significativa hasta los primeros dos años. También se encontró que los efectos de la deforestación sobre la abundancia de las especies variaron significativamente entre los grupos taxonómicos, a nivel físico, tipo de perturbación, tipo de alteración, y constancia en los muestreos. Los resultados de esta investigación tienen similitudes con los resultados de estudios con comparaciones espaciales, por tal razón, no se puede determinar cual enfoque es el mejor para entender y predecir cambios en biodiversidad. Estos hallazgos ayudan a comprender la complejidad e importancia de generar más estudios usando información temporal.

Palabras claves: Biodiversidad, BACI, Cambios, Deforestación.

Introduction

The pressure from anthropogenic actions, including deforestation, is threatening the planet's biodiversity (Aronson et al., 2014; Fahrig, 2003; Sala et al., 2000). In the last century, forests have suffered extraordinary rates of degradation and destruction caused by human

activities (Morris, 2010; Krauss et al., 2010). We can use these human threats along with other ecological divers as good predictors of declining species diversity (Mace et al., 2010; Morris, 2010). It is, therefore, essential to know and understand them, to create new policies and reduce the possible damage (Chomitz & Gray, 1995; Dornelas et al., 2012). In general,

* Correspondencia del autor:
E-mail: guilermogilbert@live.com



reducing the damage is important because directly or indirectly we depend on the services provided by ecosystems (e.g., food, fuel and medicines) to survive (Mace et al., 2010).

The effects of negative anthropogenic actions on biodiversity can differ depending on the taxa, geographic region and trophic level (Gibson et al., 2011; Krauss et al., 2010). In ecosystems, while some species decline in abundance, some others that are more resistant to changes increase in abundance. For example, species at high trophic levels decrease because they are more vulnerable as those have small population sizes (Mace et al., 2010; Newbold et al., 2013). Regarding geographical region, the flux in biodiversity as a response to land use changes differs between continents, mainly caused by the intensity of the pressures generated on every continent (Phillips et al., 2017). As an example, Ernst et al. (2006) showed that amphibian species richness in West Africa was not affected by logging, whereas in South America it was.

Similarly, taxa differs in their vulnerability to extinction (Owens & Bennett, 2000 and Basset, 2001). For example, generalists and migratory birds show no reduction in abundance and in some cases are even benefited by habitat modification, probably caused by the availability of a particular resource, preference to open areas, or migratory behaviour (e.g. Newbold et al., 2014; Garrison et al., 2005; Navedo & Maseró, 2008; Dickson et al., 2009; Kotliar et al., 2007). In contrast to this, specialists, larger long-lived and non-migratory birds typically show decreases as a result of human disturbances (e.g. Newbold et al., 2013; Lindenmayer et al., 2009; Bicknell et al., 2015; Hache et al., 2013; Barlow & Peres, 2004). Mammals are considered one of the most vulnerable groups to habitat loss (Bright, 1993) and, as in birds, few specialists are unlikely to exist in non-primary habitats (Newbold et al., 2014).

A similar pattern occurs in other animal groups. Among arthropods, species in Coleoptera are more sensitive on average than those in Hymenoptera or Lepidoptera, according to a global meta-analysis of tropical forests (Gibson et al., 2011). Open areas may benefit reptiles and amphibians, explaining why they are more abundant in urban areas or secondary forests than in primary forest in another pan-tropical analysis (Newbold et al., 2014). In order to understand such patterns, we need to evaluate not only spatial but also temporal dynamics (Songer et al., 2009). At present, quantifying how natural and anthropogenic disturbance cause biodiversity to change through time is challenging (Mace et al., 2010; Loh et al., 2005). However, it seems necessary because time series potentially provide a better perspective of temporal trends.

Time series data are essential to understand how these changes are happening, what their causes are and their future consequences too (Dornelas et al., 2012). So knowing the history of the place of study

may be necessary to detect patterns of change in the ecosystem that will be indispensable to produce good predictions (Ernst et al., 2006; Krauss et al., 2010).

While analysing the time information and detecting the changes that occur, we must be aware of the real causes of the variations in biodiversity and do not assume that they are all results of human affectation. Some apparent changes can arise from errors in the research methodology and not by anthropogenic or natural actions (Underwood, 1992). Once such mistakes have been recognized and minimized, we need to identify correlation patterns between the changes in biodiversity and the possible predictors, to predict future changes in biological diversity (Dornelas et al., 2012).

Temporal information has some characteristics that bring both undoubted advantages and disadvantages. One of the primary benefits is that time moves in one direction and thanks to this feature, based on the principle of causality, we can make stronger inferences about the future. Furthermore, time is one-dimensional, meaning that data in a time series is related to the past (what caused it) and the future (what it will produce) in just one dimension, making it easier to investigate in contrast to space, which is three-dimensional (Dornelas et al., 2012). It is also important to note that past events will not happen in the future exactly as they already did, but we can use them to understand how life on Earth has reacted to drastic change events for the purpose of mitigating and avoiding loss of biodiversity.

Moving to the disadvantages, there are fewer time series than spatial comparisons for several taxa and ecosystems in the world (Loh et al., 2005), to overcome this; researchers must be opportunistic and decide which existing information is going to be adequate. For this purpose, we can use various sources of information such as chronological sequences or historical records (Dornelas et al., 2012). Also, it is well known that the number of organisms varies from time to time by natural causes. A potential human impact in the ecosystem is not always the cause of the changes (Underwood, 1992). For this reason, some authors (e.g., Underwood, 1991 and Stewart-Oaten et al., 1986) suggested that a study design with multiple samples (control and impact sites) as well as temporal sampling is necessary before and after a potential impact occurs (BACI design).

The PREDICTS Project (Projecting Responses of Ecological Diversity in Changing Terrestrial Systems, <http://www.predicts.org.uk/>) and other studies (Ewers et al., 2015, Gibson et al., 2011) have focused on spatial rather than temporal comparisons to understand local and global biodiversity change. They had inferred a continued decrease in global biodiversity whilst analysis of time series (Dornelas et al., 2014, Vellend et al., 2013) infers an unclear change. It is important to clarify which approach

explains better the changes in ecosystems and if the time series data available is representative enough to infer significant changes.

As part of The PREDICTS Project, this research focuses on temporal rather than spatial comparisons, with a particular interest in deforestation using BACI design. With this approach, and taking into account what previous authors have said, the current changes in biodiversity are expected to get a better understanding of it. Also, comparing the outcomes with the results from spatial comparisons could help understand the differences between this two approaches.

For all the reasons above, a meta-analysis aiming to capture all the information published with BACI design was performed. Since the 1990s, different fields, including ecology, have been using Meta-analyses (Boreinstein 2009). In general, these analyses are used to synthesize research findings, quantifying the relevant results from multiple studies which are addressing the same question (Arnqvist and Wooster, 1995). These results can be aggregated and compared showing an indubitable use in research. Also, one of the most significant advantages of meta-analyses is the possibility of performing them with few studies (Viechtbauer 2010), acting as a powerful tool for researchers in less studied areas.

Overall, human activities are affecting species in different ways throughout the world which end up producing global biodiversity declines. In order to understand this process better, provide more accurate predictions and generate policies to try to reduce future biodiversity loss, the focus of this research is to analyse and understand temporal changes as well as the drivers that lead to decreases in biodiversity such as taxonomic, trophic and ecosystem strata levels, type of human perturbation, spatial and temporal constancy of sampling, continent and climate. This meta-analysis is performed to address the questions: How is biodiversity changing over time after deforestation? And which are the main factors that drive biodiversity changes caused by deforestation?

Materials and methods

All analyses were conducted using R 3.2.2 (R Core Team, 2015).

Literature search and data compilation.

A literature search of studies of biodiversity change caused by deforestation was conducted through searches using Web of Knowledge with a combination of words in English and Spanish with the intention of capturing studies from non-English speaking countries. The following Keywords were used: [Land use*] AND [baci OR Before-After-Control-Impact] AND [forest] AND [fire OR logging OR deforestation OR anthropogenic] AND [biodiversity] AND [Antes-Despues-Control-Impacto OR ADCI] AND [bosques] AND [diversidad] AND [perdida]. The reference lists

of relevant articles was also searched. Studies were only included in this analysis if they had at least one site without anthropogenic impact (control) and one site where with a land-use change (impact). Studies also had to report at least one year before, and one after any impact occurred. These studies also had to report at least one ecological measure such as Abundance or Species Richness, sample size and include the Standard Deviation (SD), Coefficient intervals (CI) or Standard Error (SE).

Categorical Moderators

Different categorical moderators were selected to test if they had any significant effect on the abundance variation. Species were classified into two taxonomic levels. First, a higher level: vertebrates, invertebrates, and plants. Second, a lower taxonomic level splitting vertebrates in birds, mammals, amphibian and reptiles. Because of the small amount of available data in the collected papers, for this second classification, invertebrates (arthropods: insects and arachnids) and plants were not sub classified.

Using the information of the species in each paper, and with the interest of testing other possible moderators, the trophic level they occupied in the food chain was classified. Organisms were classified as Producers, Herbivores, Small Carnivores and Carnivores.

Also, with the information reported by each author, the strata levels in which each species was living was considered, classifying them in Soil, if their habitat was below ground level, Ground, if they live in small vegetation forest, Herb if their habitat was between approximately 30 cm and 2.5 meters over the ground, and finally, Canopy, if they lived over the herb level (e.g. trees, branches, etc.) (Table 1).

The type of human perturbation was recorded as one of the following: Urbanization, fire, complete logging, a mix of fire and logging, or a selective harvesting. Furthermore, if these habitat alterations happened just one time, it was considered a pulse disturbance, and if it continually happened (e.g. annually harvesting) it would be classified as a press. This classification was considered because of the expected species response. When a pulse disturbance occurs in an ecosystem, a sudden change is likely followed by a recovery once the disturbance ceased; while with a pulse disturbance a permanently change is expected. (Glasby & Underwood, 1996)

Spatial and temporal constancy of the surveys was also taken into account to test if differences in the sampling method may produce diverse responses. For this reason, three categories were considered for spatial constancy: Constant, if the same area (size and geographical location) was sampled each year. Nearly, if one site or a few sites (depending on the length of

Table 1. Classification of strata levels used.

Strata level	Height
Soil	Below 0 m
Ground	0 to 30 cm
Herb	30 cm to 2.5 m
Canopy	Over 2.5 m

the study) were not sampled and not constant in the same area, if they wouldn't have done the survey at the same plots each year. Similar to this, regarding on temporal constancy, four categories were classified: Calendar, when they sampled in the same calendar time each year (e.g. months or days); Season, if they sampled in the same season, being this category more flexible than the previous one; Nearly, if it were almost the same time each year but could not be classified as seasonal as they occurred in a different season, and finally, the last temporal category was not consistency in time.

The continent and climate information from each paper were also considered as moderators.

Data Treatment and Analysis:

The information was taken directly from the tables or complementary information of each study, information was not requested to the authors. If they only present the data in figures, the program *DataThief III. 2006* was used to extract it.

For each annual study, the mean abundance in control and impact sites were tabulated. The sample size (n) and Standard Deviation (SD) was also tabulated. If SD was not given directly in the study, it was calculated from the SE or CI.

The year information was recorded on a numeric scale, with zero being the year (or mean of years) before impact, and continuing an ascending scale for the next years. If the studies only recorded one mean instead of yearly data, the average point for the time series was calculated and recorded as the year because of the need for the analysis of having just one value each year.

The funnel scatterplot method was used to visualise publication bias and Egger's regression test to statistically assess the funnel plot asymmetry.

Variations in time:

To identify if there is any change (increase or decrease) in abundance between control and impact sites across time, meta-analysis was conducted. In

the analysis, groups with high variance and smaller sample size received a lower weighting in the model, equal to where τ^2 is the variance of the group effect size.

Pair-wise comparisons was made between abundance in control and impact sites. For this reason, studies without a control site were not considered for this research. The ratio of the two means was used as the effect size because of the sampling methods in the studies and a log transformation to maintain symmetry around zero (log response ratio). Response ratios are often used in ecology where the outcomes are binary data (e.g. events versus no events) measured on a physical scale. For each comparison the true effects were calculated, estimating them via weighted least squares being weights equal to $w_i = 1 / (v_i + \tau^2)$, where v_i denotes the sampling variance and τ^2 the estimate of residual heterogeneity among the true effects (τ^2) (Viechtbauer, 2010). A negative effect size shows how the abundance decreases with time.

While analysing, cells with zero count can be problematic, and omitting studies where zero individuals were reported in any survey can introduce bias into the analysis, especially if these were the species with the most extreme responses. For this reason, the zero values in the data set were replaced by a small constant number (0.1) (as suggested by Martinson & Raupp, 2013 and Viechtbauer, 2010).

Because of the expected variation in the effect sizes between different studies, data was analysed using random-effects models instead of fixed-effects models. Random-effects models do not assume that true effect size is equal in each study (Borenstein et al., 2009). Also for ecological data, random-effect assumptions are more appropriated (Gurevitch and Hedges, 1999). Random effect model was fitted using Restricted Maximum-likelihood estimation (REML) (Raudenbush, 2009). The meta-analysis was conducted in the metaphor 1.9-8 R package (Viechtbauer, 2010). Distributional assumption of the data for each model was checked using probability plots (normal q-q plots).

A model simplification using backward stepwise selection was used. Each moderator was tested individually to see which one has significance effect on the abundance. After that, a full model was built including all these explanatory variables, and a set of models each missing one of the moderators. The model simplification was conducted and tested using Analysis of Variance (ANOVA) and Akaike's Information Criterion (AIC). For ANOVA, the full model with the next model that had just one less moderator was tested, if the p value was >0.05 , one more variable was dropped and continue testing until p value was <0.05 , meaning no more variables could be dropped. For AIC, all the models were tested together, the one with the lower value was the minimum adequate model (MAM).

Results

Egger's regression test did not reveal any evidence of obvious asymmetry in comparison of the control versus impact size ($p= 0.456$).

Time series showed a negative effect on the log-response ratio with an overall effect of -0.123 (95% confident intervals -0.199 to -0.047) that was significantly different from zero ($p= <0.01$) (Figure 1).

It was found that the effects of deforestation on the abundance of species varied by taxonomic group, physical level and type of disturbance. Taxa had different responses, the effect size is significantly positive among amphibians (estimate= 0.597 ; CI= 0.169 to 1.026 ; $p<0.01$). Among the other taxa, only birds and arthropods showed a significantly different (more negative) effect size (estimate of difference= -0.7687 ; CI= -1.224 to -0.314 ; $p<0.001$ and -0.633 ; CI= -1.129 to -0.137 ; $p<0.05$) respectively. (Figure 2a).

Within physical levels, Canopy showed a negative effect size (Figure 2b; estimate= -0.210 ; CI= -0.367 to -0.053 ; $p<0.01$). Among the other levels, ground level showed a significantly different (more positive) effect size (estimate of difference= 0.397 ; CI= 0.142 to 0.652 ; $p<0.01$).

Urbanization was the only type of disturbance that had a significantly positive effect on abundance (estimate= 0.598 ; CI= 0.175 to 1.021 ; $p<0.01$). Among the other types of disturbance, selective harvesting and complete logging showed significantly (more negative) effects sizes (estimate of difference= -0.823 ; CI= -1.272 to -0.373 ; $p<0.001$ and -0.642 ; CI= -1.145 to -0.139 ; $p<0.05$) respectively (Figure 2c).

The effect size among pulse studies is significantly more negative than among press studies (Figure 2d; estimate effect size= -0.397 ; CI= -0.766 to -0.029 ; $p<0.05$). In spatial constancy, constant spatial surveys had a negative significant effect size (Figure 3a; estimate= -0.139 ; CI= -0.269 to -0.008 ; $p<0.05$). Nearly constant space showed a significantly different

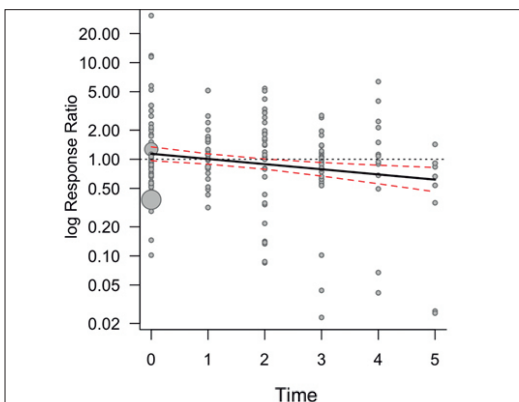


Figure 1. Random-effects model - regression of log response ratio on time (years). Red dashed lines represent the $\pm 95\%$ confident intervals

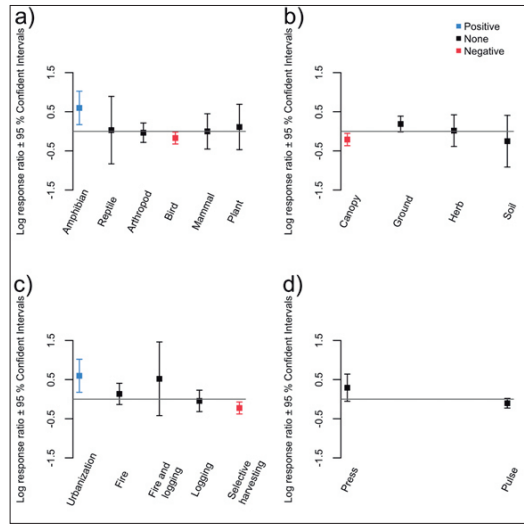


Figure 2. Response of species abundance (Log response ratio $\pm 95\%$ confident intervals) to deforestation by a) taxa, b) strata in the ecosystem, c) Type of Disturbance and d) type of Perturbation. Log response ratios significantly greater than zero indicate higher abundance in impact sites compared to control sites (positive), whereas log response ratios significantly less than zero indicate the opposite (negative), and log response ratios not different from zero indicate no significant differences in abundance between sites (none).

(more positive) effect size (estimate of difference= 0.4741 ; CI= 0.176 to 0.773 ; $p<0.01$).

The effect size among seasonal surveys is significantly different (more negative) than annual surveys (Figure 3b; estimate of difference= -0.461 CI= -0.731 to -0.192 ; $p<0.001$). Additionally, the other moderators did not show any significant difference, climate ($p=0.271$) continent ($p=0.479$), higher taxonomic group ($p=0.814$) and the trophic level ($p=0.927$).

Of the nine candidate models, the null model ranked last using AIC. The MAM included time series, type of disturbance, type of perturbation and spatial consistency in surveys.

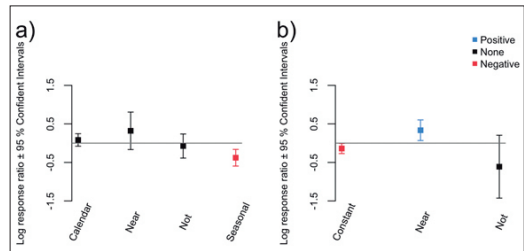


Figure 3. Response of species abundance (Log response ratio $\pm 95\%$ confident intervals) to deforestation by designs with a) different Spatial Constancy, b) different Temporal Constancy. Log response ratios significantly greater than zero indicate higher abundance in impact sites compared to control sites (positive), whereas log response ratios significantly less than zero indicate the opposite (negative), and log response ratios not different from zero indicate no significant differences in abundance between sites (none).

Discussion

The results of the meta-analysis show clearly that biodiversity tends to decline in the five years after forest loss, though losses are not significant within the first two years. These results are relevant for an ongoing debate within conservation ecology, about whether biodiversity is showing a temporal trend. Analyses of assemblage time series (Dornelas et al., 2014; Vellend et al., 2013) suggest no overall trend, but the data used in those syntheses may have under-represented habitat loss (Cardinale 2014). It was shown that time series that include habitat loss do tend to show a reduction in diversity over time. The results are therefore consistent with suggestions that global species abundance is decreasing over time, despite the efforts of protecting species and ecosystems (Dirzo et al., 2014).

Time was a significant predictor of biodiversity changes in forests. However, the results corroborate the taxon-specific responses to deforestation reported by spatial comparison studies (e.g. Newbold et al., 2014). It was found that amphibians were the only taxonomic group with a positive effect over time. Similarly, Newbold et al. (2014) also suggest the increase of amphibians in human populated areas rather than secondary or primary forests.

As expected with forest clearance, birds were the most affected taxon probably caused by habitat requirements. Canopy openness can not only affect birds at the canopy level but also birds in the understory, primarily due to loss of resources (Basset, 2001). Burivalova et al. (2015) showed that birds' responses were not always immediate and can be long-lasting; this could be seen in the results where an effect was only observed after three years. There was no sign of recovery within the timescale of the studies in the dataset. Burivalova (2015) showed how most negatively affected species recovered 40 years after logging cessation, revealing the need of having very long time series to capture the temporal changes effectively.

According to Burivalova et al. (2015), the most significant predictors of shifts in bird abundance were the time since the most recent logging event, the feeding group and their interaction. Time since first anthropogenic impact was a significant predictor in the models as well, but trophic level was dropped during model simplification, perhaps because it was coded more coarsely (four levels rather than seven).

As explained by Tobias (2015), many species belong to multiple feeding groups, and they may change between groups over space and time. To address this possibility, future analysis should include more refined biological data such as moderators with more specific categories, as well as more specific data obtained in the field.

In general, deforestation is a direct driver of biological diversity loss, showing a negative effect on the abundance of many different taxa. More specifically, the type of disturbance was also an important explanatory factor in the MAM. Among the various causes of deforestation, urbanization was the only type that showed a positive effect. As seen in Table B1, there is only one paper about urbanization in the data set, which relates to changes in amphibian abundance; consequently, the data does not allow to distinguish between amphibians responding unusually or urbanization being unusual.

Although clear-cutting could be expected to be the most destructive process for many species, the results showed a significant negative effect only for selective harvesting. The possible reason to this might be related to taxon heterogeneity. Different species can respond differently to the same pressures (Winfree et al., 2015), so studying them at the higher taxonomic levels that were used might not allow detecting changes. Some species are more tolerant to changes (e.g.: generalist or migratory). If the taxa studied have species that resist these changes or can be benefited in clearcut areas, the overall abundance might not show significant responds to this type of disturbance. According to this, it would be sensible to include species as random effects in the models, however, it was not able to consider species as random effects due to the lack of multiple studies for the same species.

The type of perturbation was also a good explanatory factor of the changes in abundance over time. Press and pulse were significantly different from each other but contrary to what expected, pulse was more negative than press. A possible explanation to this could be the intensity of the human impact. If the press perturbations are of low impact while the pulse perturbations are of high impact, the type of results of this thesis could be explained. For this reason, future research should include a category of levels of affectation.

Underwood (1992) suggested that a study's design is crucial in determining whether or not the study can capture the real changes caused by human impacts. The results reveal the importance of: first, taking in account the best study design before starting the research; and second, considering them while modelling and predicting future changes in ecosystems. Overall, the different spatial consistency in surveys was a significant moderator in the MAM. Studies with spatial constancy showed the strongest effect (negative), while the random surveys had no effect. Suggesting the importance of having constancy in the surveys to capture better the effects.

Moving on to the interactions between sites and time, Underwood (1992) also argued that natural populations fluctuate from time to time and from different places. The model of interaction between sites showed significant differences through time and

also between control and impact sites proving that having control sites to contrast could lead researchers to more accurate conclusions about the changes in biodiversity, as also suggested by Steen et al. (2015).

The biggest difficulty when trying to explain the response of different taxa to deforestation through time is the research bias. Birds are one of the most studied taxa worldwide (Beissinger, 2000) as was observed in studies with BACI design. The majority of the studies were restricted to this taxon. Additionally, despite the efforts in the literature search, there is also a strong geographic bias lacking studies in tropical regions, maybe because of the complexity, time and costs they demand (Singh et al., 2003).

Another difficulty while using BACI designs is the small sample size within the studies. If we prove differences between sites it does not confirm that these are caused essentially by human impact, because naturally there are different patterns of temporal variation in populations between sites, for this reason, it is necessary to have several controls to contrast with (Underwood 1991). In this case, if the abundance at the impact site is different from the average of control sites, we can assume that the changes were caused by human impacts. Because BACI studies do not typically use multiple samples, the conclusions of these studies could be less precise.

The PREDICTS project has studied changes in biodiversity with spatial rather than temporal comparisons (Newbold et al., 2014). The results of both approaches are similar in the context of revealing different responses among taxonomic groups and in the response of species' abundance to land-use type. Despite the similarities in the results, analysing temporal data showed some advantages as well as disadvantages in comparison to spatial studies.

One of the disadvantages of time series is the complexity of planning researches across time, as was reported in many of the studies analysed. Overall, studies with spatial comparison are easier to conduct than temporal studies. In addition, when studying temporal data, it was common to observe that, in the same study, different researchers conducted the surveys across years. When this occurred, researchers tried to emulate the same methodology as used before showing difficulties in repeating the same plots every year since the first survey (spatial constancy). In contrast to this, surveys in space-for-time studies are easier to carry on as there is no need to repeat them over time.

Among the benefits, temporal data can provide information on how the biodiversity was before any human impact happened, and even give a trend before the changes occurred, helping to understand better the fluctuations in the ecosystem before and after any anthropic activity. On the other hand, working with space-for-time substitutions, researchers often infer or estimate this information. All these possible

methodology errors could lead to several involuntary mistakes while using any of the two comparisons. Generally, Space-for-time substitutions are widely used to predict changes in ecosystems across the world. Some studies, like the empirical test conducted by Blois et al. (2013) have demonstrated that, in some cases, space for time substitutions performed poorly compared to temporal data results. The main reason could be that ecosystems suffer different changes at different temporal rates triggered by diverse causes (natural or anthropic). However, spatial comparisons cannot capture these temporal linkages between the various stages in the ecosystems (Walker et al., 2010). For this reason, models using space for time substitution would not produce accurate predictions compared to models with temporal data.

Conclusions

1. The results of the meta-analysis show clearly that biodiversity tends to decline in the five years after forest loss, though losses are not significant within the first two years.
2. Time was a significant predictor of biodiversity changes in forests.
3. Despite the outcome of this research, it is not possible yet to decide which approach is better to understand and predict biodiversity changes. However, these findings help to understand the complexity and importance of generating more studies using temporal data.

Recommendations

As it was explained before, the small amount of data will always be a limitation when trying to understand multiple levels of interaction. Besides, the complexity of these interactions in ecosystems makes it even more challenging. It was considered sensible in this research not to try adding too many possible explanatory variables in the modelling process. Nevertheless, if more data is available, some other moderators could be important to consider in future researches.

Working with a control or various control sites to contrast them with the altered site could be useful, however, if these controls are too close to the impact sites, they could be influenced by the human disturbance and will not be acting as controls but as influenced area. For this reason, the distances between controls and impact sites should also be taken into account. Subsequent data examination showed that distances used by researchers cited in these study were 5.6 km in average.

Similarly, species local abundance is probably influenced by numerous biotic and abiotic factors (Price et al., 2012). For example, temperature,

rainfall, relative humidity and duration of sunshine affects the abundance of moths (Intachat et al., 2001; Choi, 2008). Related to above, further studies should consider these parameters as explanatory variables.

Finally, Drapeau (2016) in a bird assemblages research evidenced that regions with few natural disturbances have species more sensible to reduction, suggesting that natural disturbances within the ecosystem history (e.g.: hurricanes, tsunamis, wildfires) could be important predictors. For this reason, studying them as possible explanatory factors could help making better predictions to create new policies that might reduce potential future damages.

Acknowledgments

I wish to thank “Secretaría de Educación Superior, Ciencia, Tecnología e Innovación (SENESCYT)” for the provided sponsorship. I am thankful to my supervisor, Andy Purvis, for the advice, guidance and support given throughout this project and also (in no particular order) to Adriana De Palma, Isabel Fenton, Katia Sanchez, Susy Echeverría-Londoño and Amy Chadwick.

References

Arnqvist, G. y Wooster, D. (1995). Meta-analysis: synthesizing research findings in ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evolution*, 10(6): 236-240.

Aronson, M., La Sorte, F., Nilon, C., Madhusudan, K., Goddard, M., Christopher, Lepczyk y Winter, M. (2014). A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of The Royal Society*.

Barlow, J. y Peres, C. (2004). Avifaunal responses to single and recurrent wildfires in Amazonian forests. *Ecological Applications*, 14(5): 1358-1373.

Basset, Y., Elroy, C., Hammond, D. y Brown, V. (2001). Short-term effects of canopy openness on insect herbivores in a rain forest in Guyana. *Journal of Applied Ecology*, 38(5): 1045-1058.

Beissinger, S. (2000). Ecological mechanisms of extinction. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 97(22): 11688-11689.

Bicknell, J., Struebig, M. y Davies, Z. (2015). Reconciling timber extraction with biodiversity conservation in tropical forests using reduced-impact logging. *Journal of Applied Ecology*, 52(2): 379-388.

Blois, J., Williams, J., Fitzpatrick, M., Jackson, S., y Ferrier, S. (2013). Space can substitute for time in predicting climate-change effects on biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(23): 9374-9379.

Borenstein, M., Hedges, L., Higgins, J. y Rothstein, H. (2009). *Introduction to Meta-Analysis*. Chichester, United Kingdom: John Wiley & Sons, Ltd.

Bright (1993). Habitat fragmentation-problems and predictions for British mammals. *Mammal Rev.*, 23(3/4): 103-111.

Burivalova Z, Lee TM, Giam X, Şekercioğlu ÇH, Wilcove DS, Koh LP. Avian responses to selective logging shaped by species traits and logging practices. 2015. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences. 282(1808): 20150164.

Cardinale, B. (2014). Overlooked local biodiversity loss. *Science*, 344(6188): 1098-1098.

Choi, Sei-Woong (2008). Effects of weather factors on the

abundance and diversity of moths in a temperate deciduous mixed forest of Korea. *Zoological science*, 25(1): 53-58.

Chomitz, K. y Gray, D. (1995). *Roads, Lands, Markets and Deforestation. A spatial model of land use in Belize*. The World Bank, Policy Research Department, Washington. Paper 1444.

Dickson, B., Noon, B., Flather, C., Jentsch, S., y Block, W. (2009). Quantifying the multi-scale response of avifauna to prescribed fire experiments in the southwest United States. *Ecological Applications*, 19(3): 608-621.

Dirzo, R., Young, H., Galetti, M., Ceballos, G., Issac, N., y Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345(6195): 401-406.

Dornelas, M., Gotelli, N., McGill, B., Shimadzu, H., Moyes, F., Sievers, C. y Magurran A. (2014). Assemblage Time Series Reveal Biodiversity Change but Not Systematic Loss. *Science*, 344.

Dornelas, M., Magurran, A., Bulckland, S., Chao, A., Chazdon, R., Colwell, R. y Vellend, M. (2012). Quantifying temporal change in biodiversity: challenges and opportunities. *Proceedings of The Royal Society Biological Sciences*, 280.

Drapeau, P., Villard, M., Leduc, A. y Hannon, S. (2016). Natural disturbance regimes as templates for the response of bird species assemblages to contemporary forest management. *Diversity and Distributions*, 1-15.

Ernst, R., Linsenmair, E. y Rödel, M. (2006). Diversity erosion beyond the species level: dramatic loss of functional diversity after selective logging in two tropical amphibian communities. *Biological Conservation*, 133(2): 143-155.

Ewers, R., Boule, M., Gleave, R., Plowman, N., Benedick, S., Bernard, H. y Turner, E. (2015). Logging cuts the functional importance of invertebrates in tropical rainforest. *Nature communications*, 6.

Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review Fragmentation on Biodiversity*, 34: 487-515.

Garrison, B., Triggs, M. y Wachs, R. (2005). Short-term effects of group-selection timber harvest on landbirds in montane hardwood-conifer habitat in the central Sierra Nevada. *Journal of Field Ornithology*, 76(1): 72-82.

Gibson, L., Ming Lee, T., Pin Koh, L., Brook, B., Gardner, T., Baslow, J., Sodhi, N. (2011). Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature*. 478(7369): 378-381.

Glasby, T. y Underwood, T. (1996). Sampling to differentiate between pulse and press perturbations. *Environmental Monitoring and Assessment*, 42: 241-252.

Gurevitch, J. y Hedges L. (1999). Statistical issues in ecological meta-analyses. *Ecology*, 80(4): 1142-1149.

Hache, S., Pétry, T. y Villard, M.A. (2013). Numerical Response of Breeding Birds Following Experimental Selection Harvesting in Northern Hardwood Forests Réponse numérique de huit espèces d'oiseaux nicheurs à la suite d'une coupe de jardinage expérimentale en forêt feuillue septentrionale. *Avian Conservation and Ecology*: 8(1): 4.

Intachat, J., Holloway, J. y Staines, H. (2001). Effects of weather and phenology on the abundance and diversity of geometroid moths in a natural Malaysian tropical rain forest. *Journal of Tropical Ecology*, 17(3): 411-429.

Kotliar, N., Kennedy, P. y Ferree, K. (2007). Avifaunal responses to fire in southwestern montane forests along a burn severity gradient. *Ecological Applications*, 17(2): 491-507.

Krauss, J., Bommarco, R., Guardiola, M., Heikkinen, R., Helm, A., Kuussaari, M. y Steffan-Dewenter, I. (2010). Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. *Ecology Letters*, 13: 597-605.

Lindenmayer, D., Wood, J., Cunningham, R., Crane, M., Macgregor, C., Michael, D., y Montague-Drake, R. (2009). Experimental evidence of the effects of a changed matrix on conserving biodiversity within patches of native forest

- in an industrial plantation landscape. *Landscape Ecology*, 24(8): 1091-1103.
- Loh, J., Green, R., Ricketts, T., Lamoreux, J., Jenkins, M., Kapos, V., y Randers, J. (2005). The living Planet Index: using species population time series to track trends in biodiversity. *Philosophical Transactions of The Royal Society*, 360: 289-295.
- Mace, G., Collen, B., Fuller, R., y Boakes, E. (2010). Population and geographic range dynamics: implications for conservation planning. *Philosophical Transactions of The Royal Society*, 365: 3743-3751.
- Martinson, M. y Raupp, M. (2013). A meta-analysis of the effects of urbanization on ground beetle communities. *Ecosphere*, 4(5): 1-24.
- Morris, R. (2010). Anthropogenic impacts on tropical forest biodiversity: a network structure and ecosystem functioning perspective. *Philosophical Transactions: Biological Sciences*, 365: 3709-3718.
- Navedo, J. y Masero, J. (2008). Effects of traditional clam harvesting on the foraging ecology of migrating curlews (*Numenius arquata*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 355: 59-65.
- Newbold, T., Hudson, L., Phillips, H., Hill, S., Contu, S., Lysenko, I. y Purvis, A. (2014). A global model of the response of tropical and sub-tropical forest biodiversity to anthropogenic pressures. *Proceedings of The Royal Society*, 281.
- Newbold, T., Scharlemann, J., Butchart, S., Sekercioglu, C., Alkemade, R., Booth, H. y Purves, D. (2013). Ecological traits affect the response of tropical forest bird species to land-use intensity. *Proceedings of The Royal Society*, 280.
- Owens, I. y Bennett, P. (2000). Ecological basis of extinction risk in birds: Habitat loss versus human persecution and introduced predators. *PNAS*, 97(22): 12144-12148.
- Phillips, H.R., Newbold, T. y Purvis, A. 2017. Land-use effects on local biodiversity in tropical forests vary between continents. *Biodiversity and Conservation*, 26(9): 2251-2270.
- Price, S., Brown, R. y Dorcas, M. (2012). Evaluating the effects of urbanisation on salamander abundances using a before-after control-impact design. *Freshwater Biology*, 57(1): 193-203.
- R Development Core Team (2015). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <<http://www.R-project.org/>>.
- Raudenbush, S. (2009). Analyzing Effect Sizes: Random Effects Models. In H. Cooper, L. Hedges, & J. Valentine, *The Handbook of Research Synthesis and Meta-Analysis* (2nd edition ed., pp. 295-315). New York: Russell Sage Foundation.
- Sala, O., Chapin III, S., Armesto, J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R. y Wall, D. (2000, March 10). Global Biodiversity Scenarios for the Year 2010. *Science*, 287: 1770-1774.
- Singh Sarinda, Smyth Anita y Blomberg Simon (2003). Effect of a control burn on lizards and their structural environment in a eucalypt open-forest. *Wildlife Research*, 29(5): 447-454.
- Songler, M., Aung, M., Senior, B., DeFries, R. y Leimgruber, P. (2009). Spatial and temporal deforestation dynamics in protected and unprotected dry forests: a case study from Myanmar (Burma). *Biodiversity Conservation* 18: 1001-1018.
- Steen, D., Osborne, P., Dovčiak, M., Patrick, D. y Gibbs, J. (2015). A preliminary investigation into the short-term effects of a prescribed fire on habitat quality for a snake assemblage. *Herpetological Conservation and Biology*, 10(1): 263-272.
- Stewart-Oaten, A., Murdoch, W. y Parker, K. (1986). Environmental impact assessment: "Pseudoreplication" in time?. *Ecology*, 67(4): 929-940.
- Tobias, J. (2015). Biodiversity: Hidden impacts of logging. *Nature*, 523(7559): 163-164.
- Tummers, B. DataThief III. 2006 <<http://datathief.org/>>
- Underwood (1992). Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. *Journal of experimental marine biology and ecology*, 161(2): 145-178.
- Underwood (1991). Beyond BACI: experimental designs for detecting human environmental impacts on temporal variations in natural population. *Marine and Freshwater Research*, 42(5): 569-587.
- Vellend, M., Baeten, L., Myers-Smith, I., Elmendorf, S., Beauséjour, R., Brown, C. y Wipf, S. (2013). Global meta-analysis reveals no net change in local-scale plant biodiversity over time. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(48): 19456-19459.
- Viechtbauer, W. (2010). Conducting Meta-Analyses in R with the metafor Package. *Journal of Statistical Software*, 36(3): 48.
- Walker, L., Wardle, D., Bardgett, R. y Clarkson, B. (2010). The use of chronosequences in studies of ecological succession and soil development. *Journal of Ecology*, 98(4): 725-736.
- Winfree, R., Fox, J., Williams, N., Reilly, J. y Cariveau, D. (2015). Abundance of common species, not species richness, drives delivery of a real-world ecosystem service. *Ecology letters*, 18(7): 626-635.

Alternativas biológicas para el manejo del complejo de manchado de grano en el cultivo de arroz en Babahoyo, provincia de Los Ríos, Ecuador

Biological alternative to the management of the spot grain complex in rice crops in Babahoyo, province of Los Ríos, Ecuador.

Aura Jacqueline Solís Aguilar^{1*} & Mónica Concepción Armas Soto²

¹ Finca Julieta, proyecto de riego Babahoyo, provincia de Los Ríos, Ecuador.

² Docente de la Facultad de Ciencias Naturales, Universidad de Guayaquil, Av. Raúl Gómez Lince s/n y Av. Juan Tanca Marengo, Guayaquil, Ecuador.

Recibido 4 de mayo 2017; recibido en forma revisada 26 de mayo 2017, aceptado 4 de junio 2017
Disponibile en línea 26 de junio 2017

Resumen

Se estudiaron las alternativas para el control del complejo denominado como manchado de grano en el cultivo de arroz y su efecto sobre el rendimiento de grano y se encontró la incidencia de los hongos que atacan al mismo. Se observó que en condiciones de campo produce una gran variedad de daños con diferentes formas de manifestación y se afianzó en informaciones colectadas en la aplicación de alternativas para el control y manejo de estos patógenos.

El objetivo de este trabajo fue evaluar el uso de alternativas ecológicas para el manejo del manchado, para identificar el efecto antagonístico de biocontroladores en el contexto internacional y comparar la efectividad de productos químicos frente a las alternativas biológicas (bioproductos). El control con agroquímicos es el más utilizado, hasta la aplicación de alternativas de tipo biológicas, que inciden sobre la capacidad de infección. La utilización de estas alternativas continúan siendo estudiadas, los resultados experimentales encontrados aún son poco precisos y en algunos casos escasos para interacciones específicas. Respuestas positivas se reportan en aplicaciones tempranas con alternativas biológicas, siendo la más común, el uso de antagonísticos como *Bacillus* y *Trichoderma*, los cuales inhiben la formación de los agentes causales del manchado en el cultivo de arroz.

Palabras claves: Alternativas, manchado, patógenos, control, fungicidas.

Abstract

I studied ways to control complex called as spot grain rice farming and its effect on grain yield. In this study incidence of fungi that attack the grain he was found. Under field conditions are extremely variable from damage and forms of manifestation. However in this work it was consolidated on information collected in the application of alternative control and management of these pathogens.

The objective of this work was to evaluate the use of ecological alternatives for spot management to identify the antagonistic effect of biocontrollers in the international context and to compare the effectiveness of chemical products against biological alternatives (bioproducts).

Control with agrochemicals is the most widely used alternative to the application of biological type, which affect the ability of inoculum of infection. The use of these alternatives are still being examined, the experimental results are still vague and in some few cases for specific interactions. Positive responses were reported in early applications with biological alternatives, the most common use of antagonistic as *Bacillus* and *Trichoderma*, which inhibit the formation of the causal agents stained in rice cultivation.

Keywords: Alternatives, stained, pathogens, control, fungicidas

* Correspondencia del autor:
E-mail: monica.armass@ug.edu.ec



Introducción

El Arroz (*Oryza sativa* L.), es la gramínea con mayor área de siembra a nivel mundial, se encuentra plantada en una superficie estimada en 165.1 millones de hectáreas (FAOSTAT, 2012). En Ecuador, se estima una producción de 1'565535 Tm en un área sembrada de 411.459 ha distribuida en mayor cantidad en las provincias de Guayas con 62,53 % y Los Ríos con 30.69 % (Morales, 2015).

En la última década los rendimientos de este cultivo han disminuido por diversos factores tales como: semilla de dudosa procedencia, variedades susceptibles a plagas y deficiente manejo agronómico (nutrición y manejo de plagas), además de otros factores relacionados con las variaciones en las condiciones climáticas registradas en los últimos años, debido al calentamiento global (Lyman et al., 2013). Esto ha ocasionado el aumento de problemas fitosanitarios con mayor intensidad, lo que limita la obtención del máximo potencial en producción de las variedades certificadas.

Los problemas principales del cultivo de arroz es el ataque de plagas y enfermedades, la mayoría de productores arroceros no tienen un buen manejo en labores culturales, puesto que esto incide en los rendimientos de forma directa. Las causas se deben a que los productores no cuentan con un debido programa de aplicación de fungicidas, tal como se evalúan enfermedades del hongo *Magnaporthe oryzae* (Jones, 2016).

El manchado de grano está asociado a diversos factores, entre estos se muestran los climáticos, genéticos, bióticos y prácticas agronómicas. El mal uso de fungicidas ha jugado un rol importante en la epidemiología de la enfermedad en arroz. Por este motivo, la agronomía ha buscado soluciones en función de la incidencia y severidad de las enfermedades, no obstante, la relación con agentes de control biológico es la búsqueda de nuevas alternativas que propone disminuir el uso de agroquímicos (Rariz-Mollo, 2013).

Las prioridades actuales en el manejo integrado de cultivos es el uso de programas de manejo específicos, el mismo parece ser una de las medidas en las que se está haciendo énfasis, ya que permite un mejor retorno de la inversión con daños mínimos al ambiente (Lyman, 2013).

La utilización constante de fungicidas, es la práctica más común en el manejo de la infestación del complejo manchado del grano. Estos productos tienen la capacidad de disminuir la infección, logrando de esta manera evitar el daño, mejorando la capacidad fotosintética de la planta.

Sin embargo, Durán (2004) indica que este efecto puede ser disminuido por la incorrecta aplicación de los mismos en dosis inadecuadas o fuentes poco efectivas, esto permitiría a los patógenos atacar de

manera más intensiva por encontrar debilidad en las defensas de los organismos o por tener mayor turgencia el tejido vegetal, según experiencias en Costa Rica (INA, 2006).

Los programas adecuados en aplicación de biofungicidas, es una tecnología que se encuentra en la naturaleza y uso actual biofábricas con escalados de procesos permite aplicarlo en agricultura de todo tipo. En estudios realizados en el control sobre patógenos de cultivos de alta productividad; el conocimiento adecuado de dosis y productos mejorará la eficiencia en las aplicaciones (Cuevas, 2001).

La nutrición en el cultivo de arroz se recomienda dosis de 80 a 100 kg/ha de N, 30 a 50 kg/ha de P₂O₅ y 30 kg/ha de K₂O. Para el arroz de zonas bajas y de altos rendimientos, de la variedad mejorada se colocan: 125 kg/ha de N, 30 kg/ha de P₂O₅ y 50 kg/ha de K₂O. El fertilizante nitrogenado debería ser aplicado en dos, o aún mejor dividido en tres aplicaciones: 1/3 de fondo, 1/3 en macollamiento, 1/3 en la formación de la panícula (IPNI, 2011), puesto que tener una planta bien nutrida fortalece el sistema de resistencia adquirida de las plantas, frente a plagas y enfermedades.

También se relaciona la frecuencia de estos organismos en las muestras (Neninger et al., 2003). Se realizó una investigación relevante en las estaciones experimentales a nivel internacional, en donde se ha determinado la importancia de la interacción planta-patógeno y de otras interacciones como genotipo-ambiente, realizadas con el propósito de evaluar el comportamiento del manchado del grano en tres variedades de arroz (INCA LP-2, INCA LP-7 y J-104) como testigo. Se estudió su relación con el vaneó y el peso de 1000 granos en dos épocas, la menos lluviosa durante los años 2002/2003, y la lluviosa en el 2002.

El diseño de experimentos empleado por Sandoval (2002), fue el de bloques al azar con tres repeticiones. Los resultados mostraron que el manchado difirió significativamente entre una época a otra, el vaneó presentó este mismo comportamiento, mientras que el peso de 1000 granos sanos fue mayor en esta época.

Al mismo tiempo los granos manchados pesaron menos que los sanos en cada época estudiada. Además se infirió que interactúan la relación con el porcentaje de vaneó y el peso de los granos (Regla et al., 2004). El arroz (*Oryza sativa*) es uno de los principales cultivos, las semillas se categorizaron en sanas y manchadas además de registrar 42 especies de hongos asociados o no al manchado del grano (Sandoval, 2002).

Numerosas especies del género *Curvularia* han sido reportadas por provocar daños en el arroz, produciendo particularmente el manchado y decoloración de los granos, sin embargo, no se han hecho estudios que demuestren la patogenicidad de todas las especies que se han registrado. Se prepararon suspensiones de conidios de 13 especies de *Curvularia* aisladas

de semillas de arroz: *C. aeria*, *C. akaiensis*, *C. andropogonis*, *C. brachyspora*, *C. cymbopogonis*, *C. geniculata*, *C. intermedia*, *C. lunata*, *C. pallenscens*, *C. senegalensis*, *C. trifolii*, *C. verrucosa*, *C. verruculosa*, y con ellos se asperjaron plántulas de tres variedades con 15 días de germinadas, que se evaluaron con una escala cualitativa de daños.

Se corroboró la patogenicidad de *C. lunata* y *C. geniculata*, y se demostraron por primera vez los daños ocasionados por las restantes especies en las plántulas de arroz, lo cual constituye un aporte para el registro de enfermedades en el cultivo (Estrada y Sandoval, 2004).

Metodología

Se realizó la revisión bibliográfica de investigaciones en arroz y la incidencia de manchado de grano y biocontrol y comparaciones en el contexto internacional sobre el uso de agroquímicos y alternativas biológicas.

La investigación de campo se realizó durante en el mes de diciembre 2015 a enero 2016. Se utilizaron variables cualitativas y respuestas comparables de las alternativas biológicas frente a agroquímicos, permitiendo tomar las inferencias de investigaciones recientes y continuar el proceso de validación y contraste de la información obtenida.

La evaluación de información se realizó a través de factores de impacto del material revisado, los mismos miden indicadores agronómicos, económicos y ambientales. Los datos se evaluaron sobre información del cultivo y vistas de campo (extensionismo agrícola). Adicionalmente se tomarán datos de estaciones experimentales a través de análisis ambientales, para comparar niveles críticos a futuro. Los métodos

de capturas de datos comúnmente son: diferencial semántico, pruebas y triangulación de datos.

Observaciones y mediciones directas

En las fincas se realizarán diagnósticos descriptivos, a través de métodos empíricos tal como: observación participativa mediante recorridos por las parcelas, tomas de muestras, diagnósticos preventivos y correctivos.

Evaluación de la información

La información obtenida fue contrastada con consultas directas a agricultores arroceros, además de investigaciones en Ecuador sobre el uso de agroquímicos contrastadas con bioproductos (Anexo 4).

Diseño experimental

Para la realización de este trabajo se utilizó revisión de literatura y análisis bibliográfico comparativo cualitativo, por lo tanto no se aplicó biodiseños, ni pruebas cuantitativas.

Situación inicial

El potencial de la producción agropecuaria está limitado por un conjunto de factores restrictivos, entre los que se destacan por su relevancia las deficiencias nutricionales, las condiciones ambientales y los organismos perjudiciales, entre otros.

En estos últimos se incluyen en este grupo a los agentes fitopatógenos, estos organismos son de amplia difusión y con frecuencia aparecen en las distintas regiones productivas de nuestro país. Sus efectos negativos sobre los cultivos no sólo se manifiestan por una disminución de los rendimientos, sino también producen un acentuado deterioro en la calidad del producto final.

Hasta hace poco tiempo, el desarrollo de la agricultura ha sido acompañado por un enfoque de protección de

Tabla 1. Matriz CDIU.

CATEGORÍA	DIMENSIÓN	INSTRUMENTO	UNIDAD DE ANÁLISIS
Económicas	Agroquímicos	Observación y entrevistas	Unidad de producción agrícola
Sociales	Labores culturales	Observación y entrevistas	Personal operativo de aplicación
Ambientales	Personal de aplicación y Unidad de producción agrícola	Observación	Fungicidas y bioproductos

Fuente: Autor, 2016

cultivos fundamentalmente orientado a controlar a los organismos perjudiciales, entendiendo como tal la reducción significativa de los factores bióticos limitantes de la producción.

El aumento de los casos de resistencia, los aspectos de seguridad ambiental y la necesidad última, pero no de menor importancia, de reducir costos operativos, ha resultado en un creciente interés de reducir el nivel de empleo de agroquímicos en la protección vegetal. En este sentido, surge el enfoque de la utilización de biofungicidas, el cual apunta a la protección de los recursos naturales, la producción de un volumen adecuado de alimentos de acuerdo a la necesidad de la sociedad. Los trabajos realizados muestran un control muy efectivo de especies de los géneros *Trichoderma* y *Bacillus*, sobre la incidencia de este complejo evaluando el antagonismo en escala (Fernández-Larrea, 2001). (Tabla 1).

Material vegetativo

El material de siembra más utilizado por los agricultores, son las variedades INIAP con alto potencial de rendimiento, sobre todos aquellos que sobrepasan productividades de más de 50 sacas/ha (5000 kg/ha); estos son abastecidos por diferentes empresas comercializados sobre todo Agripac, Ecuaquímica, Interoc y Pronaca. Los agricultores expresan confiabilidad en la calidad de semillas adquiridas y un alto porcentaje no siembra el material de manera reciclada.

Plaguicidas utilizados en arroz

Los plaguicidas comúnmente utilizados en arroz pertenecen al grupo de los herbicidas, sin embargo el uso de insecticidas y fungicidas es alto. Entre los más empleados podemos mencionar a Glifosato (H), Metsulfuron Metyl (H), Pendimetalin (H), Butaclor (H), Tebuconazol (F), Clorpirifos (I), Cipermetrina (I), Metomyl (I), entre otros. Los productores utilizan también alternativas de control dentro de la que

destacan el uso de purines (extractos) de plantas y la elaboración de insecticidas botánicos a base de la fermentación de los exudados de la hoja del madero (Neem, Ají, entre otros).

Fertilización

El abono orgánico más conocido por los agricultores es el lombrihumus. Los productores aplican fertilizantes compuestos o solos en sus plantaciones desde la siembra con el fin de lograr un desarrollo óptimo y con ello maximizar los rendimientos de sus cultivos obteniendo réditos económicos satisfactorios.

Esta fertilización es realizada de manera secuenciada, sin contar con un análisis de fertilidad de suelos previo y con una misma formulación, lo cual indica poca seguridad de los niveles de nutrientes del suelo y las necesidades reales del cultivo. Los biocontroladores forman parte del manejo adicional a los programas de control de plagas, sin embargo su uso se da por la venta directa de las empresas.

El desarrollo y aplicación de agentes de control biológico de enfermedades, es de vital importancia, siendo relevante como alternativa en el desarrollo de una agricultura sostenible que garantice la preservación de los recursos naturales y el medio ambiente para las nuevas generaciones. La aplicación controlada en agroecosistemas de estos organismos vivos o los metabolitos para el control de enfermedades, implica el mejoramiento de las variedades, al proteger las plantas el deterioro producido por agentes fitopatógenos (Anexo 5, Tabla 2).

Resultados del caso de estudio

Los resultados del caso de estudio conforman las observaciones de las condiciones nacionales e internacionales relacionadas a las categorías y dimensiones establecidas en el marco metodológico.

Tabla 2. Escala de capacidad antagónica.

GRADO	CAPACIDAD ANTAGÓNICA
0	Ninguna invasión de la superficie de la colonia del hongo patógeno
1	Invasión de 1/4 de la superficie de la colonia del hongo patógeno
2	Invasión de 1/2 de la superficie de la colonia del hongo patógeno
3	Invasión total de la superficie de la colonia del hongo patógeno
4	Invasión total de la superficie de la colonia del hongo patógeno y esporulación sobre ella.

Fuente: Ezziyyani et al., 2004.

Las alternativas biológicas para controlar el manchado del grano en el cultivo de arroz, son poco utilizadas por el agricultor, debido a que el agricultor está acostumbrado al uso de agroquímicos sugeridos por la casa comercial.

Los resultados de las encuestas muestran la percepción del agricultor ante las alternativas biológicas en estudio, cabe mencionar que la encuesta fue tomada a agricultores de la zona de Babahoyo, con un tamaño poblacional de 30, en donde se observó la situación del productor arrocero de menos de 10 hectáreas, utilizando una estadística descriptiva para la valoración cualitativa de las variables categóricas.

La mayoría de agricultores encuestados mencionaron que aplican agroquímicos en un 95% (Fig. 1), éstas son moléculas diversas para combatir hongos que causan el manchado del grano, no obstante, se observó que lo realizan, después que la enfermedad está presente de forma masiva, ninguno realiza control de forma preventiva, indican que se debe a los costos que representa la compra y aplicación. Además cuando aplican, no están conscientes de los riesgos que representa la aplicación de tales agroquímicos en la salud y el medio ambiente.

En la segunda pregunta sobre el diagnóstico de enfermedades, el productor de Babahoyo en un 84% no conoce las técnicas de diagnóstico de enfermedades, tan solo un 16% recalca conocer debido a capacitaciones. Sin embargo, de forma empírica entiende el desarrollo de la planta, en ocasiones es asesorado por casas comerciales, las que sugieren productos, sin haber observado la problemática en el campo.

El manchado del grano es producido por diversos hongos patogénicos, además los insectos plagas pueden dispersar la enfermedad, como por ejemplo los chinches. La prevención se debe constituir basados en diagnósticos y monitoreos constantes entre los 80 y 90 días.

En la tercera pregunta sobre el control del manchado en el grano, los agricultores contestaron que aplican agroquímicos en un 82% y todos relacionados con fungicidas sintéticos con alto nivel de toxicidad. Sin embargo, ninguno relacionó al manchado con la aplicación de insecticida, puesto que los insectos dispersan las enfermedades (son vectores de bacterias, virus y hongos).

Además, sólo un 15% utilizan alternativas biológicas tales como bioproductos a partir de *Trichoderma* y otros agricultores indican que producen regidos a la siguiente frase "A LO QUE DIOS DE", debido a su baja condición socioeconómica, representada en un 3% de la población estudiada.

El productor de esta zona no lleva un registro de los productos aplicados en el cultivo, peor aún las dosis de cada uno, se asesoran entre ellos, en fiestas o visitas fortuitas. La efectividad y recomendaciones que brindan asesores comerciales son sesgadas, porque inciden en conflictos de intereses.

Tan solo un 6% tienen registros, pero almacenan los recipientes de una forma inadecuada. El 94% de los entrevistados no toma las medidas necesarias de seguridad en la aplicación, causando contaminación de afluentes cercanos de consumo familiar.

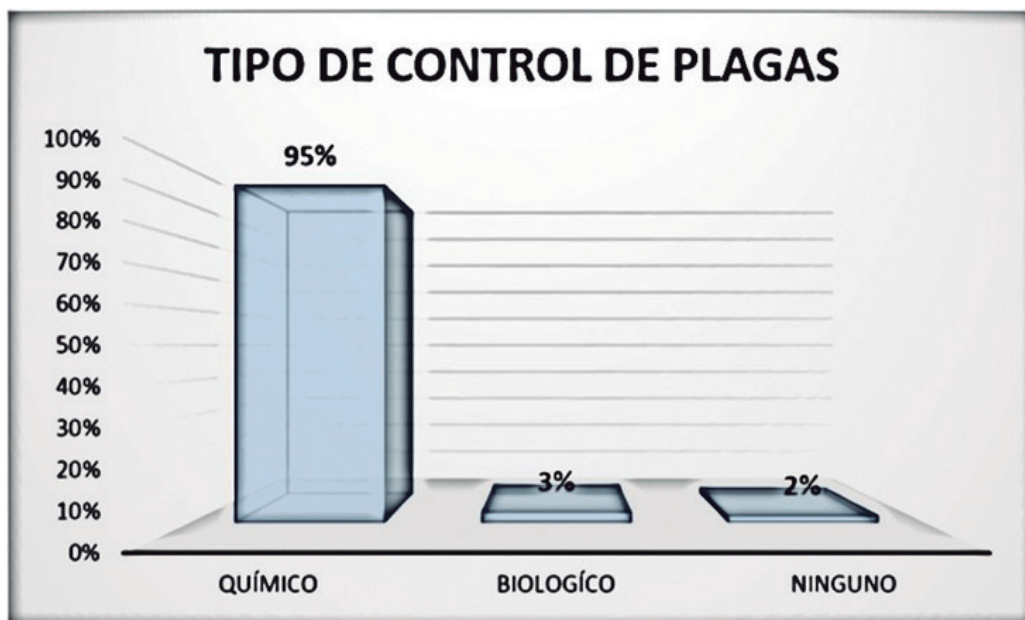


Figura 1. El control de plagas del productor de Babahoyo.

Se pudo ratificar que la aplicación de fungicidas químicos, disminuye el daño en el vaneamiento de granos en las panículas, según los reportes revisados. Con la presencia de estos valores correspondientes a la tasa de infección en granos, disminuye considerablemente la zona estudiada.

En las zonas estudiadas se identificó varios géneros presentes, lo que brindó información sobre el tipo de hongo y su capacidad colonizadora. Así mismo permitió la producción de mejores agentes biocontroladores procedentes de la zona de estudio.

Según Espinel y Goya (2009), los pequeños agricultores de menos de 10 hectáreas no llevan un registro de los costos de la actividad productiva, lo que no permite tomar decisiones acertadas en la actividad económica, mientras que los grandes productores son ineficientes en productividad, pero el manejo económico es más acertado.

Los efectos producidos por los agroquímicos orgánicos y sintéticos difieren en gran medida debido al modo de acción sobre el patógeno presente en el cultivo de arroz. En el caso del manchado por ser un complejo de patógenos disminuiría la producción neta. Aunque, los costos de los agroquímicos varían cada semana, sin embargo el costo del jornal de aplicación es similar entre los orgánicos y sintéticos (Tabla 3).

Manejo de productos en el cultivo

Las prácticas agrícolas analizadas muestran que en el cultivo de arroz es importante considerar la aplicación de insumos agrícolas, debido a la utilización inadecuada que puede generar resistencias, riesgos a ambientales y a la salud humana, sin embargo, se podría mejorar el entorno productivo transmitiendo la información adecuada sobre aplicaciones y alternativa sustentables (Tabla 4).

La aplicación de bioproductos proporcionan una disminución en los impactos ambientales, además de estimular la rápida colonización de biocontroladores, facilitando el crecimiento de los medios de dispersión de las cepas, evitando la resistencia a enfermedades del cultivo y concientizado al agricultor en esta zona periférica del cantón Babahoyo.

Manejo ambiental del cultivo de arroz con alternativas biológicas

Según el Instituto de Sanidad Vegetal de Cuba, en el año 2004 se estudiaron diversas variedades de arroz, los resultados reflejan una mayor incidencia de manchado en la época lluviosa, en un porcentaje de 9.96%, y en la poca lluviosa con 3,79%, lo que determina múltiples interacciones con los factores ambientales en el desarrollo de las alternativas biológicas (Tabla 5).

Tabla 3. Observaciones y criterios económicos en manchado del grano.

Categoría	Dimensión	Observaciones en Ecuador	Control	del Manchado del	Grano
			Argentina	USA	Colombia
	Paquete tecnológico	Conforme a la extensión unidad de producción agrícola, uso mixto de agroquímicos	Uso de agroquímicos y aplicaciones mixtas	Uso de agroquímicos conforme al umbral económico	Uso de agroquímicos y alternativas biológicas nativas
Criterios económicos	Rendimiento 2013	4.27 Tm/ha	6.72 Tm/ha	8.62 Tm/ha	4.57 Tm/ha
	Insumos	Agroquímicos sintéticos y biológicos importados	Producción y uso de agroquímicos sintéticos	Producción intensiva, extensiva subsidiada	y Producción de cepas autóctonas, conflictos de mercado de insumos

Fuente: Moreno, 2014.

Tabla 4. Impactos de aplicaciones en manchado del grano sobre el factor social.

Categoría	Dimensión	Ecuador	Argentina	Cuba	Colombia
Criterios sociales	Paquete tecnológico	Plan semilla y transferencia de información tecnológica	Asesorías y tecnificación continua e investigación universitaria	Investigativa y extensionismo eficiente	Normativas de validación por parte de profesionales agropecuarios antes de siembra
	Acceso a la información	Poco acceso a la educación formal	Educación secundaria y superior	Educación superior	Educación secundaria y superior
	Vínculos a grupos económicos	Cooperativas y gremios productivos	Asociaciones para la distribución y consumo.	Mercado interno en economía social.	Mercado mixto y conflictos por TLC

Fuente: Barbosa y Grippo, 2005.

La influencia de los factores ambientales en las provincias arroceras de Ecuador (Guayas, Los Ríos y Manabí) inciden en el rendimiento y productividad de esta gramínea, variando conforme a la composición de la unidad de producción agrícola; no obstante la provincia del Guayas presta condiciones ideales para la productividad y sostenibilidad del cultivo de arroz (Tabla 5 y 6), lugar donde las variables agronómicas obtienen un rendimiento de 4,86 Tm/ Ha líder a nivel nacional.

La dependencia de agroquímicos o fertilizantes para controlar plagas y enfermedades como el manchado del grano, depende de las condiciones ambientales y un diagnóstico adecuado multifactorial. La contaminación puede afectar la microbiota, la vida silvestre de flora, fauna y el ser humano.

En Ecuador las variables de impacto ambiental también interactúan con las variables productivas, observando así fortalezas en Guayas y Manabí en variables como el método de siembra y el sistema de producción (Fig. 2).

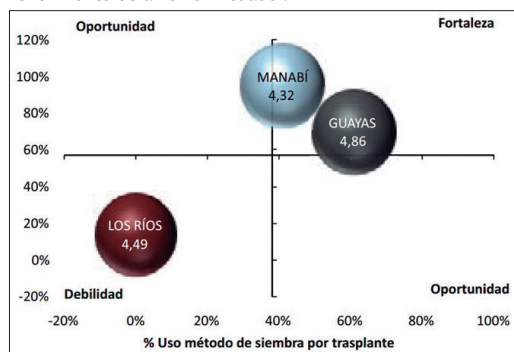
El manejo de plagas, control de enfermedades, siembra tecnificada y el uso de fertilizantes, en la provincia de Los Ríos tiene que ser fortalecida mediante capacitación al agricultor con la transferencia de información y aplicaciones adecuadas de insumos agrícolas, para disminuir los impactos ambientales y tener mejores rendimientos, sin embargo, solo un 38% utiliza siembra por trasplante siendo el porcentaje más bajo en comparación a las otras provincias productoras de arroz (Moreno, 2014).

Tabla 5. Reducción en el peso de los granos llenos manchados con respecto a los llenos sanos.

Variedades	Lluvioso		Poco lluvioso	
	Gramos	%	Gramos	%
LP-2	2,8	11,2	1,2	4,58
LP-7	2,5	8,9	0,5	1,58
J-104	2,8	9,93	1,1	3,78
Media	2,7	9,96	1,1	3,79

Fuente: Cárdenas, 2004.

Figura 2. Sistema de producción, método de siembra y rendimiento de arroz en Ecuador.



Fuente: Moreno, 2014.

Tabla 6. Caracterización de las principales provincias arroceras del país.

PROVINCIAS/VARIABLES	GUAYAS	LOS RÍOS	MANABÍ	TOTAL NACIONAL
Rendimiento (Tm/ha)	4,86	4,49	4,32	4,67
Área sembrada (HA)	8,74	4,28	3,98	6,46
Sistema de Producción	Convencional	Inundación	Convencional	Convencional
Semilla	INIAP 14,11	SFL-09	INIAP 14	INIAP 14
Tipo de Siembra	Trasplante	Al voleo	Trasplante	Al voleo
Acceso a Fertilización	100%	98%	80%	96%
UREA *	6,37	1,83	4,27	3,52
MOP *	0,47	0,17	0,73	0,5
DAP *	0,82	1,93	0	0,77
Mezclas *	2,67	0,59	0,44	1,61
Problemas principales	Plagas	Sequia	Plagas	Plagas
Humedad (%)	28,34	28,66	25,61	27,94

Fuente: (MAGAP/CGSIN-DAPI) Moreno, 2014.

* Volumen fertilizante aplicado promedio qq/ha

Tabla 7. Parámetros evaluados en las tecnologías estudiadas.

No	TECNOLOGÍAS	PLANTAS POR M ²	N° DE HIJOS	PANÍCULAS POR M ²	PANÍCULAS AFECTADAS POR GRISES	MANCHADO DEL GRANO (%)
1	Trasplante tradicional	112.0 c	9.3 b	370 b	7:00 AM	2.5 a
2	Trasplante con postura jóvenes del piso duro	124.0 c	13.0 a	377 b	5:00 AM	1.3 b
3	Trasplante con posturas jóvenes del capellón	119.0 c	14.6 a	383 b	6:00 AM	1.9 b
4	Siembra directa con sembradora Vietnamita.	152.0 b	8.7 b	381 b	6:00 AM	2.0 b
5	Siembra directa a Voleo.	1910.0 a	8.4 b	619 a	8:00 AM	2.6 a
	CV%	10.21	7.13	13.16	8.20 a	6.17
	ES	2.14	1.02	3.21	1.24	1.36

Fuente: Rodríguez et al., 2008.

El tipo de tecnología de siembra interviene en el desarrollo de enfermedades y plagas, por tal motivo es importante una siembra correcta, para incrementar productividad, puesto que se manifiestan en las variables agronómicas (Tabla 7).

Además, se sugiere un método para medir la incidencia y susceptibilidad que puede ser adoptado a futuro por los agricultores en Ecuador mencionado por IRRI en 1996. La escala permite identificar los umbrales económicos conforme a las condiciones ambientales (Tabla 8).

Fórmulas para calcular manchado de grano y vaneamiento del arroz

$$\text{Manchado (\%)} = \frac{M}{S+M} \times 100$$

$$\text{Vaneo (\%)} = \frac{V}{L+V} \times 100$$

Donde:

M: Número de semillas manchadas

S: Número de semillas sanas

V: Número de semillas vanas

L: Número de semillas llenas

En Cuba también se han realizado estudios de afectación económica, donde Rodríguez et al., (2008), indica que se observan menos afectaciones de manchado de grano, en cultivos que han utilizado el trasplante de plántulas de arroz.

En Argentina el manchado del grano también es una enfermedad de importancia, donde evaluaron diferencias significativas entre granos vanos y limpios. Con aplicaciones de fungicidas, sin embargo con el fungicida Amistar tuvo diferencias significativas (Tabla 9 y 10). Además, las variedades utilizadas no manifiestan diferencias significativas ante el ataque de estos patógenos causantes del manchado del grano (Gutiérrez, 2015).

Tabla 8. Criterio para medir índice y susceptibilidad en variedades.

Grado	Incidencia	Susceptibilidad
0	No incidencia	Inmune
1	Menos de 1%	Altamente resistente (AR)
3	1 - 5%	Resistente (R)
5	6,1 - 25%	Medianamente resistente (MR)
7	26,1 - 50%	Susceptible (S)
9	51,1 - 100%	Altamente Susceptible (AS)

Fuente: Cárdenas, 2004.

Tabla 9. Rendimiento evaluados en los cultivares de arroz.

Cultivares	Nro. Granos limpios	Nro. Granos vanos	Nro. Granos manchados	% Granos limpios	Peso granos limpios	Peso granos manchados	% Peso limpio
IR 1529 INTA	1505.9	1308.2 b	1423.6 a b	0.36 b	40.7 b	34.1 a	0.53 b
CT 6919 INTA	2621.3 a	442.6 a	1790.8	0.54 a	66.4 a	41.1 a	0.62 a
Taim	2346.a	558.9 a	1217.9 b	0.57 a	60.8 a	29.7 a	0.68 a

Promedios seguidos de letras iguales, no difieren significativamente, según Turkey al 5%
Fuente: Gutiérrez, 2000.

Las aplicaciones convencionales (tabla 10), muestran los efectos positivos en el control del manchado del grano, no obstante tales observaciones no son comparables en las condiciones de Ecuador, debido a las diferentes condiciones o factores económicos, sociales y ambientales.

Los biocontroladores surgen como una alternativa para tener los mejores rendimientos, no obstante son poco aplicados por el agricultor debido a que el agricultor arrocero quiere ver resultados rápidos, sin entender que utilizando las técnicas y protocolos adecuados pueden mejorar la producción, evitando la contaminación inminente (Martínez, 2014).

En Colombia el uso de agentes biológicos para el control y manejo de enfermedades son una opción factible para reemplazar y reducir las aplicaciones de los fungicidas químicos (siempre y cuando posean características similares a los agroquímicos) (Cotes, 2012).

Ortellado (2013), menciona que los bioproductos presentan modos de acción de bajo impacto para el ambiente y la salud humana, tomando el caso semillas con bioproducto a partir de *Trichoderma* y fungicida sintético (Tabla 11), presentan diferencias significativas en el crecimiento micelial, también observando que Carboxin+Thiram son compatibles con cepas nativas de *Trichoderma*, puesto que no produce efectos negativos en esporulación, no obstante Tebucanazole presenta efectos genestáticos (no producción de genes).

Según Cotes (2012), el desafío para Ecuador es la estabilidad de los agentes microbianos, las condiciones de almacenamiento y la fácil aplicación, además de desarrollar productos a base de microorganismos nativos (para aprovechar la biodiversidad del país), en Colombia ya se elaboran con gran éxito. En la tabla 8 se muestran una lista pequeña de una base de datos evaluada por los centros de investigaciones nacionales y privados de Colombia (Tabla 12).

Ortellado (2013), menciona que los bioproductos presentan modos de acción de bajo impacto para el ambiente y la salud humana, tomando el caso semillas con bioproducto a partir de *Trichoderma* y fungicida sintético (Tabla 11), presentan diferencias significativas en el crecimiento micelial, también observando que

Tabla 10. Rendimiento evaluados frente los fungicidas probados.

Fungicidas	Nro. Granos Limpios	Nro. Granos Vanos	Nro. Granos Manchados	% Granos Limpios	Peso Granos Limpios	Peso Granos Manchados	% Peso Limpio
Testigo	188.3 a	761.3	1623.8 a	0.44 b	59.1 a	39.3 a	0.56 b
Amistar	2311.3 a	799.1 a	1325.3 a	0.53 a	60.4	30.7 a	0.66 a
Folicur	2311.3 a	749.4 a	1472.2 a	0.51 a b	58.8 a	34.7 a	0.61 a b
Mancozeb	2125.4	769.8 a	1484.4 a	0.49 a	55.8 a	35.1 a	0.60 a b

Promedios seguidos de letras iguales, no difieren significativamente, según Tukey al 5%
 Fuente: Gutiérrez, 2000. .

Tabla 11. Porcentaje de inhibición del crecimiento micelial de aislados de *Trichoderma* spp. en el antibiograma con los diferentes fungicidas cura semillas, a las 48 horas de incubación. FCA-UNA, San Lorenzo, Paraguay, 2012.

FACTOR	NIVEL	ESPORULACIÓN * (%)
<i>Trichoderma</i> spp.	A-62	83,42 a
	A-107	80,4 a
	A-76	77,19 ab
	A-5	68,78 b
	A-106	65,02 c
Fungicidas cura semillas	Carboxin+Thiram	100,6 A
	Testigo (H2O)	100,00 A
	Metiltiofanato +Thiram	86,77 B
	Carbendazim +Thiram	46,30 B
	Tebucanazole	41,86 C

(*) Medias seguidas de las mismas letras en las columnas, no difieren entre sí por el prueba de Tukey al 5%.
 Fuente: Ortellado, 2013.

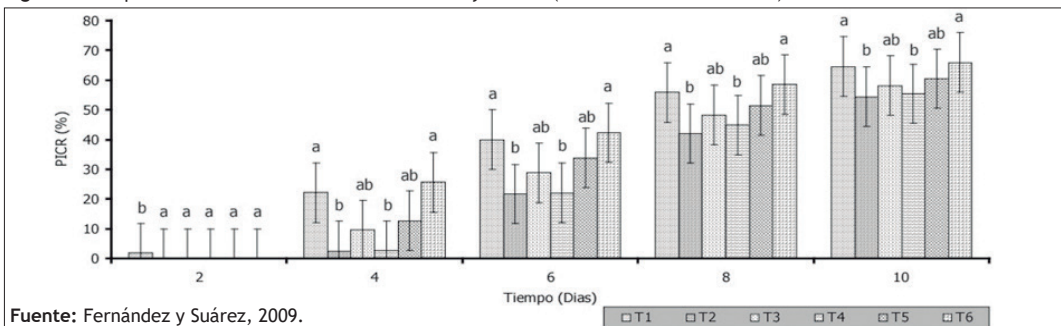
Carboxin+Thiram son compatibles con cepas nativas de *Trichoderma*, puesto que no produce efectos negativos en esporulación, no obstante Tebucanazole presenta efectos genestáticos (no producción de genes).

Según Cotes (2012), el desafío para Ecuador es la estabilidad de los agentes microbianos, las condiciones de almacenamiento y la fácil aplicación, además de desarrollar productos a base de microorganismos nativos (para aprovechar la biodiversidad del país), en Colombia ya se elaboran con gran éxito.

En la figura 3, el efecto antagónico de *Trichoderma*, el cual impide el desarrollo normal e inhibe en más del 50% el desarrollo de éste, sin diferencias significativas; cabe mencionar que se debe comparar ambos aislamientos.

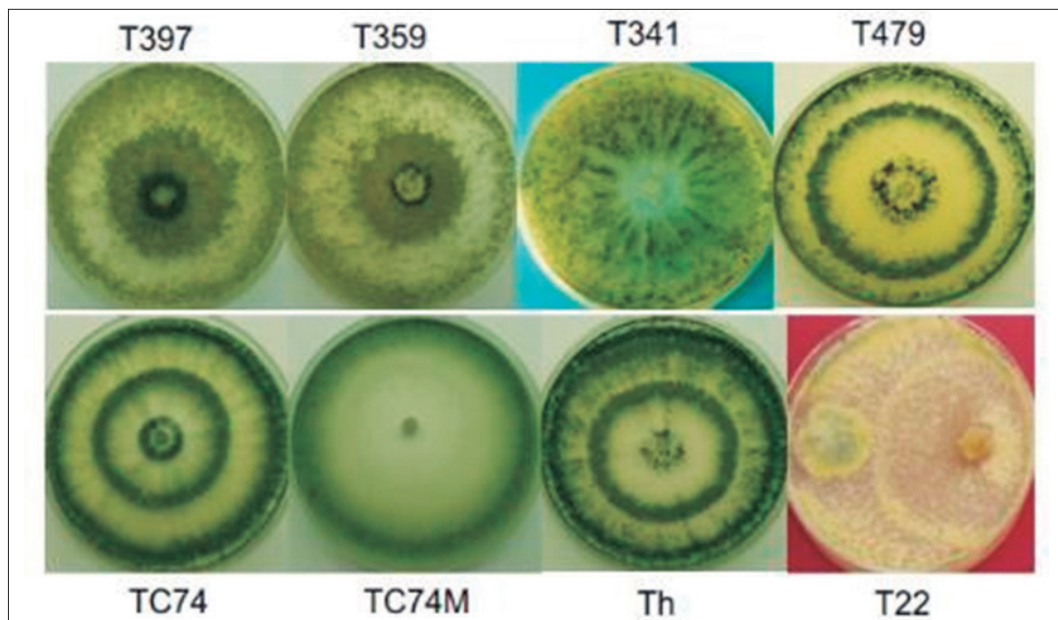
Guigón (2010), manifiesta que las cepas autóctonas desarrollan mejores procesos antagónicos que las introducidas, en la figura 4 se observa el desarrollo del patrón de crecimiento micelial, donde se destacan las ramificaciones, color, forma de micelio y conidias, además mediante análisis moleculares se observaron homologías genéticas entre el género *Trichoderma* en todas las cepas estudiadas,

Figura 3. Comparación de los aislamientos comerciales y nativos (autóctona del aislamiento).



Fuente: Fernández y Suárez, 2009.

Figura 4. Cepas nativas de Colombia de Trichoderma spp. en cajas petri con PDA.



Fuente: Guigón, 2010.

por todos los factores mencionados en el caso de estudio en la tabla 11, se definen observaciones y soluciones propuestas en el área de diagnóstico de enfermedades para una detección temprana y aplicación de insumos agrícolas sean estos biológicos o sintéticos.

Conclusiones

El uso de alternativas biológicas sumados a otras prácticas agrícolas inciden en la reducción del manchado del grano en el cultivo de arroz, los biocontroladores utilizan microorganismos antagonistas

como Trichoderma, Bacillus, Beauveria, entre otros. El diagnóstico preventivo es la clave para el control oportuno de la enfermedad.

Los efectos antagonistas son evaluados en diferentes países y cultivos, infiriendo que el manejo adecuado puede ayudar a un buen rendimiento.

El tiempo de acción de bioproductos difiere en gran medida con los agroquímicos, por lo que es necesario hacer aplicaciones preventivas.

En Ecuador se debe crear políticas de aplicación de bioproductos y estandarización de procesos.

Tabla 13. Observaciones y soluciones propuestas respecto a las alternativas biológicas frente al manchado del grano.

Propuestas de Control del Manchado del Grano					
Categoría	Dimensión	Ecuador	Argentina	Usa	Colombia
Diagnóstico	Tipo de diagnóstico	Correctivos	Correctivos y preventivos	Preventivos	Correctivos y preventivos
	Condiciones medio ambientales	Tropicales	Subtropicales	Subtropicales	Tropicales
	Normas de bioseguridad y entidades de control	Falta de control en toda la cadena de comercialización (agroquímicos) y aplicaciones AGROCALIDAD, MAGAP	Control y flexibilidad en aplicaciones Ministerio de Agroindustriales de la Nación Argentina	Control y sanciones severas por incumplimientos USDA	Normativas y estándares de aplicación MADR

Fuente: Moreno, 2014.

Recomendaciones

Realizar un monitoreo en el campo y de esta manera hacer el diagnóstico que nos permita aplicar oportunamente los biocontroladores en el cultivo de arroz.

Difundir la información técnica de las alternativas ecológicas como sus bondades y formas de aplicación.

Uso de buenas prácticas agrícolas para el cultivo de arroz.

Considerar las condiciones bioclimáticas como temperatura y luminosidad antes de la aplicación.

Desarrollar cepas nativas para impulsar un desarrollo sustentable con alternativas biológicas.

Referencias

Barbosa, O.G. y Grippo, R. 2005. Participación en la economía internacional, competitividad sistémica y aportes al desarrollo productivo local de cooperativas de Entre Ríos. Ciencia, Docencia y Tecnología, 16(31): 119-160.

Cárdenas, R. M., E. Cristo, N. Pérez, M. González, D. Rivero y Cruz, A. 2004. Comportamiento del manchado del grano en variedades de arroz (*Oryza sativa* L.) de ciclo medio. Fitosanidad, 8(4): 39-44.

Cotes, A.M. 2012. Control biológico de enfermedades de plantas en Colombia. Control Biológico de Enfermedades de Plantas en América Latina y el Caribe, 169.

Cuevas, A. 2001. Manejo integrado de plagas en arroz. Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural-ICA. Colombia. 52 p.

Durán, J. 2004. Guía de ingredientes activos de bioplaguicidas. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, CATIE Proyecto Fomento de Productos Fitosanitarios No Sintéticos CATIE/GTZ Turrialba, Costa Rica. 92 p.

Espinell, R. y Goya, B. 2009. Diagnóstico técnico y transferencia de tecnología en el manejo del cultivo de arroz para la zona de Balzar. ESPOL. Guayaquil, Ecuador.

Estrada, G. y Sandoval, I. 2004. Patogenicidad de especies de *Curvularia* en arroz. Fitosanidad, 8(4):23-26

Ezziyyani, M., S.C. Pérez, M.E. Requena, L. Rubio y Candela, M.E. 2004. Biocontrol por *Streptomyces rochei* Ziyani, de la podredumbre del pimiento (*Capsicum annuum* L.) causada por *Phytophthora capsici*. Anales de Biología 26: 69-78.

FAOSTAT. 2013. Estadística en la Producción de arroz (en línea). Consultado el 7 enero del 2013. Disponible en www.fao.org/docrep.

Fernández, R.J. y Suárez, C. 2009. Antagonismo in vitro de *Trichoderma harzianum* Rifai sobre *Fusarium oxysporum* Schlecht f. sp *passiflorae* en maracuyá (*Passiflora edulis* Sims var. *flavicarpa*) Del. Rev. Fac. Nac. Agr. Medellín, 62(1): 4743-4748.

Fernández, L., O. Vega y López, J. 2005. Control Biológico de enfermedades de las plantas. Capítulo 10. En: Control Biológico de Plagas Agrícolas. INISAV, Cuba. 24 p.

Fernández-Larrea, O. 2001. Microorganismos antagonistas para el control fitosanitario. CATIE-Costa Rica. Manejo Integrado de Plagas (Costa Rica) 62: 96-100.

García, M. 2015. Plagas y enfermedades del arroz. Instituto Nacional de Investigación Sanidad Vegetal Cuba. Manual Técnico. 66 p.

Guión-López, C., Guerrero-Prieto, V., Vargas-Albores, F., Carvajal-Millán, E., Ávila-Quezada, G. D., Bravo-Luna,

L., Ruocco, M., Lanzuise, S., Woo, S. y Lorito, M. 2010. Identificación molecular de cepas nativas de *Trichoderma* spp. su tasa de crecimiento in vitro y antagonismo contra hongos fitopatógenos. Revista mexicana de fitopatología 28(2): 87-96.

Gutiérrez, S., Mazzanti, C., Mazza, A. y Cúndom, M. 2015. Resultados Preliminares sobre el control de Manchado de Grano de Arroz. En línea. Corrientes. AR. Consultado 20/10/15. Disponible en: http://www.unne.edu.ar/unnevieja/Web/cyt/cyt/2000/5_agrarias/a_pdf/a_041.pdf. 2000.

INFOAGRO. 2014. Estadística en la Producción de arroz (en línea). Consultado el 7 julio del 2014. Disponible en: <http://www.infoagro.com/herbaceos/cereales/arroz.htm>.

IPNI (Instituto Internacional de nutrición de plantas). (2011). Manual de fertilización para el cultivo del arroz en Latinoamérica. IPNI, México, 3 ed. p 15-98.

Jones, K., Kim, D.W., Park, J.S. y Khang, C.H. 2016. Live-cell fluorescence imaging to investigate the dynamics of plant cell death during infection by the rice blast fungus *Magnaporthe oryzae*. BMC Plant Biology 16(1): 69.

Lyman, N.B., Jagadish, K.S., Nalley, L.L., Dixon, B.L. y Siebenmorgen, T. 2013. Neglecting Rice Milling Yield and Quality Underestimates Economic Losses from High-Temperature Stress. PLoS ONE 8(8), e72157. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0072157>.

Martínez, I.C. 2014. Efectos económicos y laborales del uso de agroquímicos en la producción de arroz en el cantón Daule. Periodo 2011. Disertación Doctoral, Facultad de Ciencias Económicas, Universidad de Guayaquil.

Morales, F.L., Ferreira, J.A., Carrillo, M.D. y Peña, M.M. 2015. Pequeños productores de cacao Nacional de la provincia de Los Ríos, Ecuador: un análisis socio-educacional y económico. Spanish Journal of Rural Development 6(1-2): 29-44.

Moreno A. 2014. Rendimientos del arroz en el Ecuador primer cuatrimestre del 2014. MAGAP. Guayaquil- Ecuador.

Neninger, L., Hidalgo, E., Barrios, L. y Pueyo, M. 2003. Hongos presentes en semillas de arroz (*Oryza sativa* L.) en Cuba. Fitosanidad, 7(3): 7-11.

Ortellido, B.M.F. y Fuente, A.L.O. 2013. Compatibilidad in vitro de aislados nativos de *Trichoderma* spp. con fungicidas para el tratamiento de semillas. Investigación Agraria 15(1): 15-22.

Rariz-Mollo, G., Ferrando, L. y Fernández-Scavino, A. 2013. Aislamiento de bacterias endófitas fijadoras de nitrógeno en plantas de arroz cultivadas en diferentes suelos. En: VII Congreso de Medio Ambiente, disponible en: http://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/26387/Documento_completo.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Rivera, D., Obando, M., Garrido, M. y Bonilla, R. 2011. Efecto de agroquímicos peletizados en semillas de algodón sobre el biofertilizante Monibac® con base en *Azotobacter chroococcum*. Rev. Bio. Agro. 9(2): 130-138.

Rodríguez-Hernández, R., García de la Osa J., Meneses-Dartayet, P., Pérez, R., Sanzo, R., Saborit R., Valle, J. y Delgado, M. 2008. Comportamiento del rendimiento agrícola y el manchado del grano en diferentes tecnologías de siembra del arroz popular. Estación Experimental del Arroz "Sur del Jíbaro", p. 83-89. Disponible en: [http://www.actaf.co.cu/revistas/revista-grano/Revista%20en%20PDF%20\(Vol%2011%20No%201\)/trabajo11.pdf](http://www.actaf.co.cu/revistas/revista-grano/Revista%20en%20PDF%20(Vol%2011%20No%201)/trabajo11.pdf)

Sandoval, I., López, M.O., Estrada, G., Bonilla, T. y Wong, W. 2002. Hongos asociados al manchado del grano del arroz en variedades afectadas por la enfermedad pudrición de la vaina. AGRIS: International Information System for the Agricultural Science and Technology.

Normas para la publicación de artículos “Revista Científica de Ciencias Naturales y Ambientales”

Guidelines for publishing articles “Revista Científica de Ciencias Naturales y Ambientales”

La Revista Científica de Ciencias Naturales y Ambientales, es una revista científica-académica de la Facultad de Ciencias Naturales de la Universidad de Guayaquil. Su objetivo es contribuir a la producción científica, su socialización y debate, en el ámbito de las Ciencias Naturales y Ambientales. La publicación es semestral en los meses de julio y diciembre.

Los autores pueden someter sus trabajos a la Revista Científica de Ciencias Naturales y Ambientales, en español o inglés. Deben asumir los siguientes lineamientos, los artículos que no lo sigan serán rechazados o devueltos para que se realicen las correcciones pertinentes:

Tipos de artículos

1. La Revista Científica de Ciencias Naturales y Ambientales publicará artículos sobre diversos aspectos de las Ciencias Naturales, pudiendo ser de cuatro tipos:

- De investigación, que reportan investigación básica original relacionada con los campos de las ciencias antes descritas, usando enfoques cualitativos, cuantitativos o mixtos.
- De revisión, que contribuyan al progreso de la producción de conocimiento en alguno de los campos de las ciencias antes descritas. Se trata de manuscritos orientados a sintetizar investigación científica previa, a discutir problemas metodológicos o conceptuales.
- De discusión, que contribuyan a la discusión de los diversos aspectos de las Ciencias antes descritas.
- De ensayo.

No se publicarán artículos que expresen exclusivamente opiniones, anécdotas o interpretaciones no fundamentadas.

Originalidad

2. Los trabajos deben ser originales e inéditos. No deben haber sido presentados en otra editorial simultáneamente.

Componentes de los escritos

3. La estructura de los documentos presentados contendrán los siguientes apartados:

a) Título

- b) Resumen
- c) Palabras clave
- d) Introducción
- e) Materiales y métodos
- f) Resultados
- g) Discusión
- h) Conclusiones
- i) Recomendaciones
- j) Referencias

4. El “Título” debe incluir la siguiente información:

- a) Título del artículo, éste debe estar en Español e Inglés.
- b) Nombre completo del autor o de los autores; éste debe tener un sólo apellido, en caso de incluir el apellido materno los dos apellidos deben estar unidos con un guión, por ejemplo: Torres-Pinto.
- c) Nombre y dirección completa de la institución, centro de estudio o trabajo actual a la que pertenece y posición que desempeña, incluyendo números telefónicos y correo electrónico.

Los datos personales facilitados por los autores a esta revista se usarán exclusivamente para los fines declarados por la misma, no estando disponibles para ningún otro propósito.

- 5. El resumen debe estar escrito en español e inglés y no debe superar las 200 palabras. Éste debe resumir la información sobre el propósito, objetivos e hipótesis del trabajo, así como su procedimiento, resultados y conclusión.
- 6. Después del resumen se indicarán cuatro palabras clave en español e inglés, esas deben de estar escritas en orden alfabético según cada idioma. Con este fin se utilizará el Tesoro de la UNESCO (Consulte en: <http://databases.unesco.org/thesp/>).
- 7. Las referencias deben de incluirse todas y únicamente las publicaciones citadas en el texto.

Normas de estilo

- 8. Los trabajos deben ser compatibles con Microsoft Word. La extensión no debe superar las 7.000 palabras, incluyendo el título, el resumen, las referencias bibliográficas, tablas y figuras.
- 9. Deben estar configurados en formato A4, con letra Times New Roman de 12 puntos con interlineado de 1,5, a una columna, justificado al margen izquierdo.

* Correspondencia de la revista:

E-mail: revistacienciasnaturales@ug.edu.ec



10. Para la entrega del documento, las tablas y las figuras deben estar aparte del archivo, no incluido.
11. Las imágenes, las fotografías en blanco y negro deben tener una resolución mínima de 300 dpi, las fotografías a color deben tener una resolución mínima de 600 dpi y las ilustraciones o dibujos en blanco y negro deben tener una resolución de 1.200 dpi. en formato .jpg, .tiff, .raw o psd.
12. Las tablas deberán estar en excel o algún editor de hojas de cálculo.
13. Se recibirán un máximo de 5 figuras y 5 tablas por artículo, salvo resolución editorial para casos particulares.
14. Toda tabla y figura debe estar citado dentro del texto del manuscrito.
15. Las leyendas de las tabla o figuras, se deben colocar al final del documento, después de la bibliografía, debidamente numeradas.
16. Para la redacción de los trabajos los autores deberán apearse a las pautas del Manual de Estilo de Chicago de acuerdo con los siguientes ejemplos:

Cuando se haga referencia de manera general a una obra, se escribirá el apellido del autor, el año de publicación y el número de página, dentro de un paréntesis: (Alberti, 2002), o en el caso de dos autores (Rodríguez y García: 1998); si son más de dos autores se anotará (Sánchez *et al.*, 2003).

En el caso de citar obras del mismo autor publicadas en el mismo año, esas se ordenarán alfabéticamente y se les distinguirá con una letra minúscula después del año: “La poesía no puede sacar partido del arrepentimiento, pues no bien se plantea este último, el escenario es interno” (Kierkegaard, 1992a)... “Un momento así exige tranquilidad, no debe ser perturbado por la reflexión” (Kierkegaard, 1992b). Se debe citar en orden cronológico.

La bibliografía debe estar escrita en el mismo sistema, ordenada alfabética y cronológicamente según corresponda. No usar mayúsculas continuas. Los apellidos y nombres de los autores deben estar completos, es decir, no deben anotarse solo abreviaturas. Como norma general, los títulos de libros se reseñarán en cursiva; y los títulos de artículos con tipografía normal; véanse los siguientes ejemplos:

Para revistas:

- Van Beusekom, C. F. 1971. Revision of *Meliosma* (Sabiaceae) section *Lorenzanea* excepted, living and fossil, geography and phylogeny. *Blumea* 19: 355-529.
- Johnson, L. A. S. & B. G. Briggs. 1975. On the Proteaceae: The evolution and classification of a southern family. *Bot. Jour. Linnean Soc.* 70:83-182.

Para libros:

- Holdridge, L. R. 1967. *Life zone ecology*. Edición revisada. Tropical Science. Center. San José, Costa Rica.

- Pennington, T. D. 1997. *The genus Inga, Botany*. The Royal Botanic Gardens, Kew, United Kingdom.
- Jørgensen, P. M. & S. León-Yáñez. 1999. *Catalogue of the Vascular Plants of Ecuador*. Monogr. Syst. Bot. Missouri Bot. Gard. 75: 1-1181.

Para series monográficas:

- Berg, C. C. 1998. Moraceae (excl. *Ficus*). *Flora of Ecuador* 60: 1-128.
- Henderson, A. 2000. *Bactris* (Palmae). *Flora Neotropica Monograph* 79: 1-181.

Para capítulos de libros:

- Herrera, W. 1985. Clima de Costa Rica. En: L. D. Gómez (ed.). *Vegetación y clima de Costa Rica*. Vol. 2. Editorial Universidad Estatal a Distancia, San José, Costa Rica.
- Herrera-MacBryde, O., T. R. Maldonado, V. Jiménez & K. Thomsen. 1997. Osa Península and Corcovado National Park Costa Rica. En: S. D. Davis, V. H. Heywood, O. Herrera-MacBryde, J. Villa-Lobos & A. C. Hamilton (eds.). *Centres of Plant Diversity. A guide and strategy for their conservation* Vol. 3, World Wildlife Fund, International Conservation Union.

Para referencias a sitios web:

Para publicaciones disponibles en línea:

- Bestland, E. A. & G. Retallack. 1994. *Geology and paleoenvironments of the Clarno unit, John Day Fossil Beds National Monument, Oregon. Final report*. http://www.nps.gov/history/history/online_books/joda/besttland-retallack1/index.htm Consulta Agosto 2014.

Para publicaciones disponibles en línea que están en permanente actualización:

- Stevens, P. F. 2001, en adelante. Angiosperm Phylogeny Website. Version 9, June 2008 [en actualización continua]. <http://www.mobot.org/MOBOT/research/APweb/>.

Para páginas web de instituciones:

- The New York Botanical Garden (NYBG). Consulta 2010. *The C. V. Starr Virtual Herbarium* <http://sciweb.nybg.org/science2/VirtualHerbarium.asp> The New York Botanical Garden, Bronx, New York.

En caso de haber dos o más publicaciones de un mismo autor:

- Cornejo, X. 2009. Two new species of *Pentagonia* (Rubiaceae, Hippotidae) from Colombia and Ecuador. *Novon* 19:25-31.
- . 2010. *Pentagonia lanciloba*: A new Rubiaceae (Hippotidae) from northwestern Ecuador. *Brittonia* 62:7-11.

En caso de haber dos o más publicaciones de un mismo autor y durante el mismo año, agregar un literal después del año:

Cornejo, X. & H. H. Iltis. 2008a. The reinstatement of *Cappariastrum* (Capparaceae). *Harvard Pap. Bot.* 13:229-236.

---- & ----. 2008b. A revision of the American species of the genus *Crateva* (Capparaceae). *Harvard Pap. Bot.* 13:121-135.

Proceso editorial

17. El documento recibido por el editor responsable pasa por dos procesos de selección:
 - a) El primero se lleva a cabo en el Consejo Editorial Interno, quien determinará la pertinencia y solvencia científica del manuscrito.
 - b) El segundo proceso lo realiza el Consejo Editorial Externo, según el sistema de revisión por pares (doble ciego). En el caso de resultados discrepantes se remitirán a un tercer dictamen, el cual será definitivo.
18. El Consejo Editorial notificará a los autores la decisión de los evaluadores en cuanto a la aceptación, solicitud de revisión o rechazo del artículo.
19. Si el artículo es aceptado para la publicación, los editores combinarán los comentarios de los revisores con sus propias observaciones editoriales y regresarán el manuscrito al autor principal para su revisión final. Para su aceptación final, el autor debe entonces realizar las correcciones y cambios necesarios. Usualmente el tiempo dado para los cambios no será mayor a dos semanas.
20. La coordinación editorial de la revista se reserva el derecho de hacer corrección de estilo y cambios editoriales que considere necesarios para mejorar el trabajo.
21. Una vez diagramado el texto, se enviará una prueba de composición del artículo para corregir errores y su aprobación. En este punto no será posible hacer cambios en el manuscrito, sino solamente corregir errores. El autor debe retornar la prueba de impresión a los editores máximo una semana después de haberla recibido.
22. Si un artículo es publicado en la Revista Científica de Ciencias Naturales y Ambientales, el artículo será subido a la página web: <https://www.revistas.ug.edu.ec/index.php/cna>

Declaración de responsabilidad

23. Como parte del proceso de envío, se requiere que los autores indiquen si sus envíos cumplen con las siguientes indicaciones:
 - a. El envío no ha sido publicado previamente ni se ha enviado previamente a otra revista (o se ha proporcionado una explicación al Editor responsable).
 - b. El fichero enviado está en formato Microsoft Word o compatible, y no tiene una extensión superior a 7.000 palabras.
 - c. El texto tiene interlineado 1.5; el tamaño de fuente es 12 puntos y el tipo es Times New Roman; y todas las ilustraciones, figuras y tablas están dentro del texto en el sitio que les corresponde y no al final.
 - d. El texto cumple con los requisitos bibliográficos y de estilo de la norma Chicago.
 - e. La página "Título" incluye todos los datos identificativos de los autores.

Derechos de autor

24. Las obras que se publican en esta revista están sujetas a los siguientes términos:
 - a. El Servicio de Publicaciones de la Facultad de Ciencias Naturales de la Universidad de Guayaquil (la editorial) conserva los derechos patrimoniales (copyright - © 2015, Facultad de Ciencias Naturales de la Universidad de Guayaquil, Ecuador) de las obras publicadas, y favorece y permite la reutilización de las mismas bajo la licencia de uso indicada en el literal b.
 - b. Revista Científica de Ciencias Naturales y Ambientales se publica en versión escrita bajo una licencia <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/ec/>. Se pueden copiar, usar, difundir, transmitir y exponer públicamente, siempre que: i) se cite la autoría y la fuente original de su publicación (revista e editorial); ii) no se usen para fines comerciales; iii) se mencione la existencia y especificaciones de esta licencia de uso.

Presentación

25. Los artículos deben ser enviados mediante archivos adjuntos al e-mail: revistacienciasnaturales@ug.edu.ec, con copia al editor responsable: carmenbonifaz@hotmail.com.

Contenidos de la Revista Científica de Ciencias Naturales y Ambientales Vol. 11(1)

Distribución espacial y temporal de las capturas con red de cerco de atún aleta amarilla (Thunnus albacares) en relación a la TSM derivada del sensor satelital AVHRR en el Océano Pacífico tropical oriental / Spatial and temporal distribution of purse-seine yellowfin tuna (Thunnus albacares) catches in relation to AVHRRderived SST in the eastern tropical Pacific Ocean	Emilio Cucalón-Zenck.....11
Caracterización de la pesquería artesanal de merluza (merluccius GAYI) en la caleta pesquera de Santa Rosa (provincia de Santa Elena) / Characterization of artisanal fisheries of merluccius gayi in the fishing cove of Santa Rosa (Santa Elena province).....	Dialhy Coello, Marco Herrera, Rómulo Castro, Carlos Medina & Jessica Salcedo.....21
Comentarios sobre las prioridades de conservación de macro y meso mamíferos en la Reserva Jauneche - Estación Científica Pedro Franco Dávila (Los Ríos-Ecuador) / Comments about conservation priorities of large and médium mammals in the Jauneche Reserve- Pedro Franco Dávila Scientific Station (Los Ríos-Ecuador).....	Jaime A. Salas & Evelyn A. Vera.....27
Dinámica de cambios de diversidad después de deforestación / Dynamics of biodiversity change after deforestation.....	Guillermo Javier & Gilbert-Jaramillo.....36
Alternativas biológicas para el manejo del complejo de manchado de grano en el cultivo de arroz en Babahoyo, provincia de Los Ríos, Ecuador / Biological alternative to the management of the spot grain complex in rice crops in Babahoyo, province of Los Ríos, Ecuador.....	Aura Jacqueline & Mónica Concepción.....48
Normas para la publicación de artículos “Revista Científica de Ciencias Naturales y Ambientales” / Guidelines for publishing articles “Revista Científica de Ciencias Naturales y Ambientales”	