



Universidad Veracruzana

# UNIVERSIDAD VERACRUZANA

---

INSTITUTO DE CIENCIAS MARINAS Y PESQUERÍAS

MAESTRÍA EN ECOLOGÍA Y PESQUERÍAS

*Modelo logístico de crecimiento parabólico denso-dependiente: Un nuevo enfoque de modelación y simulación de la dinámica de poblaciones bajo condiciones de explotación pesquera*

## TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:

**Maestro en Ecología y Pesquerías**

PRESENTA:

**José Manuel Grande Vidal**

Comité tutorial

Dr. César Gabriel Meiners Mandujano - Director

Dr. Fernando Márquez Farías - Co-director

Dra. M<sup>a</sup> Lourdes Jiménez Badillo - Tutor

BOCA DEL RÍO, VERACRUZ

ABRIL 2010.



## **DEDICATORIA**

Dedico este trabajo a mi familia, especialmente a mi Madre M<sup>a</sup> Piedad, mi Abuela Juanita, mis hermanos Jesús y Guillermo quienes por distintas causas, se me adelantaron en el camino de la vida y seguramente disfrutaron de este logro tanto como yo. A mis hermanas, sobrinos y parientes cercanos.

A Miriam por su constante apoyo moral y comprensión.

A mi gran amigo Juan A. Camacho Acosta y compañeros de generación de la carrera de Técnico Industrial Pesquero.

A mis compañeros de generación de la carrera de Ingeniería en Pesquerías de la Universidad Católica de Valparaíso, Chile

A mis amigos y compañeros (as) del Instituto Nacional de la Pesca.

## **AGRADECIMIENTOS**

El desarrollo de este trabajo ha sido posible después de un largo proceso de búsqueda de una solución sencilla, accesible y consistente desde el punto de vista teórico-práctico para evaluar el estado y condición de salud de las poblaciones bajo explotación pesquera con escasa información estadística. Para tal efecto, manifiesto mi agradecimiento por la colaboración y apoyo de las siguientes personas e instituciones:

Especial agradecimiento al Dr. César Gabriel Meiners Mandujano por la dirección del protocolo de investigación, su apoyo y colaboración continua y consistente.

Al Dr. Fernando Márquez Farías por sus aportaciones teóricas sobre el modelaje y análisis de riesgo aplicado a las poblaciones pesqueras, su colaboración y apoyo personal.

Al Dr. Héctor Perales Valdivia por la revisión crítica del modelo y sus sugerencias.

Al Dr. David Salas Monreal por la revisión y corrección del manuscrito

Al Dr. David Alberto Salas de León por su apoyo y colaboración desinteresada en la revisión de la primera versión del documento de tesis elaborado para cubrir los requisitos de la maestría en Ingeniería Industrial de UPIICSA del Instituto Politécnico Nacional.

Al personal docente y administrativo del Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías de la Universidad Veracruzana

Finalmente, agradezco al CONACYT por el apoyo económico derivado del Programa Nacional de Posgrado de Excelencia durante el periodo Febrero 2008 a Enero 2010.

## ÍNDICE

Agradecimientos	II
Lista de Tablas y Figuras	V
<b>Resumen</b>	<b>VI</b>
<b>1.0.- Introducción</b>	<b>1</b>
<b>2.0.- Antecedentes</b>	<b>4</b>
<b>3.0.- Hipótesis</b>	<b>12</b>
<b>4.0.- Objetivo general</b>	<b>12</b>
<b>4.1 y objetivos particulares</b>	<b>13</b>
<b>5.0.- Material y Métodos</b>	<b>13</b>
5.1.- Descripción del modelo	13
5.2.- Desarrollo y formulación del modelo	16
5.2.1.- Supuestos teóricos	17
5.2.1.1.- Comportamiento sigmoideo-asintótico de las capturas acumuladas	17
5.2.1.2.- Acción y efecto de mortalidad sobre la población	18
5.2.2.- Función de estado del sistema	20
5.2.3.- Curva logística de crecimiento de biomasa	21
5.3.- Proceso analítico	23
5.4.- Lineamientos para la validación del modelo	25
<b>6.0.- Resultados</b>	<b>26</b>
6.1.- 1ª Etapa de explotación 1916-1969	27
6.1.1.- Evolución del ciclo de vida de la pesquería	27
6.1.2.- Crecimiento diferencial denso-dependiente	28
6.1.3.- Crecimiento logístico de biomasa	30
6.1.4.- Condición predictiva-regresiva de la productividad	31
6.1.5.- Productividad excedente anual y sobreexplotación	32
6.1.6.- Estimación del tamaño máximo de la población colapsada	34
6.1.7.- Estado y condición global de la población	35

6.2.- 2ª Etapa de explotación 1983- 2006	37
6.2.1.- Crecimiento diferencial denso-dependiente	37
6.2.2.- Crecimiento logístico de biomasa	38
6.2.3.- Condición predictiva-regresiva de la productividad	39
6.2.4.- Productividad excedente anual y Sobreexplotación	40
6.2.5.- Predicción del estado y condición de la población	42
<b>7.0.- Validación del modelo</b>	<b>44</b>
<b>8.0.- Discusión</b>	<b>47</b>
<b>9.0.- Conclusiones</b>	<b>54</b>
<b>10.0.-Bibliografía</b>	<b>57</b>

## Lista de Tablas y Figuras

Tabla 1.-Parámetros del modelo MLCP-DENSO y su significancia estadística 1916-1969

Tabla 2.-Parámetros del modelo MLCP-DENSO y su significancia estadística 1983-2006

Nº 1.- Modelo dinámico del ecosistema explotado

Nº 2.- Dinámica del proceso de explotación

Nº 3.- Función de estado del sistema

Nº 4.- Modelo logístico de crecimiento poblacional de Verhulst

Nº 5.- Evolución de las capturas de la pesquería de Sardina del Pacífico.

Nº 6.- Crecimiento diferencial denso-dependiente de la población en 1916-1969

Nº 7.- Proceso de crecimiento logístico de biomasa en 1916-1969

Nº 8.- Trayectoria de la productividad excedente anual en las escalas de tiempo

Nº 9.- Comparativo de la productividad excedente anual y curva de capturas

Nº 10.-Periodos de sobreexplotación y subexplotación

Nº 11.-Estimación del tamaño de la población colapsada

Nº 12.-Estado y condición global de la población 1916-1969

Nº 13.-Crecimiento diferencial denso-dependiente de la población en 1983-2006

Nº 14.-Proceso de crecimiento logístico de biomasa en 1983-2006

Nº 15.-Condición predictiva- regresiva de la productividad 1983-2006

Nº 16.-Comparativo de la productividad excedente y curva de capturas

Nº 17-Periodos de sobreexplotación y subexplotación

Nº 18.-Estado y condición de la población 1983-2006

Nº 19.- Comparativo de estimados de biomasa obtenidos con diferentes métodos y modelos con los resultados del modelo MLCP-DENSO en ambos periodos de explotación

Nº 20.- Simulación del proceso de declinación de biomasa con distintas estrategias de explotación

Nº 21.- Simulación de la curva de capturas bajo distintas estrategias de explotación

## RESUMEN

A partir del origen y funcionamiento de los modelos globales de producción excedente, en este trabajo se desarrolló y formuló un modelo de evaluación y predicción fundamentado en la teoría del crecimiento logístico de Verhulst denominado MLCP-DENSO. El modelo permite evaluar el proceso de crecimiento denso-dependiente de las poblaciones marinas y su productividad excedente bajo condiciones de explotación pesquera, utilizando las capturas acumuladas como índice de la abundancia relativa de la población y la fracción de biomasa extraída por unidad de tiempo como índice de mortalidad por pesca. Los resultados describen los cambios de estado de la población mediante la medición de las constantes que regulan su crecimiento denso-dependiente, denominadas tasa intrínseca de incremento natural y nivel de saturación ambiental. El modelo se aplicó bajo el enfoque de análisis de sistemas y simulación de su dinámica bajo distintos escenarios de explotación y se aplicó a la población de sardina del Pacífico (*Sardinops sagax caerulea*) explotada y colapsada en 1916-1969, la cual posteriormente se recuperó y está siendo explotada desde 1983 a la fecha. Se muestra el proceso de crecimiento diferencial denso-dependiente de la población, la productividad excedente generada bajo distintos grados de intensidad pesquera, la forma y magnitud de su crecimiento logístico, los niveles de sobreexplotación y el tipo de respuestas que utiliza la población, para responder a los estímulos de la pesca y generar la biomasa excedente. El colapso se debió al efecto combinado de la: sobreexplotación acumulada de 380.9 % respecto a la biomasa producida por la población en el periodo 1917-1943, la asincronía entre el proceso de extracción de biomasa y el proceso de producción de la misma y también, al efecto de la saturación del medio ambiente a partir de 1941. La sobreexplotación obligó a la población a responder con explosiones de biomasa, generando inestabilidad y rebase de los umbrales de resiliencia. La saturación ambiental impidió el crecimiento posterior de la población y por lo tanto, ésta no tuvo tiempo de producir la biomasa necesaria para restaurar el déficit y tampoco, pudo alcanzar su rendimiento máximo sostenible previsto para 1948.5. La predicción actual para la pesquería indica que la población se ha sobreexplotado 368.4 % con un promedio anual de 26.3 % y alcanzará su rendimiento máximo en 2018.8 con un valor



de 140 603 tm, siempre y cuando el proceso de explotación se realice conforme a la trayectoria de productividad definida por la población

Palabras clave: modelo logístico, dinámica poblaciones, sardina del Pacífico

## **ABSTRACT**

In order to assess the density-dependence growth process of marine population and its surplus productivity under fishing exploitation, a simple but novel model called MLCP-DENSO was developed. The model is based on the Verhulst's logistic growth equation using, as a main and unique data source, the cumulative catches as a proxy of abundance of the population. With this approach one is able to describe the shape and magnitude of the population logistic growth, to quantify the surplus biomass production and dynamic equilibrium during population's life span, and to supply discussion elements about the population's feedback mechanisms that respond to fishing stimuli. The model is in agreement with systems' approach and it can be used to simulate the state's changes of the population. In order to validate the model, it was applied to the Pacific sardine population (*Sardinops sagax caerulea*), that was fished since 1916, then collapsed in 1969, and recovered and fished again since 1983. The model results showed that the collapse was caused by a combination of effects acting over the stock, by far, the most important was a marked over-exploitation of 380.9 % respect to the yielded biomass, during the years 1917-1943. This situation led to unstable conditions and the stock did not have time to restore the biomass deficit and could not reach its maximum sustainable yield, predicted for 1948.5. The environment reached saturation in 1941 and the stock could not grow since then. The prediction showed that the stock has been over-exploited by 368.4 % with an annual average of 26.3 % and it will reach its maximum sustainable yield of 140 603 mt in 2018.8 However, it is necessary to apply an exploitation strategy according with the trajectory of the stock's surplus productivity.

Key words: Logistic model, population dynamics, Pacific sardine

## 1.0.- INTRODUCCIÓN

El aprovechamiento de los recursos naturales renovables tiene implicaciones alimentarias, económicas, sociales, ecológicas y políticas, razón por la cual, las generaciones actuales tenemos un compromiso ético y moral de trascendencia histórica en el sentido de aprovechar tales recursos de forma racional y sustentable. El caso particular de los recursos pesqueros es en extremo complejo, ya que se combinan condiciones de incertidumbre sobre las condiciones biológicas, ecológicas y ambientales (Gulland, 1983).

Para garantizar una explotación racional y sustentable de los recursos, las capturas totales obtenidas durante un ciclo de trabajo, deberían ser equivalentes a la producción biológica excedente de las poblaciones explotadas, evitando con ello la sobreexplotación, la declinación de las poblaciones y los colapsos. La productividad excedente de la población es la porción de biomasa susceptible de ser explotada sin afectar la viabilidad de la población, que resulta del crecimiento innato de cada población en un ecosistema, como resultado de la dinámica biológica de la misma y de su interacción con el medio ambiente (Pauly, 1979, 1984).

Existen dos grandes enfoques metodológicos utilizados para evaluar los stocks pesqueros, los modelos analítico-estructurales y los modelos globales de biomasa. Los modelos analítico-estructurales se basan en el seguimiento detallado de la estructura de edades de la población, y la estimación de los principales parámetros poblacionales tales como, el crecimiento, el reclutamiento, la mortalidad natural y la mortalidad por pesca como lo describen Csirke (1980), Gulland (1983) y Pauly (1979,1984), entre otros. Ambos enfoques han sido utilizados en el estudio de diversos recursos y pesquerías, en un esfuerzo continuo por reducir la incertidumbre asociada a la dinámica de las poblaciones y alcanzar el objetivo de aprovechamiento racional y sustentable de los recursos naturales.

En el ámbito nacional e internacional, predomina el uso de los modelos analítico-estructurales, en la medida en que los modelos globales de producción excedente se han relegado y prácticamente desechados como herramientas de investigación (Maunder, 2003),

debido a sus limitaciones y resultados. Al margen del tipo de modelo utilizado en la evaluación de poblaciones, la eficacia de los planes de administración de las pesquerías, ha sido cuestionada en muchas pesquerías, porque no se ha podido prevenir la sobrepesca, la declinación y el colapso de las poblaciones (Mullon et al, 2005) y por lo tanto, la explotación de los recursos con criterios de racionalidad y sustentabilidad dentro de los límites biológicos y ecológicos, sigue siendo el objetivo pendiente.

Los modelos globales se sustentan en el enfoque descrito por Schaefer (1954; 1957) el cual, adaptó el modelo logístico de Verhulst introduciendo el esfuerzo pesquero ( $f$ ) como variable independiente y la captura por unidad de esfuerzo ( $cpue$ ) como variable dependiente de tal forma que fue posible estimar el rendimiento máximo para un nivel óptimo de esfuerzo. Posteriormente, Pella y Tomlimson (1969) desarrollaron el modelo generalizado que permite obtener una familia de curvas que comprenden diversas posibilidades de ajuste estadístico de los datos de captura y esfuerzo, incluyendo la parábola. Fox (1970) desarrolló el modelo exponencial debido a que frecuentemente el ajuste estadístico entre la  $cpue$  y el esfuerzo era exponencial y no lineal como lo propuso Schaefer (Gulland, 1983). Desde entonces, prevalece el concepto de que la  $cpue$  es una medida de la abundancia relativa de la población explotada, así como también el concepto de que la mortalidad por pesca ( $F$ ) es una función lineal del esfuerzo pesquero ( $f$ ) multiplicado por una constante empírica denominada coeficiente de capturabilidad ( $q$ ). Estas relaciones matemáticas constituyen hasta la fecha, el paradigma que sustenta los modelos globales de biomasa. Sin embargo, estos modelos han caído en desuso debido a distintas críticas y cuestionamientos sobre los resultados obtenidos en diversas pesquerías desde la década de los setenta, como lo describen García y Le Reste (1981), Pauly (1984), Rothschild (1986) y Csirke (1988), entre otros. Con el advenimiento de algoritmos de iteración y remuestreo de datos en sistemas computacionales, se han desarrollado versiones avanzadas de los modelos globales para mejorar el proceso de estandarización de  $f$  y de la  $cpue$ , tales como Aspic, Prodfit, Multifleet utilizados en las evaluaciones regulares del grupo de expertos de la Comisión Internacional para la Conservación de los Atunes del Atlántico ICCAT (2004).

El paradigma de la *cpue* como índice de abundancia de la población y del esfuerzo como índice de la mortalidad por pesca se ha mantenido y ampliado hacia los modelos estructurados, en los cuales se desagrega en función de la estructura de edades de la población considerada.

En México, la evaluación de las poblaciones explotadas se ha realizado rutinariamente con ambos enfoques metodológicos y existen varias aplicaciones a las poblaciones de interés explotadas de las principales pesquerías. El trabajo más reciente reportado por SAGARPA/INAPESCA (2001, 2006) contiene los avances científicos del estado y condición de las principales poblaciones sujetas a explotación, sin embargo, en general se observan las mismas limitaciones y cuestionamientos a los modelos globales, mencionados en el capítulo de Antecedentes y en muchos casos, no se especifica el nivel de Rendimiento Máximo Sostenible (RMS) ni tampoco el esfuerzo óptimo que se debe aplicar en cada pesquería lo cual, limita en cierto grado el alcance de ese esfuerzo institucional. Como consecuencia de ésta situación, prevalece un alto grado de incertidumbre en la dinámica de las poblaciones explotadas y resulta difícil definir un mecanismo eficaz de regulación de la explotación orientado hacia el aprovechamiento racional y sustentable de largo plazo. Esta situación, repercute en el sector pesquero en su conjunto, debido a la incertidumbre sobre los límites a la explotación y a las posibilidades reales de inversión que puede ofrecer esta actividad económica en el ámbito nacional.

Actualmente, se han desarrollado los modelos dinámicos de biomasa-flota aplicados a pesquerías con escasez de datos (Data poor fisheries) como lo mencionan Medley et al. (2009) sin embargo, aún prevalece la necesidad de obtener estimaciones confiables de la tasa intrínseca de incremento natural y de la biomasa asintótica para evitar el proceso de asumir valores iniciales “semilla”. Además, es frecuente la falta de información estadística sobre el esfuerzo pesquero, lo cual se complica aún más cuando se estudian las pesquerías multiespecíficas.

En este documento se propone un modelo basado en los fundamentos del modelo logístico de Verhulst para evaluar y predecir el crecimiento diferencial denso-dependiente, modelar y simular la dinámica de poblaciones explotadas, sustentado en la teoría clásica de la dinámica de poblaciones bajo la perspectiva de la teoría general de sistemas. Este enfoque metodológico se ubica en la categoría de los modelos globales de biomasa y aborda la solución a la problemática descrita mediante un tratamiento analítico de la ecuación logística diferencial de primer orden. El proceso analítico permite estimar las constantes que regulan la función de crecimiento denso-dependiente de la población y por consiguiente estimar con precisión los parámetros de la población y los cambios de estado a través del tiempo, se simplifica el proceso de evaluación de poblaciones y se tiende a reducir los costos de las investigaciones científicas.

## **2.0.- ANTECEDENTES (Retrospectiva de los modelos globales de biomasa)**

De acuerdo con Smith (1988) y Odum y Barrett (2006), el modelo logístico de Verhulst fue desarrollado en 1838, fue extensamente utilizado por Lotka en 1925 y redescubierto por Pearl en 1930. A partir de entonces, se usa ampliamente en diversos campos de las ciencias, tales como la demografía, sociología, economía y ecología. En la teoría de la dinámica de poblaciones explotadas, Schaefer (1954, 1957), Ricker (1958), Fox (1970), Pauly (1979, 1984), Cushing (1981) y Gulland (1983) entre otros, utilizaron los fundamentos teóricos de dicho modelo de crecimiento poblacional en sus respectivos análisis de las poblaciones explotadas.

La evolución de los modelos globales de biomasa ha sido documentado en detalle por Smith (1988), quien describe la siguiente reseña cronológica: el modelo logístico de Verhulst fue usado primeramente por Hjort y colaboradores en 1933 en el documento titulado "*Captura óptima*" en donde describen la teoría de la pesca de equilibrio y establecen que "*es posible la extracción de una cantidad de captura de una población, sin que ésta cambie en su tamaño. Es decir que, es posible obtener capturas de equilibrio que se pueden considerar como la*

*cantidad extraída de la población, que puede ser restituida por ella misma al año siguiente. Por lo tanto, la captura óptima se puede obtener cuando la población va aumentando más rápidamente a lo largo de su curva de crecimiento sigmoidea y esto sucede cuando alcanza su punto más alto”.*

El modelo de pesca de Hjort y colaboradores ofreció un enfoque innovador para abordar el problema de la sobrepesca, evento que ya se había presentado en algunas de las pesquerías europeas, de manera que *“la captura máxima sostenida, se puede obtener en un nivel intermedio de la población, por lo que cuando la población se encuentra en un nivel más bajo y se obtienen capturas más bajas, puede haber sobrepesca”.*

Graham en 1935 mencionado por Smith (1988) tomó el concepto de rendimiento óptimo de Hjort e hizo las estimaciones correspondientes, usando las capturas combinadas de varias de las poblaciones de peces del Mar del Norte, como una “aproximación” al crecimiento de las poblaciones en conjunto. Comparó la tasa de incremento de éstas durante la I<sup>a</sup> Guerra Mundial, con los niveles de las poblaciones que habían estado declinando a medida que aumentaba la pesca. Las capturas de estas últimas, estuvieron por debajo de lo que la teoría de Hjort sugería como “captura óptima”, a lo que Graham argumentó que *“las capturas deberían haber aumentado, debido a que la intensidad de pesca se había reducido”.* La estimación de la captura óptima de varias poblaciones de peces en conjunto, trajo como consecuencia dos ventajas principales:

Primera, mientras que el crecimiento de una población de peces puede seguir un modelo sigmoideo como había sido sugerido por Hjort, esto no implicaba que el crecimiento combinado de varias poblaciones, que están siendo capturadas con diferentes tasas, tenga que seguir dicho modelo. Si este fuera el caso, entonces deberían ocurrir algunas interacciones específicas compensatorias entre las distintas especies de peces.

La segunda y más relevante, fue el problema de ajustar el modelo logístico a los datos de las poblaciones de peces del Mar del Norte. Graham advirtió que las pesquerías habían ido

cambiando continuamente desde antes de la I<sup>a</sup> Guerra Mundial, mientras que la teoría sigmoidea de Hjort, pretendió describir las capturas que se podrían obtener, cuando las poblaciones y las pesquerías estuvieran en equilibrio. Los datos obtenidos cuando las poblaciones y las pesquerías estaban cambiando, no reflejan condiciones de equilibrio y por lo tanto, no pueden usarse directamente para estimar los parámetros desconocidos de cualquier modelo sigmoideo específico que se seleccione.

Posteriormente, Sette (1943), también mencionado por Smith (1988), desarrolló un enfoque comprensivo de la investigación que se había efectuado sobre la pesquería de sardina de California, con fuertes fundamentos de la teoría de Hjort y Graham, de manera que, consideró que la dinámica de una población de peces se resumía de la siguiente manera:

*“Una población tiene su máximo incremento cuando está a la mitad de su tamaño, ni en su tamaño mínimo ni en su tamaño máximo y es el nivel en el cual, la mayoría de los individuos puede extraerse regularmente y se mantiene fijo o inmóvil hasta que es completamente reabastecida por la tendencia inherente de crecimiento de la población”*

El programa de investigación de Sette, proporcionó evaluaciones consistentes acerca del estado de la población de sardina de California a medida que progresaba la pesquería, aunque ninguna medida de administración se aplicó a la pesquería de sardina antes de que se colapsara a principios de la década de los cincuenta. Previamente, Rich y Weymouth (1936), igualmente mencionado por Smith (1988), observaron en dicha pesquería de sardina que las capturas anuales se habían incrementado en aproximadamente 14 % por año, desde el inicio de la pesquería en 1916. Basados en la tasa de incremento y en la duración de los periodos de aumento continuo de varias pesquerías, estos autores pronosticaron que, *“para la pesquería de sardina el ciclo actual será remplazado por otro distintivamente de menor crecimiento rápido”*.

Posteriormente en 1951, Schaefer y colaboradores empezaron a trabajar con los datos de la pesquería de sardina de California colectados bajo el liderazgo de Sette, ampliando los primeros intentos de los biólogos del California State Fish and Game, por desarrollar un

modelo de crecimiento de la pesquería de sardina. Observaron que al actualizar las gráficas de Rich y Weymouth, los datos de la tasa de incremento parecían haber empezado a declinar, y argumentaron que los datos se podían describir mediante el modelo logístico que Graham había aplicado a las capturas del Mar del Norte. Entonces, quedó claro que, *“el modelo sugería que las capturas máximas, correspondían al valor máximo de la derivada de la ecuación logística”*, como lo había identificado Hjort y colaboradores. y obtuvieron un estimando cercano a 600 000 tm.

Smith (1988) menciona que en 1951, Schaefer y colaboradores establecieron lo siguiente: *“el problema de utilizar el enfoque de la ecuación logística, fue que siguió el enfoque económico de Prescott en 1922 el cual, había sugerido que esta curva parece ser fundamental para todas las industrias que son funciones, ya sea directa o indirectamente de la población (humana)”* y por lo tanto, *“abandonó el enfoque de Hjort y Graham, orientado a la descripción de las poblaciones de peces”*. *“Schaefer no tuvo seguridad, si la captura máxima de 600 000 tm implícitas en su análisis, sugería que no era posible obtener capturas mayores o simplemente que no era posible obtenerlas, dadas las condiciones del mercado, los costos de los barcos, su manejo así como las tasas de captura que se estaban obteniendo”*

El problema con la aplicación del modelo logístico directamente a la población de sardina, como apunto Graham (1952), mencionado por Smith (1988), fue que: *“Para ajustar esas curvas a los datos es necesario tener un conocimiento del rendimiento y la densidad de la población en distintos estados de equilibrio de la pesca”*. Schaefer no tuvo esa información de la pesquería de sardina, porque las capturas habían estado aumentando continuamente, por lo que, sin datos de equilibrio y sin la expectativa real de obtenerlos, dada la variabilidad inherente del proceso de reclutamiento de los peces, tuvo que recurrir a métodos de análisis más sofisticados. En 1953 Schaefer regresó a este problema y sugirió que, *“manipulando los datos adecuadamente se podían obtener estimados de los parámetros para la ecuación logística, si se conoce la captura y el esfuerzo pesquero correspondientes a partir de una serie de varios años”*. Schaefer desarrolló su método, ajustando los datos y lo aplicó a series largas de datos de captura y esfuerzo disponibles de la pesquería de sardina colapsada y de la



pesquería de Halibut del Pacífico (Schaefer, 1954). Posteriormente, aplicó el mismo enfoque a la pesquería de atún aleta amarilla del Océano Pacífico Oriental (Schaefer, 1957).

Desde el inicio de los setenta, ambos modelos fueron cuestionados para algunas pesquerías, porque la variable independiente de la relación básica, definida como esfuerzo pesquero es difícil de medir, estandarizar y no siempre proporciona ajustes estadísticos satisfactorios cuando se relaciona con la captura por unidad de esfuerzo. Una síntesis de los cuestionamientos y críticas se da a continuación:

García y Le Reste (1981) destacan que las principales desventajas del modelo de Schaefer aplicado a las pesquerías de camarón, son:

a).-El modelo supone que, para cada nivel de esfuerzo corresponde una condición de estabilidad (equilibrio) de la composición demográfica de la población, lo cual no sucede cuando se explotan pequeñas poblaciones de camarón en áreas circundantes y además, la biomasa teórica de población explotada y su composición por edad, nunca se refleja en las capturas anuales. Por lo general, el modelo considera que el mecanismo de producción, es un proceso determinístico, ya que ignora todas las variaciones en la producción anual originadas por factores climatológicos.

b).- el esfuerzo pesquero no necesariamente obedece a la relación  $F = q f$  sobre todo el periodo de estudio, hay muchas fuentes identificadas de sesgo en la duración del tiempo efectivo de pesca (diario), además, hay cambios en la distribución estacional o diaria del esfuerzo pesquero, así como mejoramientos en la eficiencia del arte de pesca, que no se consideran en el modelo. La definición del esfuerzo aplicado a cada especie en una pesquería multiespecífica es otra dificultad, especialmente cuando no hay datos precisos.

c).- el modelo supone que, la población reacciona a todas las variaciones en el esfuerzo alcanzando su estado de equilibrio inmediatamente, por lo que este aspecto es la causa más probable de distorsión si las especies son de vida larga, si la edad de primera captura es alta y si las variaciones en el esfuerzo pesquero son grandes. Este problema, fue deliberadamente descartado en el enfoque de Schaefer (1954, 1957) y de Pella y Tomlimson (1969), aunque se resuelve parcialmente, mediante los enfoques de Gulland (1969), Le Guen y Wise (1967),

Fox (1974) y Walter (1975) de tal forma que, las condiciones de equilibrio se aproximan, relacionando la captura anual con el esfuerzo en los años presentes y previos, combinados de manera diferente por cada autor.

Cushing (1981) en su revisión del modelo de Schaefer destaca que:

a).- la ecuación logística Verhulst fue utilizada por Schaefer de manera diferente, de tal forma que depende de la determinación independiente de la mortalidad por pesca ( $F$ ) o del esfuerzo pesquero ( $f$ ) cuya ecuación lineal es negativa.

b).- el modelo es particularmente útil, en poblaciones en donde únicamente se dispone de estimados de la densidad poblacional o aquellas en las cuales, no se puede determinar fácilmente la edad de los peces. La producción excedente susceptible de captura, se puede estimar anualmente sin que la población alcance el equilibrio, es decir, dejándola que alcance su propio equilibrio. Inicialmente, esto se consideró como una respuesta inmediata del crecimiento a los cambios en la población, sin embargo después de dos o tres décadas de analizar las distribuciones de edad publicadas, se observó que dichos incrementos se debieron más al reclutamiento que al crecimiento y quedó claro que son eventos con desfases temporales y no instantáneos.

Pauly (1984) en su análisis del modelo de Schaefer, considera lo siguiente:

*“Las características importantes del modelo de Schaefer y otros relacionados con él, son: a).- que el crecimiento de una población es una función de su tamaño, si y solo si de su propio tamaño b).- como consecuencia de lo anterior, la población debe responder mediante cambios en su tasa intrínseca de forma instantánea a cualquier cambio en su tamaño, por ejemplo la pesca. Claramente, se observa que el supuesto teórico de que la población reacciona instantáneamente al cambio en su tamaño no es realista y expresa que el concepto de equilibrio se refiere a la situación que existe cuando una mortalidad por pesca dada ( $F_E$ ) ha sido ejercida suficiente tiempo, como para que la población ajuste su tamaño y su tasa neta de crecimiento, de tal forma que se satisfaga completamente la ecuación diferencial logística “.*

Rothschild (1986) menciona lo siguiente:

*Un problema clave en los modelos de producción excedente está asociado a la forma funcional de la curva de producción excedente. Teóricamente es posible relacionar la producción excedente y el tamaño de la población mediante una curva que varía desde parabólica, exponencial, asintótica o incluso una curva con una función curvada hacia atrás, como lo mencionan Clark (1974) y Gulland (1977). La forma de la función subyacente puede ser de importancia crítica en la administración de las pesquerías, ya que si es parabólica, la adición de nuevas unidades de mortalidad por pesca causará una declinación en las capturas; mientras que si la función es asintótica, las capturas se mantendrán estables.*

Csirke (1988) destaca lo siguiente:

a).- los modelos de producción son una herramienta importante en la evaluación y administración de poblaciones de peces explotados, pero su aplicación en pelágicos menores requiere especial atención en algunas de sus limitaciones y restricciones. Los cambios en el coeficiente de capturabilidad causados por los cambios en el tamaño de la población y/o condiciones ambientales dificultan su uso, a menos de que se puedan obtener medidas confiables de la abundancia o de la mortalidad por pesca. Una alternativa es usar el modelo generalizado de producción de excedentes para obtener curvas de producción compensatoria y de abundancia como lo menciona Fox (1974), citado por Csirke (1988).

b).- es posible corregir los datos de esfuerzo, de tal forma que la cpue refleje más fielmente la abundancia de la población. Alternativamente, como fue sugerido por Csirke y Caddy en 1983, se puede determinar la relación entre la producción de excedentes y la mortalidad por pesca, usando estimados independientes de la mortalidad total,  $Z$  (por ejemplo, a partir de las frecuencias de edad).

Sparre y Venema. (1997) señalan que:

*“Es posible considerar estos modelos como puramente empíricos, ya que por ejemplo, si las observaciones de cpue graficadas sobre el esfuerzo dan una curva que satisface el modelo exponencial de Fox, entonces este modelo se aplica sin considerar alguna explicación biológica. Lo que ganamos en simplicidad con la aplicación de los modelos de producción*

*excedente, tiene el costo de aceptar un gran número de suposiciones acerca de la dinámica de las poblaciones de peces, las cuales, pueden ser y casi siempre lo son, imposibles de justificar. Se sabe que estos supuestos casi nunca se cumplen cabalmente, pero se espera que se den al menos en forma aproximada. No se satisface el supuesto de condiciones de equilibrio”.*

Hilborn y Walters (1992) indican lo siguiente:

*“La mayoría de las aplicaciones usan la cpue como índice de abundancia de la población, sin embargo, es ampliamente aceptado que la cpue puede no ser proporcional a la abundancia aunque eso no impide el uso de los modelos de biomasa; ya que solo necesitan una medida de abundancia y datos de captura y no necesitan ningún dato del esfuerzo”.*

Caddy y Defeo (1996) ajustaron los modelos logísticos de producción excedente a los datos de mortalidad por pesca y natural, sin embargo los resultados que obtuvieron mostraron que “ninguno de los métodos utilizados es inmune a resultados erróneos si el conjunto de datos no cubre un amplio rango de tasas de mortalidad, y los estimados son particularmente vulnerables a valores aberrantes de la variable independiente. Ninguno de estos métodos debe ser aplicado para propósitos de administración hasta que el efecto de los datos aberrantes sea bien comprendido en la asistencia sobre la administración”.

Maunder (2003) ha sugerido:

*“Descartar completamente el modelo logístico de Schaefer como herramienta científica para la evaluación de poblaciones y también como herramienta académica en las Universidades de Estados Unidos de América.”*

Mullon et al (2005) en su análisis de los colapsos de las poblaciones mencionan:

*“la falta de control o apreciación del esfuerzo pesquero efectivo (proporcional a la mortalidad por pesca) ha sido la causa principal de los colapsos que se han presentado”.*

Los antecedentes críticos y cuestionamientos mencionados justifican el estudio que se realizó.

### **3.0.- HIPÓTESIS**

Las bases conceptuales y funcionales del modelo propuesto se sustentan en la demostración del postulado teórico que dice que *“el crecimiento poblacional es una función denso-dependiente y los cambios de la misma, se deben a las respuestas instantáneas de su tasa intrínseca de incremento natural ante los efectos de la explotación”*. A partir de esta premisa se definen las siguientes hipótesis de trabajo:

*El comportamiento sigmoideo-asintótico de las capturas acumuladas a través del tiempo es una homología del comportamiento sigmoideo-asintótico de la curva logística de crecimiento poblacional de Verhulst, de manera que pueden ser utilizadas como un indicador de la abundancia relativa de la población”*. La elección de esta variable independiente, permitiría aplicar la ecuación diferencial de primer orden del modelo logístico de Verhulst a las poblaciones bajo explotación y medir su crecimiento logístico de biomasa a través del tiempo desde el inicio hasta que deja de crecer y/o se colapsa.

Si el crecimiento poblacional es una función denso-dependiente, entonces *“la fracción de biomasa extraída por unidad de tiempo representa la tasa de mortalidad por pesca aplicada en tiempo real y es posible medir sus efectos y consecuencias sobre la población explotada”*. De esta manera sería posible, identificar y evaluar la sobreexplotación y advertir con antelación, la declinación y el colapso de las poblaciones.

### **4.0.- OBJETIVO GENERAL**

Desarrollar una herramienta numérica de evaluación y predicción de poblaciones sujetas a explotación pesquera, bajo un enfoque metodológico holístico a partir de las capturas totales anuales resultantes de las pesquerías, tendiente a evitar la sobreexplotación, prevenir los colapsos y garantizar el aprovechamiento racional y sustentable de los recursos naturales.

#### **4.1.- Objetivos particulares**

4.1.- Identificar y evaluar el proceso de crecimiento y los cambios de estado de la población bajo condiciones de explotación pesquera mediante el modelo logístico de Verhulst.

4.2.- Evaluar la dinámica global de la población en función de los cambios de biomasa y productividad excedente por unidad de tiempo

4.3.- Determinar y evaluar los efectos del proceso de explotación y sus consecuencias en las poblaciones objetivo con énfasis en la sobreexplotación y los colapsos.

4.4.- Identificar y cuantificar el funcionamiento e interacciones de los componentes del sistema: explotación – población – medio ambiente

#### **5.0.- MATERIAL Y MÉTODOS**

##### **5.1.- Descripción del modelo**

El modelo teórico considerado en este estudio es concebido bajo la perspectiva de que representa la dinámica de un sistema complejo. Los componentes del sistema son: (1).- la **población** natural de organismos que habitan en su (2).- el **medio ambiente** circundante (3).- el proceso de **explotación** de recursos que es el componente antropogénico externo que actúa sobre el sistema modificando su tamaño, estructura y características. Cada componente del sistema se representa mediante parámetros que regulan su dinámica y que a su vez, determinan el grado e intensidad de sus interacciones. El modelo es, por tanto, una representación simplificada del funcionamiento del sistema en su conjunto, de sus componentes y sus interacciones más relevantes.

El modelo se denomina Modelo Logístico de Crecimiento Parabólico Denso-dependiente (MLCP-DENSO) y de acuerdo a la caracterización de Walter (1980) y Grant (1986) es un modelo analítico, dinámico, determinístico, que se aplica en forma discreta y tiende a proporcionar explicaciones sobre hechos pasados y hacer predicciones futuras del estado y condición de la población. Es un modelo que permite la simulación de escenarios alternativos del estado y condición de la población explotada en función de la estrategia de explotación pesquera y su representación esquemática se muestra en la figura 1.

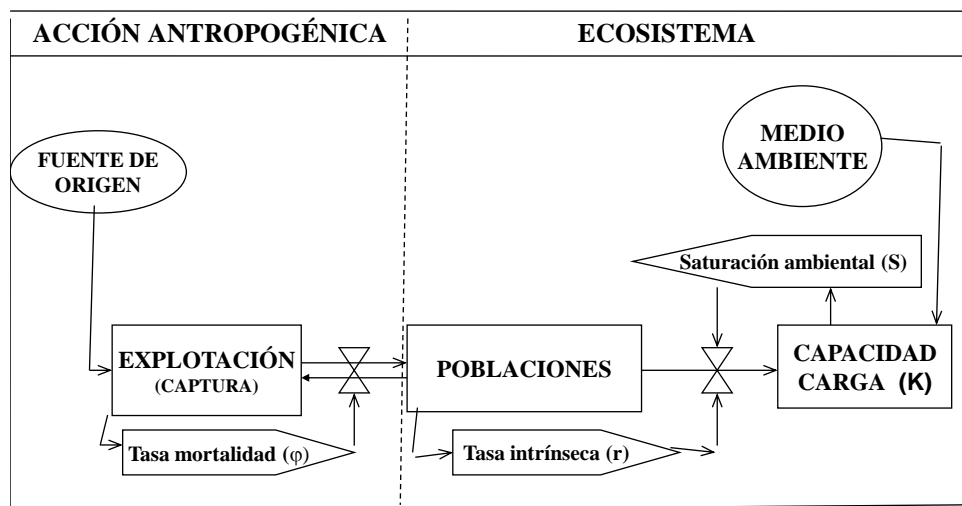


Fig. 1.- Modelo dinámico del ecosistema explotado. Los componentes del sistema interactúan a través de sus tasas de cambio y el medio ambiente define el límite al crecimiento de la población conocido como capacidad de carga.

Los fundamentos del modelo logístico describen al ecosistema de la siguiente manera:

El componente denominado **medio ambiente** actúa en dos sentidos, por un lado impone restricciones al crecimiento ilimitado de la población a partir de que ésta alcanza su productividad máxima y por otro lado, establece el límite a su tamaño a través de la *capacidad de carga (K)* que puede soportar el medio ambiente para esa población en particular. El crecimiento de la población es una función continua en el tiempo y que cuando deja de crecer, su tamaño o biomasa asintótica, alcanza el límite definido por el medio

ambiente ( $B_{\infty} = K$ ); es decir, el medio ambiente se satura para esa población particular. Por lo tanto, el nivel de saturación ambiental se define como  $S = -r/K$ . En esas condiciones, el ecosistema bajo explotación se encuentra en estado de equilibrio estable con el medio ambiente como lo establece Pianka (1974) y Pielou (1977), o en su estado de equifinalidad (Bertalanffy, 1968; Gíoch, 1987; Odum y Barrett, 2006).

En consecuencia, bajo este razonamiento, el límite al crecimiento poblacional es definido por la capacidad de carga del medio ambiente ( $K$ ). El incremento de las restricciones ambientales después del punto de inflexión de la curva logística, puede involucrar a factores abióticos como el clima, variaciones oceanográficas y meteorológicas que actúan sobre el ecosistema, directa o indirectamente. Sin embargo, el modelo considera la medición del efecto global de las restricciones ambientales sobre la población, mediante el nivel de saturación definido por la relación entre la  $r$  respecto a la  $K$ ; tal y como lo definen los autores mencionados anteriormente.

El modelo MLCP-DENSO considera el componente **explotación** que actúa sobre la población objetivo en su medio ambiente para extraer biomasa mediante la aplicación del esfuerzo pesquero en sus distintas versiones. La resultante de esto se traduce en una cantidad de biomasa extraída por unidad de tiempo, la cual es la causa principal del efecto de mortalidad por pesca sobre la población y se denomina Tasa de Extracción Pesquera (**TEP**). El componente población recibe el estímulo producido por el proceso de explotación, resultando en una cantidad de biomasa extraída y responde produciendo la biomasa necesaria para restaurar el déficit, a través de su tasa intrínseca de incremento natural ( $r$ ). Las respuestas de la población ante la extracción de biomasa pueden ser tanto instantáneas como con retraso, y en ambos casos, el resultado es un incremento diferencial de la biomasa de la población por unidad de tiempo (Pauly, 1979; 1984; Csirke, 1980; Gulland, 1983).



## 5.2.- Desarrollo y formulación del modelo

El modelo MLCP-DENSO se sustenta en la combinación de los fundamentos teóricos del proceso de explotación, con los fundamentos del modelo logístico de crecimiento poblacional descrito por Verhulst en 1838 y la teoría clásica de la dinámica de poblaciones, desarrollada a partir del axioma de Russell en 1931, como lo mencionan Csirke (1980), Gulland (1983), Pauly (1979, 1984), Smith (1988), Hilborn y Walters (1992) y Quinn y Deriso (1999).

El modelo describe el crecimiento poblacional mediante los cambios de su tasa intrínseca de incremento natural ( $r$ ) sujeta a las restricciones ambientales expresadas por el nivel de Saturación del medio ambiente ( $S$ ) por unidad de tiempo. De acuerdo con Pianka (1974) y Pielou (1977), el efecto combinado del crecimiento poblacional y del incremento de las restricciones ambientales se expresa mediante una ecuación diferencial de primer orden llamada función de estado del sistema, que representa el estado y condición de salud de la población en términos de su tamaño por unidad de tiempo y se expresa de la siguiente manera:

$$\frac{dB_t}{dt} = B_t f(B_t) \quad (1)$$

En donde:

$B_t$  = biomasa de la población en el tiempo  $t$

$f(B_t)$  = función de la biomasa poblacional

Usualmente, la función  $f(B_t)$  es definida por Pianka (1974), Pielou (1977) de la siguiente manera:

$$\frac{dB_t}{dt} = \left( B_t \frac{r(B_\infty - B_t)}{B_\infty} \right) \quad (2)$$

En donde:

$B_\infty$  = biomasa asintótica de la población

$r$  = tasa intrínseca de incremento natural

A partir de la formulación matemática del modelo logístico descrita por Pianka (1974) y Pielou (1977) se acepta que “*el proceso de declinación de la tasa intrínseca de incremento natural es en principio una función lineal  $f(B) = r - S * B$ , cuando  $(r, S, B > 0)$ ”.* Entonces, la ecuación diferencial (2) se convierte en la siguiente expresión:

$$\frac{dB}{dt} = B(r - S * B) \quad (3)$$

Cuyas cantidades fueron definidas previamente.

La aplicación práctica del modelo logístico de Verhulst requiere satisfacer los requerimientos teóricos de la ecuación diferencial de primer orden (1, 3), que implica conocer el tamaño de la población lo cual, es imposible debido a que es la incógnita que se desea conocer mediante dicho modelo. En teoría, esta condición supondría que mediante un conocimiento adecuado de la abundancia relativa de la población por unidad de tiempo, sería posible aplicar el modelo y conocer con precisión el tamaño de la población y sus parámetros poblacionales. Sin embargo, como lo mencionan Hilborn y Walters (1992) “*el uso de los indicadores de abundancia relativa basados en el esfuerzo pesquero no necesariamente son representativos del tamaño de la población, especialmente la captura por unidad de esfuerzo (cpue)*” En consecuencia, la solución matemática de la ecuación (3) aplicada a poblaciones bajo condiciones de explotación pesquera considera los siguientes:

### **5.2.1.- Supuestos teóricos**

#### **5.2.1.1.- Comportamiento sigmoideo-asintótico de las capturas acumuladas**

Tomando en consideración que las poblaciones naturales sujetas a la explotación tienen límites naturales a su crecimiento, es razonable considerar que en cualquier pesquería, después del primer año de explotación de la población objetivo, las capturas ( $C_t$ ) se van

acumulando y creciendo. Después de un determinado periodo de tiempo, tienden a aproximarse a su límite biológico máximo, conocido como biomasa asintótica de la población (referida previamente como  $B_{\infty}$ ), y ésta a su vez tiende a aproximarse al límite que le impone el medio ambiente, conocida como capacidad de carga ( $K$ ). Esto presupone que a largo plazo se da una relación de identidad entre las variables mencionadas ( $C_a \rightarrow B_{\infty} \rightarrow K$ ). La homología entre el comportamiento sigmoideo-asintótico de las capturas acumuladas ( $C_a$ ) con el de la curva de crecimiento logístico de Verhulst constituye un aspecto medular del modelo MLCP-DENSO que se prueba desde el punto de vista empírico y establece la posibilidad de considerar esta variable como índice de la abundancia relativa de la población.

Esta presunción teórica es consistente con la teoría del crecimiento logístico de Verhulst, en el sentido de que *“cuando la población alcanza su límite o tamaño máximo, las restricciones ambientales frenan por completo el crecimiento indefinido de la población”*. Esto implica que, la tasa intrínseca de incremento natural ( $r$ ) tiende a aproximarse a su límite de cero, el medio ambiente tiende a la saturación ( $S = 0$ ) y la población tiende a alcanzar su estado de equilibrio estable con el medio ambiente, como lo especifican Pianka (1974), Pielou (1977), Bertalanffy (1968, 1982) y Odum y Barrett (2006), entre otros.

#### **5.2.1.2.- Acción y efecto de mortalidad sobre la población**

El efecto de la explotación pesquera sobre la población objetivo se puede medir asumiendo el concepto de mortalidad por pesca definido por Rothschild (1978) de que *“la mortalidad por pesca ( $F$ ) es simplemente, la fracción de la población media capturada por la pesca”*. Este concepto se satisface si la captura total por unidad de tiempo, por ejemplo un año, es una función de la biomasa de la población en el mismo periodo ( $C_t = \varphi * B_t$ ). Entonces, teniendo en cuenta que  $C_a$  son representativas de la abundancia relativa de la población, como se mencionó previamente, se obtiene la siguiente expresión:

$$C_t = \varphi * C_{a(t)} \quad (4)$$

En donde:

$C_t$  = Captura total al tiempo  $t$

$\varphi$  = Fracción de biomasa extraída en el periodo

$C_{a(t)}$  = Capturas acumuladas al tiempo  $t$

A partir de esta relación se estima la fracción de biomasa extraída  $\varphi$  y se establece una relación funcional entre ambas variables para medir la magnitud e intensidad del proceso de extracción de biomasa. El valor de  $\varphi$  tiende a ser alto en bajas densidades de la población y va disminuyendo a medida que avanza el proceso de extracción pesquera hasta que se aproxima a cero. En la figura 2 se observa que el efecto medible de mortalidad por pesca sobre las poblaciones objetivo, radica en la magnitud e intensidad de la  $\varphi$  y se expresa mediante la tasa de extracción pesquera (*TEP*), la cual es la resultante de las acciones de esfuerzo aplicadas sobre una población objetivo y se interpreta como una función que depende de la disponibilidad y abundancia de biomasa por unidad de tiempo (denso-dependiente).

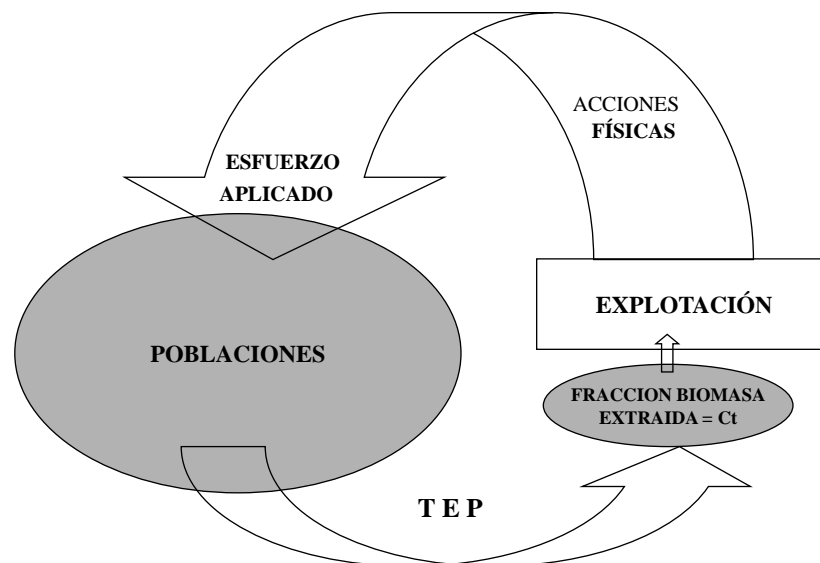


Fig. 2.-Dinámica del proceso de explotación. Las acciones físicas del proceso de captura determinan la magnitud del esfuerzo y la fracción de biomasa extraída por unidad de tiempo determina la mortalidad por pesca, debido a que es la resultante del esfuerzo que actúa sobre la población

### 5.2.2- Función de estado del sistema

Si  $C_a$  es un indicador de la abundancia relativa de la población y  $C_t$  es un estimador adecuado de la productividad excedente de la misma ( $P$ ), la relación entre las capturas y las capturas acumuladas satisface a la ecuación diferencial de primer orden de Verhulst (3) de la siguiente manera:

$$P = C_{a(t)}(r - S * C_{a(t)}) + \xi \quad (5)$$

En donde:

$P$  = Productividad excedente

$C_{a(t)}$  = Capturas acumuladas en el tiempo

$r$  = tasa intrínseca de incremento natural

$S$  = tasa de saturación ambiental

$\xi$  = Error de la estimación

La expresión matemática (5) es una parábola y su primera derivada con respecto a la variable independiente  $C_a$ , se iguala a cero y su solución da un valor óptimo de  $C_a$  equivalente a la biomasa máxima ( $0.5 * B_\infty$ ) en el tiempo (t). El punto máximo de la parábola de producción de biomasa representa la productividad excedente o rendimiento ( $R$ ). La productividad excedente correspondiente a cada estado de la población se estima directamente de la ecuación 5, sin embargo también es posible estimarla usando la relación descrita por Pauly (1984)

$$R = 1/4 r * B_\infty \quad (6)$$

La dinámica del crecimiento de la población bajo explotación, implica cambios de estado en su condición biológica (estructura, tamaño y estabilidad) a través del tiempo como lo mencionan Pielou (1977) y Pauly (1984), entre otros autores. Esto implica también, que el tamaño de la población aumente y/o disminuya continuamente, aunque como se mencionó,

hay un momento en que alcanza un tamaño máximo en donde, la productividad excedente es máxima y se identifica mediante el punto de inflexión en la curva logística. En cada cambio de estado, la población muestra condiciones sustancialmente diferentes a las de su estado previo y cada estado se caracteriza por una biomasa máxima ( $0.5 \cdot C_a$ ), una productividad excedente y un nivel de mortalidad recomendable o susceptible de explotación ( $F$ ), ésta última definida por Pauly (1984) como una variable endógena de la población. Los estados previos al estado de productividad máxima se denominan como estados uniformes temporales de rendimiento o productividad excedente anual ( $PEA$ ) y el estado de productividad máxima correspondiente al punto de inflexión de la curva logística corresponde al Rendimiento Máximo Sostenible ( $RMS$ ) como lo establece la teoría clásica (Figura 3).

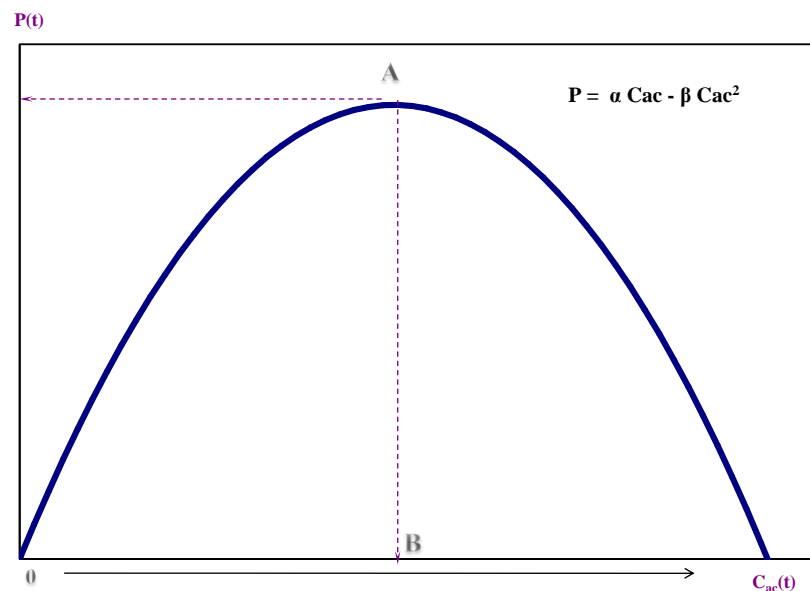


Fig. 3.- Función de estado del sistema. A indica el valor máximo de productividad y B representa el valor de la mitad de la biomasa asintótica

### 5.2.3.- Curva logística de crecimiento de biomasa

La teoría del crecimiento logístico descrita por Ricker (1958), Pianka (1974), Pielou (1977) y analizada por Pauly (1984) entre otros autores, establece que “el crecimiento logístico de

*biomasa por unidad de tiempo alcanza su nivel máximo ( $0.5 * B_{\infty}$ ) precisamente en el punto de inflexión de la curva logística sigmoidea después del cual, las restricciones y limitaciones que impone el medio ambiente sobre la población aumentan progresivamente y la población deja de crecer cuando alcanza un tamaño equivalente a la capacidad de carga del medio ambiente”*

Entonces, como lo describe Odum (1972) “el proceso de crecimiento de la población posee tres fases, la inicial con aceleración positiva en donde, la población crece lentamente debido a que experimenta un periodo de retraso por la adaptación al medio ambiente; después continúa con una fase logarítmica hasta que alcanza el punto de inflexión de la curva, en donde  $dB_t/dt = 0$ . Posteriormente, empieza la fase de desaceleración a medida que aumentan la resistencia ambiental del ecosistema, hasta que el tamaño de la población alcanza un nivel aproximado de equilibrio después del cual, los incrementos cesan. En ese nivel superior, la población se limita a sí misma en función de la capacidad de carga del medio ambiente”. Por lo tanto, la ecuación diferencial integrada de los incrementos acumulados indica que el crecimiento de biomasa en función del tiempo, adopta la curva logística sigmoidea, de la siguiente manera:

$$B_t = B_{\infty} / \left( 1 + e^{-r(t-t_0)} \right) \quad (7)$$

En donde:

$B_t$  = tamaño de la población en el tiempo  $t$

$B_{\infty}$  = biomasa asintótica

$r$  = tasa instantánea de incremento natural de la población

$t$  = tiempo

$t_0$  = es una constante que ajusta la escala de tiempo y coincide con el punto de inflexión de la curva logística; es decir,  $t = t_0$ , cuando  $B_t = 0.5 * B_{\infty}$ .

Siguiendo el criterio de Ricker (1958), hacen las transformaciones adecuadas para estimar el tiempo ( $t_0$ ) a partir de la curva logística que representa el punto de inflexión de dicha curva mediante la siguiente expresión:

$$\text{Ln}\left(\frac{B_{\infty}}{B_t} - 1\right) = rt_0 - rt \quad (8)$$

La curva de productividad excedente, se deriva de los incrementos y decrementos de biomasa por unidad de tiempo y el valor máximo correspondiente al punto de inflexión representa el rendimiento máximo que se puede explotar sin detrimento de la población (Figura 4).

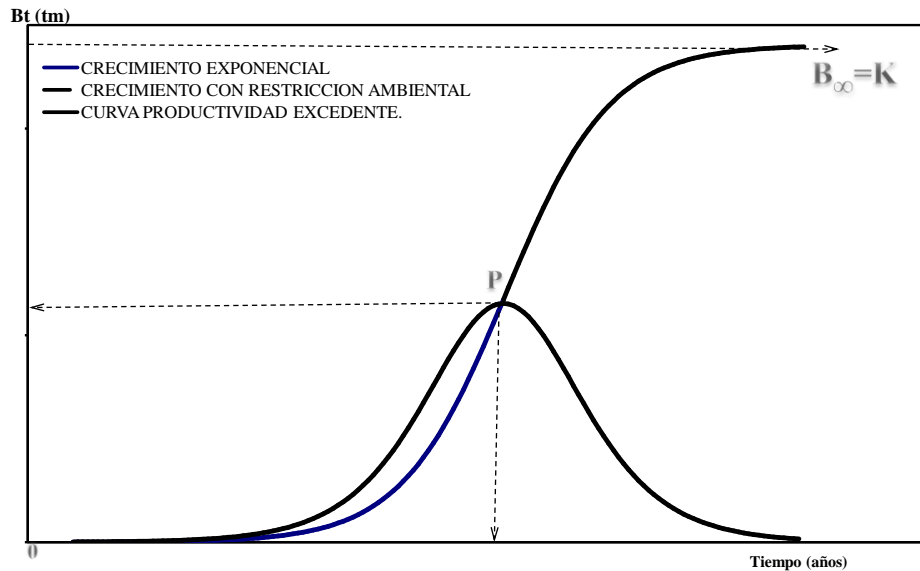


Fig. 4.- Modelo logístico de crecimiento de Verhulst. El punto (P) se define como punto de inflexión y equivale a la productividad excedente máxima de la población. La biomasa asintótica se aproxima a la capacidad de carga.

### 5.3.- Proceso analítico

La simulación del proceso de crecimiento denso-dependiente de la población se realizó mediante la generación de curvas parabólicas resultantes de la relación entre las capturas y la abundancia relativa de manera que, la función parabólica ajustada a los datos observados en un periodo determinado muestra cambios desde el inicio del proceso de explotación hasta que



la población deja de crecer y la parábola se completa. Los gráficos contienen los cambios de estado en periodos previamente seleccionados y también los cambios por unidad de tiempo. Las curvas logísticas de crecimiento de biomasa representan el tamaño de la población en un momento determinado y los diagramas de estado correspondientes, describen el crecimiento de la población hasta que alcanza su tamaño máximo al completarse la curva. Bajo la perspectiva del enfoque teórico descrito por Pauly (1984), Hilborn y Walters (1992) en el sentido de que *“la biomasa asintótica es equivalente a la biomasa virgen de la población al inicio de su vida”*, se realizó la simulación del proceso de declinación de biomasa de la población, considerando la aplicación de estrategias de explotación alternativas susceptibles de instrumentar para mejorar la toma de decisiones en la administración y manejo de las pesquerías

El análisis de los datos se realizó en una hoja de cálculo electrónica en Excel 2007 a partir de la serie de datos de capturas totales anuales para el periodo considerado. Se estableció la relación funcional entre las capturas totales como variable dependiente y las capturas acumuladas como variable independiente. El diagrama de dispersión de los datos observados determina la posibilidad de aplicar la función parabólica mediante el ajuste estadístico de mínimos cuadrados. En primera instancia, la calidad del ajuste estadístico se midió mediante el coeficiente de determinación ( $R^2$ ) el cual, proporciona información sobre la varianza explicada de la correlación entre las variables consideradas. Sin embargo, se aplicó el programa estadístico S-PLUS 6.0 para Windows, para realizar las pruebas del estadístico de Fischer con un nivel de confianza del 0.95, considerando los grados de libertad y el tamaño de la muestra en cada caso.

La ecuación parabólica obtenida para una serie de datos pareados de  $C_t$  versus  $C_a$  durante un periodo determinado, estima las constantes de la función de estado que representan la tasa intrínseca de incremento natural ( $r$ ) y del grado de saturación ambiental ( $S$ ) como se describe en la ecuación (5). La biomasa máxima de la población ( $0.5 * B_{\infty}$ ) se obtiene derivando la función de estado e igualándola a cero y la productividad excedente se obtiene, sustituyendo el valor derivado de biomasa máxima en la ecuación parabólica o bien, mediante la ecuación

(6) de Pauly (1984). La biomasa infinita ( $B_{\infty}$ ) se obtiene calculando las raíces de la función parabólica. La tasa de mortalidad por pesca en tiempo real ( $TEP$ ) se obtiene despejando  $\phi$  de la relación (4) y la tasa de mortalidad de referencia ( $F$ ), se obtiene aplicando la relación de Pauly (1984) conocida como  $F = 0.5*r$ .

La estimación de ( $t_0$ ) de la ecuación logística (7) se obtiene de la ecuación (8), considerando que la población en ese estado y condición alcanza una biomasa y productividad excedente máximas. El tiempo ( $t_0$ ) se definió como tiempo biológico para distinguirlo del tiempo ( $t$ ) en la escala real y de esa manera, se identificaron los estados regresivos y predictivos de la población. Cuando el diferencial ( $t_0-t$ ) fue negativo se consideró que la población estuvo en condición regresiva y predictiva, cuando fue positivo.

#### **5.4.- Lineamientos para la validación del modelo**

La validación del modelo se circunscribe al marco de referencia descrito y a los objetivos previstos en la investigación y se utilizaron los criterios y principios de análisis de sistemas descritos por Walters (1980) que se basan “*en la selección de las variables más representativas del modelo, la comparación cuidadosa del modelo con los datos observados y la estimación de los parámetros desconocidos a partir de dichos datos. La validación del modelo está determinada por su consistencia con las observaciones de campo y la estimación de los parámetros desconocidos a partir de los datos, se denomina identificación del sistema y están interrelacionadas, de manera que la identificación del sistema se puede usar para ajustar el modelo y después hacerlo valido tanto como sea posible dentro de los límites de la estructura matemática del modelo*”. Walter (1980) también señala que “*Un aspecto de especial relevancia lo constituye la definición de los supuestos teóricos asociados al modelo y éstos, deben corresponder con la hipótesis que se desea demostrar. De esa manera se podría evitar que un modelo perfectamente validado con las observaciones pueda estar basado en supuestos incorrectos. El contraste de los resultados obtenidos del modelo con los resultados obtenidos mediante otros métodos y/o modelos, así como su aplicación a distintas pesquerías puede contribuir al proceso de validación del modelo*”

## 6.0. – RESULTADOS

En este documento el modelo MLCP-DENSO se aplicó a la población de sardina del Pacífico (*Sardinops sagax caerulea*) considerada como un caso típico del impacto antropogénico sobre las poblaciones naturales. Sobre esta pesquería existen numerosas evaluaciones y análisis con métodos distintos susceptibles de ser contrastados con los resultados obtenidos con este modelo. Los efectos y consecuencias de la magnitud e intensidad de la explotación de la sardina del Pacífico comprendieron las etapas de explotación moderada, intensiva con sobreexplotación, declinación abrupta y el colapso. Después del colapso, la población se dejó de explotar mediante un periodo de moratoria que permitió su recuperación y se volvió a desarrollar la pesquería en 1983 hasta la fecha.

La población de sardina del Pacífico ha sido motivo de una gran cantidad de estudios e investigaciones, entre las que destaca el trabajo de Schaefer que sirvió de base para el desarrollo de su modelo a principios de los cincuenta (Schaefer, 1954). Sin embargo como lo indican Murphy (1966, 1978), Rothschild (1986), Hilborn y Walters (1992) y Hill et al (2006, 2007) “*aún quedan algunos cuestionamientos acerca de las causas de su colapso y desaparición*”. Este comportamiento histórico de esta pesquería es representativo de la mayoría de las pesquerías colapsadas a nivel internacional, tales como la de anchoveta peruana (*Engraulis ringens*), la sardina japonesa (*Sardinops melanosticta*), el arenque del Mar del Norte (*Clupea harengus*) y el bacalao (*Gadus morhua*) de Groenlandia y Mar del Norte.

Otras aplicaciones del modelo MLCP-DENSO efectuadas durante el proceso de esta investigación que refuerzan los resultados obtenidos, incluyen a las poblaciones de atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) del Océano Atlántico y Pacífico (Grande-Vidal, 2004a, 2004b y 2007) y la población de atún patudo (*Thunnus obesus*) del Océano Atlántico (Grande-Vidal, 2008a). Se realizó la evaluación y predicción de la población de sardina del Pacífico (*Sardinops sagax caerulea*) en el periodo 1983-2006 (Grande-Vidal, 2008b), se estimó la productividad excedente de las pesquerías artesanales del Sistema Arrecifal Veracruzano

(Jiménez Badillo y Grande-Vidal, 2008), así como la evaluación de la dinámica de la población de Mero (*Epinephelus morio*) de la Plataforma de Yucatán (Grande-Vidal, 2009a), de la población de langosta (*Panulirus argus*) del Caribe (Grande-Vidal, 2009b) y de la población de atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) del Golfo de México (Grande-Vidal y Meiners, 2009).

## 6.1.- 1ª Etapa de explotación 1916-1969

### 6.1.1.- Evolución del ciclo de vida de la pesquería

La sardina del Pacífico se explotó intensivamente en la costa de Norteamérica y Canadá durante el periodo 1916-1969, alcanzó su nivel máximo de explotación en 1936 y se colapsó a mediados de los cuarenta, después se reinició en 1983 y continúa hasta la fecha. (Figura 5).

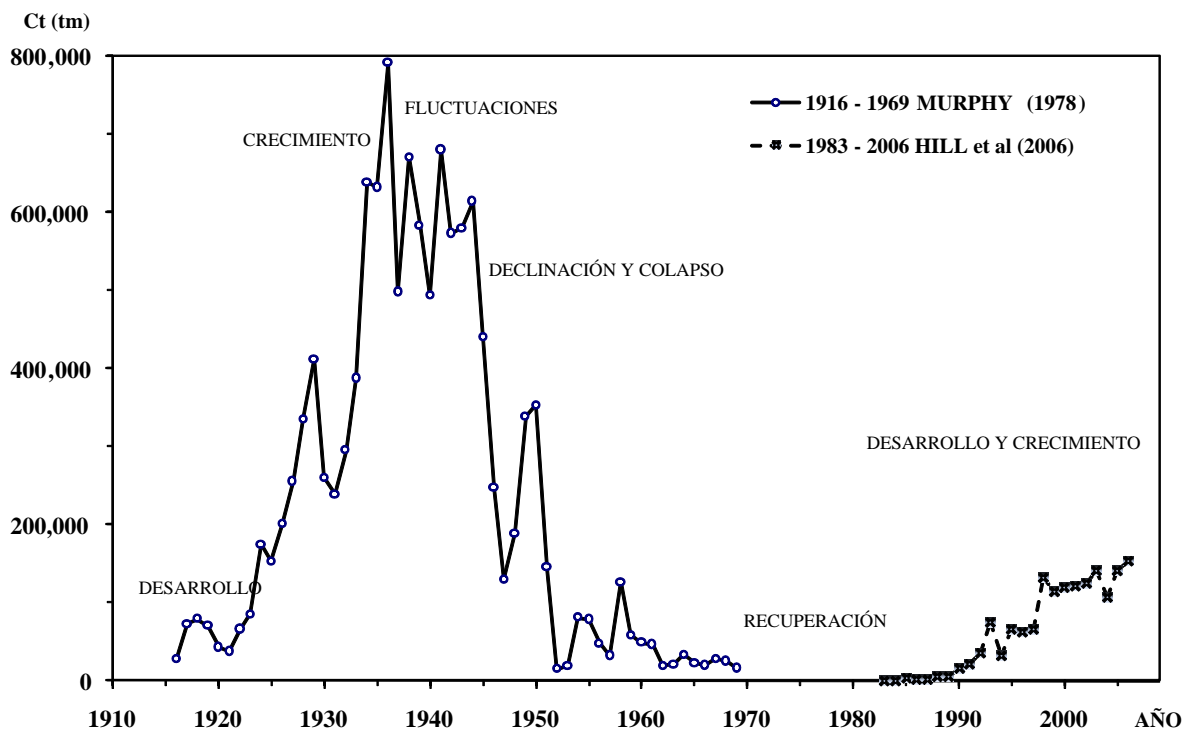


Fig. 5- Evolución de las capturas de la pesquería de sardina del Pacífico. Se destacan las etapas de desarrollo, crecimiento, inestabilidad, declinación y colapso, el periodo de recuperación y el reinicio de la pesquería

La evolución de las capturas reportadas por Murphy (1966, 1978) y Hill et al (2006, 2007) indica que en 1916 la pesquería inició con 27 530 tm y se mantuvo en 37 490 tm en 1921. Después aumentó gradualmente hasta 411 515 tm en 1929 durante la etapa de crecimiento y después, se presentó la etapa de crecimiento acelerado cuando se alcanzó la captura máxima de 791 333 tm en 1936. En el periodo 1937-1944 se observan las fluctuaciones mencionadas por Csirke (1988) como características de las poblaciones de pelágicos menores, después en el bienio 1945-1947 se presentó el colapso de la pesquería. Este ciclo evolutivo es característico del proceso histórico de explotación de los recursos pesqueros como fue descrito por Kesteven (1971), actualizado por Caddy (1984) que comprende las etapas de desarrollo, crecimiento, estabilidad, fluctuaciones, declinación y colapso de la pesquería.

#### **6.1.2. – Crecimiento diferencial denso-dependiente**

El proceso de crecimiento denso-dependiente de la población de sardina del Pacífico satisface el postulado del modelo logístico de Verhulst, debido a que es posible obtener ajustes estadísticos significativos de la ecuación parabólica propuesta (5) en distintos periodos de tiempo, los cuales se consideran equivalentes a los cambios de estado de la población de sardina en los periodos seleccionados, desde el inicio de la explotación hasta el colapso.

En la figura 6 se muestran los cambios de estado de la población entre 1916 a 1925, 1930, 1935, 1940, 1945, 1950 y 1969. Cada cambio de estado representa un nivel de  $B_{max}$  y un nivel de productividad. A medida que se incorporan los periodos considerados, la parábola crece gradualmente hasta alcanzar el valor máximo de productividad alrededor de 1940. Después, los incrementos de productividad decrecen y la parábola se completa en 1969 (Tabla 1).

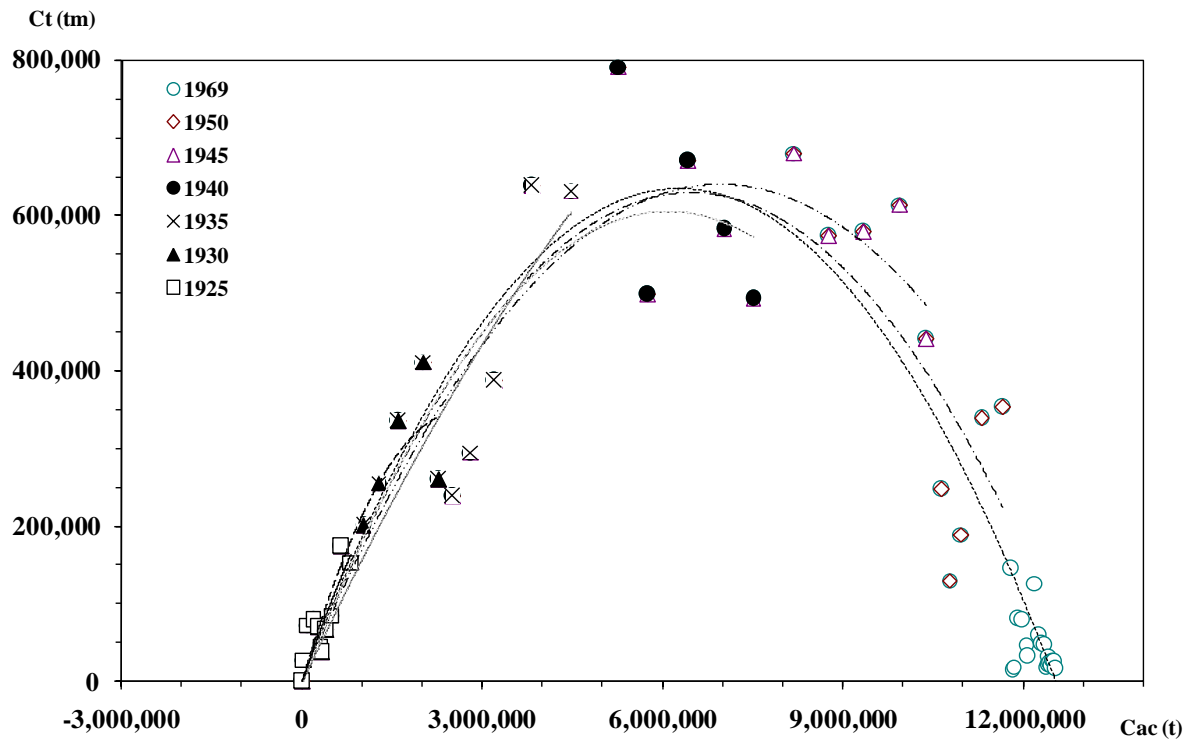


Fig. 6- Proceso de crecimiento diferencial denso-dependiente de la población en 1916-1969. Cada periodo representa un cambio de estado y de condición. La parábola alcanza su biomasa máxima y se completa cuando la población deja de crecer.

**TABLA 1.- Parámetros del modelo MLCP-DENSO y su significancia estadística 1916-1969**

AÑO	r	S	R <sup>2</sup>	F	g. l.	p	to
1917	1.1041	-3.78E-06	1.0000	2.19E+31	2 y 1	0	1918.0
1918	1.0882	-3.61E-06	0.9999	102198.88	2 y 2	9.78E-06	1918.1
1919	0.9743	-2.81E-06	0.9971	512.85	2 y 3	1.57E-04	1918.5
1920	0.9816	-2.85E-06	0.9973	744.02	2 y 4	7.19E-06	1918.5
1921	0.8984	-2.46E-06	0.9877	200.43	2 y 5	1.68E-05	1918.8
1922	0.6039	-1.27E-06	0.8886	23.93	2 y 6	1.38E-03	1920.6
1923	0.4036	-5.68E-07	0.8522	20.17	2 y 7	1.24E-03	1924.0
1924	0.1877	6.70E-08	0.8688	26.48	2 y 8	2.97E-04	1940.6
1925	0.2279	-3.20E-08	0.8995	40.27	2 y 9	3.24E-05	1940.4
1926	0.2257	-2.70E-08	0.9316	68.05	2 y 10	1.50E-06	1941.3
1927	0.2177	-1.50E-08	0.9546	115.77	2 y 11	4.09E-08	1944.8
1928	0.2069	-1.00E-09	0.9709	200.46	2 y 12	6.02E-10	1959.1
1929	0.2075	-1.00E-09	0.9813	341.78	2 y 13	5.77E-12	1959.0
1930	0.2635	-5.00E-08	0.9536	143.96	2 y 14	4.61E-10	1935.9
1931	0.2892	-6.90E-08	0.9489	139.36	2 y 15	2.05E-10	1933.4
1932	0.2824	-6.50E-08	0.9548	169.00	2 y 16	1.74E-11	1933.9
1933	0.2500	-4.70E-08	0.9510	165.09	2 y 17	7.31E-12	1937.0

1934	0.1765	-1.20E-08	0.9282	116.40	2 y 18	5.05E-11	1951.6
1935	0.1648	-7.00E-09	0.9445	161.55	2 y 19	1.19E-12	1957.0
1936	0.1511	-2.00E-09	0.9580	227.86	2 y 20	1.72E-14	1968.4
1937	0.1826	-1.20E-08	0.9427	172.75	2 y 21	9.14E-14	1950.6
1938	0.1830	-1.20E-08	0.9514	215.27	2 y 22	3.55E-15	1950.5
1939	0.1907	-1.40E-08	0.9547	242.64	2 y 23	3.33E-16	1948.5
1940	0.1997	-1.60E-08	0.9549	253.84	2 y 24	1.11E-16	1946.6
1941	0.1902	-1.40E-08	0.9569	277.60	2 y 25	0	1948.6
1942	0.1897	-1.40E-08	0.9602	313.31	2 y 26	0	1948.7
1943	0.1871	-1.40E-08	0.9627	348.20	2 y 27	0	1949.0
1944	0.1815	-1.30E-08	0.9638	372.90	2 y 28	0	1950.3
1945	0.1843	-1.30E-08	0.9646	394.94	2 y 29	0	1949.9
1946	0.1920	-1.40E-08	0.9588	348.82	2 y 30	0	1948.3
1947	0.1996	-1.60E-08	0.9494	290.67	2 y 31	0	1946.6
1948	0.2027	-1.60E-08	0.9479	290.91	2 y 32	0	1946.2
1949	0.1995	-1.60E-08	0.9471	295.12	2 y 33	0	1946.6
1950	0.1951	1.50E-08	0.9445	289.16	2 y 34	0	1947.6
1951	0.1964	-1.50E-08	0.9442	296.34	2 y 35	0	1947.4
1952	0.2001	-1.60E-08	0.9397	280.66	2 y 36	0	1946.6
1953	0.2027	-1.60E-08	0.9368	274.00	2 y 37	0	1946.2
1954	0.2034	-1.60E-08	0.9365	280.35	2 y 38	0	1946.2
1955	0.2039	-1.60E-08	0.9365	287.55	2 y 39	0	1946.1
1956	0.2045	-1.60E-08	0.9362	293.43	2 y 40	0	1946.0
1957	0.2052	-1.60E-08	0.9358	298.85	2 y 41	0	1945.9
1958	0.2042	-1.60E-08	0.9351	302.65	2 y 42	0	1946.1
1959	0.2040	-1.60E-08	0.9351	309.96	2 y 43	0	1946.1
1960	0.2039	-1.60E-08	0.9351	317.24	2 y 44	0	1946.1
1961	0.2037	-1.60E-08	0.9351	324.36	2 y 45	0	1946.1
1962	0.2038	-1.60E-08	0.9351	331.51	2 y 46	0	1946.1
1963	0.2039	-1.60E-08	0.9351	338.74	2 y 47	0	1946.1
1964	0.2037	-1.60E-08	0.9351	345.77	2 y 48	0	1946.1
1965	0.2036	-1.60E-08	0.9351	352.91	2 y 49	0	1946.1
1966	0.2035	-1.60E-08	0.9351	360.04	2 y 50	0	1946.1
1967	0.2032	-1.60E-08	0.9350	366.76	2 y 51	0	1946.2
1968	0.2030	-1.60E-08	0.9349	373.41	2 y 52	0	1946.2
1969	0.2029	-1.60E-08	0.9349	380.30	2 y 53	0	1946.2

### 6.1.3.- Crecimiento logístico de Biomasa

El crecimiento de biomasa de la población de sardina mostró un comportamiento irregular, discontinuo en cada periodo y la curva logística se completó en 1969, lo cual satisface el comportamiento sigmoideo y asintótico del modelo logístico de Verhulst (Figura 7).

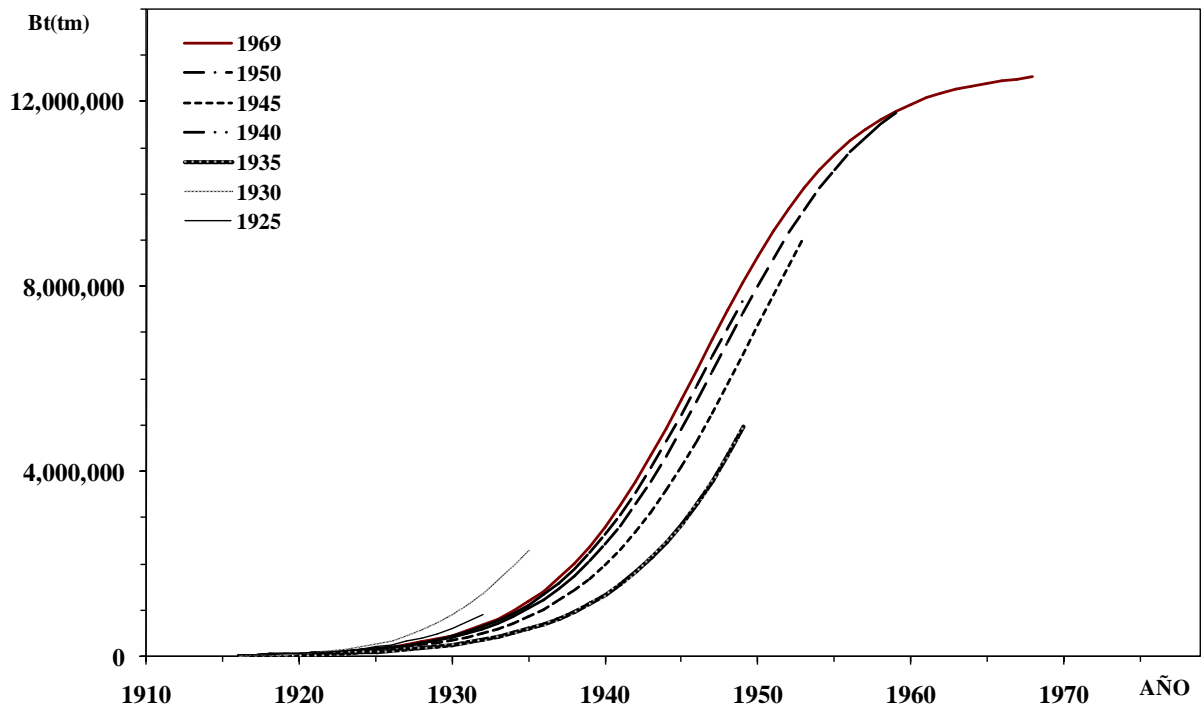


Fig. 7.-Proceso de crecimiento logístico de biomasa en 1916-1969. En cada periodo se muestra el tamaño de la población correspondiente a cada cambio de estado. La curva logística se completa cuando la población deja de crecer.

#### 6.1.4.- Condición predictiva-regresiva de la productividad

Cada punto de productividad excedente en tiempo real le corresponde un estimado en tiempo biológico distante de forma variable de manera que, la trayectoria global de los valores en tiempo biológico es una proyección desfasada de los valores en tiempo real. La población alcanzó valores máximos de productividad excedente en 1928, 1929 y 1936 en la escala de tiempo real, cuyos valores se proyectaron a 1959.1, 1959.0 y 1968.4, respectivamente. A partir de 1937 y hasta 1969 la población regresó al nivel de productividad que había mostrado en los años previos (Fig. 8). Las diferencias en las escalas de tiempo muestran que los valores de productividad del periodo 1937-1969 en tiempo real se agruparon en un intervalo estrecho de 1945 a 1950 en la escala de tiempo biológico y se crearon condiciones regresivas de la población, como se indica en el círculo.



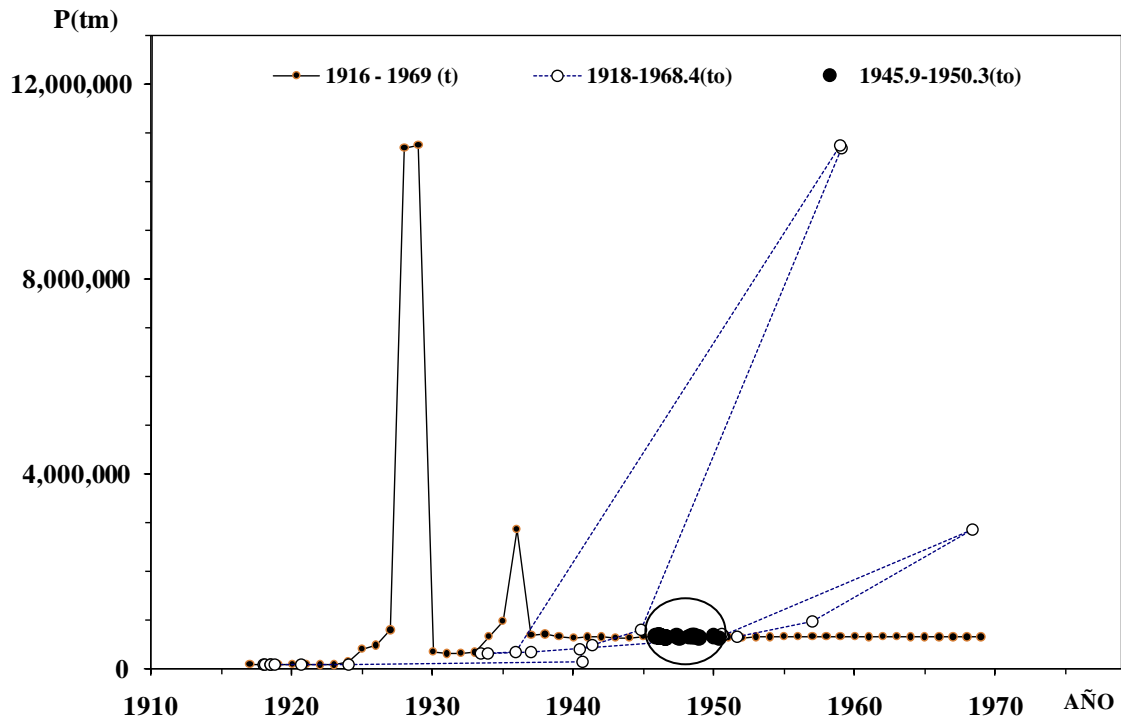


Fig. 8.- Trayectoria de la productividad excedente anual en tiempo real (t) y biológico (to). El tiempo biológico (to) regula la dinámica de la población. Los valores máximos son explosiones de biomasa. Después de las cuáles, se recupera el nivel medio.

### 6.1.5.- Productividad excedente anual y Sobreexplotación

La trayectoria de productividad excedente anual en función del tiempo biológico comparada con la trayectoria de las capturas obtenidas de la población (Figura 9), muestra que la población generó una producción discordante o asincrónica con respecto al proceso de explotación pesquera en tiempo real. El desfase refleja las diferencias entre el proceso de producción de biomasa y el proceso de extracción de la misma y proporciona información consistente para identificar los periodos de sobreexplotación.

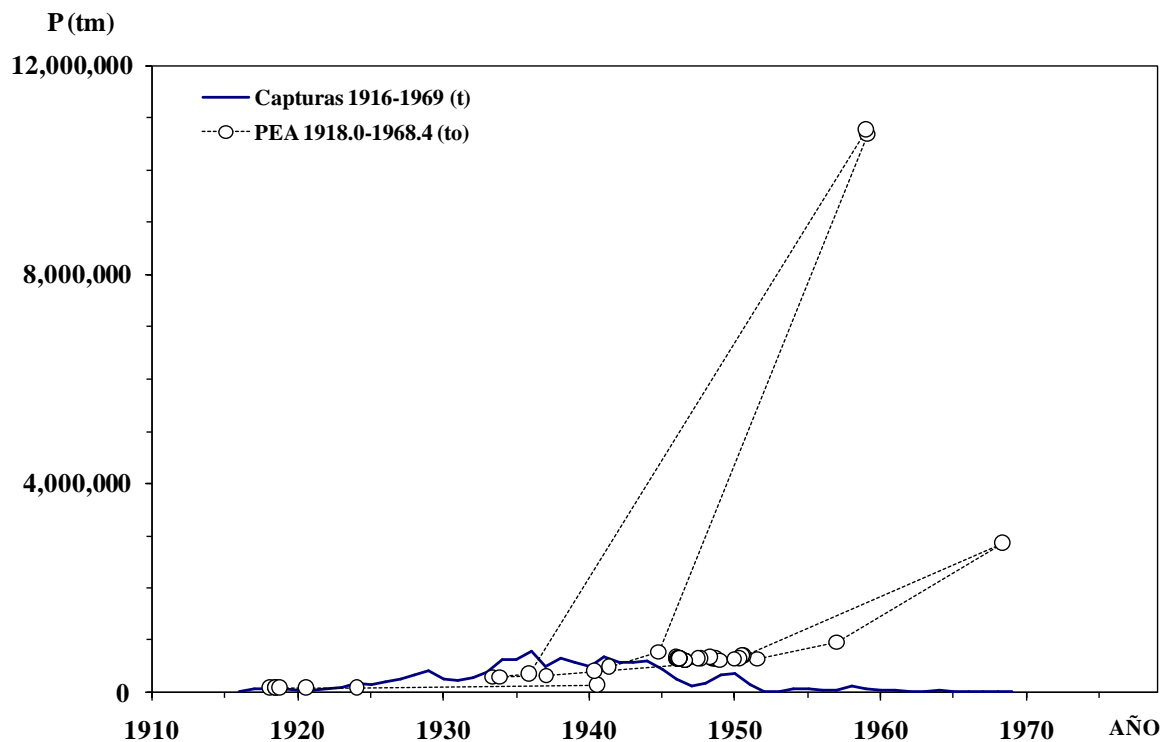


Fig. 9.- Comparativo de la Productividad excedente anual y la curva de capturas. La asincronía en las trayectorias muestra los periodos críticos de baja productividad, las respuestas de la población ante la intensidad de pesca y la sobreexplotación.

La productividad excedente tuvo un comportamiento intermitente en los primeros años hasta que alcanzó valores máximos en 1928 y 1929 (t) predictivos a 1959.1 y 1959.0 (to), respectivamente. El periodo 1930-1935 (t) fue de baja productividad pero de gran estabilidad y creció de manera significativa en 1936 (t) predictivo a 1968.9 (to). En el periodo 1937-1969 (t) se mantuvo constante entre 1945 y 1950 (to), lo cual significó una condición regresiva de la población. La curva de capturas tuvo un comportamiento continuo ascendente hasta 1936 y después se dio un periodo de inestabilidad de 1937-1944 e inició su declinación a partir de 1945 hasta 1952, después ya no se recuperó. En 1917 hubo una sobreexplotación de 72.5 % con respecto a la productividad generada por la población y disminuyó a 28.2 % en 1919. En el periodo 1921-1936 hubo una sobreexplotación acumulada de 340.4 % con un promedio anual de 20.6 %. En 1938-1939 el promedio anual de sobreexplotación bajo a 9.4 % y en 1942-1943 fue de solo 6.4 %. En el periodo 1917-1943 se extrajo una biomasa equivalente a 3.8 veces más que el volumen producido por la población con un promedio anual de 18.1 %

A partir de 1944 hasta 1969 destacan los periodos de subexplotación debido a la escasez de biomasa (Figura 10).

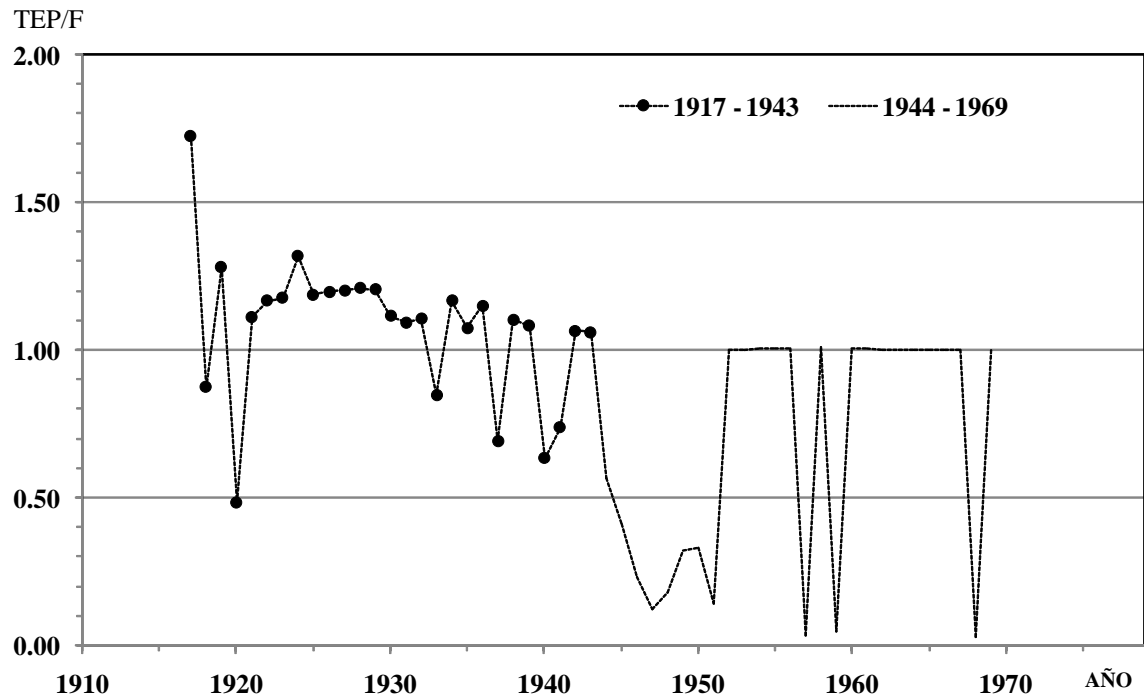


Fig. 10.- Periodos de sobreexplotación y subexplotación. El valor de TEP/F =1.00 corresponde al nivel de equilibrio. Los valores de TEP/F > 1.00 representan el nivel de sobreexplotación respecto al equilibrio y los valores de TEP/F < 1.00 representan los niveles de subexplotación.

### 6.1.6.- Estimación del tamaño máximo de la población colapsada

La población de sardina del Pacífico alcanzó un tamaño máximo en 1969 de 12 681 250 tm, estimado a partir de la curva logística correspondiente. Sin embargo, en 1939 cuando la población alcanzó su productividad máxima, el pronóstico indicaba que la población podía alcanzar un tamaño de 13 621 429 tm. La abundancia de la población expresada mediante las capturas acumuladas indica que la población alcanzó su tamaño máximo en 1969 con un valor de 12 529 552 tm. En la figura 12 se muestra el comportamiento convergente hacia el límite definido por la capacidad de carga del medio ambiente, de las capturas acumuladas y las curvas logísticas estimadas. En dicha figura, también se incluye la curva de productividad

excedente acumulada para demostrar la similitud de su comportamiento sigmoideo asintótico con las curvas mencionadas. De esta manera se satisface el supuesto teórico de la homología en el comportamiento sigmoideo-asintótico de las variables mencionadas

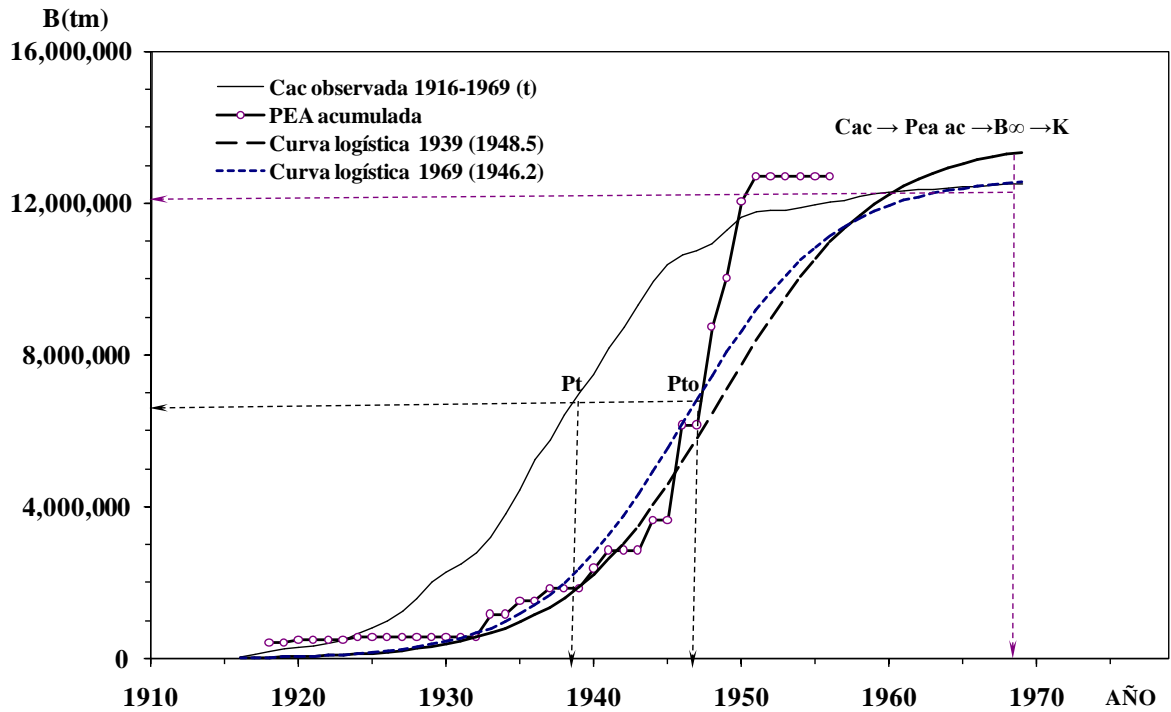


Fig. 11.- Estimación del tamaño de la población colapsada. La curva de Cac se aproxima a la curva de PEA acumulada y a las curvas logísticas estimadas. Se satisface el supuesto teórico de  $Cac \rightarrow B_{\infty} \rightarrow K$ . El punto de inflexión  $P_t = 1939$  se proyecta al punto  $P_{to}$

Otro aspecto importante radica en la estimación del punto de inflexión de la curva de capturas acumuladas estimado en 1939 ( $P_t$ ) el cual, se proyectó a 1948 como lo indica el punto ( $P_{to}$ ) sobre la curva de productividad excedente acumulada y las curvas logísticas estimadas.

### 6.1.7.- Estado y condición global de la población

La población de sardina del Pacífico en el periodo 1916-1969 tuvo un crecimiento denso-dependiente intermitente y discontinuo con una  $r$  promedio de 0.2029 y un nivel de saturación ambiental de  $-1.6 \cdot 10^{-8}$ . En 1939 la población alcanzó su  $B_{max}$  ( $0.5 \cdot B_{\infty}$ ) con un valor de 6 810 714 tm cuando alcanzó su productividad excedente máxima equivalente a su RMS con un

valor de 649 402 tm predictivo a 1948.5. Estos valores se repitieron en 1941, 1942 y 1946 predictivos a 1948.6, 1948.7 y 1948.3, respectivamente. La biomasa asintótica ( $B_{\infty}$ ) equivalente al tamaño máximo de la población y a la capacidad de carga del medio ambiente se representa mediante el valor máximo de las capturas acumuladas de 12 529 552 tm, lo cual es consistente con los estimados obtenidos mediante las curvas logísticas estimadas.

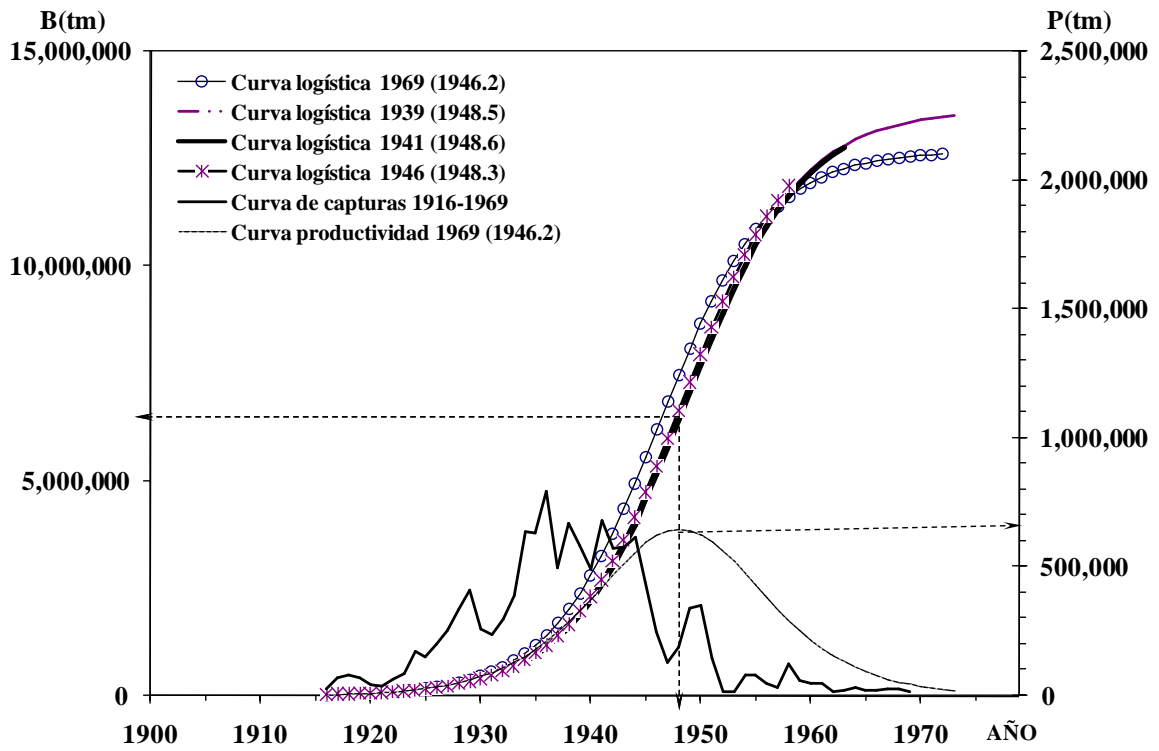


Fig. 12.- Estado y condición global de la población 1916-1969. El punto de inflexión de las curvas logísticas de 1939, 1941 y 1946 coinciden en 1948 con el mismo nivel de productividad. El año entre paréntesis corresponde al tiempo biológico.

La población no alcanzó su RMS predictivo en 1948, debido al colapso que se presentó en el periodo 1945-1947 y esto la condujo a una condición regresiva la cual, se manifestó con estimados de productividad circunscritos al periodo entre 1945 y 1950 (to) como se mostró en la figura 8.

## 6.2.- 2ª Etapa de explotación 1983-2006

### 6.2.1.- Crecimiento diferencial denso-dependiente

En el segundo periodo de explotación de la población se identifica el proceso de crecimiento denso-dependiente y se muestran los cambios de estado en 1988, 1994, 1998, 2002 y 2006 (Figura 13).

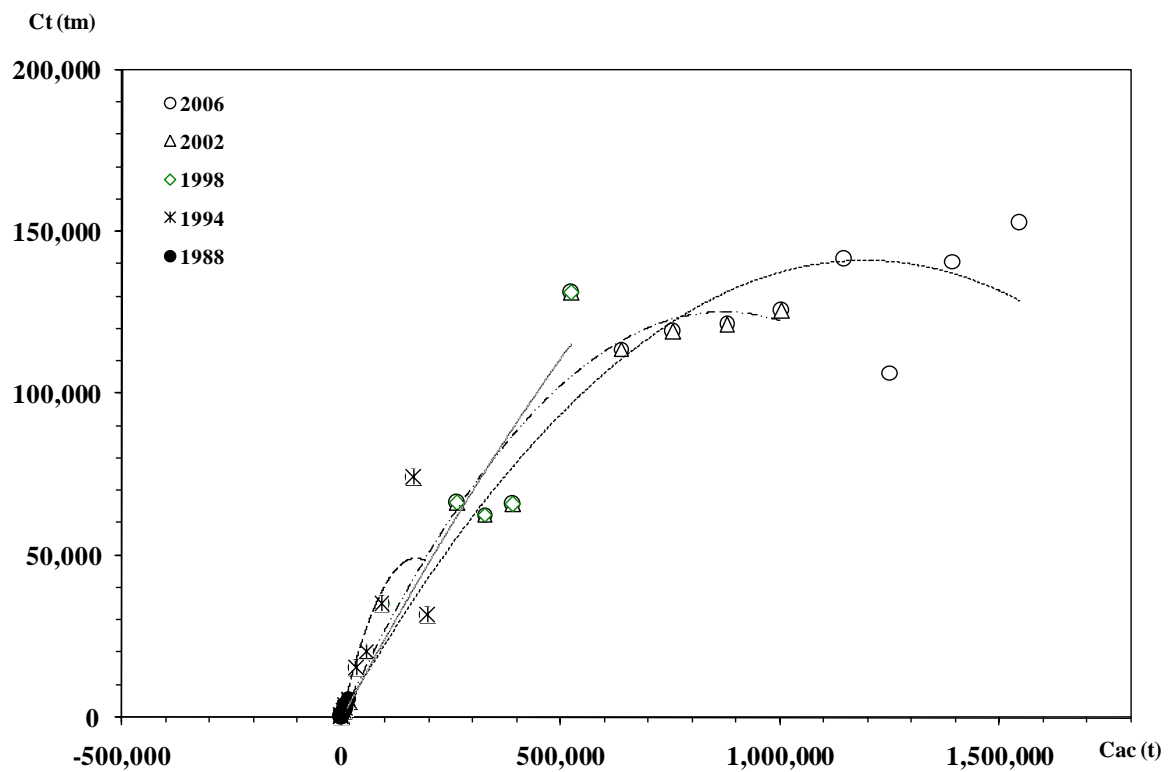


Fig. 13.- Proceso de crecimiento diferencial denso-dependiente de la población en 1983-2006. Se muestran los periodos de cambio de estado de la población. La parábola indica que la productividad alcanzó su nivel máximo.

Se observa que la curva parabólica sugiere la tendencia de haber alcanzado su nivel máximo después del cual, es inevitable la declinación de los rendimientos. Los resultados del análisis estadístico aplicado se muestran en la Tabla 2.

**TABLA 2.- Parámetros del modelo MLCP-DENSO y su significancia estadística 1983-2006**

<b>AÑO</b>	<b>r</b>	<b>S</b>	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>F</b>	<b>g. l.</b>	<b>p</b>	<b>to</b>
1984	1.7422	-1.52E-03	1.0000	7.33E+30	2 - 1	0.00E+00	1983.2
1985	0.5351	6.11E-05	0.9952	208.95	2 - 2	4.76E-03	1988.3
1986	1.5351	-1.92E-04	0.9369	22.26	2 - 3	1.59E-02	1984.8
1987	0.9012	-7.08E-05	0.9071	19.53	2 - 4	8.63E-03	1986.6
1988	0.4229	-3.02E-06	0.9230	29.98	2 - 5	1.64E-03	1996.4
1989	0.5309	-1.37E-05	0.9345	42.82	2 - 6	2.81E-04	1991.2
1990	0.2569	4.84E-06	0.9643	94.53	2 - 7	8.60E-06	2001.2
1991	0.3701	1.93E-07	0.9784	181.03	2 - 8	2.18E-07	2005.4
1992	0.3708	1.76E-07	0.9919	548.46	2 - 9	3.96E-10	2005.6
1993	0.3374	6.76E-07	0.9976	2057.11	2 - 10	8.38E-14	2003.5
1994	0.5801	-1.71E-06	0.8809	40.67	2 - 11	8.28E-06	1994.3
1995	0.4553	-8.49E-07	0.9084	59.47	2 - 12	5.93E-07	1998.4
1996	0.4421	-7.76E-07	0.9295	85.73	2 - 13	3.25E-08	1999.0
1997	0.4143	-6.49E-07	0.9422	114.15	2 - 14	2.15E-09	2000.3
1998	0.2535	-6.20E-08	0.9303	100.12	2 - 15	2.11E-09	2018.6
1999	0.2816	-1.47E-07	0.9454	138.45	2 - 16	7.93E-11	2012.4
2000	0.2914	-1.71E-07	0.9568	188.13	2 - 17	2.54E-12	2011.0
2001	0.2934	-1.76E-07	0.9647	245.70	2 - 18	8.59E-14	2010.7
2002	0.2875	-1.65E-07	0.9702	309.24	2 - 19	3.22E-15	2011.5
2003	0.2693	-1.36E-07	0.9724	352.19	2 - 20	2.22E-16	2013.9
2004	0.2783	-1.49E-07	0.9737	388.90	2 - 21	0.00E+00	2012.7
2005	0.2580	-1.23E-07	0.9713	372.31	2 - 22	0.00E+00	2015.4
2006	0.2372	-1.00E-07	0.9684	352.48	2 - 23	0.00E+00	2018.8

### **6.2.2.- Crecimiento logístico de biomasa**

La población ha crecido de manera discontinua e intermitente, en donde destacan los crecimientos de carácter y magnitud extraordinaria denominadas explosiones de biomasa para restaurar el déficit ocasionado por la explotación. El crecimiento de la población a través del tiempo indica que en 1998 se alcanzó el valor máximo equivalente al punto de inflexión de la curva logística de biomasa (Figura 14).

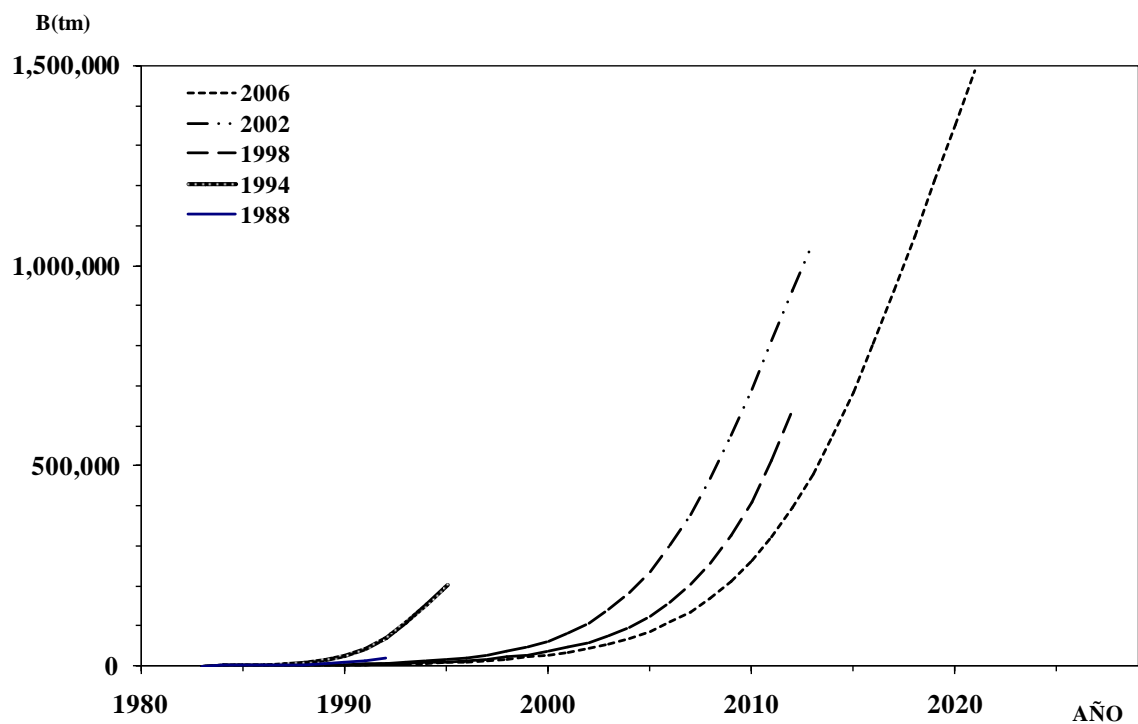


Fig. 14- Proceso de crecimiento logístico de biomasa 1983-2006. Cada periodo representa un tamaño de la población. La curva logística alcanzó su punto de inflexión correspondiente al nivel máximo de productividad excedente.

### 6.2.3.- Condición predictiva-regresiva de la productividad

Los estimados de productividad excedente anual (PEA) graficados en las escalas de tiempo real y biológico muestran diferencias evidentes entre sí. Los valores en tiempo real se proyectan como espejo en la escala de tiempo biológico y esto crea condiciones predictivas y/o regresivas, por ejemplo, los valores de 1991 y 1992 (t) se proyectan a 2005.4 y 2005.6 (to), respectivamente; el valor máximo de 259 122 tm de 1998 (t) se proyecta hasta 2018.6 (to) después, el estimado de de 140 660 tm de 2006 (t) se proyecta hasta 2018.8 (to) (Figura 15).



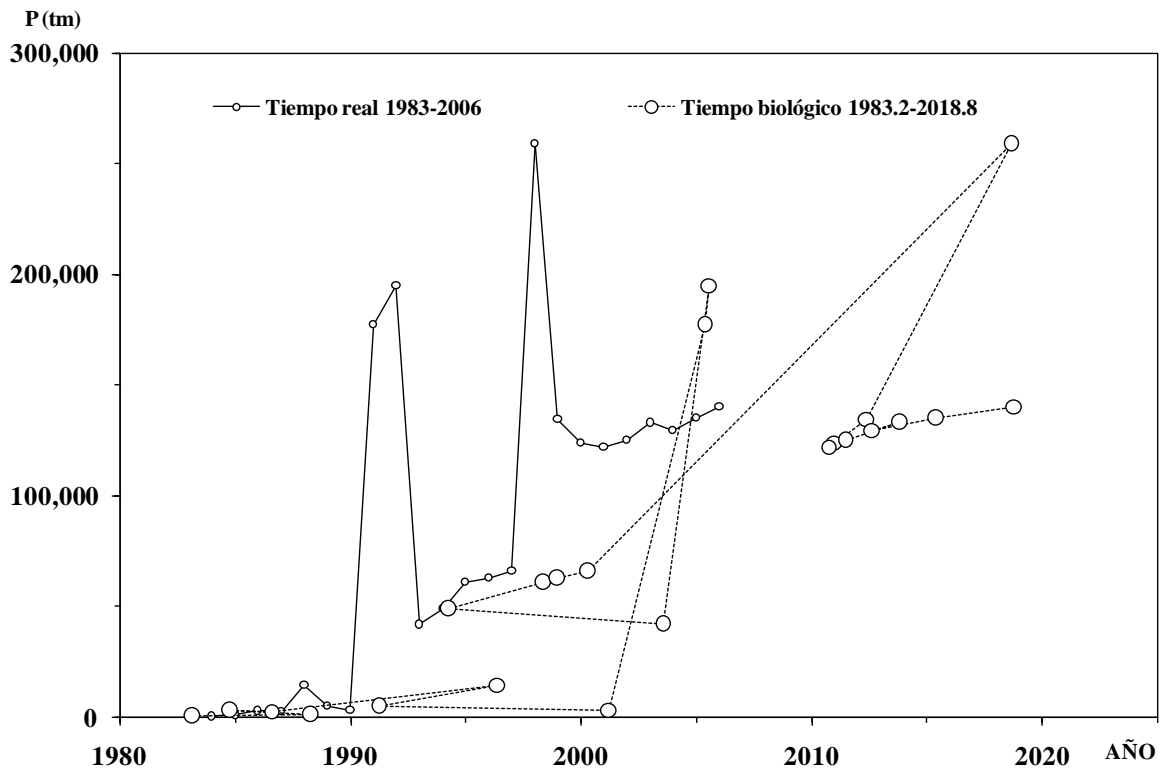


Fig 15.- Trayectorias de la productividad excedente anual en tiempo real y biológico. Se aprecia el desfase de la productividad y los periodos regresivos y predictivos. La población está en condición predictiva y alcanzará su productividad máxima en 2018

#### 6.2.4. – Productividad excedente anual y Sobreexplotación

La trayectoria de productividad excedente anual graficada en la escala de tiempo biológico comparada con la trayectoria de la curva de capturas en tiempo real (Figura 16) indica un comportamiento errático, intermitente sin una tendencia definida, que difiere sustancialmente del comportamiento de las capturas. Desde el inicio, la población generó un bajo nivel de productividad excedente con incrementos cortos y largos regresivos y algunos predictivos, que contrastan con la cantidad de biomasa extraída por unidad de tiempo. En 1991 y 1992 (t) se estimó una productividad de 177 466 tm y 195 294 tm, respectivamente predictivas para el 2005.4 y 2005.6 (to), respectivamente. La productividad generada en 1998 (t) fue 259 107 tm predictiva a 2018.6 (to) y la 2006 (t) fue de 140 603 tm predictiva para 2018.8 (to).

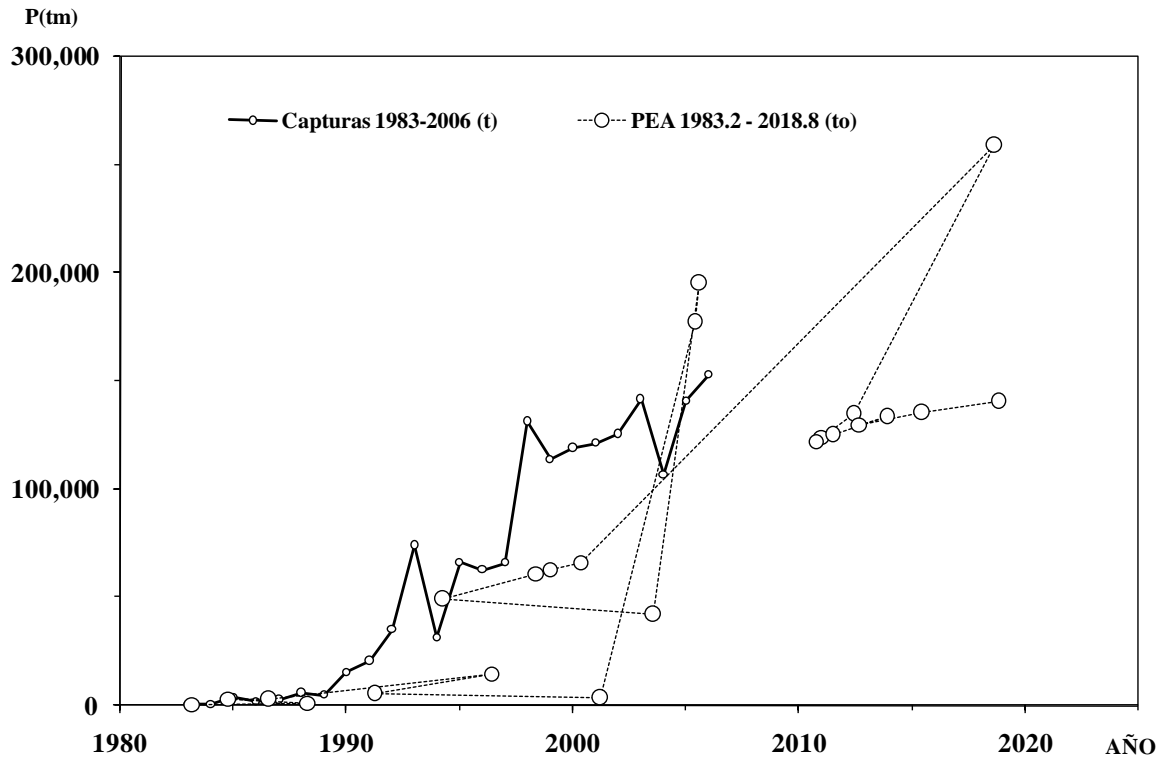


Fig. 16.- Comparativo de la productividad excedente y la curva de capturas. Se observan los periodos críticos de baja productividad de la población, la sobreexplotación, y las perspectivas de crecimiento.

Debido a la asincronía entre el proceso de producción de biomasa y el proceso de extracción de la misma, se crearon condiciones regresivas en 1993-1997 y después, condiciones predictivas en 1998, generadas por explosiones de biomasa tendientes a restaurar el déficit producido por la explotación. Considerando la relación entre TEP con respecto a la tasa F, en 1983 hubo una sobreexplotación del 14.8 %, aumentó a 80.6 % en 1985 y disminuyó a 29.9 % en 1987. Los periodos de subexplotación han sido aislados e intermitentes de manera que en el periodo en 1983-2006 se identifica una sobreexplotación acumulada de 368.4 % con un promedio anual de 26.3 % (Figura 17).

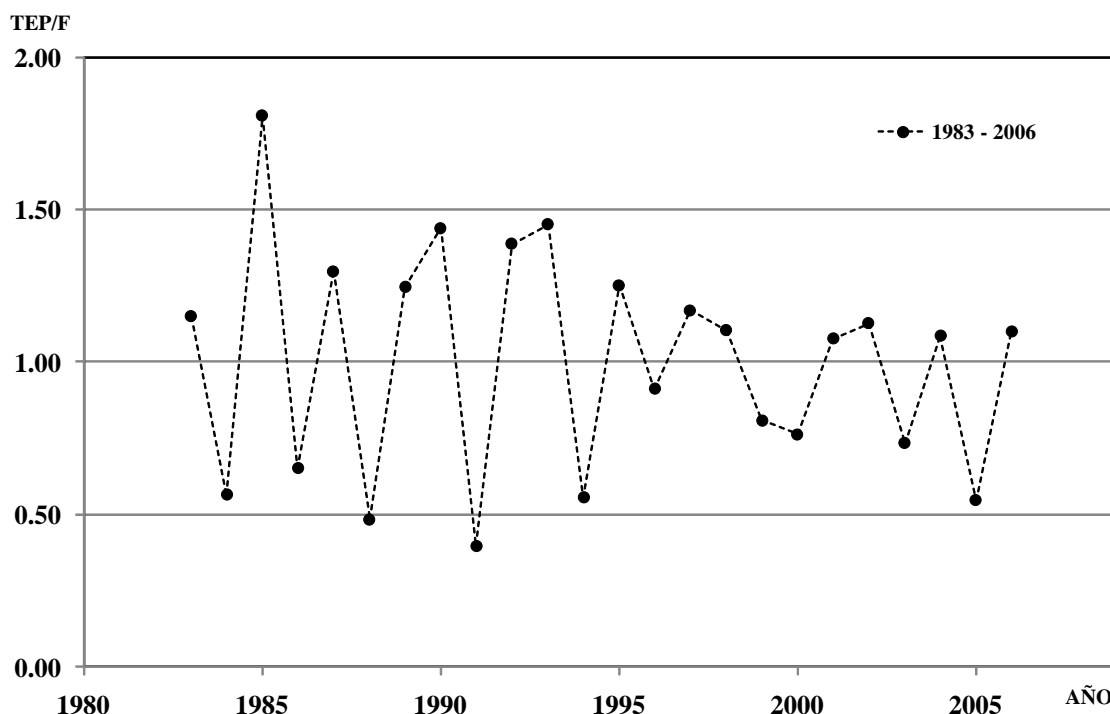


Fig. 17.- Periodos de sobreexplotación y subexplotación. El Valor de TEP/F = 1.00 representa el nivel de equilibrio. Los valores de TEP/F > 1.00 representan la sobreexplotación y los valores de TEP/F < 1.00 corresponden a la subexplotación

### 6.2.5.- Predicción del estado y condición de la población

Desde que se reinició la pesquería en 1983, la población de sardina ha sido sometida a distintos grados de sobreexplotación como se mostró previamente sin embargo, la productividad excedente generada indica que actualmente está en proceso de recuperación, debido principalmente a los crecimientos explosivos de biomasa de 1991, 1992 y 1998 de manera que se encuentra en condición predictiva hasta el 2018.8. Esto significa que la población tiene capacidad para restaurar el déficit de biomasa, siempre y cuando el nivel de explotación sea consistente con la tendencia de la productividad excedente. En 1998 se estimó una productividad excedente máxima de 259 107 tm con carácter predictivo a 2018.6 sin embargo, la última estimación correspondiente a 2006 indica que la productividad ha disminuido a 140 603 tm, predictiva a 2018.8. Esto indica que en el lapso de ocho años se han reducido la capacidad productiva de la población en 45.7 % con respecto al estimado de 1998.

En esas condiciones, la población crecerá con una tasa intrínseca promedio de 0.2372, el nivel de saturación ambiental será  $S = -1.0 \cdot 10^{-7}$ , la biomasa máxima de 1 185 761 tm y se deberá aplicar una tasa de mortalidad por pesca de 0.1186. (Figura 18).

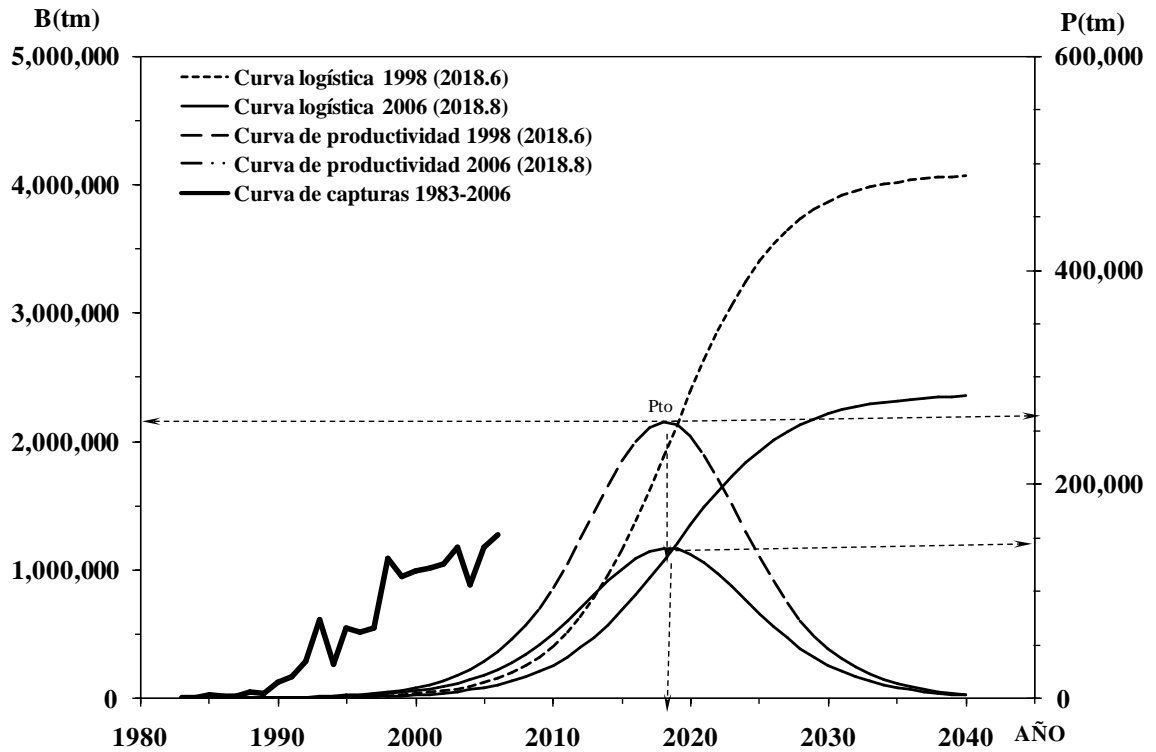


Fig. 18- Estado y condición global de la población 1983-2006. El pronóstico indica que la productividad máxima se alcanzará en 2018 con una reducción del 45.7 % respecto al estimado de 1998. El años entre paréntesis corresponde al tiempo biológico

En la figura 18 se muestra las curvas logísticas y de productividad excedente correspondientes a 1998 y 2006 y se puede apreciar que en ambos casos, el punto de inflexión de las curvas logísticas coincide en el año 2018 pero con diferente magnitud en el nivel de productividad excedente. Por consiguiente, las perspectivas de crecimiento de la pesquería parecen limitadas al nivel que ha mostrado la curva de capturas hasta la fecha.

## 7.0- VALIDACIÓN DEL MODELO

La aplicación del modelo a los datos de la pesquería de sardina del Pacífico permitió en primera instancia, la identificación del sistema en términos del criterio definido por Walters (1980), basada en la estimación de los parámetros desconocidos de la función parabólica de crecimiento poblacional denso-dependiente así como también, identificar y evaluar los cambios de estado de la población explotada. Un hecho incontrovertible de la pesquería de sardina del Pacífico lo constituye el colapso que se presentó a partir de 1945, su recuperación y reinicio de la pesquería en 1983 (Hill et al., 2007). Estos hechos sirven de referencia para contrastar los resultados del modelo con la realidad. Los resultados indican que se aceptan las hipótesis de trabajo y que los supuestos teóricos preestablecidos satisfacen la estructura y comportamiento del modelo. A partir de las dos series de datos observados de la pesquería, se estimaron los parámetros desconocidos del modelo lo cual, permite una aproximación teórica al conocimiento de la dinámica de la población objetivo bajo distintas condiciones de explotación pesquera.

La validación del modelo comprende también, el contraste de los resultados obtenidos mediante otros modelos obtenidos de otras investigaciones. Las evaluaciones de biomasa reportadas por Hill et al (2007) derivadas de distintas investigaciones muestran variaciones significativas que reflejan el proceso de declinación de la población a través del tiempo. Por ejemplo, Soutar e Isaac, 1969 y Smith, 1978, mencionados por Hill et al (2007) reportaron que en 1925, la población alcanzó un tamaño de 6 000 000 tm, como resultado del análisis de sedimentos de escamas del siglo XIX y XX. Después, Murphy (1966) y MacCall (1979), mencionados por Hill et al (2007) derivado del análisis de captura por edades, estimaron valores promedio de biomasa desovante de aproximadamente 3.5 millones de tm para el periodo 1932-1934, y después en los siguientes 10 años reportan que osciló entre 1.2 y 2.8 millones de tm. Después, la biomasa declinó suavemente durante 1945 hasta 1965, aun cuando se presentaron algunos periodos de reclutamiento exitoso. Barnes et al. (1992), mencionado por Hill et al (2007) reportaron que en las décadas de los sesenta y setenta, el nivel de biomasa desovante bajó entre 5 000 y 10 000 tm. Para el segundo periodo de

explotación de la población, Hill et al (2007) reportaron que los estimados de biomasa de la población de sardina (edad 1+) iniciaron con valores muy bajos en 1981, pero rápidamente alcanzaron un valor máximo de 1.7 millones de toneladas métricas en el 2000 e inmediatamente vino una tendencia decreciente hasta 832 706 tm en 2007.

Entonces, considerando como referencia los resultados de biomasa total y desovante de los autores mencionados, en ambos periodos de explotación y aceptando la equivalencia entre biomasa asintótica y biomasa virgen ( $B_v = B_\infty$ ) definida por Pauly (1984) y Hilborn y Walters (1992) se realizó la simulación del proceso de declinación de la biomasa virgen en función de las capturas totales anuales obtenidas de la pesquería a través del tiempo (Figura 19).

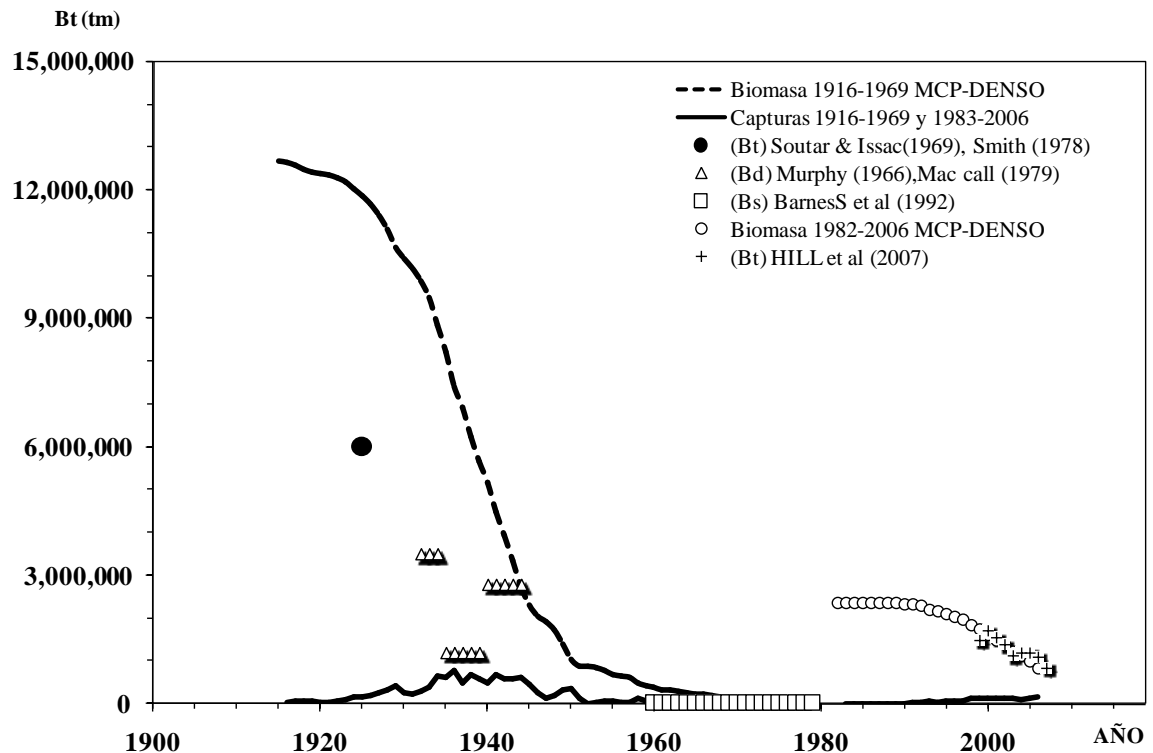


Fig. 19.- Comparativo de estimados de biomasa obtenidos con diferentes métodos y modelos con los estimados mediante el modelo MLCP-DENSO en ambos periodos de explotación.

En la figura 19 se aprecia que las trayectorias de declinación de la biomasa virgen en ambos periodos de explotación, tiende a ajustarse de manera satisfactoria a las estimaciones puntuales reportadas por los disitntos autores mencionados las cuales, fueron obtenidas por disitntos métodos y modelos utilizados por el Nacional Marine Fisheries Service de Estados Unidos de América. La simulación del proceso de declinación de biomasa virgen en función de las capturas, se hizo a partir del momento en que la población alcanzó su productividad máxima utilizando la función de estado del sistema estimada para 1969 con las constantes  $r = 0.2029$  y  $S = -1.6.0*10^{-8}$  en el primer periodo de explotación y  $r = 0.2372$  y  $S = -1.0.0*10^{-7}$  para e segundo. Cada estrategia de explotación se definió como la biomasa  $B_{t+1} = B_t - (\% C_t)$  variando la proporción anual de la captura entre 10 y 90 % de la captura anual registrada en el año correspondiente. Los escenarios resultantes cubren un amplio rango de opciones. La estrategia más adecuada para evitar el colapso era reducir al mínimo las capturas (Figura 20).

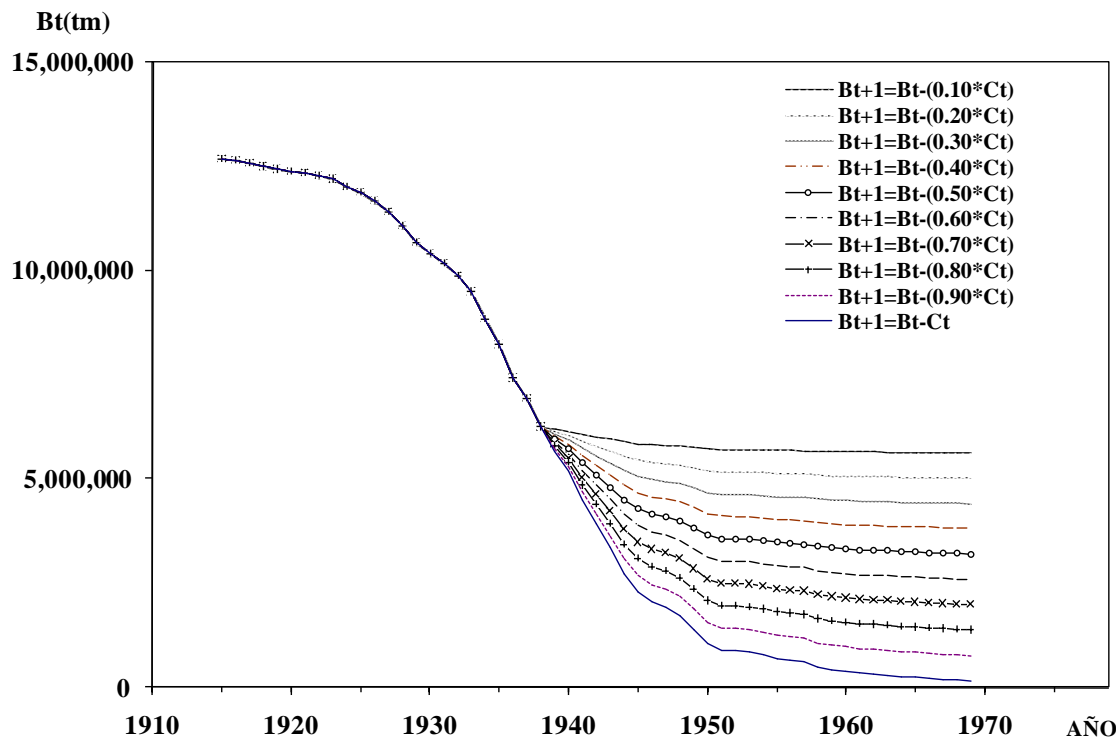


Fig. 20.- Simulación del proceso de declinación biomasa con distintas estrategias de explotación entre el 10 y 90 % de la captura anual. Se incluye la curva de declinación correspondiente al colapso del periodo 1916-1969

Cualquier otra decisión tiene implicaciones de carácter económico, social y político, además del objetivo biológico. La simulación de la curva de captura correspondiente a cada estrategia de explotación complementa la información generada por el modelo (Figura 21).

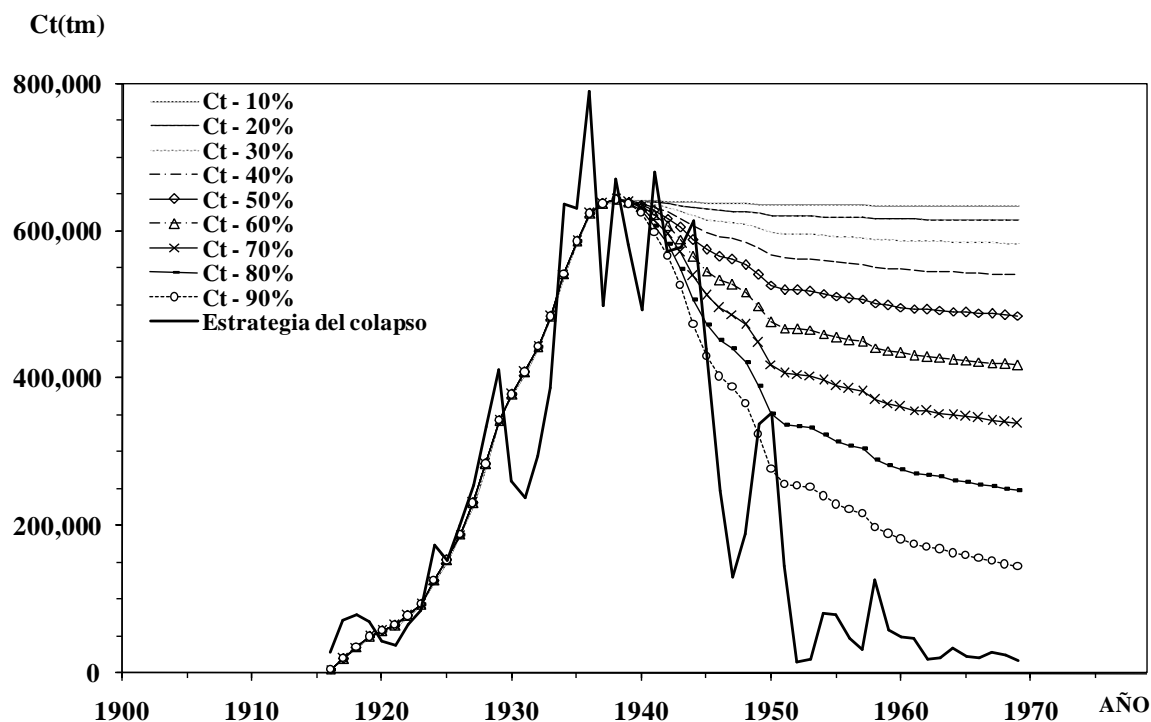


Fig 21.- Simulación del proceso de capturas bajo distintas estrategias de explotación entre el 10 y 90 % de la captura anual. Se incluye la curva de capturas correspondiente al colapso del periodo 1916-1969

## 8.0.- DISCUSIÓN

El modelo MLCP-DENSO desarrollado y aplicado a los datos de capturas totales anuales de la pesquería de sardina del Pacífico en dos periodos distintos, permitió demostrar que el proceso de crecimiento de las poblaciones marinas bajo condiciones de explotación pesquera está determinado por una ecuación diferencial denso-dependiente y que el supuesto teórico de que “*las capturas acumuladas por unidad de tiempo son un indicador de la abundancia de la población*” permite aplicar dicha ecuación diferencial a las poblaciones explotadas y medir su



crecimiento logístico de biomasa a través del tiempo, desde el inicio hasta que deja de crecer y/o se colapsa.

La ecuación (5) aplicada en forma discreta es equivalente a la ecuación diferencial de primer orden (1, 2 y 3) y de esa manera, es posible demostrar que la población de sardina del Pacífico explotada con distintos grados de intensidad, satisface el postulado de crecimiento denso-dependiente del modelo logístico de Verhulst. Por consiguiente, las capturas acumuladas pueden ser utilizadas como un indicador representativo de la abundancia relativa de la población por unidad de tiempo.

Se demuestra que a partir de la función de crecimiento denso-dependiente  $dB/dt = B * f(B)$ , la fracción de biomasa extraída por unidad de tiempo es la variable que determina la tasa de mortalidad en tiempo real durante el proceso de explotación pesquera, la cual, se denomina tasa de extracción pesquera (*TEP*) y se considera como la resultante del esfuerzo aplicado sobre la población. De esta manera, es posible medir los efectos de mortalidad del proceso de explotación pesquera, identificar y evaluar la sobreexplotación y advertir con antelación la declinación y el colapso de las poblaciones. Esto es consistente con el concepto de mortalidad por pesca en tiempo real definido por Rothschild (1978) y también, consistente con el concepto definido por Pauly (1984) sobre la tasa de mortalidad de referencia (F) como una función de la tasa intrínseca de la población que depende del tiempo biológico. El contraste entre los valores de ambos indicadores de mortalidad permite identificar la asincronía entre el proceso de producción de biomasa de la población con respecto al proceso de extracción de la misma.

Es posible definir un nuevo paradigma acerca de la medición y representatividad de la abundancia de las poblaciones explotadas mediante las capturas acumuladas y considerar que los efectos de mortalidad por pesca se pueden medir mediante la fracción de biomasa extraída por unidad de tiempo, en sustitución del paradigma actual basado en la captura por unidad de esfuerzo como índice de abundancia de la población y del esfuerzo pesquero como variable independiente en el modelo logístico de Verhulst.

El modelo logístico de crecimiento parabólico denso-dependiente (MLCP-DENSO) y sus resultados fortalecen la tendencia que prevalece en el ámbito científico de abandonar y/o desechar el uso de los modelos globales de producción excedente de Schaefer (1954; 1957), Pella y Tomlimson (1969) y Fox (1970) como lo sugieren Pauly (1984), Rothschild (1986), Hilborn y Walters (1992), Maunder (2003) y Mullon et al (2005). El modelo MLCP-DENSO proporciona elementos teóricos y empíricos consistentes sobre la naturaleza ecológica del modelo logístico de Verhulst que permiten demostrar que Schaefer limitó la capacidad y profundidad del modelo original de Verhulst al introducir el esfuerzo pesquero como variable independiente como lo menciona Cushing (1981) y Smith (1988) entre otros autores.

Se constató que el crecimiento de la población de sardina del Pacífico adopta la forma sigmoidea-asintótica de la curva logística teórica del modelo de Verhulst. La productividad máxima correspondiente al punto de inflexión de la curva logística se alcanzó en 1939 y fue predictiva a 1948.5. Después del punto de inflexión, los incrementos decrecieron gradualmente y aumentaron las restricciones ambientales al crecimiento ilimitado de la población hasta que se completo la parábola y la curva logística correspondiente.

El comportamiento sigmoideo de las capturas acumuladas de la pesquería alcanzó su valor máximo de 12 529 552 tm en 1969, sin embargo desde 1950 la curva asintótica prácticamente completa con un valor de 11 645 574 tm. La estimación de la curva logística en 1939 indica que la población alcanzaría el punto de inflexión con un rendimiento máximo de 649 402 tm en 1948.5 y un tamaño máximo de 13 621 429 tm equivalente a su biomasa asintótica. En 1941, 1942 y 1946 las curvas logísticas estimadas repitieron la predicción para 1948, respectivamente. Sin embargo el advenimiento del colapso modificó la dinámica de la población y ésta concluyó su crecimiento asintótico con un tamaño máximo de 12 681 250 tm en 1969 lo cual, es un estimado muy cercano al valor final de la curva de capturas acumuladas.

Estos resultados satisfacen el supuesto teórico de que el comportamiento sigmoideo-asintótico de las capturas acumuladas es homologo del comportamiento sigmoideo-asintótico

de la biomasa asintótica de la población y en especial de la productividad excedente anual acumulada y ambas se aproxima al límite definido por la capacidad de carga del medio ambiente ( $C_a \rightarrow PEAac \rightarrow B_\infty \rightarrow K$ ). Los estados correspondientes al rendimiento máximo sostenible se dieron cuando la tasa intrínseca de incremento natural fue de 0.1907 en 1939, 0.1902 en 1941, 0.1897 en 1942 y 0.1920 en 1946, con un nivel de saturación ambiental constante de  $S = -1.4 \cdot 10^{-8}$ . Al final, en 1969 la población concluyó su proceso de crecimiento con una tasa intrínseca de incremento natural promedio de 0.2029 y un nivel de saturación del medio ambiente de  $S = -1.6 \cdot 10^{-8}$  el cual, se mantuvo constante desde 1947 hasta 1969 y actuó como barrera al crecimiento ilimitado de la población.

Se demuestra que, la población de sardina del Pacífico produce biomasa excedente conforme al proceso teórico de crecimiento diferencial denso-dependiente que sustenta el postulado del modelo logístico de Verhulst. El crecimiento diferencial de la biomasa excedente acumulado a través del tiempo, determina la forma y características del crecimiento logístico de biomasa de la población de manera que, la curva logística se aproxima gradualmente al punto de inflexión a medida que la función parabólica denso-dependiente alcanza su máximo ( $dB/dt = 0$ ) y después de él, los rendimientos excedentes decrecen gradualmente a medida que aumentan las restricciones ambientales, la parábola denso-dependiente se aproxima a cero y simultáneamente la curva logística se completa.

La estimación de rendimiento máximo sostenible obtenida por Schaefer (1954) fue de 600 000 tm, sin embargo, como lo menciona Smith (1988) *“Schaefer no tuvo seguridad, si la captura máxima de 600 000 tm implícitas en su análisis, sugería que no era posible obtener capturas mayores o simplemente que no era posible obtenerlas, dadas las condiciones del mercado, los costos de los barcos, su manejo y las tasas de captura que se estaban obteniendo”*. Por lo tanto, el resultado obtenido mediante el modelo MLCP-DENSO de rendimiento máximo sostenible de 649 402 tm predictivo a 1948.5 es una estimación confiable y precisa desde 1939, es decir con 9.5 años de anticipación y se volvió a repetir en

1941, 1942 y 1946 de manera que, la población “avisó” oportunamente sobre su estado y condición de salud.

El concepto de Rendimiento Máximo Sostenible (RMS) definido por Gulland (1983) *“implica tres ideas importantes: la maximización de una cantidad, la garantía de que dicha cantidad máxima puede ser sostenible más o menos indefinidamente y que el rendimiento físico (cantidad máxima) es una medida adecuada del bienestar de una pesquería sin embargo, hay muchas críticas acerca de cómo se ha aplicado y los fracasos obtenidos han obligado a poner atención en la práctica que garantice que el rendimiento es maximizado y sostenible”*. En este contexto hay muchos ejemplos de fracasos en la administración y manejo científico de las pesquerías, la misma pesquería de sardina del Pacífico explotada en el periodo 1916-1969 es uno de ellos, otro ejemplo es el colapso de la pesquería de anchoveta peruana reportada en la literatura especializada.

Bajo este marco de referencia y a partir de los resultados obtenidos con el modelo MLCP-DENSO es posible identificar y precisar la cantidad máxima de biomasa excedente susceptible de explotar sin menoscabo de la capacidad de renovación de la población y el tiempo en que se presentará el evento. Sin embargo, es muy importante subrayar que dicho rendimiento maximizado **no es sostenible indefinidamente**, pues corresponde solo al momento en que la población alcanza su valor máximo de crecimiento ( $dB/dt = 0$ ) en la mitad de la parábola después, los rendimientos denso-dependientes son decrecientes y se aproximan a su límite de cero.

Las variaciones en la biomasa y la productividad excedente se consideran como respuestas de la población resultantes del proceso de extracción de biomasa y pueden ser de tipo instantáneo o inmediato de un año a otro (Pianka, 1971) y también, como respuestas con retraso (demoradas) que tienen un carácter extraordinario en magnitud y se producen de manera repentina, pero desfasadas en el tiempo (Gigch, 1987). En este sentido, Rothschild (1986) menciona que *“en las poblaciones explotadas se han identificado explosiones de biomasa de magnitud extraordinaria, que son eventos opuestos a los colapsos”*. En el caso de

la sardina del Pacífico el efecto de la sobreexplotación provocó que la población activara su mecanismo de retroalimentación “especializado” y respondió en nueve ocasiones con explosiones de biomasa tendientes a restaurar el déficit de biomasa causado por la explotación en los periodos 1921-1932 y 1934-1943.

Las causas que originaron el colapso en el periodo 1945-1947 están asociadas con la presión de pesca aplicada en los periodos 1921-1943 cuando se aplicó una sobreexplotación acumulada de 380.9 % con un promedio anual de 18.1 %..La población respondió con crecimientos extraordinarios de biomasa denominados explosiones (Rothschild, 1986) para restaurar el déficit, sin embargo solo cuatro de las nueve explosiones de biomasa se concretaron en tiempo y no fueron suficientes para evitar el colapso. Como complemento a esta situación de crisis, en 1941 aumentaron las restricciones ambientales, el medio ambiente se saturó y la población ya no pudo continuar creciendo. Las explosiones de biomasa que se produjeron en años previos rebasaron los umbrales de resiliencia (Hilborn y Walters, 1992) y el sistema manifestó un cambio en su estabilidad y sobrevino el colapso.

Las explosiones de biomasa producen condiciones predictivas de mediano y largo plazo en la población de sardina y después se producen periodos regresivos en los cuales, la población recupera su trayectoria de producción de biomasa excedente, tiende a satisfacer el déficit y restablecer sus condiciones previas de equilibrio temporal homeostático. Los estados regresivos de la población se pueden crear en cualquier momento debido a la excesiva intensidad de pesca aplicada y a la incapacidad de la población para responder de inmediato a nuevos estímulos de la pesca.

En la segunda etapa de explotación, la población de sardina muestra una dinámica similar a la anterior en términos de la forma y características del crecimiento logístico sin embargo, sus capacidades intrínsecas para producir biomasa excedente son sustancialmente menores. La curva de crecimiento diferencial denso-dependiente alcanzó su nivel máximo de productividad en 1998 predictivo al año 2018.6 y la estimación correspondiente al 2006 reitera el pronóstico al 2018.8 pero con una reducción del 47.5 % respecto a la productividad

excedente estimada en 1998. Por lo tanto, para evitar un posible colapso es conveniente aplicar una estrategia de explotación congruente con la trayectoria de la productividad excedente anual definida por la población como se muestra en la figura 16.

El desfase o asincronismo de los estimados de biomasa y productividad excedente con respecto a la escala de tiempo real, permite identificar la dinámica de los cambios de estado de la población y ayuda a explicar las causas que originan la sobreexplotación, así como también del tipo de respuestas de la población ante los estímulos de la explotación. El desconocimiento de este desfase es un tema que no ha sido estudiado y por lo tanto, no ha sido considerado como una variable que determina la producción de biomasa a través del tiempo. En consecuencia, la estrategia de explotación pesquera en tiempo real debería fundamentarse en el proceso de crecimiento diferencial de la población y muy especialmente en la trayectoria de productividad excedente definida en la escala de tiempo biológico para evitar la sobreexplotación y los colapsos.

Las trayectorias de declinación de la biomasa virgen en ambos periodos tienden a ser consistentes con las estimaciones de biomasa obtenidas de otras investigaciones reportadas por Hill et al. (2007), como se muestra en la figura 19, lo cual complementa la validación del modelo. El resultado de la simulación de la trayectoria de declinación de biomasa virgen de la población indica que al proceso de explotación pesquera basado en la extracción de biomasa por unidad de tiempo, determina la pendiente y la velocidad del proceso de declinación de la población y que es posible aplicar medidas de regulación y control para evitar el colapso. (Figura 20 y 21).

## 9.0.- CONCLUSIONES

El modelo MLCP-DENSO descrito permite la aplicación de la ecuación diferencial de primer orden que sustenta el postulado de crecimiento denso-dependiente del modelo logístico de Verhulst y puede ser considerado como una herramienta científica de evaluación y pronóstico de la dinámica de poblaciones sujetas a explotación pesquera. La adaptación teórica y aplicaciones del modelo logístico permiten medir el crecimiento denso-dependiente de la población, sus cambios de estado y condición a través de su vida, identificar los efectos y las consecuencias del proceso de explotación pesquera aplicado sobre la población objetivo y profundizar en el conocimiento de los mecanismos de retroalimentación y autorregulación inherentes a su dinámica poblacional.

El paradigma actual que sustenta la evaluación de poblaciones basado en el uso de la captura por unidad de esfuerzo y el esfuerzo como indicadores de la abundancia relativa de la población y de la mortalidad por pesca, puede ser sustituido alternativamente por el uso de las capturas acumuladas como un índice de la abundancia relativa de la población por unidad de tiempo y por la fracción de biomasa extraída por unidad de tiempo como índice de la mortalidad por pesca en tiempo real. De esa manera, es posible identificar y evaluar los efectos de la explotación y sus consecuencias sobre la población explotada, independientemente del tipo de arte de pesca, método de captura y de cualquier otro esfuerzo físico-mecánico aplicado durante los procesos de explotación del recurso.

La aplicación del modelo MLCP-DENSO a la población de sardina del Pacífico (*Sardinops sagax caerulea*) permite conocer su crecimiento denso-dependiente, su dinámica y explicar los efectos y consecuencias bajo distintos grados de explotación pesquera y particularmente, identificar los periodos de sobreexplotación de la población, el tipo de respuestas instantáneas y/o con retraso de la misma y prevenir situaciones de colapso.

El modelo es susceptible de aplicarse a cualquier pesquería cuya información básica sea una serie de capturas totales anuales sin necesidad de tener datos de esfuerzo pesquero, los

resultados se pueden utilizar para diseñar planes de administración y manejo de pesquerías en un contexto cada vez más orientado hacia la explotación racional y sustentable de los recursos naturales bajo explotación pesquera.

Los cambios de estado de la población identificados, permiten conocer el tamaño y condición de salud de la población durante su vida, la producción excedente por unidad de tiempo y sus trayectorias bajo un determinado nivel de explotación pesquera. Las variaciones de biomasa y productividad son respuestas de la población ante los estímulos de la pesca. La magnitud del estímulo determina si la respuesta de la población mediante la tasa intrínseca de incremento natural es instantánea (de un año a otro) o es una respuesta con retraso.

Cuando la magnitud de pesca es intensa y/o prolongada, la población responde a través de su tasa intrínseca con explosiones de biomasa (Rothschild, 1986) las cuales, son crecimientos extraordinarios de biomasa de carácter repentino e intermitente tendientes a contrarrestar el déficit de biomasa. Por consiguiente, la condición predictiva y/o regresiva de la población depende del grado de intensidad de pesca aplicado previamente, de sus capacidades intrínsecas para responder a los estímulos físico-mecánicos de la pesca y también, del incremento de las restricciones del medio ambiente al crecimiento ilimitado de la población.

El nivel de saturación del medio ambiente es una variable que mide el incremento progresivo de las restricciones ambientales al crecimiento ilimitado de la población y representa la suma e interacción de los factores abióticos que influyen de manera conjunta. Su trayectoria a través del tiempo está vinculada directamente al crecimiento de la población hasta que ésta alcanza su tamaño máximo equivalente a la capacidad de carga del medio ambiente. Por lo tanto, el estado y condición de la población por unidad de tiempo es una función del efecto combinado de la tasa intrínseca de incremento natural y del nivel de saturación del medio ambiente.

El colapso de la población se debió al efecto combinado de la intensidad de pesca excesiva aplicada en el periodo 1921-1932 que se prolongó hasta 1943, a la asincronía entre la



producción de biomasa y el proceso de explotación y al incremento sostenido de las restricciones ambientales desde 1941 hasta 1969. Estas condiciones en conjunto, impidieron la realización en tiempo de la producción de biomasa de las explosiones. Por lo tanto, se rebasaron los umbrales de resiliencia de la población y la saturación del medio ambiente limitó el crecimiento de la población y se presentó un cambio de estado del sistema conocido como colapso.

Actualmente la población de sardina se encuentra en un período crítico, ya que estuvo bajo una sobreexplotación acumulada de 368.4 % en el periodo 1983-2000 con un promedio anual de 26.3 %. En 1998 alcanzó su nivel máximo de productividad excedente con 259 107 tm predictivo al año 2018.6 (to) y en el periodo 2001-2006 la población produjo la biomasa necesaria para restaurar el déficit y así estar en posición de recuperarse en los próximos ocho años siguientes. Sin embargo, la tendencia actual de rendimientos decrecientes ha sido afectada de manera drástica debido a la asincronía entre la productividad excedente con respecto al proceso de extracción de biomasa en tiempo real y se tiene una reducción del 45.7 % en el estimado de rendimiento máximo sostenible para 2018.8

Las ventajas comparativas del modelo MLCP-DENSO con respecto a otros métodos y modelos son las siguientes: Se obtienen estimaciones confiables de los parámetros fundamentales que regulan el funcionamiento del sistema bajo explotación como la tasa intrínseca de incremento natural y grado de incremento de las restricciones ambientales para la población objetivo. A partir de éstas se derivan los principales parámetros de la población correspondientes a cada estado y condición de salud, como la biomasa asintótica, la biomasa máxima correspondiente al punto de inflexión de la curva logística, la productividad excedente y la tasa de mortalidad por pesca de referencia. Se obtiene una visión panorámica del proceso continuo de la dinámica de biomasa y de productividad excedente. Se simplifica el procedimiento de evaluación de poblaciones en función de la intensidad de pesca aplicada y se facilita su aplicación como herramienta científica, ya que no es necesario utilizar programas computacionales sofisticados y finalmente, se minimizan los costos de las investigaciones especializadas.

## 10. - BIBLIOGRAFÍA

- Bertalanffy, L. V. 1968. General System Theory: A Critical Review in Modern System Research for the Behavioral Scientist. Chicago, Aldine Publishing, Co. pp. 11 - 30
- Bertalanffy, L. 1982 Teoría General de los Sistemas. Fondo de Cultura Económica 311 pp.
- Caddy, J. F. 1984 An alternative to equilibrium theory for management of fisheries, FAO Fisheries Report No. 289, Suppl. 2 Roma 214 p
- Caddy J. and O. Defeo. 1996 Fitting the exponential and logistic surplus yield models with mortality data: some explorations and new perspectives Fisheries Research 25: 39-62
- Csirke, J. 1980 Introducción a la dinámica de poblaciones de peces FAO Documentos Técnicos de Pesca N° 192 FIRM/T192 (Es)
- Csirke, J. 1988 Small shoaling pelagic fish stocks In: J. A. Gulland (ed.) Fish Population Dynamics the implications for Management (2nd Ed.) Wiley & Son Ltd, Chichester, pp 271-302
- Cushing, D. H. 1981 Fisheries Biology a Study in Population Dynamics Wisconsin: University of Wisconsin Press pp 295
- Fox, W. W. 1970 an exponential surplus-yield model for optimizing exploited fish populations. Trans. Am. Fish. Soc., 99: 80-88
- Garcia, S and L. Le Reste 1981 Life cycles, dynamics, exploitation and management of coastal penaeid shrimp stocks. FAO Fisheries Technical Paper (203): 215 pp.
- Gigch J. P. 1987. Teoría General de Sistemas (Reimpresión 2003) México: Editorial Trillas 607 p.
- Grande-Vidal, J. M. 2004a. A model to estimating of Surplus Productivity from to annual catches ICCAT, SCRS/2003/059 Vol LVI.
- Grande-Vidal, J. M. 2004b. Evaluación de la productividad excedente de la población de atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) en el Océano Pacífico Oriental durante el periodo 1934-2002. VII Foro Nacional sobre el Atún. Manzanillo, México. Programa Nacional de Aprovechamiento del Atún y de Protección de Delfines, Instituto Nacional de la Pesca y la Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca

- Grande-Vidal, J. M. 2007 Efectos de la sobreexplotación en la dinámica de la población de Atún Aleta Amarilla (*Thunnus albacares*) del Océano Atlántico en el periodo 1950-2005. X Foro Nacional sobre el Atún. Veracruz, México. Programa Nacional de Aprovechamiento del Atún y de Protección de Delfines, Instituto Nacional de la Pesca y la Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca
- Grande-Vidal, J. M. 2008a. Dynamics Stock Assessment of the Atlantic Bigeye Tuna stock (*Thunnus obesus*) during the period 1950 – 2005 using the Verhulst-Pearl logistic model Col. Vol. Sci. Pap ICCAT, 62(2) 344-371 SCRS/2007/062
- Grande-Vidal, J. M. 2008b. Evaluación y predicción de la población de sardina del Pacífico (*Sardinias sagax caerulea*) en el periodo 1983-2006 mediante el modelo logístico de Verhulst. XVI Taller del Comité Técnico de Pelágicos menores. Mazatlán, México. Instituto Nacional de la Pesca y el Comité Técnico de Pelágicos
- Grande-Vidal, J. M. 2009a. Evaluación de la dinámica poblacional del mero (*Epinephelus morio*) de la Plataforma Yucateca, México en el periodo 1940-2006, mediante el modelo logístico de Verhulst. XIII Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar. VIII Congreso de Ciencias del Mar Marcuba y 4º Taller Internacional Pesca' La Habana, Cuba 10 pp.
- Grande-Vidal, J. M. 2009b. Evaluación de la dinámica poblacional de langosta (*Panulirus argus*), explotada por Cuba y México en el periodo 1950-2006, mediante el modelo logístico de Verhulst. XIII Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar. VIII Congreso de Ciencias del Mar Marcuba y 4º Taller Internacional Pesca' 2009 La Habana, Cuba.
- Grande-Vidal, J. M. y C. Meiners. 2009. Dinámica de la población de atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) del Golfo de México en el periodo 1988-2007 XII Foro Nacional sobre el Atún. Ensenada, México. Programa Nacional de Aprovechamiento del Atún y de Protección de Delfines, Instituto Nacional de la Pesca, Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca y la Facultad de Ciencias Marinas de la Universidad Autónoma de Baja California
- Grant, W. 1986 Systems Analysis and Simulation in Wildlife and Fishery Sciences New York, John Wiley & Sons 338 pp

- Gulland, J. A. 1983 Fish Stock Assessment - A Manual of Basic Methods Vol 1 Wiley & Sons Chichester, 223 pp
- Haddon M. 2001 Modeling and Quantitative Methods in Fisheries Chapman & Hall Boca Raton, London, New York, Washington D. C. 406 pp.
- Hilborn, R and C. J. Walters 1992 Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, dynamics and uncertainty. New York, Chapman and Hall 560 pp
- Hill, K. T., Nancy, C. H. Lo, B. J. Macewicz y R. F. Uruga 2006 Assessment of the Pacific sardine (*Sardinops sagax caerulea*) Population for U. S. Management in 2007 NOAA-TM-NMFS- SWFSC -396 U. S. DEPARTAMENT OF COMMERCE
- Hill, K. T., E. Durval, Nancy, C. H. Lo, B. J. Macewicz, C. Show y R. F. Uruga 2007 Assessment of the Pacific sardine (*Sardinops sagax caerulea*) Population for U. S. Management in 2008 NOAA-TM-NMFS-SWFSC-413 U. S. DEPARTAMENT OF COMMERCE
- ICCAT (2004) 2003 ICCAT Atlantic Yellowfin tuna Stock Assessment Session Merida, México 21-26 July 2003 SCRS 2003/016 Col. Vol. Sci. Pap ICCAT 56 (2) 443-527 (2004)
- Jiménez Badillo y J. M. Grande-Vidal. 2008 Evaluación de la productividad excedente de las pesquerías artesanales del Sistema Arrecifal Veracruzano. VI Foro Científico de Pesca Ribereña. Acapulco, México. SAGARPA, Instituto Nacional de la Pesca y la Dirección General de Investigación Pesquera en el Pacífico Sur
- Kesteven, G. I. (1971) Diagnosis of the condition a fishery In Essays in Fishery Science Circular N° 6 Division of Fisheries and Oceanography Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization Australia 7-23 p
- Maunder, M. 2003. Is it time to discard the Schaefer model from the stock assessment scientist's toolbox? Fisheries Research 61 145-149 Letter to Editor.
- Medley P., W. Cheung, B. Fulton, and C. Minte-Vera 2009 Multispecies and ecosystems indicators and biomass-fleet dynamics stock assessment: an initial evaluation FAO Fisheries and Aquaculture Circular N° 1045FIMF/C 1045 (En) Rome 28 pp.
- Mullon C. P. Freón and P. Cury 2005 The dynamics of collapse in world fisheries Fish and Fisheries 6: 111 – 120

- Murphy G. I. 1966. Population biology of the Pacific sardine (*Sardinops caerulea*)  
 Proceedings Ca. Acad. Sci. XXXIV (I): 1-84
- Murphy G. I. 1978. Clupeoids In: J.A. Gulland (ed.) Fish Populations Dynamics. Chichester:  
 Wiley & Sons 283-308 pp
- Odum, E. P. 1972. Ecología (3a edición). México: McGraw-Hill. 639 p.
- Odum, E. P. y Barrett, G. W. (2006) Fundamentos de Ecología Internacional Thompson  
 Editores. 598 p
- Pauly, D. 1979 Theory and Management of Tropical Multispecies Stocks A review with  
 emphasis on Southeast Asian demersal fisheries ICLARM Studies and Reviews N° 1. 35  
 p. International Center Living for Aquatic Resources Management Manila, Philippines
- Pauly, D. 1984 Fish Population Dynamics in Tropical Waters a Manual for use with  
 programmable calculators. ICLARM Studies and Reviews 8: 325 pp. Manila,  
 Philippines
- Pella, J. J. and P. K. Tomlinson 1969 A Generalized Stock Production Model Bulletin of the  
 Inter-American Tropical Tuna Commission 13( 3): 419-494
- Pianka, E. R. 1974 Evolutionary Ecology. New York, Harper & Row Publishers 356 pp
- Pielou, E. C 1977 Mathematical Ecology. New York, Wiley-Interscience Publication 385 pp
- Quinn, T. J. and R. B. Deriso 1999 Quantitative Fish Dynamics New York, University Press  
 Inc 542 pp
- Ricker, W. E. 1958 Handbook of Computations for Biological Statistics of Fish Populations  
 Fisheries Research Board of Canada, Ottawa 350 pp
- Rothschild, B. J. 1978. Fishing Effort In: J. A. Gulland (ed.) Fish Populations Dynamics  
 Chichester: John Wiley & Sons 96-115 p
- Rothschild, B. J. 1986. Dynamics of Marine Fish Populations Harvard University Press  
 Cambridge 277 pp
- Sagarpa/INAPESCA. 2001. Sustentabilidad y Pesca Responsable en México-Evaluación y  
 Manejo
- Schaefer, M. B 1954 Some Aspects of the Dynamics of Populations important to the  
 Management of the Commercial Marine Fisheries Bulletin of the Inter-American  
 Tropical Tuna Commission, 1: 56 pp

- Schaefer, M. B 1957 A Study of the Dynamics of the Fishery for Yellowfin Tuna in the Eastern Tropical Pacific Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission, 2: 247-268 pp.
- Smith, T. D. 1988 Stock Assessment Methods: The first fifty years in. In: J. A. Gulland (ed.) Fish Population Dynamics. The Implications for Management Chichester: Wiley & Sons, 1-33 pp.
- Sparre P. and S.C. Venema 1997 Introduction to Tropical Fish Stock Assessment Part 1 Manual FAO Fisheries Technical Paper 306/1 Rev. 2 Rome 420 pp.
- Walter, C. J. 1980 System Principles in Fisheries Management In: R. T. Lackey and L. A. Nielsen (eds.) Fisheries Management Oxford: Blackwell Scientific Publications 167-183 pp.