

## MODULO III

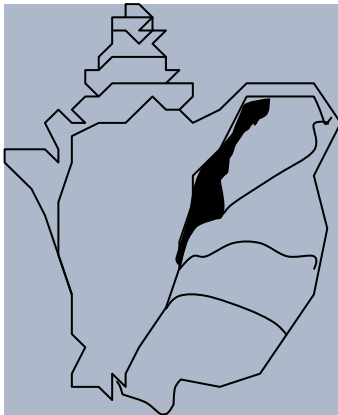
ENTRENAMIENTO SOBRE METODOS DE  
DETERMINACION DE CUOTAS ANUALES DE  
PESCA EN PESQUERIAS DE CARACOL  
ROSADO (*Aliger gigas*)

**Nelson Ehrhardt**

*Profesor Emérito*

*Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science*

*University of Miami*



CONSEJO DE ADMINISTRACION PESQUERA DEL CARIBE  
2021

## Indice

	Página
Prólogo	3
Prefacio	4
1. Instrucciones de uso y definiciones	5
2. “El Qué” – Identificación del problema y metas del entrenamiento	6
3. “El Para Qué” - - Definición de Propósitos y Objetivos	7
4. “El Cómo” - - Identificación de antecedentes que inciden en los procesos de estimación de las capturas anuales sostenibles	8
4.1. Definición de elementos conceptuales para la modelación de capturas no detrimentales	8
4.1.1. Unidad de efectivos	8
4.1.2. Mortalidad natural	11
4.1.3. Crecimiento	12
4.1.4. Dinámica del reclutamiento	14
4.2. Especificaciones de los procesos cuantitativos de estimación de capturas sustentables	15
4.2.1. Modelos dinámicos de producción de excedentes de biomasa	16
4.2.2. Modelos de producción latente o potencial	35
4.2.3. Definición de cuotas mediante modelos de procesos adaptativos	46
5. Consideraciones generales	64
6. Referencias bibliográficas citadas	66

## Prólogo

El Consejo de Administración Pesquera del Caribe (CFMC por su sigla en inglés) tiene una larga historia de proporcionar apoyo técnico y científico en relación con la conservación del Caracol Rosado (*Lobatus gigas*), una especie incluida en el Apéndice II de la CITES. El CFMC participa activamente en la implementación del Plan Regional de Administración y Conservación Pesquera del Caracol Rosado que fuera adoptado en la 16a Sesión de la Comisión de Pesca del Atlántico Centro Occidental (COPACO) celebrada en Guadalupe del 20 al 24 de junio de 2017. Además, el Grupo de Trabajo sobre el Caracol Rosado del CFMC/OSPESCA/COPACO/CRFM/CITES respaldó la recomendación de establecer un Grupo Asesor Científico, Estadístico y Técnico (SSTAG por su sigla en inglés) para prestar apoyo al Grupo de Trabajo en asuntos que mejoren la toma de decisiones sobre la gestión y conservación de la pesca del Caracol Rosado.

Entre las recomendaciones importantes que han sido proporcionadas por el SSTAG desde su constitución se incluyen aquéllas relacionadas con las necesidades de establecer las bases conceptuales de los criterios de sostenibilidad que deban regir el ordenamiento y regulaciones de pesca en las pesquerías de Caracol Rosado. Dichas recomendaciones han sido respaldadas por la COPACO en su sesión celebrada en Miami, Florida, Estados Unidos los días 15 y 18 de julio de 2019. Reconociendo la importancia de las recomendaciones, el CFMC decidió seguir adelante con el trabajo de patrocinio que ha resultado en la formulación de tres módulos de capacitación concernientes con mejora de las estadísticas de desembarques y esfuerzo de pesca (Modulo I), estimación de densidades poblacionales (Modulo II) y los procesos de estimación de cuotas anuales de pesca no perjudiciales (Modulo III). Se espera que a través de esta iniciativa se facilitará los avances regionales en relación con las necesidades de apoyo estadístico que los países deberían considerar para mejorar la información requerida para el ordenamiento de las pesquerías del Caracol Rosado

Este Módulo III de entrenamiento se ha creado para identificar el uso de métodos de estimación de cuotas no perjudiciales y explicar en los términos más simples posibles los conceptos, procedimientos de cálculo, y datos que se requieren para los análisis. Se espera que de tal manera se pueda lograr una mejora en los ordenamientos poblacionales del Caracol Rosado a nivel regional. Para ello, el diseño de formación que se adopta en este módulo es aquel en el que se espera la auto enseñanza seguida de consultas a través de medios de comunicación electrónicos de larga distancia. Para ello, el CFMC ha establecido un sitio independiente en el portal de la Organización para que los participantes interesados puedan tener acceso libre y directo a los materiales importantes incluidos en este y los otros módulos de capacitación que integran la plataforma de entrenamientos. El CFMC espera que, al facilitar la formación a las bases de investigación y gestión de la pesca, las poblaciones del Caracol Rosado del Caribe sean explotadas más racionalmente a través de hallazgos mejor establecidos que sean no perjudiciales para la subsistencia de la especie. Esta es la premisa fundamental establecida por la CITES para la conservación de las especies incluidas en el Apéndice II de dicha organización.

Miguel A. Rolón  
Director Ejecutivo  
Consejo de Administración Pesquera del Caribe

## Prefacio

Este Modulo III de Entrenamiento ha sido diseñado con dos propósitos:

- 1. Mejorar las capacidades técnicas y estratégicas sobre procesos de estimación de cuotas anuales no perjudiciales de una especie listada en el Apéndice II de la CITES – el Caracol Rosado, *Aliger gigas*, y*
- 2. Generar un entendimiento bien establecido de los conceptos que dan sustento a los métodos cuantitativos que, emulando la generación de excedentes de biomasa, pudieran ser más correctamente utilizados por los países de la región.*

El Grupo de Trabajo sobre el Caracol Rosado del CFCM/OSPESCA/COPACO/CRFM/CITES ha recibido numerosas recomendaciones del Grupo Asesor Científico, Estadístico y Técnico (SSTAG por su sigla en inglés) con referencia a la necesidad de establecer un marco de referencia sobre criterios de sostenibilidad aplicables a la explotación del caracol rosado. Adicionalmente, las recomendaciones han puesto énfasis en el desarrollo de alguna capacidad de establecer metodologías estandarizadas para la estimación de capturas anuales que den como resultado el mantenimiento de los stocks de caracol rosado dentro de los marcos de referencia aportados por los criterios de sostenibilidad. Tales recomendaciones han sido ratificadas por el Grupo de Trabajo en su reunión de diciembre de 2019 llevada a cabo en San Juan, Puerto Rico.

El proceso de entrenamiento comprende los conceptos de modelación poblacional básicos, pero fundamentales, que se requieren para la estimación de las capturas que sean no perjudiciales para la supervivencia de una especie protegida. Las diferentes secciones en este Modulo III de entrenamiento siguen un flujo integrado y secuencial de aquellos procesos de estimación de cuotas anuales de pesca que mejor pudieran aplicarse según correspondan a las características poblacionales y ecológicas de la especie, y así también a la información estadística y biológica que pudiera existir y ser utilizada según corresponda a los métodos planteados. Cabe destacar también que cada método de estimación posee una serie de suposiciones que se deberían cumplir para su aplicación. Por lo tanto, especial énfasis se pone en estos aspectos que permiten la adopción de los métodos que se describen.

El contenido se ha mantenido dentro de un esquema de aplicación con el mínimo de los aspectos teóricos en que se basan los métodos y modelos de estimación de cuotas anuales de pesca no perjudiciales para la especie y que serán estudiados, enfatizando siempre en la importancia de entender conceptos y suposiciones que enmarcan cada uno de los procesos de análisis, cálculos e integración de la información. Lo anterior aparece tanto en las secciones de descripciones como en las de aplicaciones de los métodos.

Los componentes que integran este Modulo III de entrenamiento se encuentran integrados de forma tal que con la inserción de ejemplos desarrollados en plantillas programadas en Excel, permiten adquirir conocimientos consolidados sobre los tópicos cubiertos. Las referencias bibliográficas que se mencionan en el texto podrán estar disponibles desde el mismo portal en que se encuentra este Módulo de entrenamiento, con lo cual se espera que aquellos interesados en profundizar los conocimientos contenidos aquí puedan lograrlo mediante consultas adicionales en los materiales de referencia.

## 1. Instrucciones de Uso y Definiciones

Este Módulo III de entrenamiento sigue un marco de referencia pedagógico similar al adoptado en los Módulos I y II que le anteceden. Por lo tanto, se ha adoptado el siguiente formato de organización:

1. *Qué o Cuál es la naturaleza del problema a resolver,*
2. *Para Qué se desea resolver dicho problema, y*
3. *Cómo se desea resolver el problema*

De la forma propuesta, el proceso de entrenamiento que se ha adoptado para este Módulo tiene como referencia la definición de cuotas anuales no detrimentales a la respuesta que el recurso deba tener a la explotación considerando el impacto que dichas cuotas puedan tener sobre la dinámica reproductiva de carácter interna del Caracol Rosado. El proceso anterior tiene complejidades difíciles de estimar debido a la necesidad de medir el efecto que genera el retiro de biomasa excedente sobre la densidad poblacional que regula el éxito del encuentro para el apareamiento entre machos y hembras. Entonces, la naturaleza del problema (**el Qué**) se identifica con la necesidad de definir cuotas anuales que mantengan densidades poblacionales de reproductores que aseguren una sostenibilidad poblacional a más largo plazo (**el Para Qué**). Por lo tanto, las estimaciones de tales cuotas (**el Cómo**) deben estar enmarcadas en una estrecha relación y concordancia entre la capacidad de generar excedentes de biomasa sin que dichos excedentes afecten las densidades poblacionales necesarias para mantener una razón saludable de apareamiento de machos y hembras. Este Módulo de entrenamiento corresponde a un paquete de procesos estadísticos (con suposiciones e información diversos) que expanden **el Cómo** se puede dar solución al problema identificado (**el Qué**). De esa forma se espera que el proceso de análisis conduzca a como pudieran aplicarse en cualquier pesquería de Caracol Rosado que se desee ordenar y manejar más correctamente mediante cuotas no detrimentales (**el Para Qué**).

Para un mejor entendimiento de los conceptos que se utilizan en este Módulo III de entrenamiento se identifican y definen términos básicos utilizados en las diversas secciones los cuales se dan a continuación. Por lo tanto, es muy importante que el usuario esté plenamente enterado de la terminología utilizada para así facilitar la explicación de los materiales que se incluyen en el Módulo.

### Definición de términos

**Unidad de stock o efectivo explotable:** es la fracción de una población animal que está sujeta a explotación mediante el retiro selectivo de ciertos tamaños y/o tipos de individuos que tienen demanda en los mercados.

**Excedente de producción:** es la cantidad de biomasa de una población o recurso de pesca que puede ser utilizada sin crear un efecto nocivo a la subsistencia de la especie.

**Cuota anual no detrimental:** es la cantidad de excedente de producción que se puede utilizar para consumo humano u otros propósitos sin generar un efecto nocivo a la población.

**Mortalidad de pesca de referencia:** es la tasa de mortalidad de pesca establecida a priori e implementada estratégicamente en forma de regulaciones de pesca establecidas las cuales están enmarcadas en algún criterio de sostenibilidad.

**Criterio de sostenibilidad:** es el marco conceptual que considerando cuestiones biológicas, económicas, y sociales sobre el uso de un recurso pesquero, permiten guiar su estado de explotación.

**Cuotas permisibles:** son las capturas que los administradores de un recurso definen para la explotación de un recurso tomando como referencia los criterios de sostenibilidad y los resultados de las recomendaciones que emanan de los grupos técnicos y científicos encargados de las evaluaciones que se hacen sobre el estado de explotación y aprovechamiento de un recurso.

**Estadísticas de Captura:** enumeración del total de biomasa capturada desde una unidad de efectivo. Las estadísticas de captura deben incluir los desembarques realizados en diferentes puertos y países, los excesos de captura no reportadas en los desembarques debido a pesca ilegal entre otras, deshecho de productos debido a tamaños ilegales, trasiegos en el mar y/o a través de terceros países, y capturas incidentales u oportunistas realizadas en otras pesquerías.

## 2. “El Qué” – Identificación del problema y metas del entrenamiento

El Caracol Rosado (CR), *Aliger gigas*, es el más grande de los gasterópodos en el Océano Atlántico Centro Occidental siendo más abundante en las regiones occidentales del Mar Caribe. Junto con la langosta espinosa del Caribe, *Panulirus argus*, es uno de los recursos pesqueros con mayor importancia económica y social en la región (Ehrhardt et al. 2010). El fácil acceso y capturabilidad de la especie han hecho que el CR haya sido un recurso marino de importancia y de larga trayectoria para la alimentación de las poblaciones originarias, especialmente insulares, en el Atlántico Centro Occidental. Desde el comienzo de la década de 1970, el interés comercial por la explotación de la especie se incrementó considerablemente debido a un aumento significativo de la demanda de los productos de CR en los mercados internacionales, especialmente por las poblaciones residentes en Estados Unidos con raíces Caribeñas. Por otro lado, el marcado aumento del turismo en la región del Caribe desde los años de 1980, dieron como resultado en que el CR sea un recurso pesquero fundamental que se identifica con importantes costumbres culinarias locales que han sido integradas a las ofertas de la industria del turismo. Lo anterior creó rápidamente una situación de explotación descontrolada a nivel regional y ya en 1992 el CR fue listado como especie protegida en el Apéndice II de la Convención para el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES por su sigla en inglés) (<http://www.cites.org>). Ello implica que las exportaciones de productos de CR están reguladas por dicha agencia internacional. Las regulaciones están dictadas principalmente por cuotas anuales permisibles reportadas por los países a la CITES, las cuales deben ser catalogadas sin ambigüedades como capturas no detrimentales a la supervivencia de la especie. En los diferentes grupos de trabajo sobre CR que se han organizado en la región, se ha destacado consistentemente la necesidad de establecer métodos congruentes y comparables sobre las formas con que se estiman las cuotas anuales no detrimentales reportadas por los países. De esta manera, “El Qué” se identifica en este Modulo III de entrenamiento con la necesidad de estudiar los procesos y métodos

de estimación de cuotas anuales permisibles que no sean perjudiciales a la supervivencia del CR y que se han utilizado en la región.

### **3. “El Para Qué” - - Definición de Propósitos y Objetivos**

La especie posee una ecología y dinámica poblacional compleja y única que dicta su capacidad de dar respuesta a la explotación. Las condicionantes fundamentales que definen tal capacidad y que se deben considerar en los procesos de estimación de cuotas anuales no perjudiciales son:

*1. Adecuada definición de unidades de efectivos según las limitantes que regulan su dinámica espacial y por lo tanto que definen las unidades administrativas sobre las cuales se deban implementar regulaciones establecidas para la conservación. La importancia de este considerando radica en que el CR posee identidad geográfica como consecuencia de su limitada capacidad migratoria y alto nivel de asociación a características del hábitat. Con ello, la explotación en un banco de pesca puede tener condicionantes propias en cuanto se refiere a cuotas de extracción y como tal, un banco de pesca pudiera representar una unidad de efectivo.*

*2. Definición de las características claves de la dinámica poblacional que se identifican con una capacidad de generar excedentes de biomasa. En este considerando, la existencia de un mecanismo denso dependiente de la capacidad de apareamiento como función de la densidad de los reproductores tiene fuerza e importancia central sobre las regulaciones de cuotas de captura con identificación espacial que se deben implementar par asegurar la supervivencia de la especie, y*

*3. Definición de las modalidades de explotación que condicionan la forma de generar mortalidad por pesca a través de cuotas. Este considerando tiene relación con los poderes de pesca que se pudieran implementar de forma diferencial a través de pesquerías industriales y pesquerías artesanales tanto comerciales como de subsistencia. Así, cuotas de pesca asignadas a los diferentes componentes de flota debiera ser considerado con condicionantes espaciales para lograr así una distribución equilibrada de la explotación.*

La integración de los conceptos anteriores deberían llevar a un claro entendimiento de las estrategias que deben ser consideradas en la definición de las cuotas anuales de pesca del CR. De esa forma, las cuotas pasan a ser el mecanismo principal de regulación de la explotación y ordenamiento de las pesquerías de CR en la región (“**El Para Qué**”). El entendimiento de los métodos que se utilizan en la evaluación de las cuotas anuales no perjudiciales así a ser el objetivo central de este Módulo III de entrenamiento.

*NOTA IMPORTANTE: El propósito principal de este Módulo de entrenamiento es el de mejorar las capacidades técnicas de las Autoridades Científicas de CITES de cada país en lo concerniente a la estimación de cuotas de captura no perjudiciales de adultos de CR. Los objetivos del entrenamiento son el aportar conocimientos sobre los modelos que como abstracciones de los procesos de generación de excedentes de biomasa, puedan ser aplicados al ordenamiento del CR.*

## **4. “El Cómo” - - Identificación de antecedentes que inciden en los procesos de estimación de las capturas anuales sostenibles**

En primera instancia en la realización de “El Como” dar solución al “Qué” que nos interesa en este Módulo III de entrenamiento, se centra en las definiciones del “Para Qué” dadas en la sección anterior. Por lo tanto, es de nuestro interés que “El Cómo” resulte en el establecimiento de una capacidad de estimar cuotas anuales de pesca que sean no perjudiciales para la supervivencia del CR. De esta manera, la tarea es compleja desde los puntos de vista analíticos y estadísticos en el sentido que la definición de un excedente de producción en biomasa de CR que sea capturable (esto es, que de soporte a la definición de una cuota de captura permisible) no debe dar como resultado una reducción de la densidad poblacional del efectivo adulto que afecte la capacidad de apareamiento. La problemática reside en el hecho que la captura medida en unidades de peso debiera estar correlacionada con el número de individuos por unidad de área que son retirados desde las poblaciones adultas. Tal concepto tiene exigencias de información estadística importantes que no siempre se encuentran disponibles en las estadísticas de pesca registradas para la especie. Al mismo tiempo, los modelos tradicionales de estimación de capturas sustentables tienen en su mayoría requerimientos de información que debe ser obtenida bajo suposiciones estadísticas importantes que en el caso del CR son más difíciles de sustentar. En este módulo de entrenamiento se explicará cada una de esas necesidades y suposiciones en los diferentes modelos aplicables para la estimación de capturas sustentables del CR.

En general, la discrepancia entre los conceptos de densidad y abundancia utilizados en ordenaciones pesqueras es que no necesariamente pueden estar correlacionadas en cuanto a propósitos de gobernanza. Por ejemplo, una alta densidad poblacional de CR en un área pequeña implica una baja abundancia, y vice versa, una baja densidad sobre una amplia área de distribución da como resultado una gran abundancia. Por lo tanto, se deberá integrar el marco espacial en la conceptualización de las capturas no perjudiciales estimadas para el CR, al mismo tiempo que deberá estar en concordancia con la naturaleza del criterio de sostenibilidad que debe aplicarse en la conservación de las poblaciones de CR. En este sentido, tal criterio debiera tener referencia a las densidades poblacionales límites por debajo de las cuales el proceso de apareamiento pudiera fallar o no tener éxito. Consecuentemente, las cuotas no perjudiciales de CR tienen una integración de conceptos guiados por el nivel de mortalidad de pesca que da como resultado el mantenimiento de densidades de individuos adultos que se definen como criterio de sostenibilidad. Dicha mortalidad de pesca usada como referencia para la explotación debe ser regida dentro de un marco temporal y espacial para así compatibilizar niveles de densidad poblacional adulta con biomasa excedente. En las secciones que siguen se definen las características principales de la ecología y dinámica poblacional del CR que tienen implicancias directas sobre las conceptualizaciones necesarias para el desarrollo de las estimaciones de capturas no perjudiciales de CR.

### **4.1. Definición de elementos conceptuales para la modelación de capturas no perjudiciales**

#### **4.1.1. Unidad de efectivos**

En el caso que nos atañe, la cuota anual de captura que se debe definir como no perjudicial a la subsistencia de la especie, debe corresponder a una fracción explotable correctamente identificada

desde la población de CR. Dicha fracción poblacional es la que se debe definir como unidad de efectivo explotable y deberá tener una correspondencia en tiempo y espacio que sea estadísticamente compatible con las actividades de pesca dirigidas a la captura de CR. De esta forma, el manejo de la unidad de efectivo dará como resultado las densidades poblacionales esperadas según el criterio de sostenibilidad definido para el manejo de la explotación para esa unidad.

El proceso de definición de unidad de efectivo debe considerar en primer término la unidad genética responsable de la repoblación de individuos vía una dinámica reproductiva que tenga significancia relativo a la generación de excedentes de biomasa. En este sentido, Scheltema (1993), Posada y Appeldoorn (1994) y Appeldoorn et al. (2011) expresan que la dispersión de larga distancia de larvas de CR es el mecanismo principal de conectividad entre poblaciones regionales de la especie. Tal dinámica estaría en parte sustentada por el hecho que larvas de CR pueden permanecer por periodos prolongados de hasta un mes en el mar (Davis 1994), mientras que resultados de experimentos en laboratorio dieron como resultado que larvas de CR pudieran sobrevivir entre 14 y 75 días (D'Asaro 1965; Ballantine and Appeldoorn 1983). Dichas larvas por poseer una capacidad fotopositiva, les permite identificar corrientes en la superficie (Barile et al. 1994), pudiendo así realizar migraciones pasivas dentro de las numerosas y complejas corrientes marinas que prevalecen a través de su hábitat principal (Figura 1). Como se observa en la figura dichas corrientes generan numerosas áreas con formaciones de grandes remolinos de circulación regional a circulaciones laterales localizadas donde larvas tanto provenientes de efectivos desovantes locales como extraterritoriales pudieran ser retenidas facilitando así su reclutamiento a zonas de cría. En efecto, durante las últimas décadas han existido estudios que han apuntado a una definición de conectividad y flujo potencial de larvas de CR con el propósito de entender tanto la dinámica poblacional de la especie como las connotaciones de explotaciones localizadas sobre una condición meta poblacional corriente abajo (Paris et al. 2008).

En segundo término, estudios genéticos realizados con el CR demuestran que pudiera existir una sola reserva genética en toda la región de distribución de la especie en el Mar Caribe con la excepción de posibles separaciones heterocigóticas espaciales correspondientes a Florida y las Bahamas (Mitton et al. 1989; Campton et al. 1992). Esto estaría respaldando el concepto anterior sobre los aspectos biofísicos de la migración de las larvas. Sin embargo, análisis poblacionales diversos y más localizados indican que el CR pudiera experimentar procesos de reclutamiento locales desde su propio efectivo parental (Appeldoorn, 1997; Berg et al. 1992) así como también producto de una combinación de reclutamientos locales y extraterritoriales de variada intensidad (Posada et al. 1997; Morales 2004; de Jesús-Navarrete and Aldana-Aranda, 2000). Por lo tanto, los resultados anteriores pudieran dar cabida a expresiones de incerteza en cuanto se refiere a las posibles unidades de efectivos que pudieran identificarse con la explotación de la especie *Aliger gigas*. Dado lo anterior, las unidades de efectivos que pudieran definirse para la conservación y manejo del recurso de CR protegido deberán considerar condicionantes oceanográficas y ecológicas tanto locales como regionales que permitan generar alternativas en cuanto se refiere a la definición de las capacidades del CR de dar respuestas a la explotación mediante las cuotas de captura que sean definidas para ciertos tiempos y lugares.

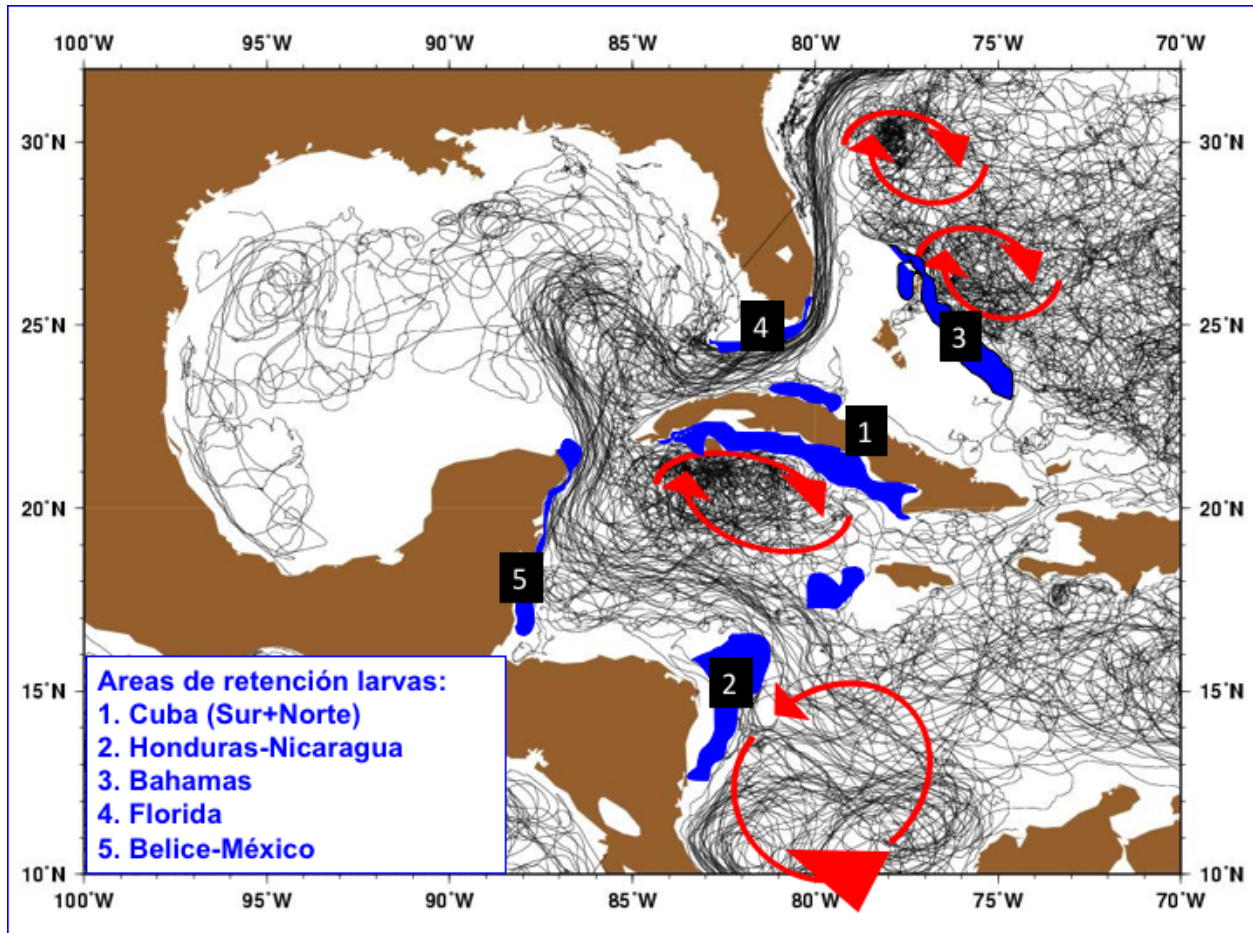


Figura 1. Flujo de corrientes marinas superficiales en el Mar Caribe expresadas por dispositivos satelitales flotantes (Origen datos NOAA) y áreas potenciales de retención de larvas.

En tercer término, el CR realiza migraciones muy reducidas, generalmente asociadas con migraciones de reproducción en que adultos migran hacia zonas más propicias para el apareamiento y en especial para el desove posterior, regresando seguidamente a áreas más aptas para su alimentación (Weil and Laughlin 1984; Coulston et al. 1988; Wicklund et al. 1988; Stoner et al. 1992; Stoner and Sandt 1992; Hesse 1979; Glazer et al. 2003). Sin embargo, dichas migraciones son significativamente limitadas debido a la baja tasa de movilidad que tiene la especie la cual podría no superar las 0.5. millas náuticas por mes (Glazer et al. 2003). De esta forma se ha encontrado que la especie ocupa rangos variables de hábitats de por vida que en promedio pudiera variar entre 0.2 a 8 hectáreas (Glazer et al. 2003; Phillips et al. 2011). Tal falta de movilidad genera una identidad geográfica de la especie que se traduce en que su crecimiento tenga gran plasticidad de acuerdo a las condiciones ecológicas locales (esto es, el tamaño a edad puede variar significativamente entre regiones e incluso entre bancos de pesca (Martín-Mora et al. 1995)).

A pesar de la incerteza de la unidad genética de la especie, es posible establecer regionalizaciones que pudieran servir de marcos de referencia en cuanto se refiere a las respuestas del CR a la explotación. Así por ejemplo, existe información indicativa que agregaciones de adultos se forman en los mismos lugares año tras año (Glazer and Kidney, 2004; Marshak et al. 2006; Ehrhardt y Galo

2005; Stoner et al. 2018) y los pescadores son conocedores de tales condiciones y disponibilidades del recurso lo cual ha generado la distinción espacial de bancos de pesca en los cuales la productividad puede variar considerablemente. Como ejemplo se muestra en la figura 2 los bancos de pesca desarrollados sobre la plataforma Nicaragüense-Hondureña en que cuatro áreas claramente definidas y físicamente separadas por profundidades considerables. Cada uno de dichos bancos posee densidades poblacionales muy diferentes lo cual atrae intensidades de pesca muy disimilares generando así tasas de explotación que son por consecuencia diferentes. Se podría pensar entonces que la definición de una cuota anual no detrimental debiera ser una que se defina por banco de pesca y con ello generar una explotación más equilibrada espacialmente.

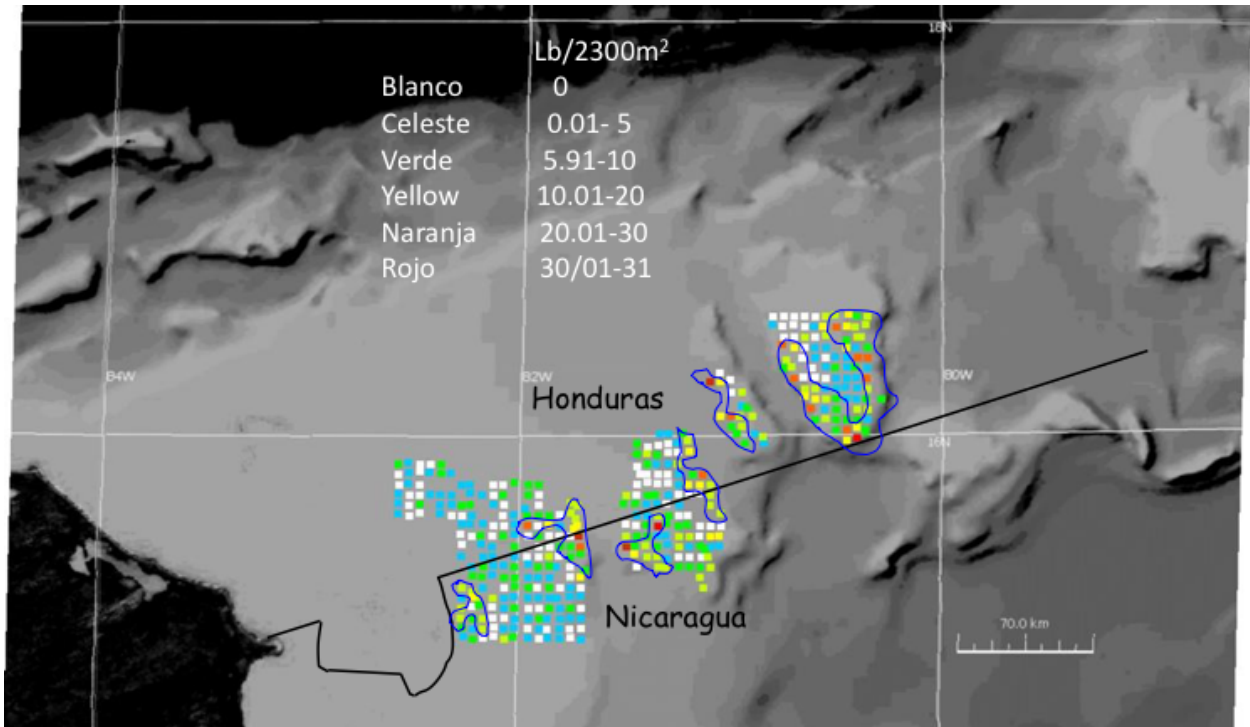


Figura 2. Distribución de densidades de CR sobre bancos de pesca definidas para la zona de la plataforma continental compartida entre Honduras y Nicaragua (Ehrhardt y Galo 2005). Nótese que el límite marítimo entre los dos países fue modificado en una fecha posterior a las prospecciones realizadas por los autores.

#### 4.1.2. Mortalidad natural

En modelos de producción aplicables a especies marinas explotadas de edades o tallas ya reclutadas a las pesquerías, la generación anual de excedentes de biomasa se ha supuesto que es función de tres variables antagónicas entre sí, aquéllas que definen las pérdidas de biomasa debido a mortalidad natural y aquellas otras que generan ganancias de biomasa debido a crecimiento individual y reclutamiento de nuevos individuos. En general, las tasas de mortalidad natural son muy difíciles de estimar debido a las características crípticas del proceso mismo de mortalidad. En el caso del CR existe un reducido número de estudios concernientes con la estimación de dicha mortalidad. La tasa de mortalidad natural de poblaciones experimentales de juveniles puede ser

tan alta como 4.34 a 12.31 por año (Stoner y Glazer 1998) mientras que con el advenimiento de la maduración, el engrosamiento natural de la concha asociada con dicho proceso, hace que la especie esté mejor protegida de depredadores. Consecuentemente, la tasa de mortalidad natural anual se ha estimado que pudiera disminuir de 2.12 a 0.52 en el periodo de transición de juveniles a adultos (Appeldoorn 1988b). En estudios de CR que pudieran haber tenido de 4 a 10 años de edad, se les estimó una mortalidad natural de 0.42 (Tewfik et al. 2001) mientras que para CR adultos en Pedro Bank Jamaica dicha mortalidad fue estimada en 0.3 (Tewfik 1996; Tewfik and Appeldoorn 1998). Midley (2008) bajo la suposición de que el CR es una especie de larga vida que pudiera alcanzar edades mayores de 30 años, supuso basado en referencias sobre peces, crustáceos y otras especies marinas, que el CR pudiera tener una tasa de mortalidad natural anual de 0.20. De esta manera, la mortalidad natural del CR al igual que casi en todas las especies marinas explotadas tiene un alto nivel de incerteza que afecta sin duda la estimación de capturas sostenibles. Por esta razón, los niveles de mortalidad natural utilizadas en esos casos se ha definido con un rango razonable de valores y las capturas sostenibles calculadas debieran identificarse según rangos posibles de mortalidad natural.

### 4.1.3. Crecimiento

Las cuotas de captura no detrimentales de CR se han medido históricamente en valores en peso de carne aprovechable definida con un porcentaje de limpieza. Sin embargo, el crecimiento de la biomasa individual aprovechable está fundamentalmente limitada por el volumen de la cavidad de la concha la cual deja de crecer con el advenimiento de la madurez sexual a partir del cual el crecimiento en peso del CR alcanza sus máximos niveles (Figura 3). Incluso se ha observado que el peso de la carne del CR pudiera sufrir una disminución a partir de la madurez sexual debido entre otros factores a una reducción del volumen interno de la concha con el crecimiento del labio de la concha y también por una posible necesidad de dar mayor capacidad de espacio de crecimiento de las gónadas a partir de dicho periodo (Figura 4).

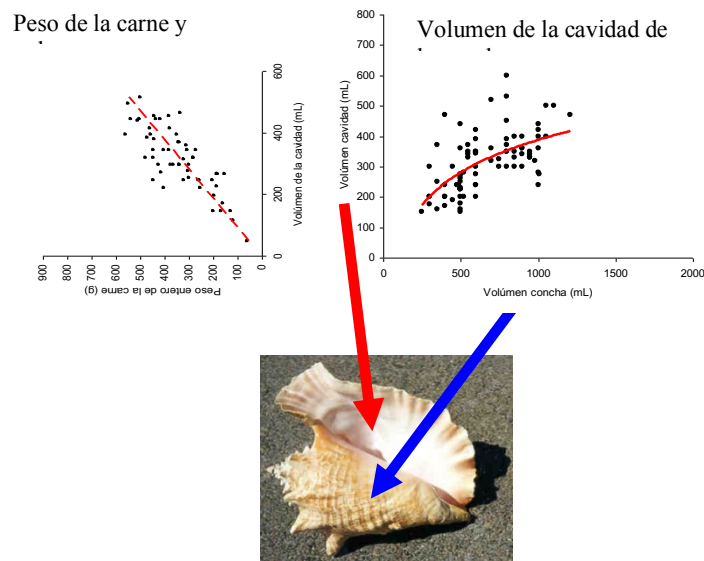


Figura 3. Relaciones morfométricas entre el peso de la concha, el volumen de la cavidad de la concha y el peso de la biomasa (Ehrhardt y Romero 2012).

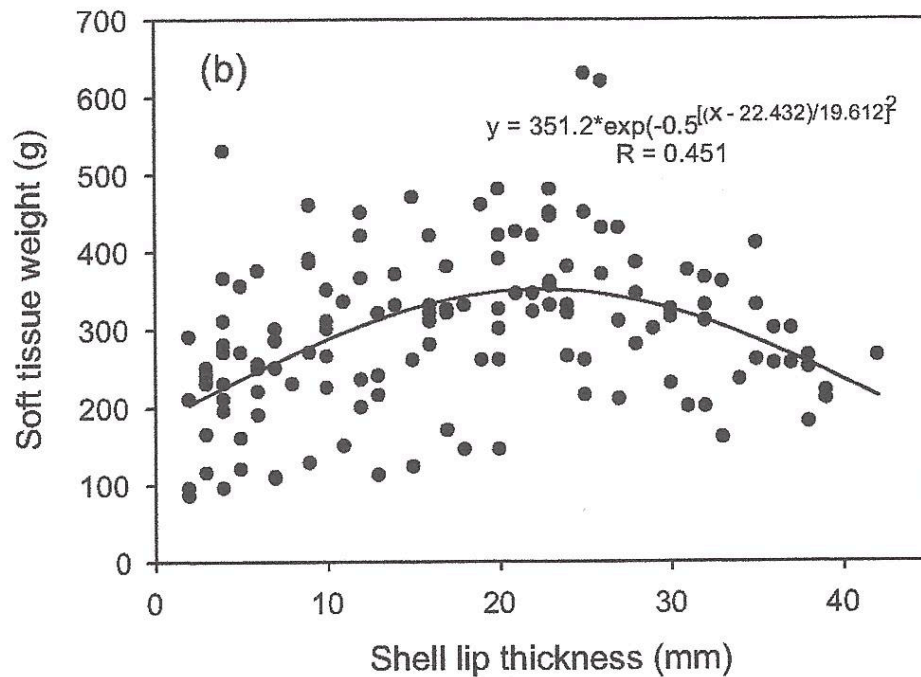


Figura 4. Peso de los tejidos (biomasa)(eje de las Y) y grosor del labio (eje de las X) del Caracol Rosado (Desde figura 1 en Stoner et al. 2012a)

Por otro lado, el crecimiento del CR está directamente relacionado con la alimentación y temperatura observadas en los diferentes hábitats. Esto ha hecho que se defina que el crecimiento de la especie este directamente vinculado con la ecología del lugar en que habita (Stoner et al. 2009; Martin-Mora et al. 1995; Stoner and Schwarte 1994). Tal situación pareciera generar gradientes de crecimiento condicionadas a los diferentes lugares. Por ejemplo, juveniles de CR en Exuma, Bahamas, crecieron un promedio de 0.12 mm/día (Wicklund et al. 1991) mientras que juveniles in Barbados crecieron 0.3 mm/día (Phillips et al. 2011). Tales diferencias de crecimiento también se observan en diferencias en la morfometría de CR en muestras colectadas en límites extremos de la distribución de la especie (Bahamas y Barbados) resultando en diferencias que son estadísticamente significativas (Ehrhardt y Pérez 2019) (Figura 5).

De lo anterior se desprendería que las tasas de cambio debido a mortalidades de pesca y natural tendrían una máxima expresión estadística cuando los modelos de mortalidad utilizados utilizaran frecuencias de peso vivo de CR en lugar de frecuencias de longitud sifonal la cual deja de crecer después del advenimiento de la madurez (Figura 4). Por otro lado, los modelos destinados a la estimación de biomasa poblacional bajo diversos efectos de explotación deberían considerar el carácter de peso individual relativamente constante a través de las edades de los individuos maduros que se encuentran totalmente reclutados a las pesquerías.

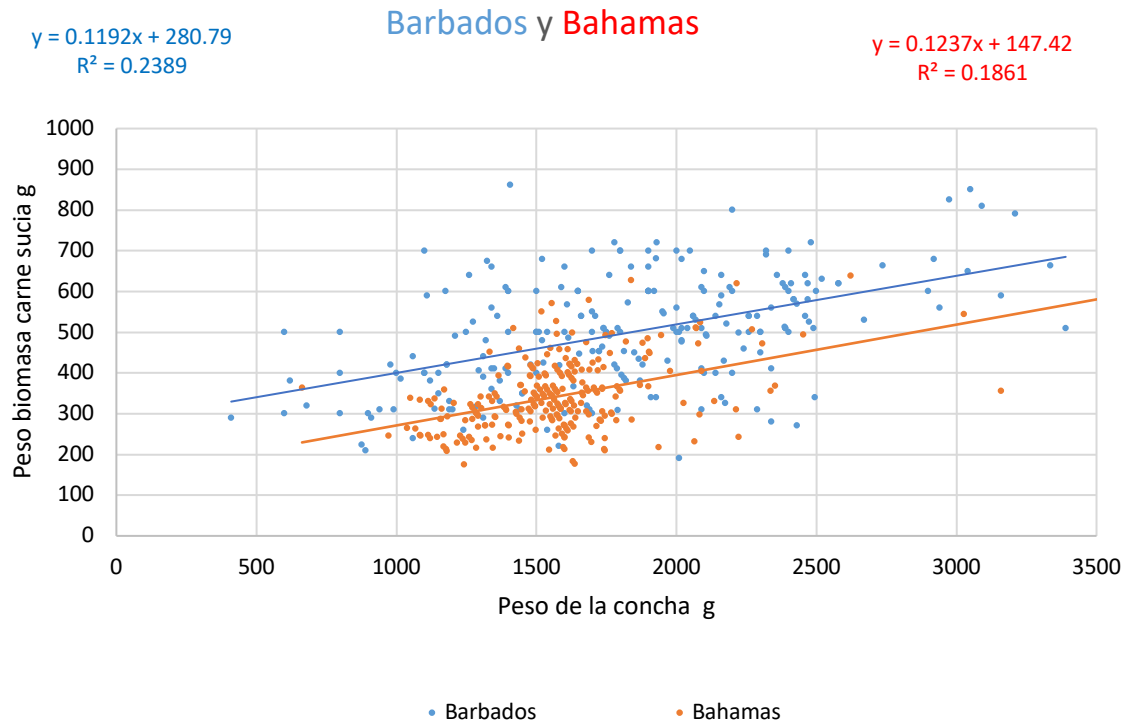


Figura 5. Relaciones morfométricas entre el peso de la concha y el peso de la carne sucia del Caracol Rosado en Bahamas y en Barbados, dos localidades en los límites extremos de la distribución en Longitud de la especie (Ehrhardt y Pérez 2019).

#### 4.1.4. Dinámica del reclutamiento

El éxito del reclutamiento en el CR está funcionalmente relacionado con el éxito del apareamiento el cual a su vez está directamente relacionado con las densidades poblacionales en las áreas y temporadas del apareamiento (Stoner y Ray-Culp 2000)(Figura 6 gráfica izquierda). El efecto denso dependiente del apareamiento genera las connotaciones más complejas en cuanto se refiere a la modelación de biomasa de excedentes del CR y la estimación de las cuotas de captura que sean no perjudiciales a la sostenibilidad del reclutamiento de la especie. A la condicionante anterior se agrega el hecho que las relaciones funcionales entre las densidades de reproductores y el éxito del apareamiento es diferente para diferentes áreas (Figura 6 gráfica derecha). Tal situación sugiere que cada localidad pudiera ser considerada como una unidad de efectivo en lo concerniente a la capacidad de auto regeneración de abundancias.

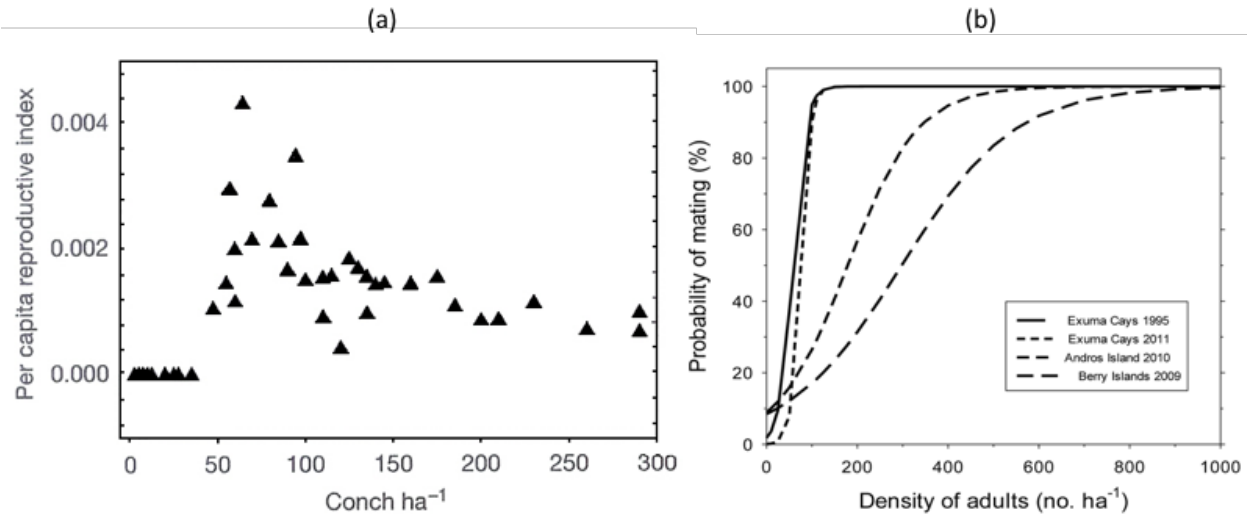


Figura 6. (a) Distribución del índice de reproducción per cápita (eje de las Y) del CR como función de las densidades poblacionales (eje de las X) según Stoner y Ray-Culp (2000). (b) Densidad de adultos (en el eje de las X) y probabilidad de apareamiento (en el eje de las Y) para el Caracol Rosado en diferentes localidades de las Bahamas (Desde la figura 4 de Stoner et al. 2012).

#### 4.2. Especificaciones de los procesos cuantitativos de estimación de capturas sustentables

Las capturas no detrimentales, que en el caso del CR deberían ser aquellas que no afectan la capacidad de apareamiento de machos y hembras durante la época de reproducción, deben ser estimadas a partir de evaluaciones del estado actual de explotación de los efectivos. Para ello se debe utilizar modelos estadísticos que no son más que una abstracción matemática de los procesos de producción de excedentes biomasa. Por lo tanto, deben incluir formulaciones de procesos de crecimiento, reclutamiento y mortalidades que generan ganancias y pérdidas de biomasa poblacional. Por lo tanto, las funciones matemáticas que resumen los procesos dinámicos de producción de excedentes deben incluir las variables y parámetros que corresponden a la dinámica explotada de la especie. Los parámetros incluidos en los modelos son aquellos que dimensionan la contribución de cada una de las variables que están asociados y que por lo tanto contribuyen al comportamiento que se pueda observar en los resultados que genera un modelo matemático. Dichos parámetros deben ser estimables desde información estadística y biológica que aporten las señales que se espera que dichos parámetros y variables representen en la emulación de procesos poblacionales reales.

En esta sección se describirán los principales algoritmos de evaluación de los estados de abundancia y posibles determinaciones de cuotas no detrimentales que se han aplicado al CR. En este proceso de entrenamiento se definirá la información que se requiere y cuales son las condicionantes estadísticas de la información de forma tal que se pueda interpretar la validez de la aplicación de los métodos. En otras palabras, se definirán los requerimientos estadísticos de los datos requeridos en los procesos de estimación de parámetros para que así las suposiciones en que se basan los modelos de evaluación puedan ser satisfechas y los resultados correctamente validados.

#### 4.2.1. Modelos dinámicos de producción de excedentes de biomasa

Los Modelos Dinámicos de Producción de Excedentes de Biomasa (MDPEB) forman parte principal e importante del arsenal de herramientas (esto es, modelos) disponibles para evaluar excedentes de producción y estados de explotación de los recursos pesqueros en general. Su popularidad se ha debido mas que nada por lo simple de las formulaciones, el reducido número de parámetros que se deben estimar, y de forma muy conspicua es la aparente reducida demanda de información que se requiere para su implementación (Punt et al. 2015). Estos modelos han sido implementados en la pesquería de CR en las Islas de Turcos y Caicos (Medley y Ninnes 1999) y también a manera de ejercicio en talleres de entrenamiento sobre pesquerías de CR de la región (FAO 1999). En su forma más simple, un MDPEB es uno en que la biomasa explotable al final de un periodo anual de tiempo puede ser estimado como función de tres componentes dinámicos: 1. la biomasa explotable al comienzo del periodo, 2. la biomasa agregada de forma integral durante el periodo de tiempo y que es una función de producción que tiene solo dos parámetros, y 3. la captura total de biomasa realizada durante el mismo periodo de tiempo. La definición anterior está descrita matemáticamente por el siguiente modelo:

$$B_{t+1} = B_t + rB_t \left(1 - \frac{B_t}{K}\right) - C_t \quad (1)$$

donde  $B_{t+1}$  es la biomasa al final de un periodo de tiempo  $t$ ,  $B_t$  es la biomasa al comienzo del periodo  $t$ , y  $C_t$  es la captura realizada durante dicho periodo de tiempo  $t$ . La función de generación de biomasa poblacional está dada en este caso por una función logística de crecimiento poblacional adoptada por Schaefer (1954) y dada en la ecuación anterior como

$$rB_t \left(1 - \frac{B_t}{K}\right)$$

Los parámetros de dicha función son  $r$  que es la tasa de crecimiento poblacional y que encierra los procesos desfasados de orden denso dependientes del reclutamiento de biomasa desde nuevos individuos que entran a la fase de explotación, el crecimiento somático de los individuos en la fase explotada, y la mortalidad natural a que está sujeta la población explotable durante dicho periodo. Por otra parte, el parámetro  $K$  es una expresión de la capacidad de carga de la biomasa poblacional virgen en el ecosistema y que debe enmarcarse dentro de la unidad de efectivo explotable. Cabe destacar que la función de producción también pudiera ser una de tipo exponencial (Fox 1970) o generalizada (Pella y Tomlinson 1969) cuya selección de inclusión debería estar dictada por las características dinámicas que mejor se adapten a la información estadística existente.

Las medidas de referencia que se estiman con los MDPEB que utilizan una función logística de crecimiento poblacional corresponde a las siguientes:

$$CMS = \frac{rK}{4} \quad (2)$$

$$F_{CMS} = \frac{r}{2} \quad (3)$$

$$y \quad B_{CMS} = \frac{K}{2} \quad (4)$$

donde CMS es la Captura Máxima Sostenible,  $F_{CMS}$  es la mortalidad de pesca realizable para obtener la CMS, y  $B_{CMS}$  es la biomasa poblacional que genera la CMS. Debe notarse que los parámetros  $r$  y  $K$  del MDPED son suficientes para estimar todas las medidas de referencia.

De mucho interés en el proceso de ordenación pesquera es referirse a estimados de biomasa y de mortalidad de pesca en cada tiempo  $t$  medidos en términos relativos a aquellos valores de mortalidad de pesca,  $F_t$ , y biomasa,  $B_t$ , correspondientes a la condición de CMS. Por ejemplo,

$$\frac{B_t}{B_{CMS}} \quad \text{y} \quad \frac{F_t}{F_{CMS}}$$

Si se estimara el nivel de abundancia de biomasa y mortalidad de pesca que se ejerce cada año, o por lo menos cada ciertos años, se puede graficar la trayectoria de la razón de las mortalidades relativas como función de las biomases relativas con lo cual se obtiene el denominado gráfico Kobe como el que se muestra a modo de ejemplo en la figura 7.

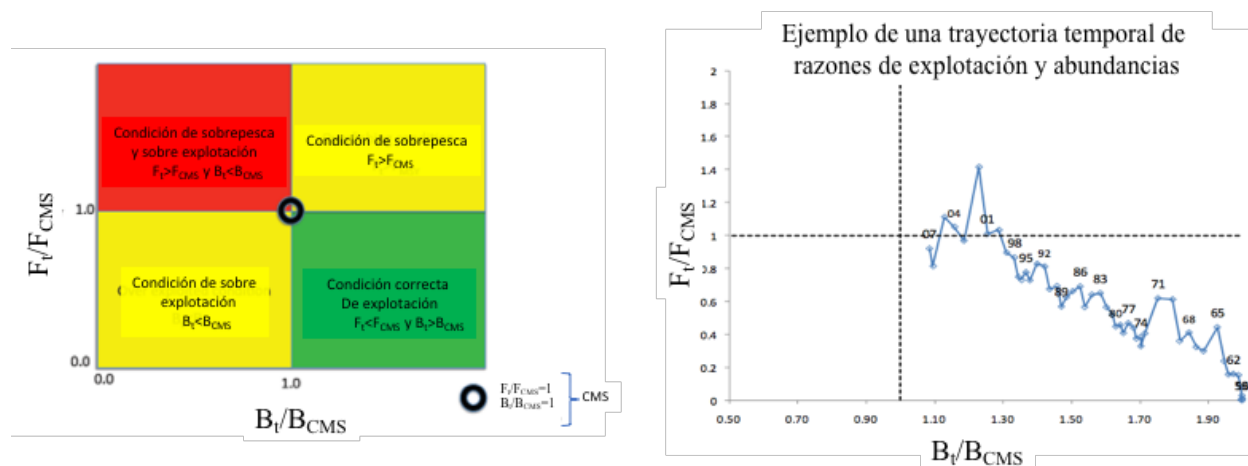


Figura 7. Presentación estándar que se utiliza para resumir los resultados de las evaluaciones de los estados de explotación de un recurso pesquero cualquiera (panel izquierdo) y la trayectoria temporal de un proceso de explotación (panel derecho).

La información estadística necesaria para ajustar un MDPED a una situación específica de unidad de efectivo explotable corresponde a una serie histórica de captura total anual realizada desde el presente hasta los comienzos de la explotación, un índice relativo de abundancia que pudiera ser la captura por unidad de esfuerzo ya sea para el total de la serie o para algunos periodos dentro de la serie de tiempo de las capturas, y el valor de la biomasa para el primer año de la serie de tiempo que se debe ajustar. También es posible utilizar estimados de biomases potenciales obtenidas desde observaciones directas mediante encuestas (esto es, independiente de las estadísticas de pesca). El ajuste del modelo a los datos pudiera ser relativamente simple mediante ajustes mínimo cuadráticos como se vera más adelante. En general, un MDPED genera resultados comparables a aquéllos otros obtenidos con modelos de evaluación mucho más complejos que incluyen los

procesos dinámicos de estructuras de edades y efectos denso dependientes de la reproducción. Sin embargo, dicha similitud es mejor identificada con situaciones en que las especies analizadas con MDPED son de vida relativamente corta.

El algoritmo de ajuste del modelo a los datos consiste en utilizar una biomasa inicial y valores preliminares aproximados (los que pueden ser adoptados sin un criterio muy exacto) para los parámetros del sistema. Un ajuste mínimo cuadrático entre valores observados y estimados por el modelo ya sea de la captura por unidad de esfuerzo o de las capturas tienen las formulaciones siguientes:

$$\text{Minimizar la diferencia cuadrática } D = \sum_{t=1}^{t=\text{último año}} (CPUE_{obs} - CPUE_{esp})^2$$

ó

$$\text{Minimizar la diferencia cuadrática } D = \sum_{t=1}^{t=\text{último año}} (C_{obs} - C_{esp})^2 \quad (5)$$

Las ecuaciones anteriores se denominan funciones objetivo y el uso de una u otra forma dependerá de la serie de datos que se disponga para los análisis. En general, se opta por la minimización de las capturas ya que deben existir para el total de la serie de tiempo analizada, mientras que los índices relativos de abundancia medidos en este caso por la Captura Por Unidad de Esfuerzo (CPUE) puede que no exista para toda la serie o solo para ciertos grupos de años. Esto último se debe a que las estadísticas de esfuerzo de pesca pueden ser más difíciles de obtener de forma completa para cada año mientras que las capturas pudieran existir como un proceso rutinario de la colecta de estadísticas de pesca. En el caso del ajuste de este modelo para el caso de la pesquería en las Islas de Turcos y Caicos, Medley y Ninnes (1999) utilizaron una minimización de capturas observadas y esperadas con un factor de ponderación,  $w$ , que se basa en el valor inverso de las varianzas para dos periodos de los valores de capturas observadas.

Puesto que en la función objetivo que se desee utilizar debe existir una relación entre la  $CPUE_t$  (o la  $C_t$ ) y la biomasa promedio,  $\bar{B}_t$ , entonces será necesario tener dichas relaciones que dependen ambas de un coeficiente común de capturabilidad,  $q$ , que se define como la fracción de la unidad de efectivo explotado que se captura por unidad de esfuerzo de pesca,  $f$ . Este valor de  $q$  también será estimado como un parámetro del sistema de minimización. De esta manera, se necesita una de las ecuaciones siguientes según sea la función objetivo a utilizar:

$$CPUE_t = q\bar{B}_t \quad (6)$$

ó

$$C_t = q f_t \bar{B}_t \quad (7)$$

La tasa instantánea de mortalidad de pesca se define como  $F_t = qf_t$ , por lo cual dicha mortalidad representa la fracción total del efectivo explotado que ha sido capturada mediante la implementación de un esfuerzo total definido como  $f$ . Como tal, mortalidad de pesca puede ser estimada para cada periodo  $t$  teniendo las estadísticas de esfuerzo de pesca,  $f$ , y un estimado de  $q$  proveniente del proceso de implementación del algoritmo de evaluación que se explica aquí. Cabe destacar que CPUE, tal cual se expresa en la ecuación (6) es un índice relativo del promedio de las biomazas durante un periodo de tiempo  $t$  y así mismo las capturas durante  $t$  (Ecuación 7). La biomasa promedio según Ricker (1975) está formulada como la fracción de la mortalidad anual de biomasa  $(1 - e^{-(F_t+M)})B_t$  que se debe a la fracción de explotación  $\frac{1}{F+M}$ . Por lo tanto la biomasa promedio durante un periodo  $t$  se expresa integradamente como

$$\bar{B}_t = \frac{(1 - e^{-(F_t+M)})B_t}{F + M}$$

El parámetro  $M$  en la ecuación anterior es la tasa de mortalidad natural de la especie la cual debe ser aportada externamente al proceso de estimación de abundancia y explotación. En el caso del ejemplo que se utilizará en este entrenamiento, la biomasa promedio en un periodo de tiempo  $t$  se calculará internamente en el modelo durante el ajuste del mismo a los datos y en el que la biomasa estimada para el comienzo de un periodo  $t$  y aquella estimada para el comienzo del próximo periodo se promedian. Esto es

$$\bar{B}_t = \frac{B_t+B_{t+1}}{2} \quad (8)$$

En el caso que se utilice un índice de abundancia potencial calculado externamente desde alguna encuesta o prospección, habrá que establecer la equivalencia entre una abundancia potencial que se estima a partir de la densidad estimada por las observaciones directas veces el área total del hábitat de la unidad de efectivo y sus varianzas. Una utilización de abundancias potenciales y sus varianzas serán cubiertas en la próxima sección 4.2.2 de este Módulo III de entrenamiento.

A modo de ejercicio se ha desarrollado un ejemplo en Excel del ajuste del modelo de producción dinámico (Ecuación 1) utilizando los datos de las Islas de Turcos y Caicos que se encuentran publicados en la Tabla B.1. del informe de dichas Islas en un taller de evaluación de CR llevado a cabo en Belice en 1999 (FAO 1999), y que se muestra en la figura 8. El propósito de utilizar estos datos no es otro mas que utilizar datos de CR que permiten la aplicación de un modelo dinámico de producción de biomasa y utilizar el ejemplo para explicar tanto el desarrollo de implementación del modelo estadístico en Excel como su ajuste a los datos. Por lo tanto, los resultados del ejemplo no tienen ni el peso ni la autoridad científica para sacar conclusiones con respecto al estado de explotación de la pesquería, el recurso, o cualquier otra aplicación que dichos datos pudieran tener o haber tenido.

El primer paso en la evaluación de un recurso por medio de modelos como el que se presenta en esta sección consiste en proceder a una “limpieza estadística” de los datos y luego a una “integración” de información pertinente que contribuye a que el ajuste del modelo a los datos genere resultados que sean válidos y aceptables bajo las suposiciones matemáticas y estadísticas

con que se construyó y ajustó el modelo. Esto es, que se genere una compatibilidad estadística adecuada entre las suposiciones del modelo en su abstracción de la dinámica explotada de la especie y la información recolectada que debe generar las señales estadísticas que los parámetros del modelo pretenden identificar y evaluar para su uso en el ordenamiento pesquero. En el contexto anterior, en el informe de las Islas Turcos y Caicos sobre CR que se reporta en FAO (1999), y también en lo publicado por Midley y Ninnes (1999), se explica que los datos de captura asociadas a estadísticas de esfuerzo de pesca para los años anteriores a 1976 y para los años 1984 y 1985 (Figura 8, Columnas C y D) tienen insuficiencias estadísticas relativa a la manera y cantidad con que se recolectaron dichos datos. Tal situación se puede observar mediante la comparación de los valores de capturas totales en la columna B de la figura 8 y aquéllos en las columnas C y D de la misma figura. Por todo lo anterior, los autores decidieron utilizar solo los datos que corresponden a años en que existe información conjunta de captura y esfuerzo de pesca compatible con aquella correspondiente a la captura total en la columna B. Dicha información utilizable corresponde por lo tanto al periodo 1977-1996 con un vacío de información en 1984 y 1985. A este proceso es lo que podríamos identificar con una “limpieza” de las estadísticas que pudieran ser utilizadas en los ajustes del modelo a los datos.

El proceso de “integración” de información para este ejemplo consistió en estimar el esfuerzo total durante cada periodo  $t$  de tiempo, el cual consistió en la simple razón entre la captura total y la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) obtenida desde muestras parciales de desembarques durante  $t$ . Para ello, con los datos en las columnas C (que se refiere a capturas parciales identificadas con esfuerzo de pesca) y D (esfuerzo de pesca correspondiente a las capturas parciales en C) de la tabla en la figura 8 se calculó razones entre captura y esfuerzo y los valores resultantes fueron entrados en la columna E entre las corridas E15 y la E36 de la planilla Excel que se muestra en la figura 9. Los datos de captura total registrados en la columna B de la planilla en la figura 8 se transcribieron a la columna B entre las corridas B14 y B36 en la planilla de la figura 9. En la columna D (corridas D15 a la D36) en la misma planilla de la figura 9, se aporta el esfuerzo total de pesca para cada periodo anual  $t$ , el cual fue calculado como ya se mencionó por la división de la captura total en la columna B por la CPUE en la columna E de la figura 9. Este esfuerzo de pesca total será utilizado más adelante en la estimación de la captura esperada ( $C_t$ ) según la ecuación 7, y utilizando los parámetros que serán estimados mediante el ajuste del modelo de producción (Ecuación 1) a los datos. Esto último se explica más adelante en esta sección.

Los procesos anteriores de “limpieza e integración” de los datos han generado la información suficiente en las corridas 15 a la 36 de las columnas B, D y E de la figura 9 con la cual se ajustará el modelo de producción (Ecuación 1) y así estimar los parámetros  $K$ ,  $r$ , y  $q$  necesarios para estimar  $F_{CMS}$ ,  $F_t$ ,  $CMS_t$ , y  $B_t$ . El proceso de ajuste del modelo a los datos se explica utilizando inicialmente las figuras 9 a la 13. De una forma resumida, tal proceso consiste en estimar biomazas consecutivamente comenzando con un valor inicial “aproximado” de biomasa y así también para los parámetros del modelo. Con ello se gatilla el proceso mediante un ajuste numérico iterativo que predice capturas para cada periodo  $t$  mediante un proceso iterativo de ajuste de parámetros que minimizan las diferencias entre las capturas observadas y esperadas considerando las biomazas estimadas.

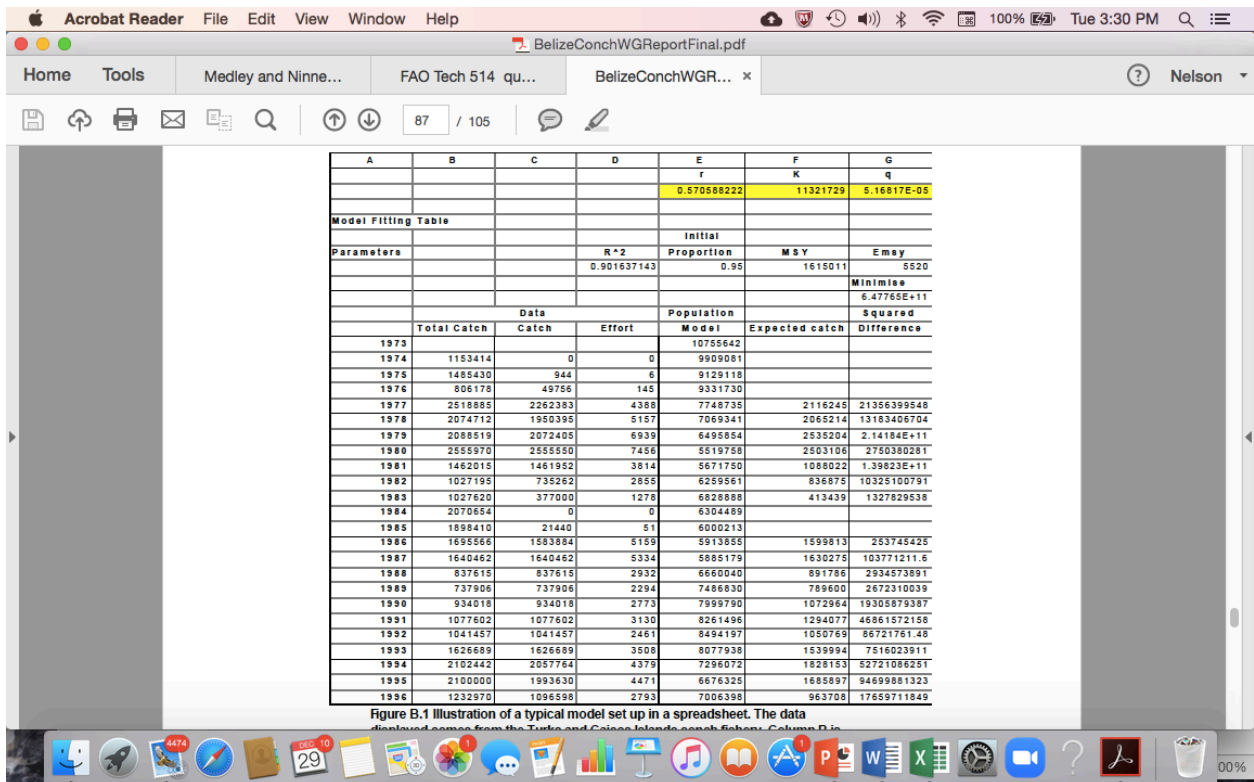


Figura 8. Datos Tabla B.1 en el informe de las Islas de Turcos y Caicos publicadas en FAO(1999).

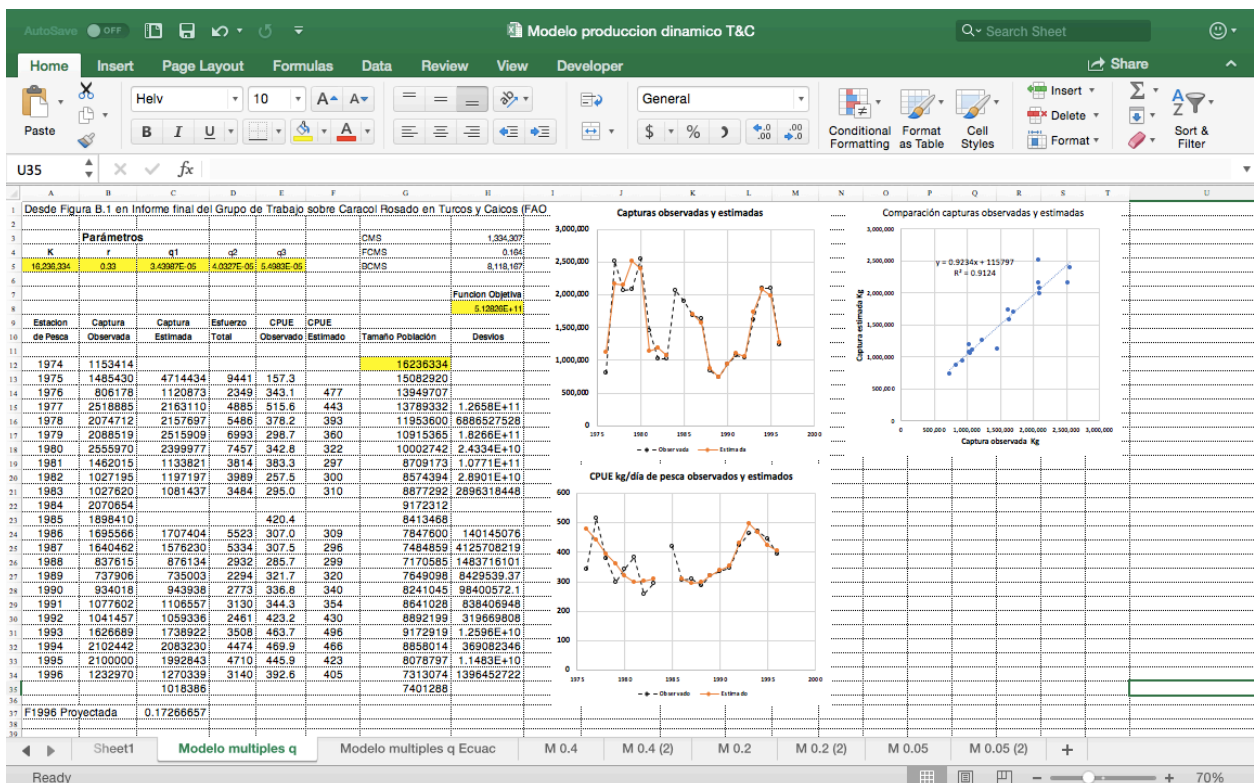


Figura 9. Planilla Excel que integra el modelo de producción dinámica de biomasa y los datos que se utilizan en el ajuste del modelo.

La estructuración del proceso de estimación en la plantilla de Excel en la figura 9 se puede explicar visualmente con el flujo computacional y estadístico tal cual se presenta en la figura 10. Los parámetros iniciales se entran en el modelo para el periodo  $t=1$  y para la iteración  $i=1$  en el lado izquierdo superior de la figura 10. Las estadísticas de captura y esfuerzo para  $t=1$  también entran en la primera iteración  $i=1$  en la parte superior de la figura y con ello se estima el primer valor aproximado de biomasa  $t+1$  según la ecuación 1 y las capturas para  $t=1$  según las ecuaciones 7 y 8. Luego se establece la suma acumulativa de la diferencia al cuadrado de las capturas estimadas y observadas y se pregunta cual periodo  $t$  es el que se ha ejecutado. Si no es el último periodo  $t$ , se procede al próximo y así hasta cuando se cumplan todos los periodos de tiempo en la serie de datos a la cual se ajusta la ecuación 1. Con ello se habrá estimado la Suma Total de las Desviaciones al Cuadrado ( $D$ ) al fondo de la figura 10 y que corresponde al valor de la función objetivo que se identifica con la ecuación 5 que deberá ser sometida a un proceso de minimización mediante la rutina SOLVER en Excel y así obtener el primer grupo de parámetros desde la primera iteración al fondo izquierdo de la figura 10.

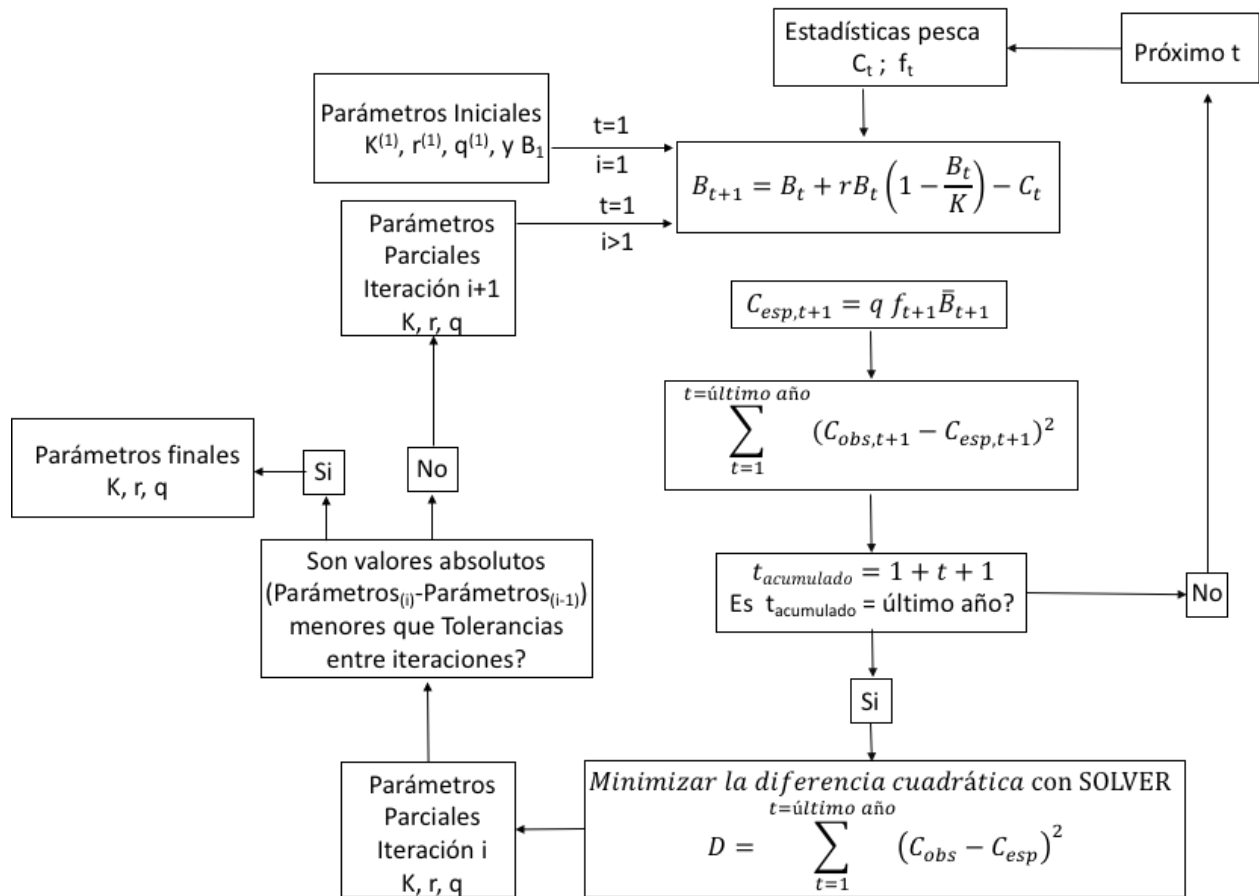


Figura 10. Diagrama de flujo de los procesos iterativos del algoritmo de ajuste del modelo dinámico de producción de biomasa (Ecuación 1).

Los parámetros parciales obtenidos en cada iteración son comparados con los parámetros estimados por SOLVER en la iteración anterior. Si la diferencia colectiva entre ellos cumple con el criterio de inclusión dictado por la restricción de precisión establecida en Opciones en el algoritmo SOLVER que se estudia más adelante en esta sección. Si se cumple con el criterio de inclusión, entonces se obtendrá una solución final para los parámetros que están siendo estimados numéricamente como se muestra abajo en el lado izquierdo de la figura 10. Caso contrario, los parámetros parciales son utilizados como datos de entrada en una nueva iteración en que se deberá repetir el algoritmo de estimación de la función objetiva D.

Volviendo a la figura 9, se observa que en el bloque de celdas A5 a E5 se encuentran los parámetros de la ecuación 1 que se desean estimar iterativamente por SOLVER, mientras que en la celda H8 se encuentra la formulación de la función objetivo expresada por la ecuación 5. Las fórmulas en Excel correspondientes a las celdas anteriores se encuentran indicadas en la figura 11 que es una expresión gráfica de las formulaciones que se entrega en números en la figura 9. Nótese que en el bloque de celdas desde la H5 a la H34 corresponden a la desviación al cuadrado correspondiente a la diferencia entre las capturas observadas en los datos de la columna B y aquéllas capturas estimadas en la columna C de la figura 9 (y también en la figura 11 que muestra las formulaciones en Excel). Es muy importante notar que la función objetivo incluye solo las celdas de los años en la serie de datos que se cree contiene los datos más adecuados estadísticamente para la realización del ajuste. En nuestro caso corresponde al periodo 1977 (celda A15) al 1996 (Celda A34) donde se han dejado en blanco las celdas correspondientes a los años 1984 y 1985 por insuficiencia de información sobre capturas y esfuerzo. La captura por unidad de esfuerzo estimada por el algoritmo de ajuste (Figura 10) se encuentra en el bloque F14 al F34 en la figura 9.

Nótese que en la celda G12 de la figura 9 (y figura 11) se encuentra el primer valor de entrada de biomasa el cual, en nuestro caso, se ha decidido corresponda a la capacidad de acarreo del ecosistema, K. Esta decisión podría ser correcta si es que la explotación con anterioridad a 1974 no hubiera sido muy significativa. Caso contrario, se podría modificar dicha celda para incluir una biomasa inicial que fuera una fracción de la biomasa de carga K en el ecosistema para lo cual dicha fracción debiera ser estimada como un parámetro adicional del algoritmo de ajuste del modelo de la ecuación 1 a los datos de captura. Por ejemplo, se puede agregar en la celda F5 como un parámetro adicional a ser estimado por SOLVER. Nótese también que en el bloque de la celda G13 a la G35 se encuentran los estimados de las biomazas de cada periodo t utilizando la ecuación (1) y en donde se hace uso de los parámetros en el bloque de celdas A5 a la E5. El primer estimado de biomasa para 1974 en la celda G12, se copia desde el valor del parámetro K desde la celda A5 (ver figura 11).

Nótese que el bloque de capturas esperadas o estimadas por el algoritmo según las ecuaciones 7 y 8 se encuentran en el bloque desde la celda C13 a la C34. Ello implica que se hace uso de las estimaciones de las biomazas correspondientes a dos periodos t consecutivos en el bloque desde las celdas G13 a la G34 según la ecuación 8, y que también requiere hacer uso de los valores para los parámetros q estimados en las celdas C5 a la E5, y los correspondientes valores entrados del esfuerzo total correspondientes a cada periodo y que se encuentran en el bloque de datos de desde la celda D13 a la D34. Un aspecto importante referido al diseño del algoritmo en la tablilla de Excel (figuras 9 y 11) es el hecho que en los primeros ajustes del modelo a los datos se observó que q podría variar dentro del periodo de análisis. Por lo tanto, los tres valores de q corresponden

a tres periodos diferentes de los datos utilizados en los ajustes. Esta situación obedece entonces a una acomodación externa del diseño del modelo y que es parte del “arte de evaluar” efectivos.

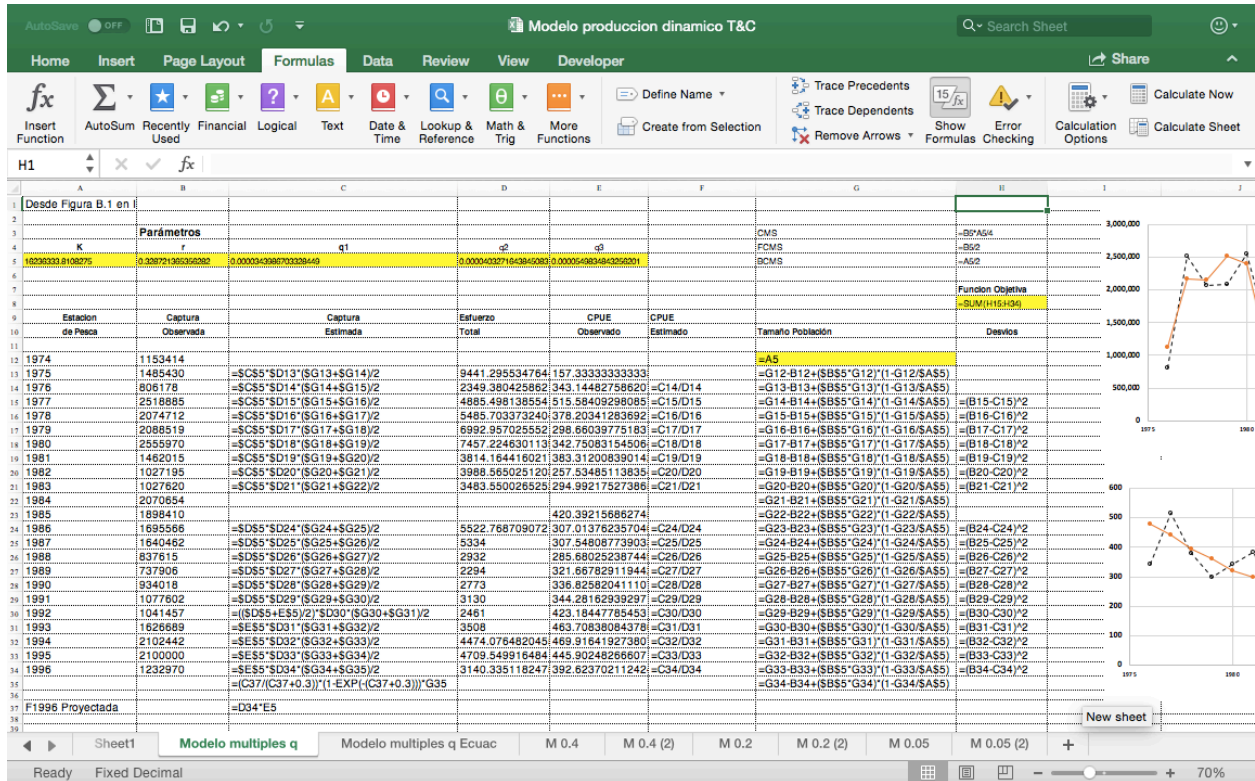


Figura 11. Esta planilla muestra las formulaciones en Excel que se utilizan en la planilla de la figura 9.

En lo que hemos revisado hasta ahora se ha incluido: 1. La forma como se estructura (o diseña) un algoritmo de ajuste de un modelo MDPED de evaluación a datos estadísticos pertinentes con el propósito de evaluación, 2. Como se organiza y arman los bloques de datos y de parámetros, y 3. Como se ordena el flujo de cálculos. Ahora cabe destacar como es que se realiza la “ejecución” del ejercicio de estimación. En primer término, se resalta el hecho que la función objetivo es una que contiene parámetros significativamente no lineales. Veamos lo siguiente, la función objetivo está expresada por la fórmula:

$$D = \sum_{t=1}^{t=\text{último año}} (C_{\text{obs}} - C_{\text{esp}})^2$$

donde según la ecuación 7 la captura esperada,  $C_{\text{esp}} = q f_t \bar{B}_t$ , pero que según la ecuación 8 se tiene que  $\bar{B}_t = \frac{B_t + B_{t+1}}{2}$  y según la ecuación 1, que  $B_{t+1} = B_t + rB_t \left(1 - \frac{B_t}{K}\right) - C_t$ . De esta manera, las ecuaciones 7, 8 y 1 están integradas en la función objetiva para cada segmento j de periodos o años t que poseen un valor de  $q_{t(j)}$  específico. Por lo tanto, la función objetiva que se debe minimizar estaría dada en este modelo “acomodado” a los datos de las islas Turcos y Caicos como

$$D = \sum_{t=1}^{t=\text{último año}} \left( C_{obs} - \sum_{j=1}^m q_{t(j)} * f_t * \frac{B_t + B_t + rB_t \left(1 - \frac{B_t}{K}\right) - C_t}{2} \right)^2$$

La función objetivo anterior es altamente no lineal y no tiene una solución explícita para los parámetros  $K$ ,  $r$  y  $q_{t(i)}$ . Una solución explícita es aquella que se consigue cuando los parámetros se pueden despejar de la ecuación y proceder directamente a su estimación. Por este motivo se debe utilizar algoritmos que den una solución numérica al sistema de ecuaciones diferenciales mínimo cuadráticas de la función objetivo. Uno de tales algoritmos es el denominado de Newton que es ampliamente aplicado en procesos de estimación de parámetros en funciones no lineales. Excel provee uno de tales algoritmos en la rutina SOLVER que es una aplicación que se debe activar en Excel desde la caja de herramientas de análisis. La forma de utilizar SOLVER es simple y práctica tal como se muestra en la figura 12. Para ello hay que configurar SOLVER y ello se consigue en la reglilla de Data en Excel (ver figura 12) y en el extremo superior derecho se encuentra SOLVER que hay que activarlo con el apuntador. Esto hará que aparezca la ventana súper impuesta sobre la planilla con los datos, modelo y función objetivo. Se debe entrar la celda en que se encuentra la función objetivo que en nuestro caso es la celda H8 la que se debe anclar con el signo \$ tanto en la expresión de la columna H como en la corrida 8 en que se encuentra dicha función. Luego se debe asegurar que se activa el proceso de minimización activando la llave en Min (o minimización). Con ello, SOLVER mediante el cambio iterativo de los parámetros que se desean estimar y que se encuentran en el rango de celdas en la corrida 5 desde las columnas A a la E de la figura 9. Si se desea hacer un cambio a la precisión del proceso iterativo correspondiente a la pregunta “Son los valores absolutos de la diferencia entre los parámetros estimados en iteraciones consecutivas menores que la tolerancia que rige la precisión del proceso de estimación” como se indica en la figura 10 al lado izquierdo. Entonces se debe apretar Opciones en la ventana de SOLVER y allí aparece el lugar en donde se debiera realizar dicho cambio. Este último paso puede ser importante cuando el modelo no se ajusta muy bien a los datos que se utilizan y da como resultado que las diferencias entre iteraciones consecutivas de estimación de los parámetros no logra alcanzar el nivel de precisión esperado o requerido. Tal situación se da cuando las especificaciones del modelo no son compatibles con el proceso de abstracción del proceso que se requiere estimar desde los datos. En otras palabras, el modelo es inadecuado en su formulación. Por otro lado, una situación similar se pudiera dar cuando los datos por razones de diseño estadístico, no aportan la información que el modelo requiere para estimar los parámetros. En esta última situación se debería a la dinámica esperada por el modelo no corresponde a la dinámica de los datos.

Una vez que se active el algoritmo mediante el accionar de la tecla Solve en la ventanilla de SOLVER, si existe convergencia del modelo (esto es, que el modelo se ajusta a los datos observados), los parámetros estimados y los datos de capturas esperadas resultantes aparecerán en la ventana de Excel que se muestra en la figura 13. Si aparece marcado el casillero que dice “Guarde la Solución de Solver” (esto es, “Keep Solver Solution” en la figura 13), se puede aceptar los resultados obtenidos o también rechazarlos mediante el pulsar “Cancel”. En esta instancia es práctico y conveniente tener en la planilla de Excel algunas figuras que grafiquen los resultados observados y esperados para lograr interpretar cuan bien o mal ha sido el ajuste. Esto se presenta en los párrafos siguientes.

Los primeros resultados que debieran ser analizados corresponden a las variables utilizadas en la función objetivo. Por lo tanto, una gráfica pertinente sería la de los valores observados y esperados de las capturas y que se presentan en la figura 14. El ajuste parece ser adecuado tanto en las tendencias como en las variaciones. Sin embargo, se observa que existe un mejor ajuste a los datos más recientes en la serie. Por otra parte, el grado de asociación estadística,  $R^2$ , entre las capturas estimadas y observadas, es alta ( $R^2=0.9124$ ) lo cual resulta del ajuste de una regresión lineal a los datos (Figura 15). A manera de corroborar los resultados, también se debieran graficar y analizar los valores observados y esperados de las CPUE, lo cual se presenta en la figura 16. Lo importante en un gráfico de las CPUE es que los valores esperados sigan una tendencia promedio correcta relativa a la tendencia de los datos observados, lo cual pareciera haberse logrado en el ajuste del modelo (Ecuación 1) a los datos usados como ejemplo.

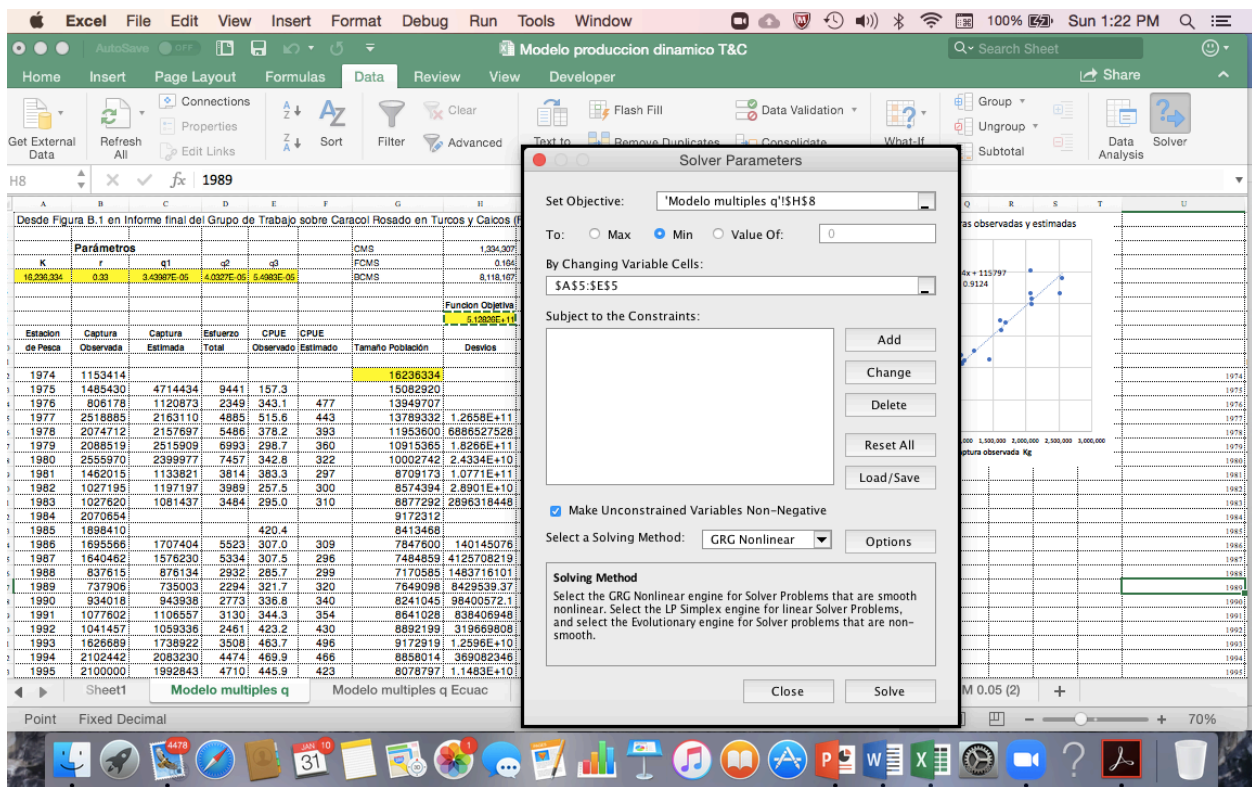


Figura 12. Ventanilla de SOLVER solicitando la estructuración del algoritmo y ofreciéndolos botones de activación (Solve) o de rechazo (Close).

Adicionalmente, una parte fundamental de la evaluación realizada se centra en los puntos de referencia estimados según las ecuaciones 2, 3 y 4 correspondientes a la captura máxima sostenible, la mortalidad de pesca que se genera al nivel de captura máxima sostenible, y la biomasa del efectivo que generaría las capturas máximas sostenibles, respectivamente. Los resultados se encuentran en las celdas H3 a la H5 en la planilla de la figura 9 (y también en la formulaciones de la planilla de la figura 11).

Como ya se mencionara, en el ajuste del modelo a los datos se observó que el uso de un valor constante de  $q$  para todos los años, generaba ajustes muy desproporcionados entre los datos de la primera sección de la serie y aquéllos de la segunda sección. Por tal motivo se experimentó con la asignación de  $q$  a diferentes agrupaciones anuales. El mejor resultado de  $R^2$  dado en la figura 15 se consiguió cuando se consideraron valores independientes de  $q$  para cada uno de tres grupos de años, 1975-1983, 1986-1992 y 1993-1996 (ver en Figura 11, grupos de celdas C13:C21, C24:C30 y C31:C36). Nótese que los valores de  $q$  asignados corresponden a aquéllos estimados por SOLVER en las celdas C5 a la E5 de la figura 11, respectivamente. En dichas celdas pero en la figura 9 se observa que los valores estimados de  $q$  se incrementaron de 3.44E-05 para el periodo 1975-1983, a 4.03E-05 en el periodo 1986-1992, y 5.5E-05 para 1993-1996.

Independiente del ajuste realizado, cualquier proceso de evaluación de recursos debe asegurar que los resultados obtenidos sean congruentes con lo que se observa en las pesquerías. Esto implica que muchas veces los resultados deben someterse a investigaciones de corroboración o descubrimiento. Por ejemplo, una variación notable en la capturabilidad,  $q$ , encontrada en los resultados del ejemplo utilizado debería corresponder a cambios dinámicos ya sea en el comportamiento del recurso como en el esfuerzo de pesca, o en ambos. De forma muy primaria se podría acotar que según Medley y Ninnes (1998) y FAO (1999) el esfuerzo de pesca de CR en las Islas de Turcos y Caicos se distribuye conjuntamente con las operaciones de pesca de langosta y que por lo tanto cuando la abundancia de langosta baja en ciertos años, los pescadores emplean mayor tiempo durante el día capturando CR y viceversa. Con ello el poder de pesca de los buzos a pulmón libre puede variar estacionalmente y entre años. Tales variaciones deberían ser corregidas en una estandarización del esfuerzo de pesca empleado, sin embargo, no existe información adecuada en las estadísticas de esfuerzo de dicha pesquería que permita distribuir el esfuerzo diario en fracciones de tiempo dedicados a uno u otro recurso. Es posible entonces que los valores de  $q$  estimados por el algoritmo desarrollado en este ejemplo, reflejen tales condiciones. Por otro lado, los autores anteriores también indican que han habido expansiones de las actividades de pesca de caracol hacia zonas más profundas a medida que se han ido agotando los recursos de CR en las zonas más someras. Esa dinámica podría también estar reflejada en la tendencia incrementante de  $q$  a través del tiempo en que acceso a nuevos bancos de pesca implicaría mayor capturabilidad por unidad de tiempo que define directamente el concepto del coeficiente de captura, etc. Lo importante en este entrenamiento es identificar condicionantes que pueden ser importantes en la implementación del modelo de evaluación (Ecuación 1) y la interpretación que se haga de los valores de los parámetros resultantes. Sin duda que tales condicionantes de los estimados de  $q$  deberían ser objeto de estudios más acabados y de más largo plazo sobre el efecto del esfuerzo de pesca multiespecífico que se implementa en las pesquerías de CR y langostas.

En el caso de querer utilizar el modelo implementado en la planilla de la figura 11 pero con un solo valor de  $q$ , se deberá realizar una corrección en las formulaciones de estimación de las capturas en que se deberá hacer referencia a una sola celda donde se estime  $q$ , por ejemplo C5 solamente y también en la celda de los parámetros en la ventanilla de SOLVER que debería en este caso ser A5:C5. Con ello SOLVER estimará los parámetros  $K$ ,  $r$  y  $q$  necesarios para el ajuste.

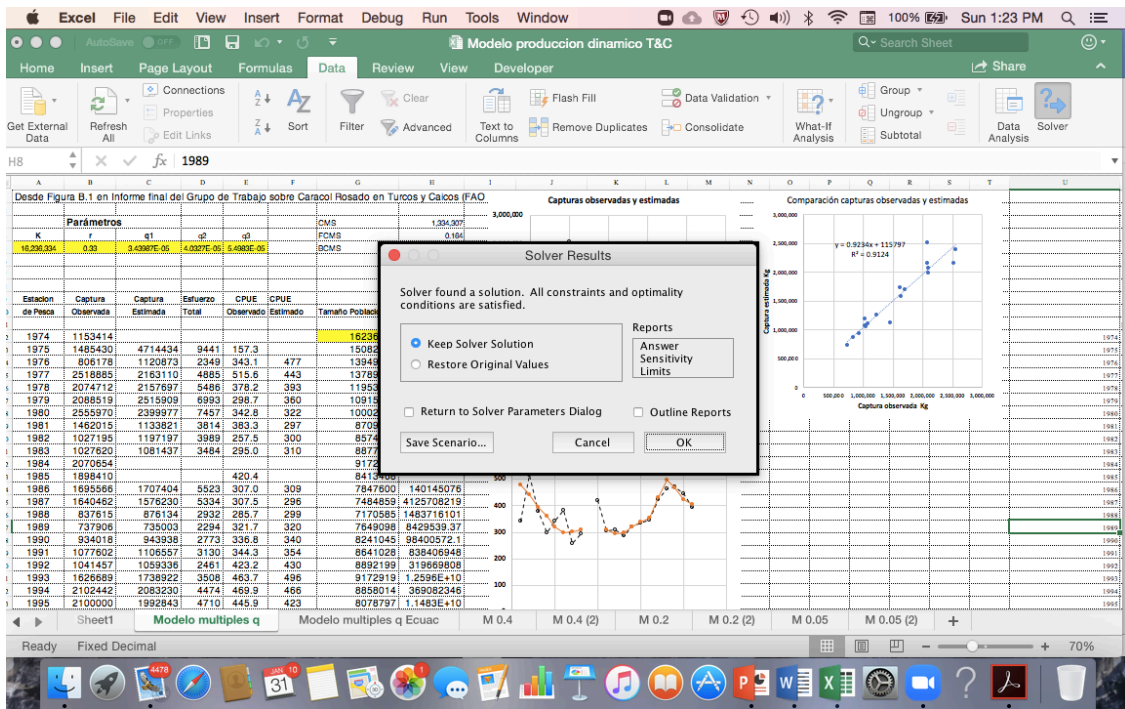


Figura 13. Ventanilla de SOLVER ofreciendo un resultado alcanzado por el algoritmo y dando la oportunidad de aceptarlo (OK) o de rechazarlo (Cancel).

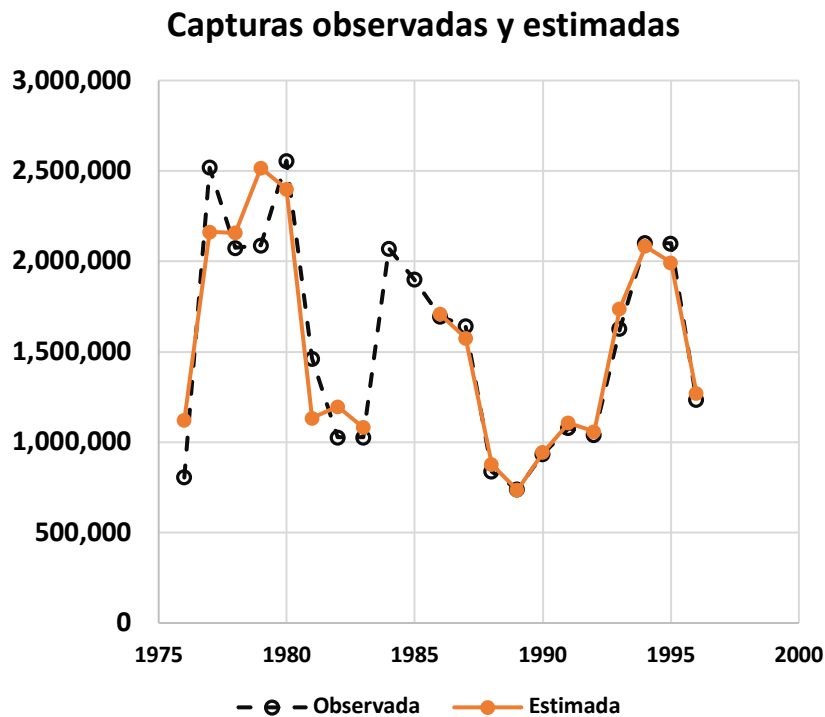


Figura 14. Gráfica de los valores observados y esperado o estimados de captura en cada periodo de análisis. Los valores estimados de 1976, 1984 y 1985 no fueron incluidos en la estimación de los parámetros.

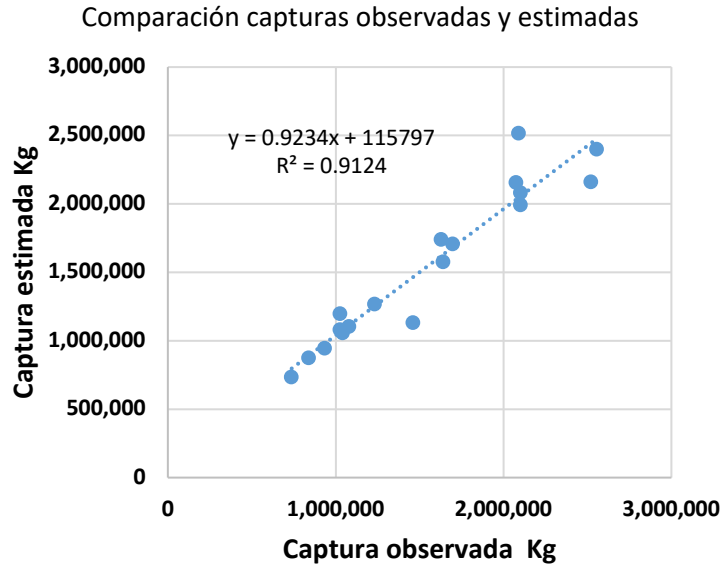


Figura 15. Gráfica de comprobación estadística del ajuste logrado en que los valores esperados o estimados se grafican como función de los datos esperados que le corresponden. La función lineal que debe existir entre valores estimados y observados es altamente significativa con un valor de  $R^2 = 0,9124$ .

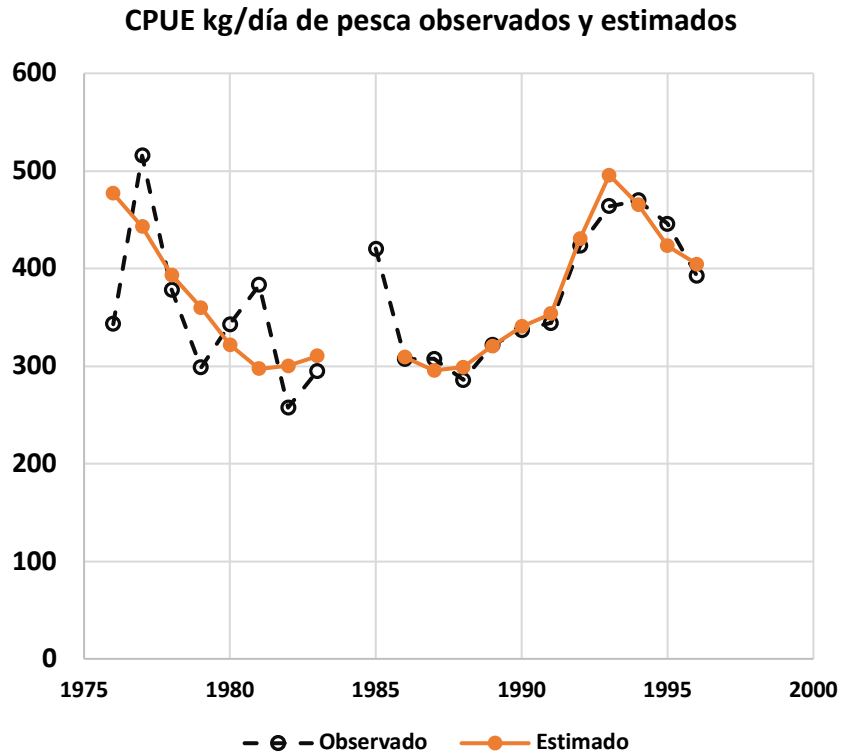


Figura 16. Gráfica de la correspondencia de las tendencias de las abundancias relativas observadas y esperadas o estimadas por el algoritmo.

Los valores estimados para la captura máxima sostenible en la celda H3 de la figura 9 (1.334.307 Kg), la mortalidad de pesca al nivel de captura máxima sostenible en la celda H10 de la figura 9 (0,164), y biomasa al nivel de captura máxima sostenible en la celda H11 de la figura 9 (8.118.167 Kg) podrían utilizarse para dos propósitos. El primero para pronosticar el estado del recurso en el último año relativo a los anteriores, y en segundo lugar ver una posibilidad de determinar la evolución de la trayectoria histórica de la explotación. Para ello se podrían utilizar los valores relativos de biomasa y mortalidad de pesca utilizando un gráfico Kobe como el que se muestra de forma genérica en la figura 7. Los resultados de este ejercicio se vierten en un gráfico Kobe en la figura 17 cuya interpretación debiera servir para adoptar los resultados o para modificarlos a través de revisiones pertinentes de los datos y de la estructura del modelo implementado.

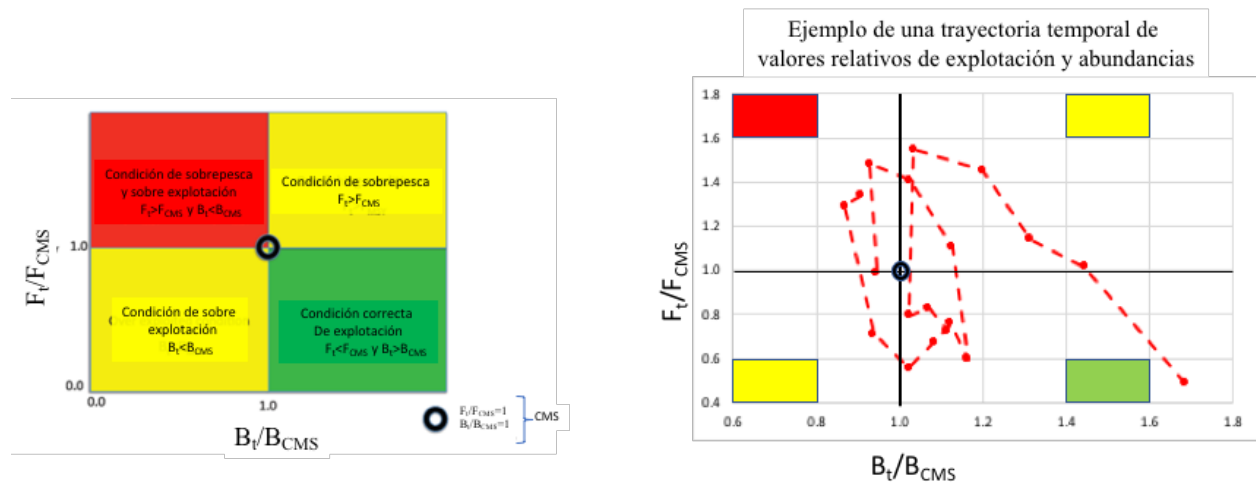


Figura 17. Representación gráfica de las trayectorias relativas de  $F_t/F_{CMS}$  sobre  $B_t/B_{CMS}$  resultantes del ajuste del modelo de producción dinámico a los datos publicados sobre la pesquería de CR en las Islas de Turcos y Caicos (FAO 1999). Los resultados solo tienen valor para el entrenamiento en este Módulo III de entrenamiento.

Con base a los parámetros estimados se puede realizar un pronóstico de las capturas (esto es, cuotas de captura) que pudieran extraerse después del último año para el cual existen datos haciendo uso del modelo de producción (ecuación 1) hacia delante. Por ejemplo, en la celda G35 de la figura 9 se entrega un valor estimado de la biomasa al comienzo del periodo correspondiente al año 1997 que es de 7.401.288 Kg. Suponiendo una proyección del mismo nivel de esfuerzo de pesca realizado en 1996 para 1997 y utilizando el valor de  $q$  para el último grupo de años (1993-1996) en la celda E5 de la figura 9, se tendría que la mortalidad de pesca esperada en 1997 debería ser 0,173 que se muestra en la celda C37 de la figura 9. Con esta información y suponiendo que la mortalidad natural de la especie podría ser de 0,3 por año se tendría de la fórmula de captura dada por Ricker (1975), y que se encuentra programada en la celda C35 en la figura 9.

$$C_{1997} = \frac{F_{1997}}{F_{1997} + M} (1 - e^{-(F_{1997} + M)}) B_{1997}$$

$$C_{1997} = \frac{0,173}{0,173 + 0,3} (1 - e^{-(0,173 + 0,3)}) 7401.288 = 1.018.386 \text{ Kg}$$

Los estimados de capturas proyectadas deberían tener un rango de confianza para lo cual sería necesario contar con valores de las varianzas de los parámetros del modelo en la ecuación 1 y así tener un estimado de la biomasa con una varianza conocida. Sin embargo, debido a que no existe una formulación explícita para la varianza de cada uno de los parámetros utilizados en los cálculos ni tampoco para la biomasa anual, se ha optado en general el agregar al ajuste numérico un proceso de simulación probabilístico (Bayesiano) en que se deben adoptar condiciones de las distribuciones probabilísticas iniciales para los parámetros de entrada y así repetir la solución numérica (Figura 10) por lo menos 500 a 1000 veces. Con los resultados obtenidos para cada iteración se tendrán estimados de distribuciones posteriores de abundancia, capturas máximas sostenibles, y de la mortalidad de pesca correspondiente a la captura máxima sostenible.

### **Pros y contras del uso de MDPED**

Una de las principales críticas a este tipo de modelos se basa en el hecho que en muchas ocasiones los ajustes fallan lo cual se atribuye a que los MDPED identifican de forma global las dinámicas de cambio de excedentes de biomasa sin considerar cambios notables que pudieran existir en las estructuras de tallas y edades observadas en las capturas. Lo anterior es particularmente importante cuando la especie está sometida a altos niveles de selectividad que identifica de forma más clara los efectos de explotación sobre las estructuras de talla o edades de las poblaciones explotadas. En otras palabras, los modelos estructurados por edades generan señales de explotación de forma mucho más explícita, clara, y significativa en los procesos de ajuste que en lo que ocurre con los modelos que no utilizan tales datos (Wang et al., 2014). Por lo tanto, los argumentos anteriores cuestionan que las capturas sin ser categorizadas por edades y/o composiciones de tallas, puedan generar señales claras de los efectos de la explotación. Midley y Ninnes (1999) sugirieron que, debido a las dificultades encontradas con el ajuste del modelo de producción dinámica a los datos de CR utilizados, se debería iniciar la utilización de modelos poblacionales estructurados por edades en lugar de uno en que las biomasa son integradas sin distinción de edades. Desafortunadamente, el CR no tiene partes duras en las cuales queden grabadas discontinuidades estacionales del metabolismo que podrían servir como indicadores de edad de los individuos desembarcados con conchas. Por otro lado, la gran mayoría de los desembarques consisten de carne con algún nivel de limpieza y determinar edades de dichos productos es solo posible aproximadamente. Por lo tanto, modelos de evaluación estructurados por edades parece no ofrecer alternativas de probables aplicaciones cuando se refiere al CR.

Un aspecto muy relevante en la utilización de los modelos de producción dinámica aplicados al CR se refiere al parámetro **K** que se identifica con la capacidad de carga en el ecosistema. Como se ha mencionado con anterioridad, el CR tiene una dinámica poblacional con gran afinidad geográfica con niveles de productividad que pudieran ser específicos, lo que obliga a pensar que la definición de una unidad de efectivo explotable debiera ser referido a bancos de pesca específicos. Por ejemplo en el caso de las Islas de Turcos y Caicos la unidad de efectivo se define como el banco de pesca en Caicos que mide aproximadamente 6.110 km<sup>2</sup>, sin embargo, existen tres bancos de pesca de CR en aguas someras (Medley y Nunnes 1999) localizados dentro de dicha área que pudieran tener diferentes niveles de productividad. Lo anterior pone de relieve que las estadísticas de pesca aplicables a modelos de producción deberían tener definiciones estadísticas espaciales muy rigurosas, lo cual es difícil de poder obtener en estadísticas de captura en algunas de las pesquerías actuales de CR. Por lo tanto, la definición de estadísticas según unidades de

efectivos de CR podrían ser un impedimento importante en la utilización de estos modelos de evaluación.

Adicionalmente, las estadísticas de CPUE en las pesquerías de CR pudieran estar influenciadas por un efecto de hiperestabilidad, el cual se define como aquel en que las CPUE como índices de abundancia relativa se observan estables a pesar que la abundancia del efectivo pudiera estar declinando mucho más precipitadamente. Tal situación se pudiera identificar en las pesquerías de CR que ejercen presión de pesca sobre aglomeraciones de CR durante la época de apareo y reproducción. Bajo tales circunstancias habrá una mayor densidad estacional del recurso que en términos de capturas por unidad de esfuerzo reflejarán más específicamente la condición de agrupamiento reproductivo que de abundancia global del recurso. Desafortunadamente, los efectos de hiperestabilidad no serán detectables hasta cuando ocurra una disminución repentina y significativa del recurso. Tales comportamientos de la CPUE no están contempladas en los MDPED que supone que el coeficiente de capturabilidad refleja varios componentes dinámicos de las operaciones de pesca que en efecto deberían estar enmarcadas en los procesos de estandarización de las unidades de esfuerzo. Este último es un aspecto importante que debería ser considerado dentro del proceso de “limpieza e incorporación de información” en los datos originales que se desean emplear en los ajustes de un MDPED.

Por otro lado, y en general, el parámetro  $r$  debiera estar relacionado estadísticamente con efectos retroactivos significativos que son denso dependientes y relacionados directamente con los niveles de reclutamiento (Aalto et al., 2015; Punt and Szuwalski, 2012). Este es un defecto principal de modelación mediante MDPED en el caso del CR puesto que la explotación al disminuir las densidades poblacionales de individuos maduros, dará como resultado una caída significativa, pero desconocida, en las tasas de apareamiento (Figura 6). Tales situaciones implicarían que el reclutamiento futuro a la población de individuos maduros disminuya con lapsos entre 3 y 4 años que es el tiempo que tarda un CR en alcanzar la primera maduración (Berg, 1976; Appeldoorn, 1988a; Appeldoorn, 1993). En el caso del estudio de Medley y Ninnes (1999), se incluye una segunda alternativa de modelación en que la dinámica de desovantes-recluta observado para la langosta espinosa, *Panulirus argus*, en el área de las Islas Turcos y Caicos se usa como un artefacto de modelación que podría explicar la dinámica del parámetro  $r$  del CR en dicho lugar. Tal suposición es reconocida por los propios autores como una que no valida los resultados obtenidos, sin embargo, se logró un mejor ajuste del modelo de producción modificado a los datos existentes. Para ello el parámetro  $r$  en el modelo de producción fue modelado según,

$$r = \lambda I_t$$

donde  $\lambda$  es un factor de conversión del índice de reclutamiento al caso de los datos de CR y  $I_t$  es el índice de reclutamiento de la langosta adoptada según suposiciones de similitud ambiental de ambos recursos.

El proceso denso dependiente que podría afectar el reclutamiento del CR (Stoner y Ray-Culp 2000) fue explorado por Ehrhardt y Romero (2011) en las investigaciones sobre la abundancia y explotación de los recursos de CR en Honduras. En la figura 18 se muestra en el cuadro superior izquierdo un ajuste de un modelo matemático entre un índice estandarizado de reproducción per cápita y la densidad poblacional en que dicho índice se basa en los datos de Stoner y Ray-Culp

(2000) sobre éxito del apareamiento del CR como función de la densidad. Por otra parte, en la misma figura pero en el cuadro superior derecho se presenta una relación matemática entre un índice de reclutamiento y el índice estandarizado de reproducción per cápita. Por último, en el cuadro inferior de la figura se integra un modelo matemático de la relación entre el índice de reclutamiento y la densidad poblacional. Aunque los análisis de modelación realizados son puramente hipotéticos, se debe hacer notar que la tendencia de los procesos biológicos considerados es muy realista y que conducen a una relación que presenta un colapso repentino del reclutamiento cuando las densidades poblacionales llegan a límites críticos. Tal situación no está contemplada en la estructura de los MDPED, sin embargo, se podría elucubrar que tal comportamiento dinámico de contribución a la biomasa poblacional vía reclutamiento pudiera ser parte de la información externa a priori que se pudiera suplir en un ajuste bayesiano del modelo de producción dinámico. Sin embargo, las condicionantes denso dependientes de cada efectivo deben ser investigadas y cuantificadas antes de poder integrar dicha información en los procesos de ajuste de un MDPED. Sin duda que la respuesta de tales modelos conteniendo procesos denso dependientes desfasados en el tiempo podrían generar trayectorias de producción de excedentes muy diferentes a aquéllas de orden parabólico que genera un modelo logístico de producción. Ante tales posibilidades, es posible que la producción total y la producción de excedentes aprovechable como captura (como se discute en la sección 4.2.2) pudieran seguir un patrón de colapso a niveles de explotación más allá de aquellos niveles que generan las CMS. Tal comportamiento de los regímenes de producción son los que se presentan en la figura 6.2, pagina 64 en Ehrhardt y Valle (2008).

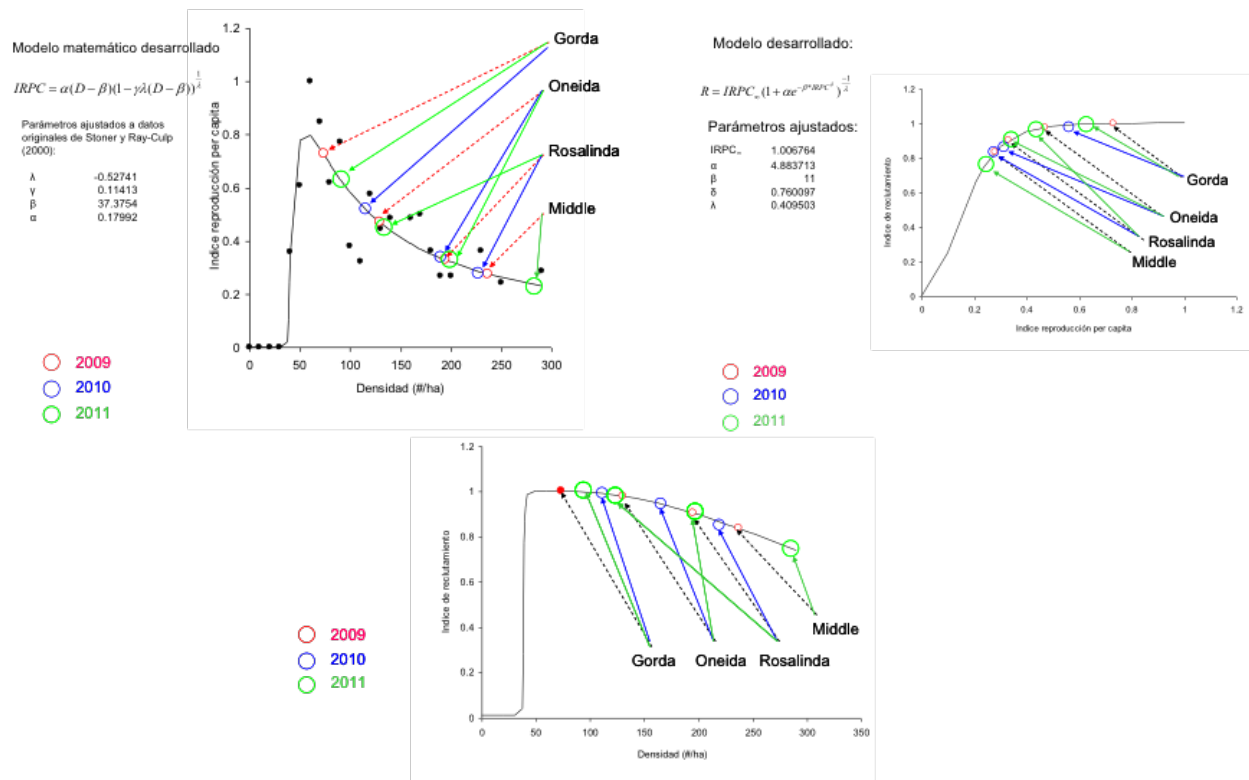


Figura 18. Modelación del proceso potencial de reclutamiento del caracol rosado en Honduras basado en densidades poblacionales y el efecto Allee (Ehrhardt 2008; Ehrhardt y Romero 2011).

Un aspecto muy importante en la adopción de modelos dinámicos de producción tiene referencia con la calidad estadística de la información que aportan las capturas. En efecto, en cualquier aplicación de MDPED se enfatiza la necesidad que las estadísticas de captura sean completas. Esto significa que las capturas deben reflejar la extracción total de individuos que han sido retirados de una población o efectivo por razón de explotación. En este sentido son pocos los países de la región que poseen enumeraciones completas de las capturas de CR realizadas en cada año. Ello se debe a numerosas causas en que, por ejemplo, existe históricamente un alto nivel de capturas realizadas ilegalmente por terceros países que afectan principalmente a los recursos de CR que se encuentran en bancos de pesca en alta mar. Existe adicionalmente trasiego de capturas entre países colindantes dependiendo de las cuotas aceptadas para la especie, y también en algunos países existe un alto consumo interno de CR el cual proviene de pesquerías artesanales diversas y dispersas sobre amplias regiones de jurisdicción nacional. Sin embargo, carencias en los sistemas estadísticos nacionales han dado como resultado que no se tengan estadísticas fidedignas sobre consumo local de CR. Esto último crea un problema de sub estimación de las capturas oficiales de CR. Todo lo anterior ha dado como resultado que sean muy pocos los países productores de CR en que se ha podido aplicar modelos de producción dinámicos a pesar de la simpleza de los modelos y los requerimientos reducidos, pero necesariamente de buena calidad estadística, de los tipos de información requerida para su utilización.

Debido a las incertidumbres con los datos estadísticos de las pesquerías en general, las señales de explotación detectadas mediante ajustes de modelos de producción dinámicos no siempre han sido exitosas. Por tales razones en la literatura científica existen amplios y variados esfuerzos por mejorar los procesos de los ajustes estadísticos de los modelos a los datos. Como ejemplo está el establecimiento de un esfuerzo centralizado de modelación denominado JABBA por su sigla en inglés correspondiente a **J**ust **A**nother **B**ayesian **B**iomass **A**ssessment (<https://github.com/jabbamodel/JABBA>). Por otra parte, y con propósitos similares, Froese et al. (2017) desarrollaron algoritmos de ajuste de modelos dinámicos de producción, tales como el expresado por la ecuación 1, cuando la biomasa poblacional a caído por debajo del 25% de la capacidad de carga  $K$  (estos es,  $0.25K$ ). De esta forma tales modelos permiten incluir mecanismos de ajuste que pudieran incluir un artefacto de carácter denso dependiente del reclutamiento. Tales efectos se ven reflejados en el parámetro  $r$  en dichos modelos. Al mismo tiempo, los modelos anteriores, que son ofrecidos en el lenguaje de computación libre R, consideran la posibilidad de incluir efectos dinámicos a priori del parámetro de capturabilidad  $q$ . Con ello es posible incluir efectos ambientales y tecnológicos que pudieran tener influencia sobre los poderes de pesca en las unidades de esfuerzo utilizadas como datos de entrada en los ajustes de los modelos a estadísticas existentes. Los modelos de ajuste estadísticos de MDPED con referencia a los desarrollos de Froese et al. (2017) han sido ampliamente utilizados en pesquerías en Europa, Japón, Corea, y China (Liang et al. 2020; Zhai et al. 2020) con resultados que son variables dependiendo de la calidad de los datos de entrada usados en el ajuste de los modelos a diferentes dinámicas poblacionales de especies marinas.

*NOTA IMPORTANTE: Los modelos dinámicos de producción de biomazas representan de una forma simple procesos integrados de producción en que el parámetro  $r$  es significativamente sensible a posibles procesos denso dependientes que afectan al reclutamiento. Por lo tanto, la aplicación de estos modelos a especies que poseen procesos complejos de reclutamiento, crea una necesidad de investigación profunda sobre como la explotación incurre en tales efectos desplazados pero de orden retroactivos en las*

*generaciones de biomasa futuras. Lo anterior refleja que en el caso del CR, se debería incluir los efectos de tasas de explotación que podrían conducir a una disminución de las densidades poblacionales por debajo de aquéllas que aseguran altas probabilidades de apareamiento. Mientras no exista un entendimiento correcto de tales efectos, la introducción a priori de distribuciones de probabilidades de entrada para el parámetro  $r$  en modelaciones de ajustes bayesianos podría solo significar la introducción de ruidos estadísticos en el proceso de estimación. Tales artefactos de estimación se verían reflejados en un incremento de la variabilidad de las distribuciones resultantes de los estimados de parámetros como de los puntos críticos de captura máxima sostenible, biomasa y mortalidad de pesca correspondiente a las captura máxima sostenible. Sin embargo, cabe recordar que el uso de procesos de estimación bayesianos incrementa el poder de análisis en el sentido que permite introducir conocimientos científicos adquiridos externamente sobre los procesos de generación de biomasa. Como tal, podrían mejorar significativamente el conocimiento del sistema de explotación que el modelo pretende emular. Con ello sin duda se lograrían mejores resultados. La problemática con el CR es que tales conocimientos externos se refieren fundamentalmente al efecto Allee sobre el reclutamiento, el cual hasta ahora se vislumbra como fundamental e importante pero aun requiere ser cuantificado con datos reales que identifiquen tal efecto.*

#### **4.2.2. Modelos de producción latente o potencial**

Los modelos de estimación de capturas basados en producción de biomasa latentes o potenciales se identifican con estimados de abundancia que existen en un espacio y tiempo específicos y que son determinadas por observaciones directas. Por lo tanto, dichos estimados no tienen una connotación dinámica con respecto al proceso de generación de biomasa. La validez de los estimados de biomasa latentes relativo a la unidad de efectivo explotado depende de la naturaleza del diseño experimental de muestreo empleado en la obtención directa de la información sobre densidad poblacional vía encuestas. Los aspectos relacionados con la determinación de densidades de CR se encuentran en el Módulo II de entrenamientos y se resume parcialmente a continuación.

La abundancia de biomasa latente en el tiempo  $t$ ,  $P_t$ , está dada por la simple relación entre el producto de la densidad promedio en  $t$  y la dimensión espacial o rango espacial del hábitat de distribución del efectivo,  $RH_t$ , durante el tiempo  $t$  desde donde se colectó la información sobre densidades. La ecuación correspondiente es

$$P_t = \bar{D}_t * RH_t \quad (9)$$

Es importante notar que el rango espacial de la distribución de densidades de un efectivo,  $RH$ , puede variar a través del tiempo. Por ejemplo, en el caso del CR existen migraciones estacionales que agrupan al efectivo de individuos maduros durante el periodo de apareamiento y reproducción para luego expandirse espacialmente durante épocas de alimentación. De esta manera, el  $RH$  pudiera cambiar significativamente de extensión que dependerá de las características del fondo marino en que habita la especie adulta. Por otro lado, la explotación de los efectivos de CR han dado como resultado una atrición o reducción de las áreas tradicionales de pesca lo cual es un indicio evidente de una reducción en el área habitada por la especie explotada, etc. Un muestreo mediante la instalación de estaciones de muestreo sistemático permitiría delinear mediante pos

estratificaciones la extensión de la distribución espacial de las densidades observadas en las estaciones equidistantes de muestreo. Se recomienda revisar el tópico de diseños experimentales de muestreo para determinar densidades poblacionales de CR en el Modulo II de entrenamiento. La importancia de lograr una estimación sin sesgo del RH se basa en el hecho que es un multiplicador directo de la densidad promedio, y por lo tanto, tiene un efecto directamente proporcional en los estimados de P en los cuales se basarán las estimaciones de capturas sustentables.

En lo que sigue se presenta de forma resumida dos procedimientos de diseños experimentales de muestreo para determinar densidades poblacionales: simple al azar y estratificado al azar. En el primero de los casos se elige un número de estaciones de muestreo primarias,  $i$ , dentro de las cuales se barrerá mediante observaciones directas sobre un área en búsqueda y detección de CR. Las observaciones directas podrán ser mediante la participación de buzos o remotamente mediante cámaras fotográficas o de video. Una disposición de cuatro estaciones de muestreo se muestra en la figura 19. Puesto que cada estación de muestreo primario consiste en una sola área de observación, la densidad observada dentro de cada estación es absoluta sin tener una varianza asociada a la misma. El promedio de las densidades poblacionales en la RH estará dada por

$$\bar{D}_t = \frac{\sum_{i=1}^m D_{t,i}}{m}$$

donde  $m$  es el número de estaciones de muestreo implementadas y  $D_{t,i}$  es la densidad en la estación de muestreo  $i$  en el tiempo  $t$  en que se realizó la prospección.

Puesto que existen varias estaciones de muestreo en RH, entonces el promedio de las densidades deberá tener una varianza que es indicadora de la heterogeneidad de las densidades poblacionales en el área investigada. La ecuación para la varianza de  $\bar{D}_t$  corresponde a aquella de la varianza de un promedio simple que está dada por

$$var \bar{D}_t = \frac{\sum_{i=1}^m (D_{t,i} - \bar{D}_t)^2}{m - 1}$$

La varianza de la biomasa latente,  $P_t$ , se desarrolla según el método Delta de estimación de varianzas de funciones y que aplicado a la ecuación 9 resulta en la siguiente ecuación

$$var P = \left[ \frac{\partial P}{\partial \bar{D}} \right]^2 var(\bar{D}) + \left[ \frac{\partial P}{\partial RH} \right]^2 var(RH)$$

Si se supone que RH tiene varianza igual a cero (esto es,  $var(RH)=0$ ) por ser el área definida sin error como hábitat del CR en la zona de prospección, y que la derivada parcial de P con respecto a  $\bar{D}$  en la ecuación 9 es igual a  $1*HR$ , entonces  $\left[ \frac{\partial P}{\partial \bar{D}} \right]^2$  será igual a  $RH^2$ . Substituyendo estos valores en la ecuación Delta anterior resulta la ecuación final para la varianza de la abundancia potencial que en el caso de muestreo simple al azar es

$$var P_t = RH^2 * var \bar{D}_t$$

En el segundo caso de un muestreo con estratificaciones al azar se requiere poseer información sobre las condiciones ecológicas que justifican la formación o definición de estratos dentro de los cuales se espera existan observaciones de densidad más homogéneas que aquéllas que se hubieran observado en ausencia de tales estratificaciones.

Un glosario de los símbolos utilizados en las formulaciones de este diseño de muestreo estratificados simple al azar es como sigue:

$h$	Subíndice del estrato
$i$	Subíndice de la unidad de muestreo o área barrida estándar
$a_h$	Area barrida estándar en el estrato $h$
$n_h$	Número de muestras en el estrato $h$
$n$	Número de muestras colectadas en la población estadística
$S^2_h$	Varianza de la muestral en el estrato $h$
$w_k$	Factor de ponderación del estrato
$A_h$	Area del estrato
$A$	Area de la población estadística
$D_{hi}$	Densidad en la unidad muestral $i$ en el estrato $h$ para diseños de muestreos estratificados al azar
$\bar{D}_h$	Densidad promedio en el estrato $h$
$\bar{D}$	Densidad promedio estimada para la población estadística
$N_h$	Número total de posibles unidades de muestreo en el estrato $h$
$N$	Número total de posibles unidades de muestreo en la población estadística
$AN_h$	Area de la unidad de muestreo en el estrato $h$
$T$	Número de estratos en la población estadística
$Var()$	Estimado de la varianza
$SE()$	Error estándar de un estimado

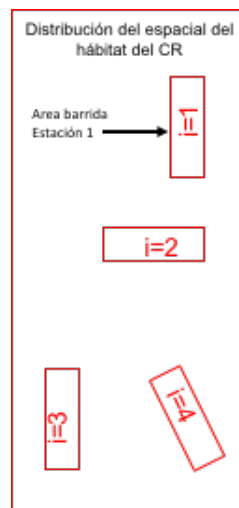


Figura 19. Esquema de la distribución al azar de áreas de muestreo por área barrida para observaciones directas dentro de un rango espacial del hábitat de CR.

La observación básica de la población estadística de densidad de CR es el número de individuos contados por un buzo o detectados en videos sobre el espacio unitario de muestreo o área barrida asignada en una estación o punto geográfico de muestreo en el tiempo t de la realización de la encuesta. Tal densidad en cada área barrida durante un período de tiempo t se podría designar como  $D_{thi}$ . Por lo tanto, la densidad promedio en un estrato h se designa por  $\bar{D}_{t,h}$  y su varianza por  $S_{t,h}^2$ . Los estadísticos anteriores se estiman según Cochran (1977) por las siguientes fórmulas

$$\bar{D}_{t,h} = \frac{1}{n_h} \sum_{i=1}^{n_h} D_{hi} \quad (10)$$

y

$$S_{t,h}^2 = \frac{\sum_{h=1}^T (D_{hi} - \bar{D}_{t,h})^2}{n_h - 1} \quad (11)$$

La densidad promedio ponderada de la densidad de CR para toda la población estadística se estima como

$$\bar{D}_t = \sum_{h=1}^T w_h \bar{D}_{t,h} \quad (12)$$

donde el factor de ponderación  $w_h$  se estima mediante la siguiente formulación

$$w_h = \frac{N_h}{N}$$

El número total de posibles unidades de muestreo en un estrato h ( $N_h$ ) se estima como la razón entre el área del estrato ( $A_h$ ) y el área de la unidad de muestreo ( $AN_h$ ), por lo tanto  $N_h$  se estima como

$$N_h = \frac{A_h}{AN_h}$$

El número total de estaciones de muestreo en el área total de la población estadística (N) es la suma de número total disponible de unidades de muestreo ( $N_h$ ) en cada estrato h.

La varianza del promedio de la densidad poblacional ( $\bar{D}_t$ ) se estima como

$$var(\bar{D}_t) = \sum_{h=1}^T w_h^2 \left(1 - \frac{n_h}{N_h}\right) \left(\frac{S_h^2}{n_h}\right)$$

donde 
$$S_h^2 = \frac{\sum_{i=1}^{n_h} (D_{hi} - \bar{D}_{t,h})^2}{n_h - 1}$$

Un diagrama de flujo de los procesos estadísticos utilizados en este diseño experimental se presenta en la figura 20.

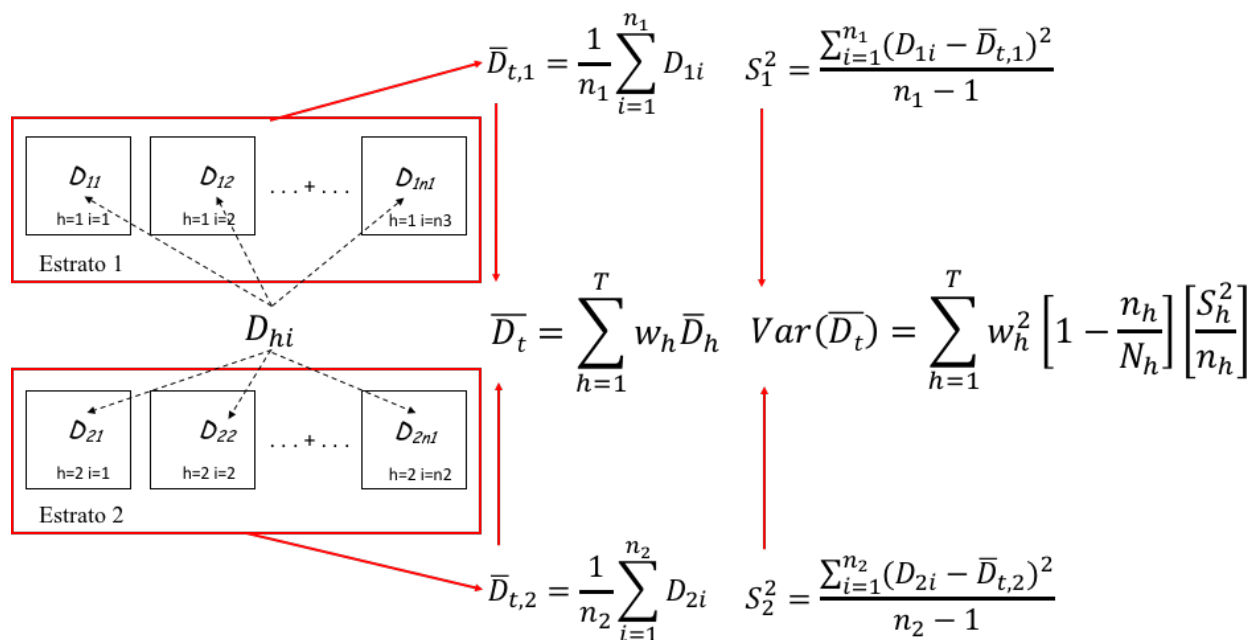


Figura 20. Diagrama de flujo indicando el origen de los datos según estaciones de muestreo al azar dentro de estratificaciones del área de estudio. Las formulaciones de densidades promedio y sus varianzas se presentan según las explicaciones dadas en el texto.

La formulación para el estimado del promedio de P en un tiempo t y para los T estratos está dado como

$$\bar{P}_t = \bar{D}_t * \overline{RH}_t$$

La varianza de  $\bar{P}_t$  está dada por el método Delta como

$$var \bar{P}_t = RH^2 * var \bar{D}_t + \bar{D}_t^2 * var \overline{RH}_t$$

donde la varianza de  $RH_i$  es la varianza simple para el promedio de los RH en cada estrato y dada como

$$var \overline{RH}_t = \frac{\sum_{h=1}^T (RH_{t,h} - \overline{RH}_t)^2}{T - 1}$$

donde

$$\overline{RH}_t = \frac{\sum_{h=1}^T RH_{t,h}}{T}$$

Si se quisiera administrar una cuota por estratos, por ejemplo estratos en la pesca artesanal definidos como de alta explotación cercanos a los lugares habitados y estratos menos explotados en áreas más alejadas, o por bancos de pesca, entonces será suficiente estimar P para cada estrato por separado y utilizar las fórmulas de los muestreos simples al azar explicados anteriormente.

El uso evidente de los estimados de abundancias latentes o potenciales es para el propósito de establecer un estado de explotación de los efectivos y al mismo tiempo lograr la definición de estados futuros de explotación vía definiciones de cuotas anuales de pesca. Con este objetivo, Gulland (1971) sugirió una formulación para estimar la captura máxima sostenible de un recurso basándose en la biomasa virgen o no explotada del recurso. Tal formulación está dada como

$$CMS = 0.5 * M * B_{\infty}$$

donde M es la tasa instantánea de mortalidad natural anual y  $B_{\infty}$  es la biomasa virgen la cual se identifica con la posibilidad de utilizar biomazas latentes, P. Conceptualmente, la formulación de CMS considera suposiciones que son críticas llegado el momento de su aplicación. En primer término, se supone que las biomazas excedentes para ser explotadas se comportan bajo un esquema de crecimiento poblacional logístico en que las biomazas excedentes sujetas a explotación siguen un patrón parabólico como función de las biomazas poblacionales totales de un efectivo. Bajo esta modelación matemática se tendrá que las capturas máximas sostenibles se obtendrán cuando las biomazas poblacionales ( $B_{CMS}$ ) se encuentran a un nivel de 50% de la biomasa virgen ( $B_{\infty}$ ). Por lo tanto, la CMS es función de  $0.5 * B_{\infty}$ . Una segunda suposición es que al nivel de biomasa  $B_{CMS}$  que genera la CMS, la tasa de mortalidad instantánea de pesca, F, es igual a la tasa instantánea de mortalidad natural, M, y por lo tanto el excedente de biomasa que muere por causas naturales es igual al excedente de biomazas que pudiera extraerse como una mortalidad de pesca. En otras palabras, la suposición de que  $M=F$  cuando una población se encuentra con una abundancia de  $B_{CMS}=0.5B_{\infty}$  permite utilizar una función que de otra forma solo interpreta lo que el recurso aporta al ecosistema como mortalidad natural.

Dando seguimiento a uno de los argumentos anteriores, se podría utilizar las biomazas potenciales estimadas mediante observaciones directas si es que se pudiera aceptar la suposición de que el efectivo estuviera en estado virgen o de muy baja explotación. En este sentido Tewfik y Appeldoorn (1998) utilizaron tal función en las evaluaciones de la producción de los recursos de CR en Pedro Bank, Jamaica, ya que en la época en que se llevaron a cabo las evaluaciones de biomazas potenciales se consideró que el estado de explotación de los recursos de CR eran iniciales. Por otra parte, Medley (2008) se refiere al modelo de Gulland (1971) como uno que pudiera utilizarse con cautela en definiciones de CMS del CR. En este sentido, el último autor sugiere que la tasa instantánea de mortalidad natural del CR pudiera fluctuar entre 0.20 y 0.28 basándose en la posibilidad de que la longevidad del CR fuera de 30 a 40 años. Bajo estas circunstancias se menciona que la CMS pudiera ser de un 10% de la biomasa virgen donde el 10%

es simplemente el 50% de la biomasa virgen veces un valor de M de 0.20. En este sentido, Tewfik y Appeldoorn (1998) utilizaron rangos posibles para los parámetros de la ecuación de Gulland (1971) la cual fuera modificada por Sparre (1992) para ser posiblemente aplicada a casos en que se trate de efectivos “ligeramente explotados”. Tal modificación consistió que en lugar de definir que la CMS se diera al 50% de la biomasa virgen, se estableciera que dicho porcentaje tomara un valor variable según las circunstancias y definido por X en lugar de 0.50. En el caso de Tewfik y Appeldoorn (1998) se consideraron rangos para X de 0.1-0.3 según Kirkwood et al. (1992) y adicionalmente el valor para X de 0.2 según Beddington y Cook (1983). Los valores de M usados en los análisis de Tewfik y Appeldoorn (1998) están en el rango entre 0.1 y 0.4 y adoptaron una formulación “liberal” en la formulación de CMS mediante una adopción de condiciones de  $X=0.3$  y  $M=0.3$ . Con ello el multiplicador de la biomasa virgen o ligeramente explotada se definió como 0.09 o 9% (esto es, el producto  $X*M=0.3*0.3$ ) de la biomasa potencial estimada bajo condiciones ligeras de explotación. Posteriormente, en reuniones de talleres regionales de CR se ha mencionado de forma *ad hoc* que un 8% pudiera ser precautorio dada las altas tasas de explotación que generalmente se observan en las pesquerías regionales de CR. En efecto, evaluaciones de los efectivos en los bancos de pesca de Colombia reportados en Ardila et al. (2020) se estimaron CMS utilizando un 8% de la biomasa estimada en prospecciones directas en que los autores identifican el 8% como propuesto por Medley (2008). Sin embargo, los efectivos de CR en Colombia han estado sujetos a explotación por largos años por lo que es posible que la aplicación de este modelo no sea enteramente correcto.

De los argumentos anteriores se desprende que la formulación de Gulland (1971), que según el autor fuera desarrollada para casos de recursos “más boreales” que se caracterizan por tener valores de M por debajo de 0.2, requiere una revisión cuidadosa de su aplicación en zonas tropicales en que las especies se caracterizan por tener valores más elevados de M. En este sentido, Caddy y Csirke (1983) generaron un marco conceptual muy oportuno que permite entender mejor las características de la ecuación o modelo de Gulland (1971). En primer término, el modelo de Gulland se desarrolló durante una época a fines de la década de 1960 cuando a nivel mundial existía un esfuerzo mayor de expansión de las pesquerías de ultramar por las grandes potencias pesqueras de esa época y que habían comenzado exploraciones sobre los recursos pesqueros mundiales desde mediados de la década de 1950. Tal expansión pesquera era posible debido a que la mayoría de los países no habían, hasta ese entonces, adoptado las 200 millas náuticas como Zonas Económicas Exclusivas, y por tanto existía libre acceso a todos los recursos que se encontraban mas allá de los límites territoriales de los países. En aquella época la FAO realizaba evaluaciones pesqueras directas de biomasa potencial en todas las plataformas continentales del mundo. Por supuesto que en ese entonces una formulación de CMS era no solo imprescindible sino fundamental en el dimensionamiento del potencial pesquero que existía en ese entonces. El trabajo de Gulland (1971) refleja tales impulsos y procesos de desarrollo y la formulación de CMS fue el hito de referencia.

Una problemática que debería ser evidente cuando se aplica el modelo anterior es aquélla que tiene relación con la circunstancia si es que la formulación de CMS se comporta de forma similar para todos los valores de M y si acaso la suposición de  $F=M$  en el punto de  $B_{CMS}$ . Tal problemática surge del concepto que especies con un valor alto en la tasa instantánea de mortalidad natural, aportarían una fracción muy importante de la biomasa de excedentes de producción que va destinada al ecosistema principalmente por depredación vía cadenas alimentarias. La cuestión es

vislumbrar si ante tal circunstancia la contribución de excedentes de biomasa para utilización humana no se vera disminuida. Este punto es el fundamental en los desarrollos de Caddy y Csirke (1983) y que se debe explicar para entender las implicancias del uso del modelo de Gulland (1971) en las estimaciones de capturas máximas sostenibles basado en biomazas potenciales.

En primer término, el modelo de Gulland (1971) expandido a la situación de explotación según Cadima (en Troadec 1977) se expresa como

$$CMS \cong 0.5 * Z * \bar{B}$$

donde  $\bar{B}$  es la biomasa promedio (y no en estado virgen) y  $Z$  es la tasa instantánea de mortalidad total (= F+M), esto es, la suma concurrente de las tasas instantáneas de mortalidad por pesca (F) y natural (M). De esta forma el producto  $F\bar{B} = Y$  que ocurre dentro de la formula anterior correspondería a la producción total de excedentes explotables. Con ello se tiene que

$$CMS \cong 0.5 * (Y + M * \bar{B})$$

La implicancia que la captura máxima sostenible (CMS) es una fracción igual a 0.5 de la producción total de las biomazas excedentes cuando dicha fracción también es igual a F/Z, es que F debe ser 0.5 de Z, y consecuentemente M tendría que ser el otro 0.5 de Z. Con ello se demuestra que al nivel de capturas máximas sostenibles se debe dar la condición de F=M. La cuestión entonces radica en verificar si en efecto dicha suposición se cumple cuando se aplica la ecuación de Gulland (1971) a casos específicos.

Por otro lado, Garcia, et al. (1989) desarrollaron un modelo de estimación de CMS cuando no existen datos de captura y esfuerzo y el efectivo tiene capturas próximas a cero (Y=0) que estaría dado aproximadamente por

$$CMS \cong 0.37 * M * \bar{B}$$

En el caso del modelo de producción dinámico de biomasa dado en la ecuación 1, supone la adopción de un modelo logístico de crecimiento poblacional lo cual implica que la relación entre la captura por unidad de esfuerzo,  $U_t$ , en un tiempo t es una función lineal de la mortalidad de pesca F y dada por una ecuación similar a

$$U_t = U_\infty - b'F_t \quad (13)$$

La línea recta que expresa la ecuación lineal anterior corta el eje X cuando  $U_t = 0$  y que define el valor máximo de la mortalidad de pesca,  $F_{MAX}$  (Figura 21). En dicho punto,  $F_{MAX}$  será igual al doble de aquella mortalidad instantánea de pesca,  $F_{CMS}$ , que genera la CMS. Esto se debe a que la producción de excedentes de pesca bajo la adopción del modelo logístico de producción se describe por una parábola en que el máximo corresponde a la mitad de la mortalidad por pesca máxima cuando existe extinción de la producción, punto en que la parábola cruza el eje de las X. Por lo tanto, se tendrá que  $F_{MAX}=2 * F_{CMS}$ .

Ahora supongamos que extendemos el eje de las X en la ecuación 13 a todo el rango de mortalidades. Esto es, considera el rango de Z que incluye a M y F. Caddy y Csirke (1983) proponen que bajo estas circunstancias una ecuación que describe  $U_t$  en toda la extensión de Z estaría dado como

$$U_t = U'_\infty - b'Z_t \quad (14)$$

donde el nuevo intercepto  $U'_\infty$  en la ecuación 14 es la proyección de la ecuación 13 con pendiente  $b'$  al origen cuando  $Z=0$  en el eje de las X. De esta manera cuando  $Z=0$  se tendrá que

$$U'_\infty = U_\infty + b'M$$

donde  $b'M$  es la proyección de la función lineal hasta  $Z=0$  que habría que agregar al intercepto  $U_\infty$  obtenido de la función de  $U_t$  sobre  $F_t$  tal cual se muestra en la figura 21. De esta manera la ecuación final para expresar  $U_t$  como función de  $Z_t$  quedaría como

$$U_t = (U_\infty + b'M) - b'Z_t \quad (15)$$

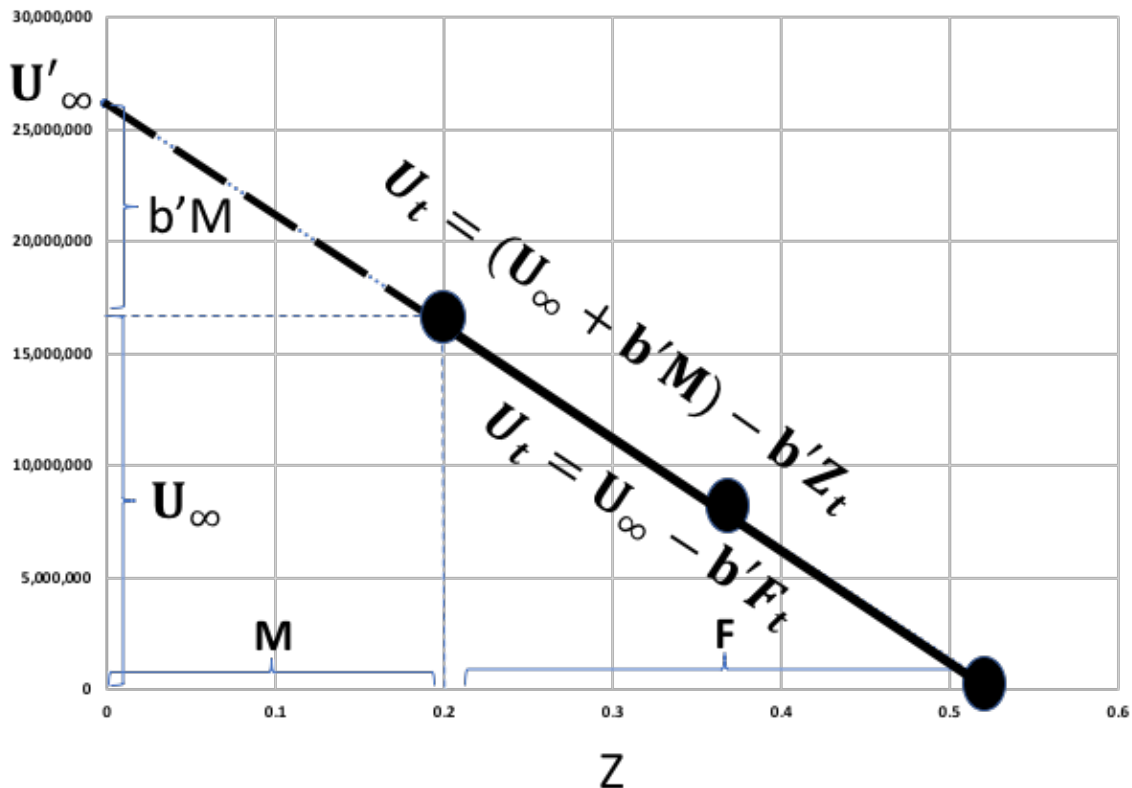


Figura 21. Diagrama de la relación lineal entre la producción relativa total (eje de las Y) y la mortalidad total (eje de las X) según conceptos de Caddy y Csirke (1983) para  $M=0.2$ .

Si a la ecuación 15 se le multiplica por  $Z$  en ambos lados de la igualdad se tendrá que

$$U_t Z_t = (U_\infty + b'M)Z_t - b'Z_t^2 \quad (16)$$

En este caso  $U_t Z_t$  es una expresión que denota un índice del excedente de producción total  $Z\bar{B}$  en el tiempo  $t$ .

Un ejemplo se ha desarrollado ajustando la ecuación 13 a dos pares de puntos de  $U_t$ ,  $F_t$  que se identifican utilizando información externa obtenida del ajuste del modelo de producción dinámico a los datos de las Islas Turcos y Caicos que se dan en las tablas de la figura 9. Estos datos de entrada son  $F_{CMS} = r/2$  donde  $r=0.33$  resultando en  $F_{CMS}=0.1643607$  y una  $U_{CMS}$  igual a la  $CMS = 1,334,307.454669$  dividida por el valor de  $F_{CMS}$  lo que da que  $U_{CMS} = 8,118,166.91$  (nótese la necesidad de utilizar un gran número de decimales en las operaciones realizadas). Otro punto importante es cuando  $U_t = 0$ , la mortalidad total  $Z$  deberá ser  $M+2*F_{CMS} = 0.2+2*0.1643607 = 0.5287$  donde se adopta  $M=0.2$ . La recta que une los dos puntos anteriores (esto es la ecuación 14) tendrá una pendiente  $b' = -49,392,389.79$  y un intercepto  $U_\infty = 16,236,333.81$  que es igual a la capacidad de carga  $K$  estimada por el modelo de producción dinámico (Figura 9 celda A5). Ahora podemos aplicar los estimados de la pendiente e intercepto en la ecuación 16. Supongamos como en el caso anterior que  $M = 0.2$  y para un rango de  $Z$  entre 0 y 0.5287 (nuevamente,  $M+2*F_{CMS} = 0.2+2*0.1643607=0.5287$ ) podremos graficar la producción de excedentes totales y la producción de excedentes explotados por la pesquería. Tal resultado se da en la figura 22 en que se observa que la captura máxima sostenible (CMS) se ubica a la derecha de la producción biológica máxima (PBM) que puede generar el efectivo tal como lo expresan Caddy y Csirke (1983). Los mismos autores sugieren que la explotación de un efectivo debería ser conservativa y corresponder al nivel de mortalidad total,  $Z$ , que corresponde a la PBM y no al nivel de  $Z$  correspondiente a la CMS. Tal valor de  $Z$  está dado según los mismos autores por

$$Z_{CMS} = 0.5 * (r + M)$$

Puesto que  $r = 0.33$  desde el modelo de producción (Figura 9 celda B5) y adoptamos en el ejemplo  $M = 0.2$ , entonces la PBM se daría cuando  $Z = 0.265$  tal cual se muestra en la figura 22. Para un valor de  $Z$  como el anterior, correspondería una captura equivalente al punto donde  $Z$  corta la curva que genera las capturas máximas sostenibles, CMS, y que en este ejemplo correspondería según  $Z=0.256$  en la ecuación 16 a 840,383.56 en lugar de la CMS de 1,334,307.45 que se obtendría con un valor de  $Z=M+F_{MSY} = 0.2+0.1643607 = 0.364$ . Nótese que en el ejemplo anterior los valores de  $F$  correspondiente a la CMS ( $F_{CMS}=0.164$ ) es aproximado a  $M$  adoptado en el ejemplo ( $M=0.2$ ).

De los aspectos conceptuales anteriores se desprende que el uso de capturas basadas en abundancias potenciales requieren suposiciones que pudieran no ser aplicadas al caso de CR. En primer término se tiene que si el estimado de abundancia potencial corresponde a una época en que explotación del CR es avanzada, y peor aun si se cree que pudiera encontrarse en estados de sobre explotación, entonces no sería posible identificar tal abundancia con la biomasa virgen que aproximadamente se debe suponer en las formulaciones de Gulland (1971), Cadima (en Troadec 1977) o Garcia et al. (1989). Por lo tanto, la recomendación debería ser la de no utilizar estos

métodos para la determinación de una captura que supuestamente es definida como máxima sostenible cuando el efectivo no se encuentre en estados virgen o aproximadamente virgen. Por tal motivo se debería eliminar la sugerencia que existe en algunas publicaciones de utilizar como capturas recomendables aquéllas que pudieran corresponder al 8%, o cualquier otro porcentaje, de biomazas potenciales estimadas directamente desde los efectivos explotados de CR.

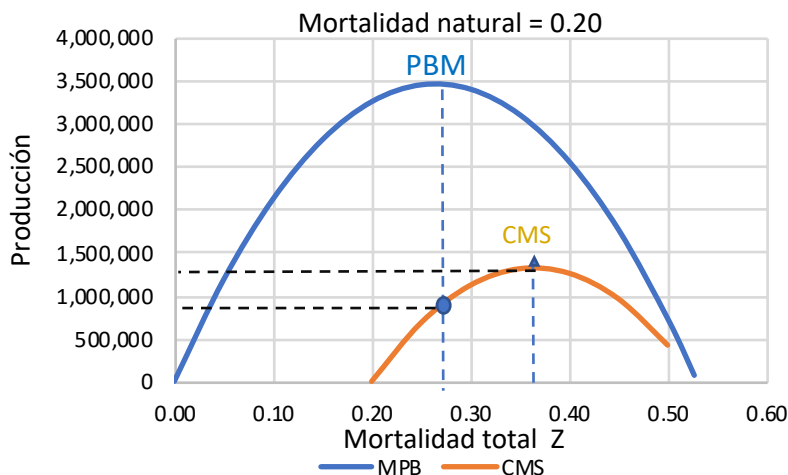


Figura 22. Curvas de producción biológica total y por explotación para un nivel de mortalidad natural de 0.2.

*NOTA IMPORTANTE: El uso de biomazas potenciales estimadas desde encuestas directas no poseen una referencia relativa al estado de explotación del recurso. Por lo tanto, el valor de  $P_t$  que se pudiera obtener, podría estar a la derecha de la posición de mortalidad total que genera CMS indicando una posición de sobre explotación. En tales circunstancias la ecuación de Gulland (1971) generaría una CMS que estaría sub estimada cuando en efecto el efectivo pudiera estar sujeto a sobre explotación. Caso contrario, si  $P_t$  correspondiera a un efectivo que está ligeramente explotado, la CMS estimada con la ecuación de Gulland (1971) también estaría sub estimada bajo esta condición de explotación. La suposición de utilizar un 10% de la biomasa latente (Medley 2008) u 8% según recomendaciones del grupo de trabajo de CR, pudieran ser valores arbitrarios si es que se desconoce cual es la condición de explotación del recurso al momento de llevarse a cabo una encuesta para estimar  $P$ . Bajo estas condiciones, y considerando la opinión generalizada de que a nivel regional el CR pudiera estar sujeto a sobre explotación, implicaría que esta modalidad de estimación de cuotas pudiera llevar a una condición de sobre explotación aun más persistente. Con estos antecedentes, es arriesgado utilizar esta metodología para la definición de cuotas anuales de captura el CR.*

### 4.2.3. Definición de cuotas mediante modelos de procesos adaptativos

En general, las pesquerías de CR presentan deficiencias significativas tanto en la cantidad como calidad de la información estadística y biológica (Ver Módulo I de Entrenamiento) que se requiere para evaluar los efectos causados por la explotación del CR. Tal condición ha creado la necesidad de establecer procesos de ordenación que utilizan observaciones directas generadas por prospecciones obtenidas esporádicamente en tiempo y espacio. Tales observaciones se refieren fundamentalmente a prospecciones visuales mediante buceo que han permitido entender las distribuciones espaciales de densidades poblacionales y sus cambios a través del tiempo (Ver Módulo II de Entrenamiento). Así por ejemplo, Stoner et al. (2018) presentan un resumen de la información sobre densidades poblacionales de CR para un periodo de más de 25 años durante los cuales se realizaron prospecciones de densidades de CR en varios bancos de pesca pre establecidos en el Archipiélago de las Bahamas. La acumulación temporal de tal información cotejada con un índice cualitativo de presión de pesca definido según la cercanía de los bancos de pesca a lugares poblados, dio como resultado tendencias muy importantes que permiten establecer las condiciones precarias en que se pudieran encontrar los efectivos de CR en dichos lugares (Figura 23). El alto nivel de asociación regresional entre las dos variables que se muestran en la figura anterior ( $R^2 = 0.923$ ) es indicativo de la importancia de establecer programas de investigación que utilicen observaciones directas con un esquema de largo plazo y estratégicamente diseñadas que signifiquen, por un lado, inversiones razonables para su ejecución, y por otro, que sean efectivas en cuanto a los resultados obtenidos para la ordenación de los recursos de CR.

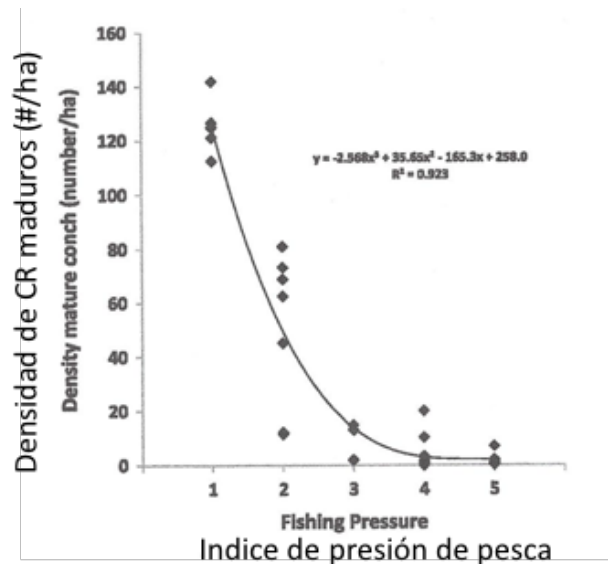


Figura 23. Tendencia de la densidad de individuos de CR maduros como función de un índice de explotación cualitativo que tiene referencia a la cercanía de los bancos de pesca a centros poblados con diferentes niveles de poblaciones humanas (desde Stoner et al. 2018).

De lo anterior se desprende que la cuantificación esporádica pero progresiva de densidades poblacionales y las disminuciones que pudieran sufrir dichas densidades por concepto de explotación pudieran ofrecer una solución a un ordenamiento adaptativo más racional, efectivo y

realista de los recursos de CR en la región del Caribe. Tal proceso adaptativo permitirá ajustar los montos de las cuotas anuales que fueran asignadas a cada unidad de efectivos.

En esta sección se integran conceptos duales densidad-explotación que pudieran servir de referencia sobre como definir más formalmente y de manera cuantitativa los procesos de mortalidad y densidad poblacionales de CR. Lo anterior es posible mediante información proveniente de prospecciones en áreas y tiempos estratégicamente pre establecidos. En este sentido se debe definir con claridad cuales serian los índices de explotación que deben ser identificados directamente con los estimados de densidad y como deberían ser estimados con datos biológicos que se originan en muestreos de los individuos encontrados durante las prospecciones visuales directas. De esta forma se enfatiza la necesidad de que la información deba originarse de un mismo efectivo, en un mismo lugar y a un mismo tiempo. También se destaca el hecho que los métodos que se describen a continuación son independientes de estadísticas de pesca y por lo tanto evitan las deficiencias y carencias que caracterizan a dichas estadísticas en las pesquerías de CR. El algoritmo de cálculo que se utilizará en esta sección se muestra esquemáticamente en la figura 24. De la figura se desprende que la información necesaria se genera desde una unidad de efectivo y por lo tanto muestras que pudieran haber sido obtenidas desde desembarques en la pesquería no tienen cabida en los análisis que se proponen en esta sección.

Los estimados de densidades poblacionales que se requieren en el numeral 1 del flujo en la figura 24, y las maneras de llevar a cabo tales estimaciones, han sido ampliamente discutidas en el Módulo II de entrenamiento sobre dicho tópico y en la sección 4.2.2 que antecede a esta sección. Por lo tanto se dará por entendido que se cuenta con un conocimiento sobre los aspectos estadísticos que se requieren para generar estimados válidos de densidades,  $D$ , y sus varianzas.

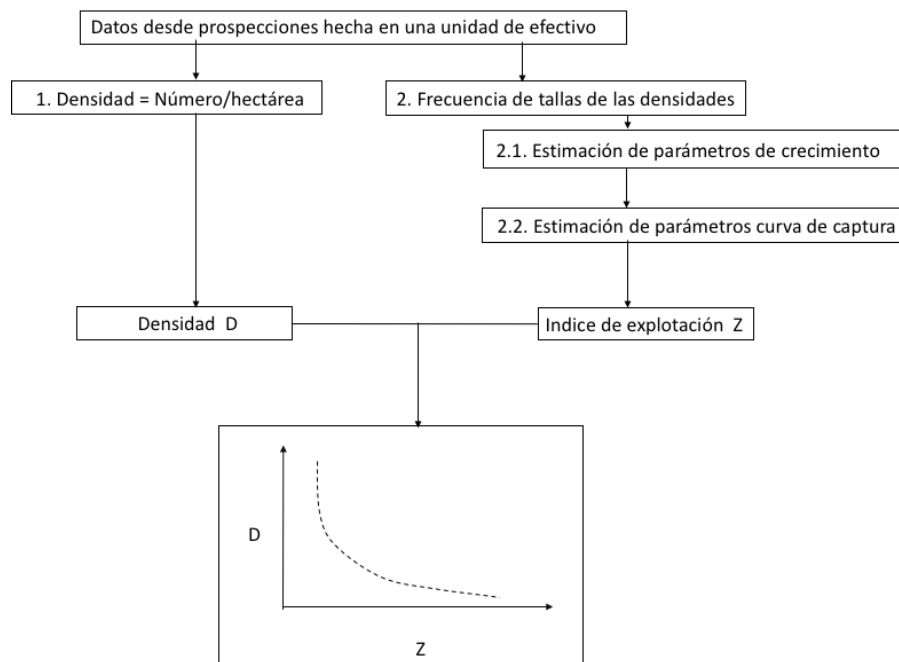


Figura 24. Flujo de los procesos de estimación que permiten generar las variables Densidad ( $D$ ) e índice de explotación ( $Z$ ) que se utiliza para definir la trayectoria de explotación del CR.

El índice cualitativo de presión de pesca sugerido por Stoner et al. (2018) puede ser reemplazado por un concepto de índice de explotación cuantitativo estimable estadísticamente desde el ajuste de modelos de ecuaciones de captura en números por categorías de pesos como función de edades. Esto lo observamos en el flujo de los procesos de estimación bajo el numeral 2 en la figura 24 en que los requerimientos sobre parámetros de crecimiento deban ser obtenidos desde análisis contenidos en el numeral 2.1 y que posteriormente serán utilizados en los análisis comprendidos en el numeral 2.2 de la misma figura. Los modelos estadísticos que se utilizarán en cada numeral tienen referencia a aquéllos obtenidos desde los trabajos de desarrollos metodológicos de Ehrhardt (1999) y presentados en Ehrhardt y Valle (2008) y que se explican a continuación. Para demostrar su utilización se usará información seleccionada desde los trabajos de prospección llevados a cabo en Honduras por Ehrhardt y Galo (2005) y Ehrhardt y Romero (2011).

Por lo tanto, el interés en esta sección del entrenamiento es el de desarrollar un algoritmo integrado en que tendencias de densidad poblacional puedan ser evaluadas en términos de la progresión de algún índice de mortalidad o explotación. De esta manera los resultados deberán reflejar el impacto del retiro de capturas totales, sin que estas sean conocidas, sobre las densidades poblacionales sujetas a dicha explotación. Bajo este marco de referencia se conseguirá entender la “trayectoria del efecto de explotación” en un efectivo de CR y su “dirección e intensidad relativo a un criterio de sostenibilidad”. Se hace notar una vez más, y de forma importante, que el proceso de análisis anterior será independiente de datos originados en la pesquería pero que sin embargo permitirían reflejar las consecuencias de la explotación sobre el recurso protegido. En las secciones que siguen se aporta el proceso que se requiere seguir en el numeral 2 de la figura 24 sobre las estimaciones de parámetros de crecimiento y su aplicación en la estimación de un índice de explotación que podría definirse como relativo a la mortalidad total  $Z$ .

#### **Parámetros de crecimiento necesarios para la estimación de una edad relativa $t'$ y $\Delta t_j$ necesarios para estimar explotación según numeral 2.1 de la figura 24.**

El crecimiento del CR es de difícil estimación puesto que crecimiento es el incremento de tamaño de acuerdo a edades y en el caso de esta especie, no es posible definir edades siguiendo observaciones de discontinuidades del metabolismo en ciclos biológicos anuales. Por otra parte, el crecimiento longitudinal o sifonal de la concha se detiene con el advenimiento de la madurez sexual en que el crecimiento cambia de eje y de contexto ya que es el volumen de la concha es lo que aumenta considerablemente ante el despliegue del labio que señala precisamente la llegada de la maduración sexual. A pesar del proceso descrito anteriormente, el crecimiento en longitud sifonal de juveniles de CR hasta la edad de primera madurez ha sido ampliamente estudiado en la región mediante experimentos de marcado lo cual permite observar la progresión del crecimiento de los individuos marcados que fueran liberados y recobrados en diferentes oportunidades en el tiempo. También se han hecho esfuerzos de identificar grupos de individuos, o cohortes, que pudieran en su conjunto permitir darle seguimiento a tamaños modales en el tiempo. Entre esos estudios están aquéllos en Colombia (Gallo et al. 1996; Márquez 1993), Belice (Strasidine 1988), México (Valle-Esquivel 1993), Jamaica (Tewfik 1996), Cuba (Alcolado 1976), Puerto Rico (Appeldoorn 1990), y Martinica (Rathier y Battagly 1994). Estos estudios proveen estimados de los parámetros  $L_\infty$ ,  $K$   $t_0$  de la función de crecimiento asintótico en longitud sifonal tipo von Bertalanffy correspondiente a juveniles, la que fuera adoptada por casi todos los autores. Dicha función esta dada por

$$L_t = L_\infty * (1 - e^{-K*(t-t_0)}) \quad (17)$$

donde  $L_\infty$  es el parámetro de largo sifonal asintótico, K es el coeficiente de crecimiento y expresa la rapidez con que el tamaño a edad alcanza el valor de  $L_\infty$ , mientras que  $t_0$  es un parámetro de ajuste de la función en el eje de las edades.

El impedimento de utilizar tal función para las edades de CR que han alcanzado la madurez radica en que el crecimiento sifonal se detiene abruptamente alcanzando con ello un valor asintótico a temprana edad. Por lo tanto, la curvatura de la función de crecimiento del CR no obedece estrictamente a la trayectoria esperada de la talla sifonal a edad esperada de una función tipo von Bertalanffy la que tiende a crecer continuamente hacia un largo asintótico que se espera se debiera alcanzar a edades mucho mayores que aquélla de la primera madurez. Con ello la función tiende a sobre estimar las tallas de los individuos mayores de la edad de primera madurez. En otras palabras, la función de crecimiento tipo von Bertalanffy, como modelo matemático que debe emular el crecimiento en longitud del CR, no genera la curvatura extrema que implica la detención del crecimiento en longitud sifonal a temprana edad. Matemáticamente, se pudiera dar solución a este problema mediante la consideración de algún modelo de crecimiento que tenga un número mayor de parámetros en su formulación del crecimiento. Modelos con mayor número de parámetros agregan flexibilidad en la curvatura que representan los datos de talla a edad después de la detención del crecimiento sifonal. Appeldoorn (1988b) utilizó con este propósito un modelo con cuatro parámetros tipo Gompertz de crecimiento en talla, sin embargo, existe la incógnita de no poder asignar edades a las tallas encontradas en las muestras.

Ehrhardt (1999) desarrolló una formulación para expresar el crecimiento del CR basándose en los pesos máximos o asintóticos observados en carne limpia 100% y que también se puede aplicar al peso total de los individuos capturados experimentalmente en prospecciones directas. Tal formulación requiere pesos promedio a edad para caracoles juveniles de edades de 1 a 3 años. Dichos pesos se pueden obtener utilizando funciones que relacionan el largo sifonal con el peso aplicadas para transformar el largo sifonal promedio obtenido con funciones tipo von Bertalanffy para dichas edades. Las funciones tipo von Bertalanffy deben corresponder a los diferentes lugares o regiones dentro del hábitat regional del CR. La importancia de utilizar parámetros de crecimiento específicos para ciertas zonas se debe a la plasticidad del crecimiento del CR, que como se ha mencionado, es afín a la ecología del hábitat en que se encuentra. Para este propósito se hace referencia a una tabla con un resumen de dichos parámetros en la página 30 de Ehrhardt y Valle (2008) y que corresponden a la función de crecimiento de von Bertalanffy para juveniles de CR.

Considerando que se puede estimar el largo sifonal correspondiente a las edades juveniles y que dicho largo puede ser transformado a pesos individuales a edad, Ehrhardt (1999) transformó el crecimiento en peso en una ecuación doble exponencial tomando como referencia solo los pesos asintóticos ( $W_\infty$ ) que correspondan a un hábitat específico del CR y un parámetros de ajuste, A3. El modelo esta dado como

$$W_t = \frac{W_\infty}{W_\infty^{EXP(-A3*t)}} \quad (18)$$

En la formulación de crecimiento dado en la ecuación 18, el valor del peso asintótico,  $W_{\infty}$ , se deberá estimar externamente y bajo ciertas suposiciones de explotación. Por ejemplo, se pudiera estimar desde un percentil del rango superior de una distribución cumulativa de las frecuencias de pesos observadas desde muestras obtenidas durante prospecciones de densidad poblacional. Este proceso de estimación se explica más abajo con un ejemplo. De esta manera, el único parámetro a estimar en la ecuación de crecimiento es  $A3$  el cual se logra de una manera simple mediante un ajuste de mínimos cuadrados no lineales usando la rutina SOLVER que se encuentra en las HERRAMIENTAS en EXCEL y que se explica más abajo.

De la ecuación de crecimiento 18 se debe despejar la edad  $t$  como función de los parámetros  $A3$  y  $W_{\infty}$  y que se utilizará en las ecuaciones de captura en el flujo 2.1 de la figura 24. Tales valores de  $t$  estarán dados por

$$t = \frac{-\ln \left[ \frac{\ln \left( \frac{W_{\infty}}{W_t} \right)}{\ln(W_{\infty})} \right]}{A3} \quad (19)$$

Por lo tanto, esta ecuación se identifica con la variable de la edad relativa  $t'$  en la ecuación de captura (21) dada adelante, y que corresponde a los pesos promedio de las categorías de pesos ya sea de algún nivel de % carne limpia o peso total del CR.

Como ejemplo para el proceso de estimación de los parámetros en la ecuación 18 se pueden usar ya sea las frecuencias de tallas en peso total o de la carne 100% limpia. Para el ejemplo, tales datos provienen de aquéllos colectados por Ehrhardt y Romero (2011) en prospecciones llevadas a cabo en Honduras. En la figura 25 se muestran en el cuadro de la izquierda las frecuencias cumulativas de los pesos de carne 100% limpios y en el cuadro de la derecha las frecuencias cumulativas de los pesos individuales totales. En las gráficas se observa que se ha definido arbitrariamente los percentiles de 95% como el valor del peso asintótico,  $W_{\infty}$ . Esto podría ser justificable puesto que las exploraciones se hicieron en épocas en que los efectivos de CR en áreas de la plataforma continental externa de Honduras y Nicaragua no se encontraban con los niveles avanzados de explotación que se encuentran en la actualidad. Por lo tanto, dichas frecuencias cumulativas pudieran representar el crecimiento hasta tamaños asintóticos en estado natural del recurso. Esta es una suposición importante puesto que en un efectivo que se encuentre en estados avanzados de explotación, los individuos de tallas mayores usualmente ya han sido retirados y no aparecen ni en las capturas comerciales ni en aquéllas de prospecciones, y por lo tanto no se observan en muestras obtenidas desde aquéllos procesos.

Para los casos del ejemplo que se utiliza aquí, los valores de  $W_{\infty}$  resultan en 235 gramos y 2628 gramos para los pesos de carne limpia en un 100% y para pesos totales, respectivamente. Por lo tanto, el raciocinio anterior se basa en que el peso asintótico en una función de crecimiento como la expresada en la ecuación 18, no corresponde al valor del peso máximo observado en las capturas comerciales sino al peso promedio de las edades máximas de la especie. Puesto que dicha edad máxima se desconoce en el caso de CR, se requiere la adopción del peso correspondiente a un percentil determinado, por ejemplo de 95% de la frecuencia cumulativa, como una aproximación

a dicho peso promedio asintótico. Por otra parte, y a modo de corroboración, el peso  $W_{\infty}$  al 95% de las frecuencias cumulativas de peso de carne limpia 100% que se ha supuesto para los análisis en este ejemplo, se muestra en la figura 26 en relación a los datos observados, mientras que en la figura 27 se muestran las curvas de crecimiento en talla sifonal y en peso 100% limpio a edad para los individuos juveniles que serán utilizadas en al estimación de del parámetro A3 de la ecuación 18. En las curvas anteriores se utilizó un promedio de los parámetros de la función de crecimiento de la talla sifonal de von Bertalanffy dados para Colombia y Belice desde a tabla en la página 30 de Ehrhardt y Valle (2008). La selección de dichos parámetros obedece a que no existen datos de talla a edad de juveniles para el CR en Honduras y Nicaragua y por tanto se ha utilizado un promedio regional pertinente que pudiera suplir tal carencia de información. La información sobre largo sifonal-peso de la carne 100% limpia requerida para realizar las transformaciones de las funciones de crecimiento de largo sifonal a peso en la figura 27 se obtuvo desde muestras obtenidas en prospecciones realizadas en Honduras por Ehrhardt y Romero (2011) y que se muestran en la figura 28. La función largo sifonal en mm-peso en gramos resultante es

$$\text{Peso limpio 100\%} = 0.00002096 * \text{Largo asintótico}^{2.0237} \quad (20)$$

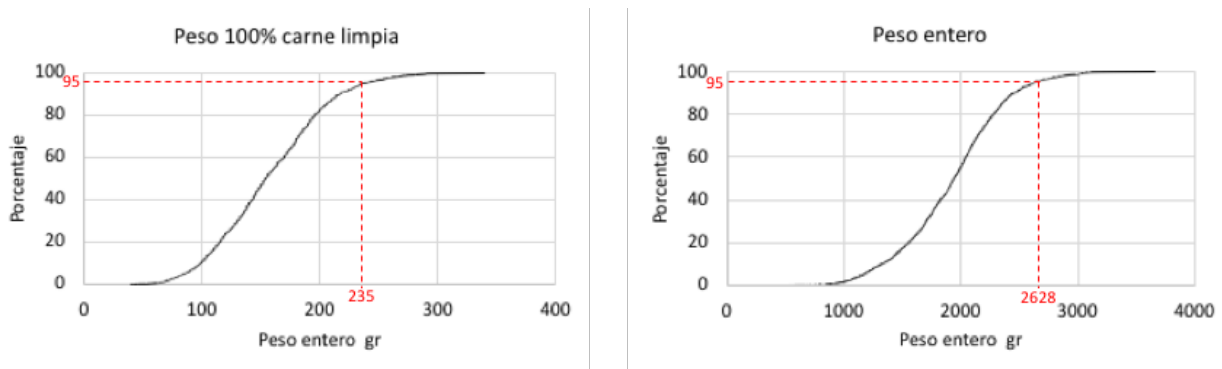


Figura 25. Distribución cumulativa de frecuencias de pesos 100% de la carne limpia y total en muestras biológicas poblacionales obtenidas desde prospecciones de bancos de pesca de CR en Honduras (Ehrhardt y Romero 2011).

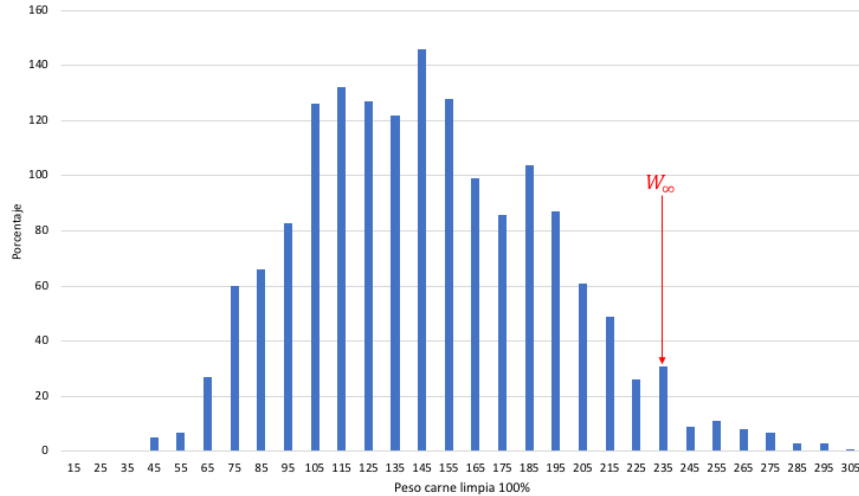


Figura 26. Frecuencia de pesos de carne limpia 100% de CR en Honduras (Ehrhardt y Romero 2011) utilizada en ejemplo de estimación de Z por medio de ecuación de captura en peso.

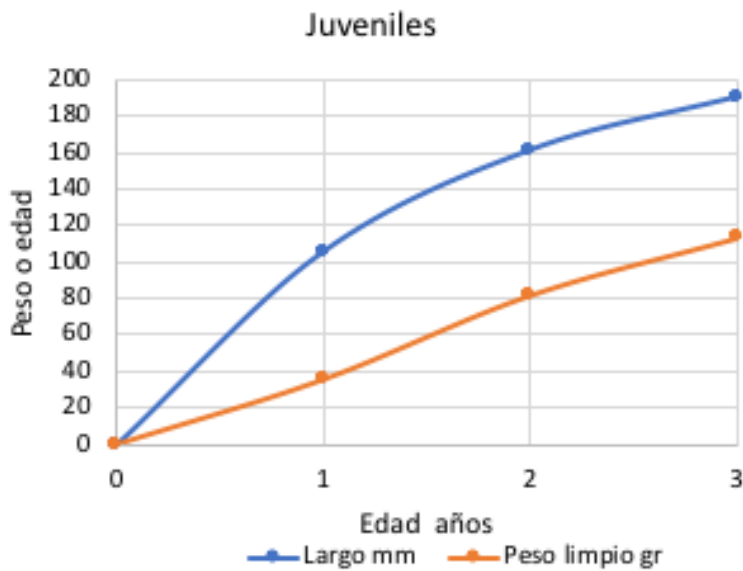


Figura 27. Crecimiento promedio de juveniles desde parámetros de función de crecimiento en longitud sifonal tipo von Bertalanffy promediados para la región de Colombia-Belice desde datos de Gallo et al. (1996), Márquez (1993), y Strasdine (1988) y en peso usando los parámetros de una función de longitud sifonal-peso limpio para la especie y región (Ehrhardt y Romero 2011). **Requiere visualizar segundo eje de las Y**

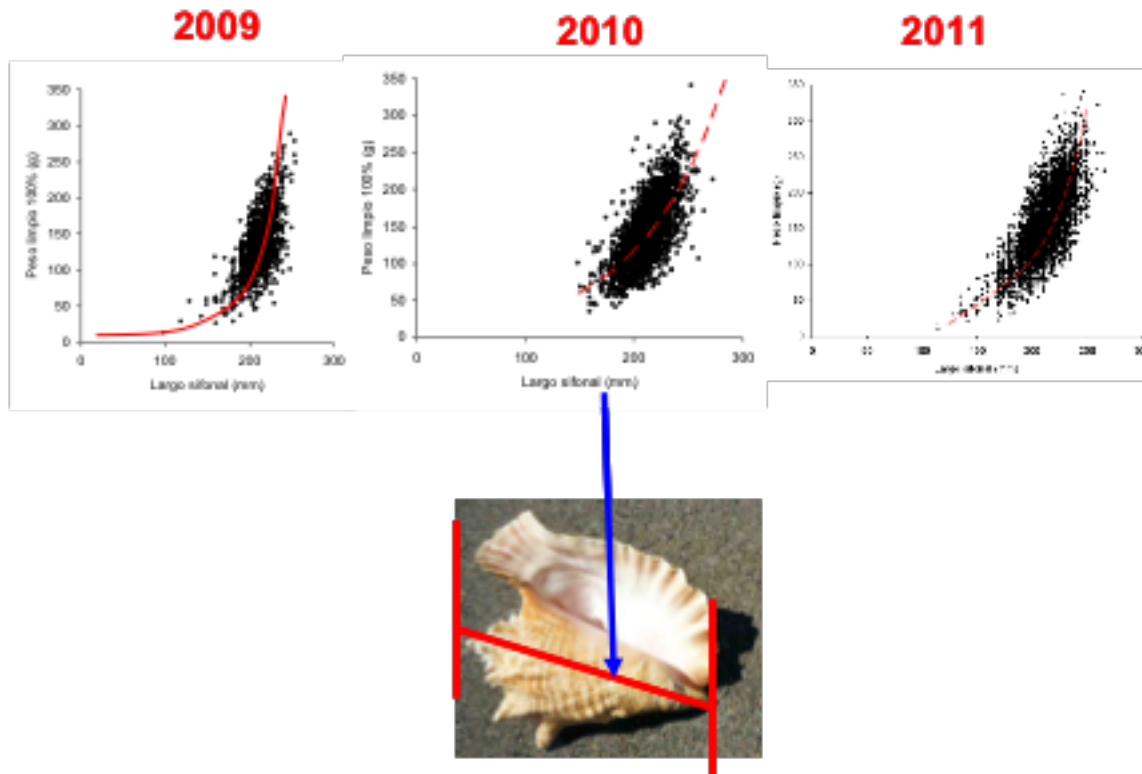


Figura 28. Pesos limpios 100% correspondientes a largos sifonales de CR colectados en muestras de las prospecciones realizadas en Honduras durante 2009-2011 (Ehrhardt y Romero 2011).

La rutina programada en Excel para estimar el parámetro A3 se muestra en la figura 29 mientras que las formulaciones correspondientes a la misma rutina se muestra en la figura 30. Los parámetros de la función de crecimiento en longitud sifonal de von Bertalanffy para juveniles se encuentran en las celdas B6:B8 mientras que los parámetros para la relación largo sifonal-peso de la carne 100% limpia se encuentran en las celdas B12:B13. Los valores utilizados como observados de los pesos utilizados en el ejercicio de ajuste, y que corresponden a los pesos entre las edades 0 y 3 se encuentran en las celdas F5:F8 y graficados como círculos en la figura que se incluye en la tablilla Excel de la figura 29. Estos valores usados como observados se calculan según la ecuación de la función de von Bertalanffy (ecuación 17) que ha sido integrada en la ecuación 20 de largo peso. Por lo tanto, en las celdas F5:F8 se encuentran programadas en Excel para cada edad juvenil  $t$ , ecuaciones similares a la que sigue

$$W_t = 0.00002096 * L_{\infty}^{2.9237} * (1 - e^{-K*(t-t_0)^{2.9237}}$$

Valores de  $W_{\infty} = 235$  supuestos para este ejercicio desde la figura 25, se entran para varias edades asintóticas, elegidas aproximadamente como “muy mayores”, en las celdas F26:F33. Los valores esperados de pesos a edad se programan en las celdas G5:G33 y se encuentran graficadas de forma continua en la figura que se incluye en la tablilla Excel de la figura 29. Los valores residuales al cuadrado (esto es, el valor observado menos el valor estimado elevado al cuadrado) que se requieren para estimar la función objetivo de la celda J5, se estiman como se indican en las celdas

H5:H8 y H26:H33 de la figura 29. El parámetro A3 se estima mediante la rutina mínimo cuadrática SOLVER de la misma forma que se utilizara dicha rutina en las figuras 12 y 13.

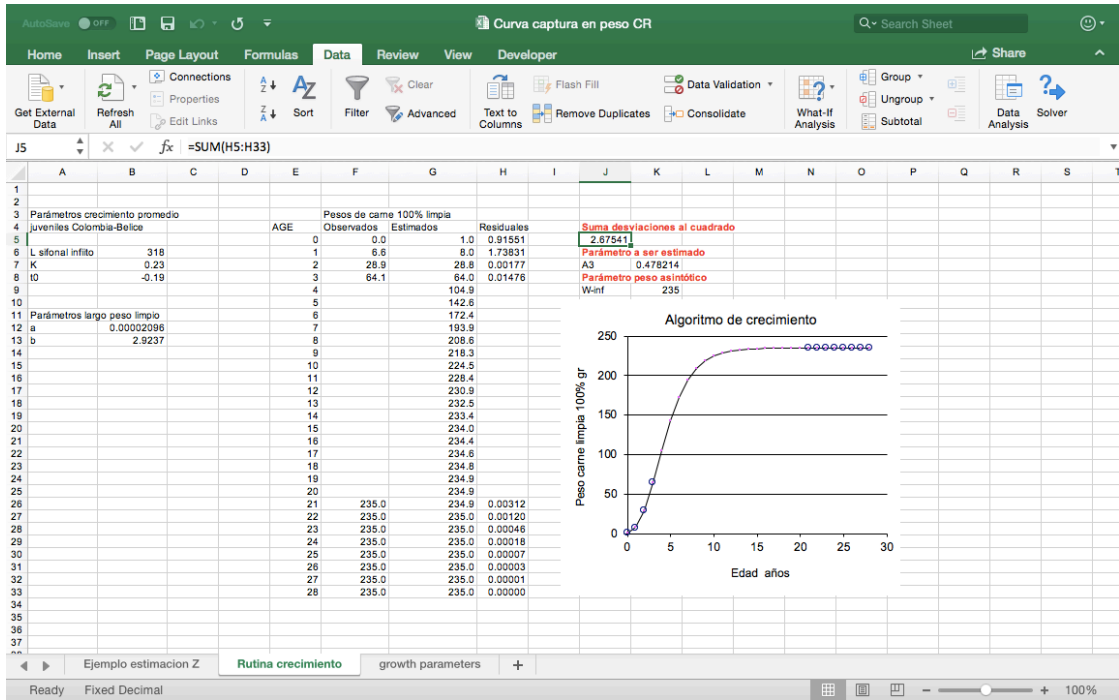


Figura 29. Página Excel con resultados del ajuste para la estimación del parámetro A3 de la ecuación de crecimiento en peso de Ehrhardt (1999).

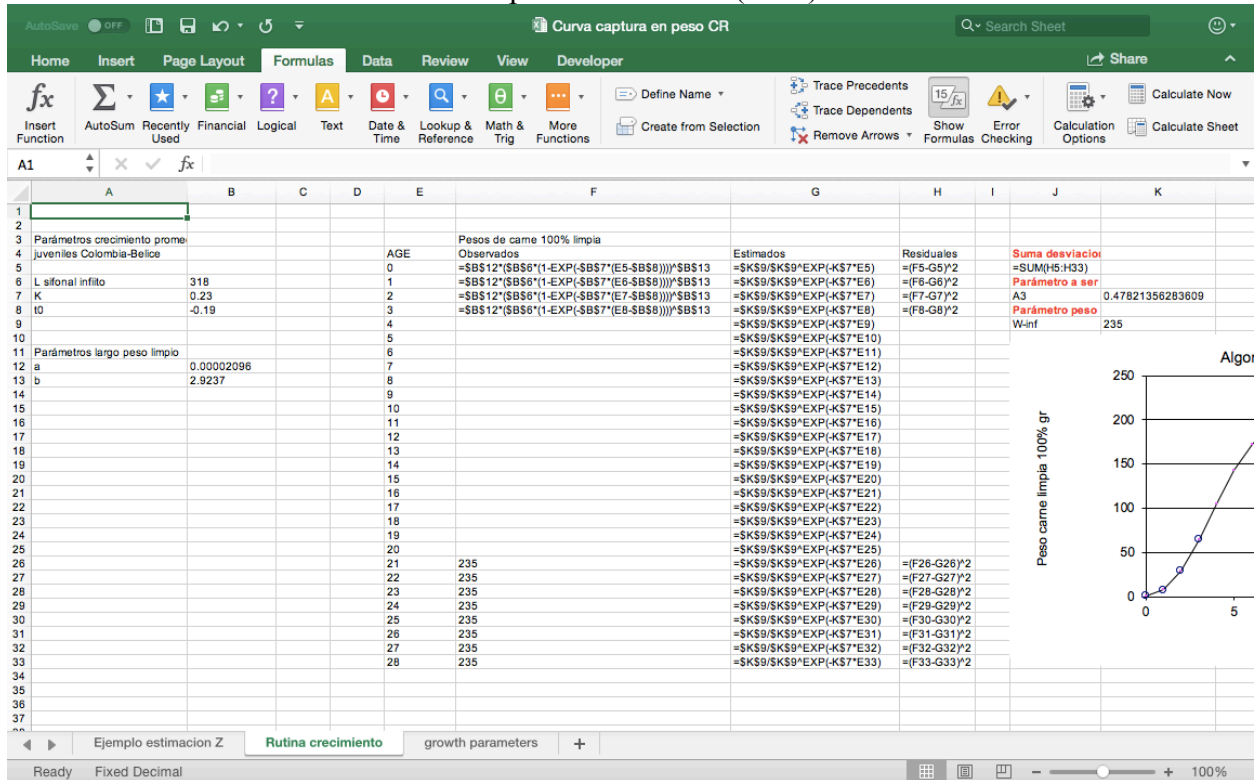


Figura 30. Página Excel con formulaciones para los estimados en la figura 29.

Los parámetros de la ecuación 18 de crecimiento para el caso de los datos exploratorios de Honduras resultaron ser  $W_{\infty} = 235$  gramos y  $A3 = 0.478214$  para carne limpia 100% usando los datos de largo sifonal y peso limpio que se presentan graficados en la figura 28.

**Estimados de índice de explotación o mortalidad total,  $Z$ , según numeral 2.2 de la figura 24.**

Una tasa instantánea de mortalidad total,  $Z$ , que en esta sección se interpreta como un posible índice de explotación, se puede estimar desde la pendiente de una función lineal ajustada a la captura en números organizada de acuerdo a categorías de pesos individuales de la carne, o de la concha, o del peso total (carne + concha), sobre la edad relativa de las categorías de peso. La información debe provenir de los individuos de CR muestreados durante prospecciones diseñadas para estimar densidades poblacionales sobre el área de distribución de la una unidad de efectivo.

*NOTA IMPORTANTE: La connotación de importancia en esta instancia es que las estadísticas de frecuencias de peso deban ser originadas desde los mismos individuos que conformaron la "población estadística" en el proceso de muestreo directo de densidades poblacionales. Solo de esta forma se podría esperar una correlación entre un índice de explotación y la densidad poblacional resultante.*

El desarrollo de modelación necesario para la estimación de  $Z$  mediante curvas de captura transformadas a pesos, puede ser aquel sugerido por Ehrhardt (1999) y corresponde al proceso de ajuste de una curva de captura en números convertida a peso según la siguiente ecuación:

$$\ln \left[ \frac{C_t}{\Delta t_j} \right] = a + Zt' \quad (21)$$

Donde  $C_t$  es la captura en números de CR observados en las muestras biológicas obtenidas en prospecciones directas para la evaluación de densidades. Tal captura corresponde a una edad relativa  $t'$  que es la edad correspondiente al peso promedio de la categoría  $j$  de peso ya sea definida por el peso de la carne limpia o del peso total, etc. Dicha edad se debe estimar a partir de una ecuación de crecimiento, como por ejemplo aquella entregada en la ecuación 18. El parámetro  $a$  en la ecuación 21 corresponde al intercepto de una línea de regresión, el parámetro  $Z$  es la mortalidad instantánea total (también utilizado en este ejemplo como un índice de explotación) que se desea estimar y que corresponde a la pendiente de la línea. Finalmente,  $\Delta t_j$  es el intervalo de tiempo que requiere un individuo de CR para crecer a través de la categoría de peso  $j$  y que se estima siguiendo una curva de crecimiento dada por la ecuación 18 resultando en la siguiente ecuación

$$\Delta t_j = t_{j+1} - t_j = \frac{1}{A3} \ln \left[ \frac{\ln(W_{\infty}/W_j)}{\ln(W_{\infty}/W_{j+1})} \right] \quad (22)$$

donde el parámetro  $W_{\infty}$  ya ha sido identificado como el peso asintótico en la función de crecimiento,  $A3$  es un parámetro de ajuste de la ecuación de crecimiento, y  $W_j$  es el peso promedio de una clase de tamaño  $j$ .

El proceso de implementación del ajuste de la curva de captura en peso a una frecuencia de datos observados utilizando las capacidades de cálculo en Excel, se explicará a continuación en dos bloques consecutivos de la lógica de integración de la información y selección del rango regresional.

### **Bloque 1 sobre la integración de los datos base**

Este bloque corresponde a la estructuración de las variables “Edad Relativa” que corresponde al eje de las X en una gráfica de regresión simple de la ecuación de captura, y a la variable  $\ln \left[ \frac{C_t}{\Delta t_j} \right]$  que corresponde al eje de las Y en la misma gráfica de regresión. Tales variables se encuentran en las celdas D11:D38 y E11:E38 de la planilla de Excel que se muestra en la figura 31 y en la figura 32 que corresponde a la misma planilla Excel anterior pero en que se muestra las formulaciones en las celdas correspondientes. Para estimar  $\ln \left[ \frac{C_t}{\Delta t_j} \right]$  se requiere la información de captura en números que se obtuvo para cada rango o categoría de peso y el lapso de tiempo Delta t necesario para crecer del límite inferior al límite superior de peso de cada categoría. Tal información se encuentra en las celdas B11:B38 para las capturas que deben ser entradas directamente en dichas celdas después de haber ordenado la información en un histograma de frecuencias con clases o categorías de peso similar al mostrado en la figura 26 (esto es, la distribución de pesos donde se determinó  $W_\infty$ ), y en las celdas C11:C38 para el lapso de tiempo Delta t que debe ser estimado según la ecuación 22. Como se observa en la figura 32 de las formulaciones correspondientes a dichas celdas, los valores de las variables se copian desde los valores que se han calculado en las celdas G45:G72 para Delta t y H45:H72 para la edad relativa  $t'$ . Con ello se logra calcular en las celdas E11:E38 el logaritmo natural de la razón entre la captura  $C_t$  y Delta t con lo cual se tiene lo que serán los valores observados de  $Y = \ln \left[ \frac{C_t}{\Delta t_j} \right]$  para cada clase de peso j.

Los procesos de cálculos para obtener Delta t y Edad relativa se obtienen desde las formulaciones en la figura 32 las que están estructuradas en las celdas G45:G72 y H45:H72, respectivamente. La edad relativa utiliza la ecuación 19 para la cual se requiere los parámetros:  $W_\infty$  que se encuentra en la celda B42, y A3 que se encuentra en la celda B43 además del tamaño promedio del intervalo de pesos j que se da en las celdas D45:D72. Nótese que el tamaño promedio se estima en las celdas D45:D72 como la media aritmética entre los límites superior e inferior de las categorías de peso j que se encuentran en las celdas B45:B72 y C45:C72, respectivamente. Por otra parte, Delta t se obtiene desde la diferencia entre la edad máxima y la edad mínima que corresponde a cada clase de peso j y que se da en las celdas E45:E72 y F45:F72 en las que se ha utilizado la ecuación 19 para su estimación.

En los procesos de estimación anteriores es de especial importancia la forma en que se define el rango de las categorías de peso j que se dan en las celdas B45:B72 para los límites de pesos máximos de tales rangos y en las celdas C45:C72 para los límites de pesos inferiores de las categorías. La importancia radica en que si los rangos de peso son demasiado amplios, la información biológica que se desea extraer desde los datos estadísticos de frecuencias de pesos, se pudiera perder por la aglomeración de los mismos en histogramas de mucha amplitud. Por el contrario, si los rangos de peso son muy estrechos, la información se transforma en “desconectada” entre las categorías de peso y en general mostrarían gran variabilidad entre los histogramas

generados por causa de la falta de conectividad entre las observaciones. En general, la costumbre es utilizar un criterio subjetivo que acomode la dispersión de las frecuencias encontradas en las muestras. En el caso del ejercicio ofrecido en este Módulo III de entrenamiento se ha adoptado un rango *ad hoc* de 10 mm en las clases de peso  $j$ . Sin embargo, cabe destacar que existen métodos estadísticos para determinar objetivamente cual pudiera ser el rango óptimo de dichas categorías dadas ciertas condicionantes probabilísticas de las distribuciones de frecuencias desde las cuales se deban asignar frecuencias a cada categoría. Por ejemplo, Shimizaki y Shinomoto (2007) desarrollaron un método para estimar rangos óptimos de categorías de frecuencia de datos para lo cual se supone que existe un proceso probabilístico de distribución puntual tipo Poisson para cada rango en todas las categorías posibles en que se puedan asignar frecuencias. Los autores también suponen que las frecuencias en las muestras no siguen ningún tipo de distribución probabilística, lo cual facilitaría su aplicación a casos en que las muestras tengan insuficiencia de datos o tengan distribuciones sobre un amplio rango de pesos o tamaños.

Hasta aquí se ha logrado la construcción de valores para los ejes Y y X que se muestran en la gráfica de la figura 31 con un formato de puntos discretos (esto es, no conectados). La ecuación de captura (21) deberá ser ajustada a dichos datos, sin embargo, el ajuste deberá realizarse sobre el limbo descendente de la distribución de puntos que se muestran en la gráfica. Para ello se requiere establecer el rango de edades que define los valores de X que se deben contemplar en el ajuste de los valores de Y respectivos. La forma de definir el rango regresional se explica a continuación en el Bloque 2 de computaciones.

## **Bloque 2 sobre la selección del rango regresional para la estimación de la pendiente**

Un aspecto muy importante en el ajuste de una ecuación de captura (ecuación 21) a puntos como los observados en la gráfica de la figura 31, es que los mismos no forman una sola tendencia sino una ojiva que describe procesos ascendentes de selectividad y reclutamiento en el limbo izquierdo de la distribución y una tendencia decreciente debido a mortalidad natural y explotación en el limbo derecho de la distribución. En efecto, los datos de captura para edades inferiores a 4 años indican que los CR no son capturados con la misma intensidad y efectividad que aquéllos otros que son mayores de 4 años y que se clasifican como totalmente reclutados al efectivo en el área y tiempo en que se realizaron los muestreos de prospección. Con ello, el efecto de explotación se ve plenamente reflejado por una disminución de las capturas a edad lo cual se observa solo en el limbo descendente de la distribución de los puntos que se muestran en la gráfica anterior. Por lo tanto, en el proceso de estimación de Z como la pendiente de la función descendente de  $\ln \left[ \frac{C_t}{\Delta t_j} \right]$  sobre  $t'$  (ecuación 21) deberá ser realizado sobre un “rango regresional” concordante con las edades totalmente reclutadas. De esta manera, se requiere que exista una modalidad en cuanto se refiere a la selección del rango regresional en la planilla de Excel. Esto se resuelve mediante la inserción de una lógica contenida en una programación de comandos condicionales en Excel.

La programación condicional corresponde a la definición de un rango de edades “restringidas” que generen el rango regresional que se desea. Para ello se requiere utilizar una serie progresiva de códigos que identifiquen las clases o categorías de frecuencias  $j$  que se desean incorporar al rango regresional. Esta serie se encuentra en las celdas A11:A36 de la figura 32. El rango regresional debe ser definido externamente por el usuario utilizando un par de códigos que se deben entrar en

las celdas H7 y H8 de la planilla en la figura 32. Tales códigos indican el valor mínimo y el valor máximo deseados como rango de la serie de códigos que se encuentran en las celdas A11:A36. De esta forma, los códigos mínimos y máximos determinan qué celdas deben permanecer activadas en la matriz de celdas F11:H36 que contienen las distribuciones restringidas de valores de Y y X que se desean utilizar en los ajustes de la curva de pesca. De igual forma se incluye en la matriz los valores de Y para la recta ajustada según los parámetros de pendiente e intercepto que se estime para los datos regresionales seleccionados. Así, por ejemplo, si se desea seleccionar datos para un ajuste regresional sobre el rango de edades restringidas (esto es, aquellas edades de individuos maduros plenamente reclutados), se podría adoptar el código 12 en la celda H7 y el código 22 en la celda H8. De esta forma, en la celda F22 de la figura 32 que muestra las formulaciones, se encuentra programada la siguiente ecuación condicional

```
=IF($A22>=$H$7,(IF($A22<=$H$8,D22,"")), "")
```

Una descripción de la formulación anterior es como sigue:

Para la celda F22, si el valor del código en la celda A22 que es igual a 12 es **mayor o igual** al código que se encuentra en la celda H7 (que en el ejemplo igual a 12) y que identifica a la edad menor que se pudiera considerar en el rango regresional, y si el código en la celda A22 es **menor o igual** al código que se encuentra en la celda H8 (que es igual a 22) que identifica a la edad mayor que se pudiera considerar en el rango regresional, entonces deberá copiar en la celda F22 el valor que se encuentra en la celda D22. Dicho valor corresponde a la edad relativa 4.65. Lo anterior en efecto sucede puesto que el código 12 en la celda A22 cae dentro del rango de códigos dados en H7 y H8.

Si no se cumpliera el código de la celda A22 para cualquiera de las dos condiciones establecidas para los códigos solicitados (esto es, los códigos en H7:H8), se escribirá una celda en blanco que es ordenada por el doble signo de exclamación, “”. Como ejemplo, supongamos ahora lo que ocurre en la celda F21. Para dicha celda corresponde el código 11 en la celda A21. Dicho código es menor que aquel en H7 y por lo tanto la ecuación condicional en la celda F21 ordenará la ejecución del comando “” que significa deje esa celda en blanco. Veamos ahora el caso de la celda F33 en que el código que le corresponde en la celda A33 tiene un valor de 23. De esta forma dicho código es mayor que el código de comando en H7 que es igual a 12 y por lo tanto da paso a la segunda lógica condicional al preguntar si el código es menor o igual al código en H8 cuyo valor es 22. Puesto que el código en A33 es igual a 23, y por lo tanto mayor que el valor codificado en H8, entonces Excel generará una celda en blanco según el comando “” que se activa al no cumplirse la lógica establecida. Los signos de \$ que se observan en la ecuación de lógica condicional tienen el propósito de anclar las celdas correspondientes a los códigos que se leen y de esta forma la ecuación condicional se puede copiar hacia abajo o arriba en la columna F para así llenar todas las celdas necesarias de acuerdo a los datos de frecuencia.

La secuencia lógica explicada anteriormente para la serie restringida de edades que corresponde al eje de las X en el ajuste regresional, se aplica también a las frecuencias de captura correspondientes a cada clase de peso j en la columna G para la celdas G11:G38.

De la misma forma que lo expresado en el párrafo anterior, la programación condicional en Excel para la inclusión de celdas para  $\ln \left[ \frac{C_t}{\Delta t_j} \right]$  restringidas, se muestran en la celda G22 de la forma

=IF(\$A22>=\$H\$7,(IF(\$A22<=\$H\$8,E22,"")), "")

la cual siguiendo un instructivo similar al anterior pero de copiar el contenido de la celda E22 en la celda G22 si es que se cumplen las condiciones de la lógica condicional establecida para este ejemplo.

Por último, la programación condicional en Excel para la determinación de  $\ln \left[ \frac{C_t}{\Delta t_j} \right]$  **esperado** para las edades dentro del rango regresional, correspondería al instructivo condicional que se muestra como ejemplo en la celda H22, y dado como

=IF(A22>=\$H\$7,(IF(A22<=\$H\$8,\$J\$32+\$J\$31\*D22,"")), "")

En este último caso, si se cumplen las condiciones de los códigos solicitados (esto es, los códigos en las celdas H7 y H8) entonces se deberá escribir en la celda H22 el resultado Y de la ecuación lineal con un intercepto que es estimado en la celda J32 y una pendiente que es estimada en la celda J31 correspondiendo a la edad está data en D22 que es el valor de X en la regresión lineal.

Todas las formulaciones condicionales anteriores se encuentran programadas en todas las celdas en la matriz F11:H36. De esta manera es posible incluir en la gráfica de la figura 31 la línea de regresión continua que es válida solo para el rango regresional elegido por los códigos en las celdas H7 y H8.

El parámetro del intercepto de la ecuación de captura (21) que se estima para el rango de regresión G11:G38 para los valores restringidos de  $\ln \left[ \frac{C_t}{\Delta t_j} \right]$  y en F11:F38 para los valores restringidos de  $t'$  se encuentra en la celda J32, y está dado como

=INTERCEPT(G11:G38,F11:F38)

Para el caso de la pendiente de la ecuación de captura (21) y para el mismo rango regresional anterior se encuentra en la celda J31, esta dado por

=SLOPE(G11:G38,F11:F38)

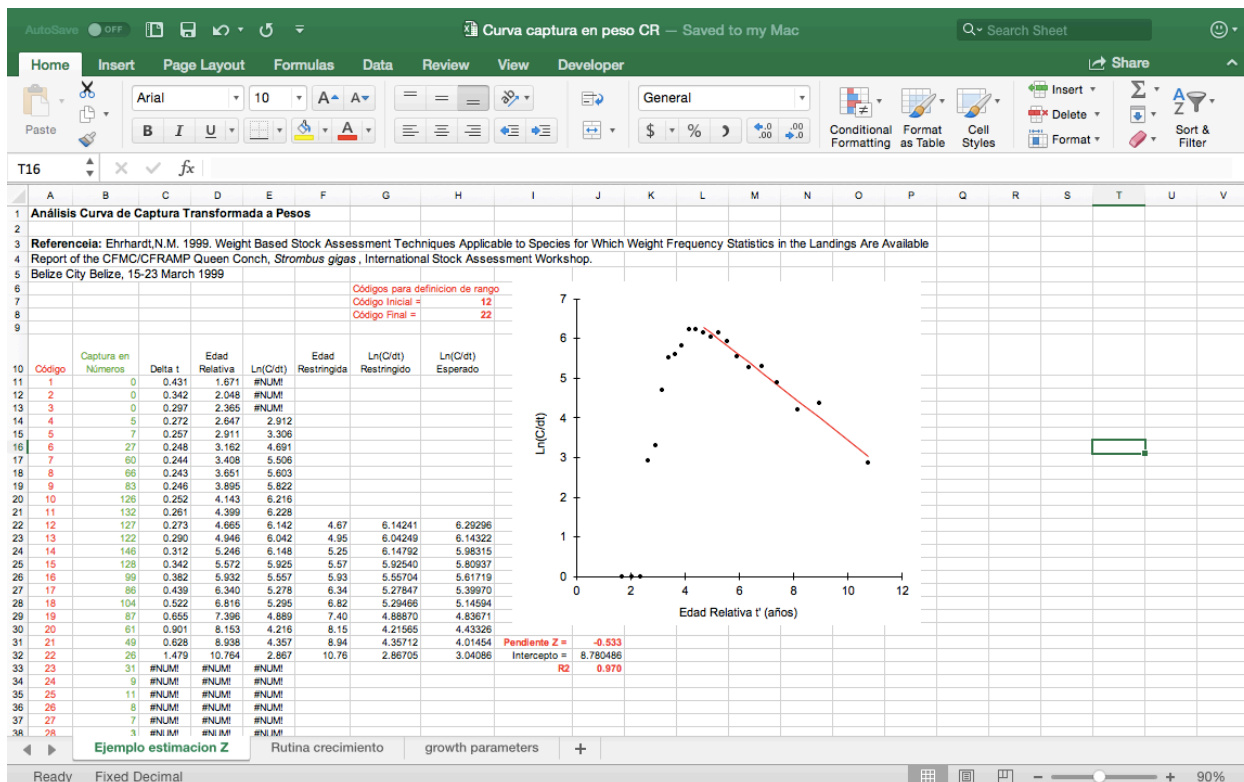
Para tener una referencia de la bondad estadística del ajuste, se ha incluido en la celda J33 una función para la estimación del grado de asociación estadística  $R^2$  alcanzada por el ajuste en el rango regresional elegido según decisión entrada en las celdas H7 y H8. La función esta dada por

=RSQ(G11:G38,F11:F38)

La calidad del ajuste estadístico es puramente subjetivo en el sentido que se pueden practicar diferentes rangos regresionales y anotar el valor de  $R^2$  resultante para cada uno de ellos. Por

ejemplo, cuando el rango regresional entrados en las celdas H7 y H8 es de 12 y 22, el valor de  $R^2$  resultante es de 0.970 y los parámetros de la curva de captura son  $Z = -0.533$  e intercepto = 8.780486. Si los códigos de entrada en H7 y H8 fueran cambiados a 6 y 22, el valor de  $R^2$  resultaría ser 0.601 con  $Z = -0.332$  e intercepto igual a 7.23725. Sin duda que el ajuste con los códigos 12 y 22 es superior a aquel en que se usa un rango regresional que incluye capturas a edades que no han sido totalmente reclutadas a la pesquería.

En la figura 31 aparece escrito un mensaje de error #NUM! en celdas E11:E13 que se debe a la existencia de cero capturas en las celdas B11:B13. De igual forma aparece el mensaje de error #NUM! en las celdas E67:H72 lo cual se debe a que el valor del peso asintótico dado en la celda B42 es menor que los valores de peso en la categorías que están representadas a partir de la corrida 67. Tal error aparece copiado en las celdas C33:E38. Dichos mensajes de error no interfieren en los procesos de estimación de  $Z$  puesto que el rango regresional cubre hasta la categoría de peso anterior a aquella que contiene al peso asintótico, y por otro lado, nunca cubre los rangos inferiores de peso que pueden no contener observaciones. Sin embargo, es importante notar que si existieran rangos de peso sin observaciones de frecuencias, entonces se tendría que ampliar el rango de los histogramas. Esto es, ampliar las clases o categorías de peso para que sean más inclusivas de las observaciones en las muestras de pesos.



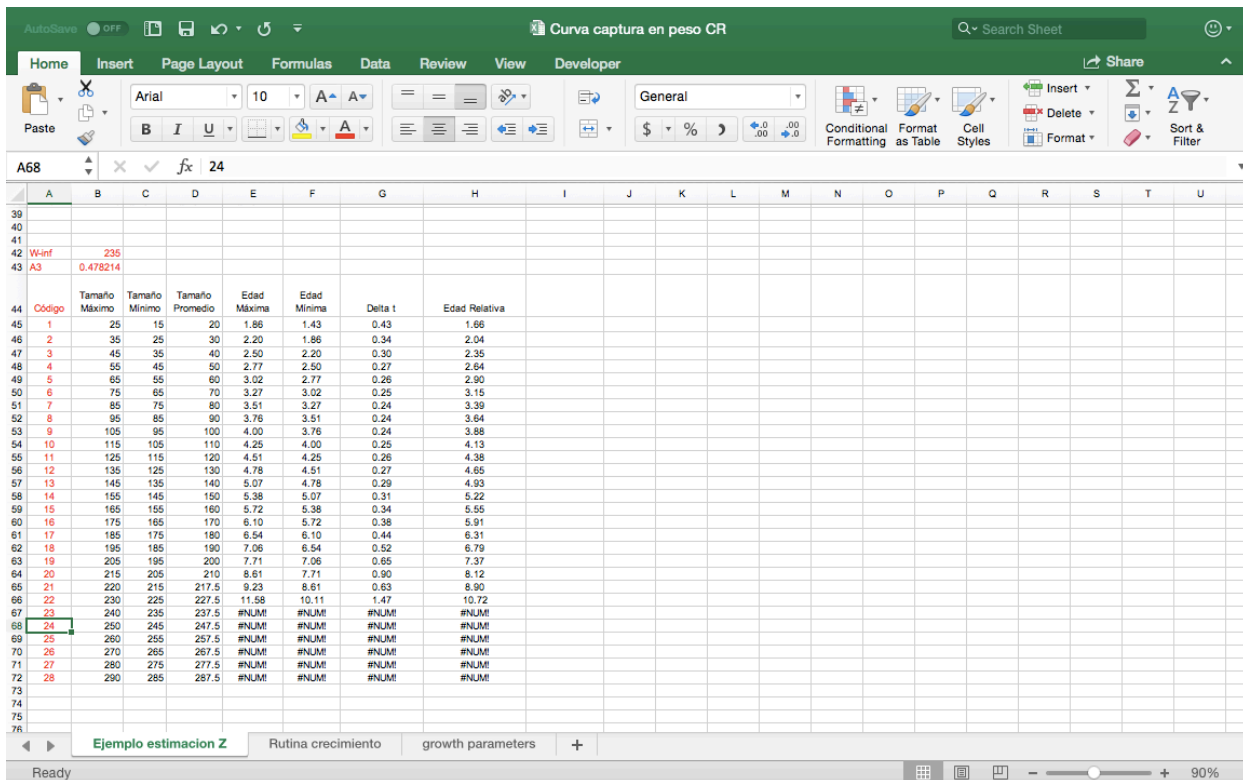
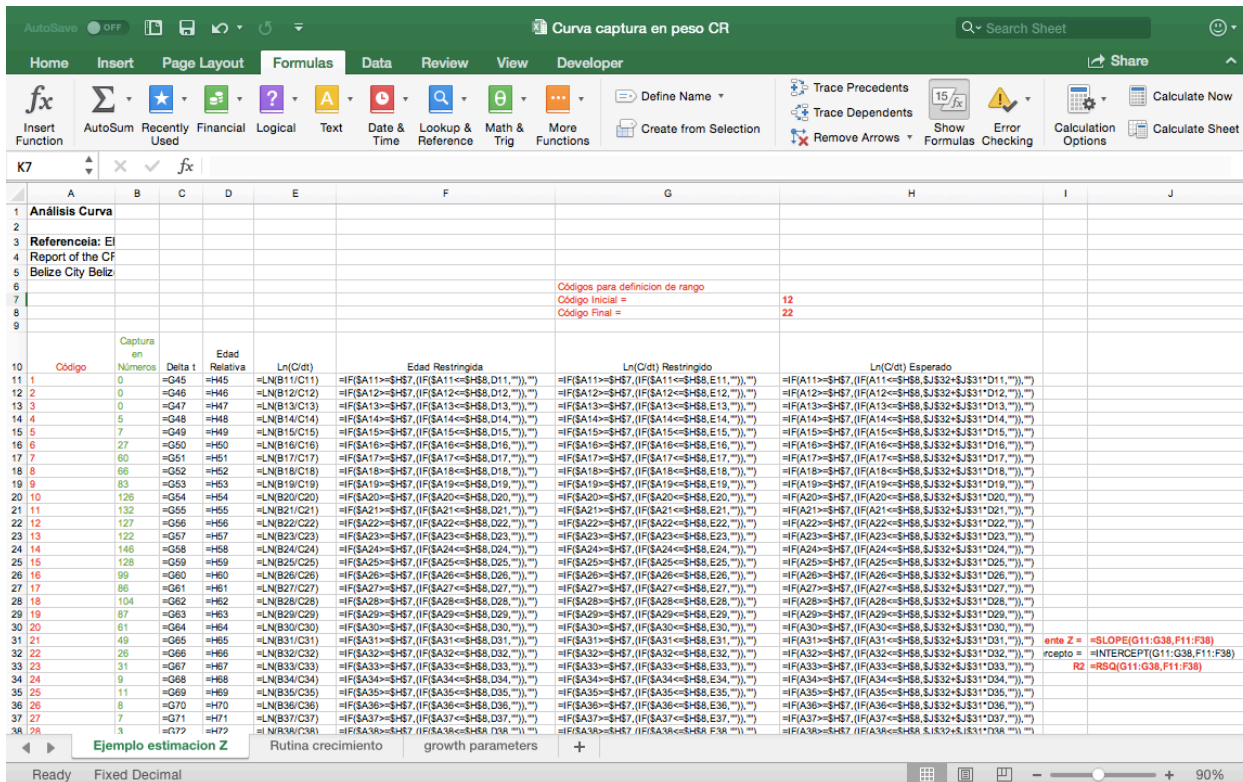


Figura 31 . Rutina de estimación de curva de captura transformada a peso con datos de ejemplo desde Ehrhardt y Romero (2011).



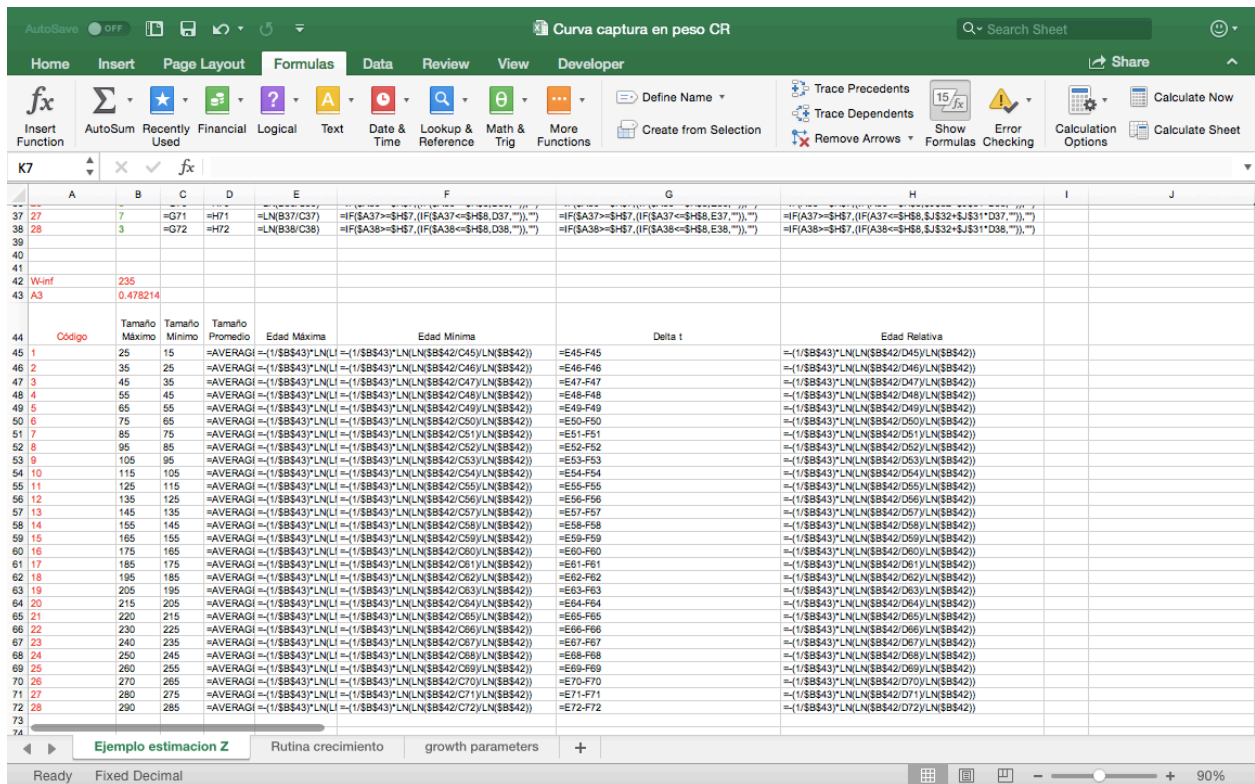


Figura 32 . Rutina de estimación de curva de captura transformada a peso con datos de ejemplo desde Ehrhardt y Romero (2011) mostrando formulas.

## Densidades poblacionales y características de explotación

El diagrama de flujo de la figura 24 supone que un proceso de observaciones y muestreos directos llevados a cabo durante prospecciones de pesca deberían generar información estadística robusta y suficiente que pudiera integrarse de forma tal de definir el estado de explotación de un recurso de CR sin la necesidad de contar con estadísticas provenientes de las pesquerías. Tal como se ha mostrado en los métodos de las secciones anteriores, las estimaciones de densidad y explotación que se obtienen desde muestreos integrados realizados sobre un mismo efectivo y a través del tiempo debieran ser suficientes para los propósitos de evaluar la existencia de condiciones no detrimentales de la implantación de ciertos niveles anuales de captura. Lo anterior se demuestra en la figura 33 en que se han graficado los resultados de densidades y tasas de explotación de CR durante tres años en dos bancos de pesca en Honduras. La tendencia promedio se ha ajustado a un modelo polinomial de diseño estadístico similar a aquel aportado por Stone et al. (2018)(Figura 23). Las tendencias, sin que necesariamente sean comparadas estadísticamente, tienen características de obedecer a procesos similares. De esta manera se genera una oportunidad de utilizar el algoritmo de la figura 24 para enmarcar condiciones no detrimentales de capturas anuales aplicadas en tendencias históricas de una pesquería de CR. Con ello pudiera ajustarse los niveles de explotación a medida que la tendencia decreciente de densidad como función de la explotación se aproxima al límite de densidad poblacional que se pudiera haber adoptado como criterio de sostenibilidad.

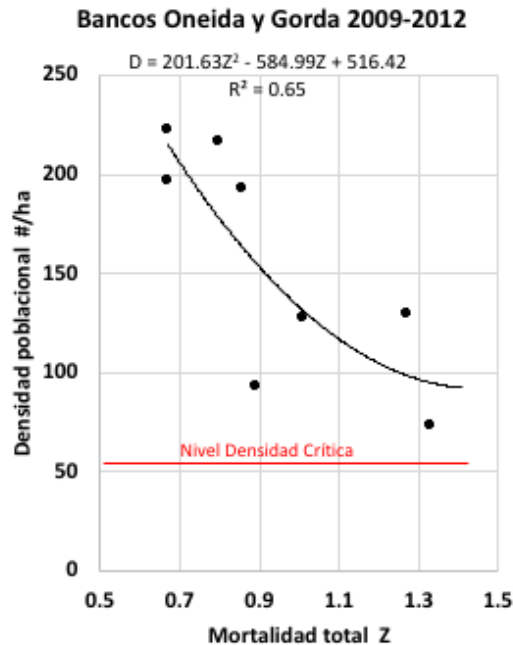


Figura 33. Relación entre la densidad poblacional de la fracción madura de CR como función de la explotación experimentada en dos bancos de pesca de Honduras en tres años en que se realizaron prospecciones visuales directas de los efectivos.

El algoritmo anterior pudiera ser cuestionado con referencia a la decisión subjetiva en cuanto se refiere a la determinación del parámetro  $W_{\infty}$  que fuera definido arbitrariamente por el valor correspondiente al percentil de 95% de la distribución cumulativa de las frecuencias de peso. Sin embargo, si se aumentara significativamente dicho valor, por ejemplo en un 40%, y se recalculara el parámetro A3 de la curva de crecimiento, parámetros que se utilizan en el ajuste de la ecuación de captura (21), todos los valores de la pendiente Z serian aumentados por un factor común de expansión que en el caso de 40% es de 1.715. El resultado es que los puntos observados en la relación Densidad función de Z en la figura 33 migrarían en esa proporción hacia la derecha sobre el eje de las X manteniendo no solo la misma correlación, sino de forma más importante, manteniendo la misma curvatura de la densidad decreciente relativa al nivel de densidad crítica. En otras palabras, habría un cambio escalar en el eje de las X pero no en el eje de las Y, y con ello la declinación en densidad como función de la explotación tiene una escala de medición que no afecta el proceso de decisión adaptativo de densidad/densidad crítica. Por consiguiente, el algoritmo es estadísticamente robusto en términos de los parámetros de crecimiento utilizados en el proceso adaptativo de ajuste de las cuotas anuales.

*NOTA IMPORTANTE: El modelo adaptativo de ordenación pesquera que se ofrece en este entrenamiento, ajusta cuotas definidas como no detrimentales basándose en evaluaciones directas para medir la progresión en el tiempo de las*

*densidades de reproductores de un efectivo de CR que deben estar dinámicamente correlacionadas con ciertos índices de explotación. De esta forma se podrá dimensionar la posición del efectivo relativo a un criterio de ordenación que permita juzgar los efectos denso dependientes de la explotación sobre las capacidades reproductivas de la especie. Los requerimientos de datos estadísticos para alcanzar un objetivo de ordenamiento vía procesos adaptativos son mucho menos demandantes puesto que solo requieren de evaluaciones directas de las densidades cada ciertos periodos de tiempo y de obtener información biológica referente a frecuencias de los tamaños de los individuos detectados en las prospecciones diseñadas para estimar las densidades. Por lo tanto, es un proceso que no requiere de estadísticas de pesca ni muestras biológicas de los desembarques y solo requiere que las prospecciones esporádicas se realicen, primero, sobre una unidad de efectivo bajo un mismo diseño experimental de muestreo en cada oportunidad, y segundo, que las muestras de frecuencia de pesos se originen en los individuos de CR que sean detectados en las prospecciones. Se debe contar, por supuesto, con un conocimiento sobre las cuotas que se han impuesto sobre el efectivo para así poder corregir adaptativamente los niveles de aprovechamiento de biomasa excedentes que puedan ser redefinidas como no perjudiciales a la subsistencia de la especie. La connotación de importancia es que tal proceso de acomodación adaptativa sea estructurado específicamente para cada una de las unidades explotadas de los efectivos de CR. Por lo tanto, este proceso pudiera no identificarse con las cuotas anuales totales o globales para todas las unidades de efectivos de CR pudieran existir o haber sido definidas para un país.*

## **5.0 Consideraciones generales**

Las especies que se encuentran protegidas bajo el Apéndice II de la CITES pueden ser exportadas desde países productores bajo un esquema que requiere que las cuotas anuales de captura no sean perjudiciales a la conservación de la especie. Por lo tanto, las Autoridades Científicas y Administrativas de CITES en los países exportadores, deben reportar sin ambigüedades la situación de explotación en que se encuentra la especie en cuestión y que la extracción de las cuotas anuales propuestas no contravengan el criterio de sostenibilidad que rige la inclusión de la especie en el Apéndice II de CITES.

En el caso del CR, existen condicionantes complejas de elucidar cuando se trata de dimensionar la biomasa que se pudiera extraer en forma de una cuota anual no perjudicial sin contravenir las densidades poblacionales de la fracción reproductora de los efectivos de CR. La complejidad reside en la necesidad de contar con la información necesaria para cuantificar cuantos individuos maduros de CR por unidad de área se pudieran extraer sin afectar las tasas de apareo que se requerirían para mantener la capacidad reproductiva de la especie.

De lo anterior se desprende que la determinación de cuotas anuales no perjudiciales para el CR requieren de información estadística con un alto nivel de especificidad espacial y temporal que en general casi todos los países no han logrado alcanzar debido a deficiencias financieras para lograrla. En los métodos de estimación de capturas anuales no perjudiciales revisados en este Modulo III de entrenamiento, se observó que modelos estructurados por edades no podrían emplearse de forma efectiva dadas las dificultades de determinar estructuras de edades en los

desembarques en que el producto tiene diversos niveles de elaboración. Por otro lado, los modelos globales de producción de excedentes requieren de series de estadísticas de desembarques e índices relativos de abundancia que muy pocos países poseen, y en aquéllos en que se han colectado estadísticas de desembarques, las mismas no obedecen necesariamente a capturas totales realizadas. Tal anomalía se debe más que nada a la existencia de información incompleta sobre capturas como consecuencia de pesca fortuita, muchas veces ilegal y no reportada, y a capturas que pasan directamente al consumo sin que quede registrada en los sistemas estadísticos pesqueros de los países. En muchas circunstancias se observa que existen esfuerzos por realizar prospecciones destinadas a estimar el estado de las abundancias por unidades de área y desde esa información se logra obtener estimados de abundancias potenciales. Sin embargo, dichos procesos de estimación son esporádicos y no constituyen una serie lo suficientemente larga en el tiempo para lograr su uso en la determinación de cuotas que regulen los procesos de declinación de densidades.

En un esfuerzo por realizar una integración de información científica y estadística, se observa que existe una posibilidad clara de lograr establecer un esquema en que las flotas pesqueras puedan realizar prospecciones planeadas y ejecutadas bajo la dirección de las autoridades de pesca en que se pueda obtener índices de densidad y de explotación en los diferentes bancos de pesca. Tales bancos de pesca deberían definir las unidades de efectivos explotados y desde la información colectada cada ciertos años poder establecer un proceso adaptativo de explotación. Tal proceso permitiría de una forma más expedita y financieramente efectiva el control de las capturas no detrimentales que permitirían mantener una densidad poblacional saludable para la conservación de las poblaciones de CR.

## Referencias bibliográficas citadas

Aalto, E.A., Dick, E.J., Maccall, A.D., 2015. Separating recruitment and mortality time lags for a delay-difference production model. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 165, 161–165.

Alcolado, P.M. 1976. Crecimiento, variaciones morfológicas de la Concha y algunos datos biológicos del cobo *Strombus gigas* L. (Mollusca, Mesogastropoda). *Acad. Cien. Cuba Ser. Oceanol.*, No. 34, 36p.

Appeldoorn, R.S. 1988a. Ontogenetic changes in natural mortality rate of queen conch *Strombus gigas* (Mollusca: Megagastropoda). *Bulletin of Marine Science*. 42(2): 159-165.

Appeldoorn, R.S. 1988b. Age determination, growth, mortality and age of first reproduction in adult queen conch, *Strombus gigas* L., off Puerto Rico. *Fish Research*. 6: 363-378.

Appeldoorn, R.S. 1990. Growth of Juvenile Queen Conch, *Strombus gigas*, Linnaeus, 1758 off La Parguera, Puerto Rico. *J. Shellfish Res.* 9(1): 59-62.

Appeldoorn, R.S. 1993. Reproduction, spawning potential ratio and larval abundance of queen conch off La Parguera, Puerto Rico. Submitted to CFMC, Hato Rey PR. 25pp.

Appeldoorn, R.S. 1997. Deep Water Spatial Variability in the morphology of Queen Conch and its implication for management regulations. in: CFRAMP (ed.) Lobster and Conch subproject specification and training workshop. 9 to 12 October 1995, Kingston, Jamaica. CARICOM Fishery Research Document No 19.

Appeldoorn R.S., E. Castro Gonzalez, R. Glazer and M. Prada. 2011. Applying EBM to queen conch fisheries in the Caribbean. Pages 177-186 in: L Fanning, R Mahon and P McConney (eds.) *Towards Marine Ecosystem-based Management in the Caribbean*.

Ardila, N.E., H. Hernández, A. Muñoz-Ortiz, A. Muñoz, O. J. Ramos, E. Castro, N. Bolaños, A. Rojas, and J.A. Sánchez. 2020. Multi-Year Density Variation of Queen Conch (*Aliger gigas*) on Serrana Bank, Seaflower Biosphere Reserve, Colombia: Implications for Fisheries Management. *Frontiers of Marine Science* 03 September 2020.

Ballantine, D.L. and R.S. Appeldoorn. 1983. Queen conch culture and future prospects in Puerto Rico. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 35: 57-63.

Beddington, J.R. and J.G. Cooke. 1983. Potential yield of fish stocks. *FAO Fish. Tech. Pap.* 242. 47 pp.

Berg, C.J. Jr. 1976. Growth of the queen conch *Strombus gigas*, with a discussion of the practicality of its mariculture. *Marine Biology*. 34: 191-199.

Berg, C.J. Jr., J. Ward, B. Luckhurst, K. Nisbet and F. Couper. 1992. Observations of breeding aggregations of the queen conch, *Strombus gigas*, in Bermuda. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 42: 161-171.

- Barile, P.J. A.W. Stoner and C.M. Young. 1994. Phototaxis and vertical migration of the queen conch (*Strombus gigas* Linne) veliger larvae. *Journal Experimental Marine Biology Ecology*. 183: 147-162.
- Caddy, J.F. and J. Csirke. 1983. Approximations to sustainable yields for exploited and unexploited stocks. *Oceanogr. Trop.* 18: 3-15.
- Campton, D.E., C.J. Berg Jr., L.M. Roblson and R.A. Glazer. 1992. Genetic patchiness among populations of the queen conch *Strombus gigas* in the Florida Keys and Bimini. *Fishery Bulletin*. 90: 250-259.
- Csirke, J., and J.F. Caddy. 1983. Production modeling using mortality estimates. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 40 : 43-51.
- D'Asaro, C.N. 1965. Organogenesis, development and metamorphosis in the queen conch, *Strombus gigas* with notes on breeding habits. *Bulletin of Marine Science*. 15: 359-416.
- Davis, M. 1994. Mariculture techniques for queen conch (*Strombus gigas* L.): Egg mass to juvenile stage. Pages 231-252 in: RS Appeldoorn and B Rodriguez (eds.) Queen conch biology, fisheries, and mariculture. Fundación Científica Los Roques, Caracas, Venezuela.
- Delgado G.A., R.A. Glazer, D. Hawtof, D. Aldana-Aranda, L.A. Rodriguez-Gil and A. de Jesús-Navarrete. 2008. Do queen conch (*Strombus gigas*) larvae recruiting to the Florida Keys originate from upstream sources? Evidence from plankton and drifter studies. Pages 29-41 in: R Grober-Dunsmore and BD Keller (eds.) Caribbean connectivity: Implications for marine protected area management. Proceedings of a Special Symposium, 9-11 November 2006, 59th Annual Meeting of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute, Belize City, Belize. Marine Sanctuaries Conservation Series ONMS-08-07. U.S. Department of Commerce. NOAA. Office of National Marine Sanctuaries. Silver Springs, MD.
- Demirel, N., M. Zengin, and A. Ulman. 2020. First large-scale eastern Mediterranean and Black Sea stock assessment reveals a dramatic decline. *Front. Mar. Sci.* 7:103.
- Ehrhardt N.M. 1999. Weight-Based Stock Assessment Techniques Applicable to Species for Which Weight Frequency Statistics in the Landings Are Available: the Queen Conch as a Case. CFMC/CFRAMP Queen Conch, *Strombus gigas*, International Stock Assessment Workshop. Belize City, Belize. 15-22 March 1999.
- Ehrhardt N.M. and B.M. Galo. 2005. Informe sobre los resultados de las investigaciones relacionadas con el caracol *Strombus gigas* y su pesquería en Honduras. Presented at the 53rd CITES Permanent Committee meeting. Geneva, 27 June - 1 July 2005. 37pp.
- Ehrhardt, N.M. 2008. The queen conch *Strombus gigas*: biology and population dynamics with low compatibility with traditional standards in fisheries management. In Prada, M.C. & Castro, E.R., eds. Proceedings of the Regional Workshop for the Improvement of the Queen Conch

Collaborative Management and Enforcement in the Southwestern Caribbean Sea, 28–31 July 2008, San Andres Island, Colombia, pp. 85–110.

Ehrhardt N.M. and M. Valle-Esquivel. 2008. Conch (*Strombus gigas*) stock assessment manual. CFMC. San Juan PR. 128p.

Ehrhardt N. y J.A. Romero. 2011. Informe sobre los trabajos de realizados en 2011 destinados a conseguir información científica para el desarrollo de metodologías para la evaluación de los efectivos de caracol, *Strombus gigas*, en Honduras. Informe al Gobierno de Honduras. 48 p.

FAO 1999. Report on the Queen Conch Stock Assessment and Management Workshop. Belize City, Belize, 15-22 March 1999. CFMC CFRAMP: 53-56pp.

Fox, W.W., 1970. An exponential surplus-yield model for optimizing exploited fish populations. Trans. Am. Fish. Soc. 99, 80–88.

Froese, R., N. Demirel, G. Coro, K. Kleisner, and H. Winker. 2017. Estimating fisheries reference points from catch and resilience. Fish Fish. 18, 506–526.

Gallo, J., E. Chiquillo, J.F. Ospina. 1996. Algunos aspectos de la dinámica poblacional del caracol pala *Strombus gigas* (Linnaeus, 1758) en el Departamento Archipiélago de San Andrés, Providencia y Santa Catalina (Caribe Colombiano). INPA. Informe final a COLCIENCIAS.

García, S., P. Sparre and J. Csirke. 1989. Estimating surplus production and maximum sustainable yield from biomass data when catch and effort time series are not available. Fish. Res., 8:13-23.

Glazer, R.A., G.A. Delgado, J.A. Kidney. 2003. Estimating queen conch (*Strombus gigas*) home ranges using acoustic telemetry: implications for the designs of marine fisheries reserves. Gulf and Caribbean Research. 14: 79-89.

Glazer, R.A. and J.A. Kidney. 2004. Habitat associations of adult queen conch in an unfished Florida Keys back-reef: applications to essential fish habitat. Bull. Mar. Sci. 75:205-224.

Gulland, J.A. 1971. The fish resources of the ocean. Fishing News (Books) Surrey, England. 255p.

Hesse, K.O. 1979. Movement and migration of the queen conch, *Strombus gigas*, in the Turks and Caicos Islands. *Bulletin of Marine Science*. 29: 303-311.

Kirkwood, G.P., J.R. Beddington, and J.A. Rossouw. 1994. Harvesting species of different life spans. In: Large-scale ecology and conservation biology. P.J. Edwards, R. May, and N.R. Webb Eds. Blackwell Scientific Publ., Oxford. pp 199-227.

Liang, C., W. Xian and D. Pauly. 2020. Assessments of 15 Exploited Fish Stocks in Chinese, South Korean and Japanese Waters Using the CMSY and BSM Methods. Front. Mar. Sci., 29 July 2020.

- Márquez, E. 1993. Biología poblacional y pesquera del caracol *Strombus gigas* Linnaeus, 1758 en las Islas de Providencia y Santa Catalina. Univ. Jorge Tadeo Lozano. Tesis Profesional de Biología Marina. 102 p.
- Marshak, A.R., R.S. Appeldoorn and N. Jimenez. 2006. Utilization of GIS Mapping in the measurement of the spatial distribution of queen conch *Strombus gigas* in Puerto Rico. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 57: 31-48.
- Martín-Mora, E., F. James and A. Stoner. 1995. Developmental plasticity in the shell of the queen conch, *Strombus gigas*. *Ecology* 76:981-994.
- Medley, P. 2008. Monitoring and managing queen conch fisheries: a manual. FAO Fisheries Technical paper 514. FAO, Rome. 2008.
- Medley, P.A.H. and C.H. Ninnis. 1999. A stock assessment for the Conch (*Strombus gigas* L.) fishery in the Turks and Caicos Islands. *Bulletin of Marine Science*. 64: 399-406.
- Mitton, J.B., C.J. Berg Jr. and K.S. Orr. 1989. Population structure, larval dispersal, and gene flow in the queen conch, *Strombus gigas*, of the Caribbean. *Biological Bulletin*. 177: 356-362.
- Paris, C.B., D. Aldana-Aranda, M. Perez Perez and J. Kool. 2008. Connectivity of Queen conch, *Strombus gigas*, populations from Mexico. *ICRS*. 11: 446-450.
- Pella, J.J., Tomlinson, P.K., 1969. A generalized stock production model. *Inter-Am. Trop. Tuna Comm. Bull.* 13, 421–458.
- Phillips, M.A., C.E. Bissada-Gooding and H.A. Oxenford. 2011. Preliminary Investigation of the Movements, Density, and Growth of Juvenile Queen Conch in a Nursery Area in Barbados. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 63: 427-434.
- Posada, J., and R.S. Appeldoorn. 1994. Preliminary observations on the distribution of *Strombus* larvae in the eastern Caribbean. Pages 191-200 in: RS Appeldoorn and B Rodriguez (eds.) Queen conch biology, fisheries, and mariculture. Fundación Científica Los Roques, Caracas, Venezuela.
- Posada, J.M., G. Garcia-Moliner and I.N. Oliveras. 1997. Proceedings of the International Queen Conch Conference. CFMC. San Juan Puerto Rico. 160p.
- Prada, M., E. Castro, E. Taylor, V. Puentes, R. Appeldoorn and N. Daves. 2008. Non-detrimental findings for the Queen Conch (*Strombus gigas*) in Colombia. NDF Workshop Case Studies WG 9 – Aquatic Invertebrates Case Study 3.
- Punt, A.E., C. Szuwalski. 2012. How well can FMSY and BMSY be estimated using empirical measures of surplus production? *Fish. Res.* 134–136, 113–124.
- Punt, A.E., N.-J. Su, C.-L. Sun. 2015. Assessing billfish stocks: a review of current methods and some future directions. *Fish. Res.* 166, 103–118. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2014.07.016>.

- Rathier, I. and A. Battaglia. 1994. Assessment of the Martinique Queen Conch fishery and management perspectives. In: R.S. Appeldoorn and B. Rodriguez (eds.). Queen Conch biology, fisheries and mariculture, Fundacibn Científica Los Roques, Caracas, Venezuela. pp. 29-50.
- Ricker, W. E. (1975). Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Bull. Fish. Res. Bd. Can. 191, 382p.
- Schaefer, M. B. 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of commercial marine fisheries. Bull. Inter-Am. Trop. Tuna Comm. I: 27-56.
- Scheltema, R. 1993. Abstract. First International Larval Biology Symposium. Port Jefferson, New York.
- Shimizaki, S., and S. Shinomoto. 2007. A method for selecting the bin size of a time histogram. Neural Computation Vol. 19(6), 1503-1527.
- Sparre, P. E.. 1992. Introduction to tropical fish stock assessment, Part one-Manual. FAO Fish. Tech. Paper. 306/1, Rev. 1. Rome.
- Stoner, A.W., and V.J. Sandt. 1992. Population structure, seasonal movements and feeding of queen conch, *Strombus gigas*, in deep water habitats of the Bahamas. *Bulletin of Marine Science*. 51: 287-300.
- Stoner, A.W., V.J. Sandt and I.F. Boidron-Metairon. 1992. Seasonality of reproductive activity and abundance of veliger in queen conch, *Strombus gigas*. *Fishery Bulletin*. 90: 161-170.
- Stoner, A.W., and K.C. Schwarte. 1994. Queen conch, *Strombus gigas*, reproductive stocks in the central Bahamas: distribution and probable sources. *Fishery Bulletin*. 92: 171-179.
- Stoner, A.W., and R.A. Glazer. 1998. Variation in natural mortality: implications for queen conch stock enhancement. *Bulletin of Marine Science*. 62: 427-442.
- Stoner, A.W., and M. Ray-Culp. 2000. Evidence for Allee effects in an overharvested marine gastropod: density dependent mating and egg production. *Marine Ecology Progress Series*. 202: 297-302
- Stoner, A. M. Davis, and C. Booker. 2009. Queen Conch Stock Assessment Proposed MPA and Fishing Grounds Berry Islands. Bahamas, Community Conch, Bahamas.
- Stoner, A.W., K.W. Mueller, N.J. Brown-Peterson, M.H. Davis and C.J. Brooker. 2012a. Maturation and age in queen conch (*Strombus gigas*): Urgent need for changes in harvest criteria. *Fisheries Research* 131-133:76-84

Stoner, A.W., M.H. Harris, and C.J. Booker. 2012b. Negative influence of Allee effect are compounded by fishing pressure: Comparison of Queen Conch reproduction in fishing grounds and in a marine protected area. *Bull. Mar. Sci.* 88(1):89-104.

Stoner, A.W, M.H. Davis and A.S. Kough. 2018 Relationships between Fishing Pressure and Stock Structure in Queen Conch (*Lobatus gigas*) Populations: Synthesis of Long-Term Surveys and Evidence for Overfishing in The Bahamas. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, DOI: 10.1080/23308249.2018.1480008.

Strasdine, S.A. 1988. The queen conch fishery of Belize: an assessment of the resource, harvest sector and management. M.S. Thesis. Univ. British Columbia, Vancouver, B.C. 216 p.

Tewfik, A. 1996. An assessment of the biological characteristics, abundance and potential yield of the queen conch (*Strombus gigas*) fishery on the Pedro Bank off Jamaica. MS Thesis, Acadia University. Wolfville, Nova Scotia, Canada. 139 pp.

Tewfik, A., and R.S. Appeldoorn. 1998. 1997 Queen Conch (*Strombus gigas*) Abundance surveys and Potential Yield Estimates for Pedro Bank, Jamaica. Report to the Fisheries Division, Ministry of Agriculture, Kingston, Jamaica.

Tewfik, A.S., S. Archibald, P. James and I. Horsford. 2001. Antigua and Barbuda Queen Conch Abundance Survey (1999). CARICOM Fishery Report No 7. 30 pp.

Troade, J.P., 1977. Méthodes semi-quantitatives d'évaluation. *FAO Circ. Pêches*, (701):131-141.

Valle-Esquivel, M. 1993. Crecimiento de *Strombus gigas* en Xel-ha. Quintana Roo. Tesis. Universidad Nacional Autónoma de México, Fac. Ciencias. México.76p.

Wang, S.-P., M. N. Maunder, A. Aires-da-Silva. 2014. Selectivity's distortion of the production function and its influence on management advice from surplus production models. *Fish. Res.* 158, 181–193.

Weil, E., and R.A. Laughlin. 1984. Biology, population dynamics and reproduction of the queen conch, *Strombus gigas* Linne in the Archipelago de Los Roques National Park. *Journal of Shellfish Research*. 4(1): 45-62. 101

Wicklund, R.I., L.J. Hepp and A. Wenz. 1991. Preliminary studies on the early life history of the queen conch, *Strombus gigas*, in the Exuma Cays, Bahamas. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 40: 283-298.

Wood, K.M. (DEMA). 2012. Response to the Petition made to the US Department of Commerce to list the queen conch, *Strombus gigas*, as "threatened" or "endangered" under the Endangered Species Act. Submitted to NMFS October 26 2012.

Zamora-Bustillos, R., R. Rodríguez-Canul, F.J. García de León and J. Tello-Cetina. 2011. Diversidad genética de dos poblaciones del caracol *Strombus gigas* (Gastropoda: Strombidae) en Yucatán, México con microsatelite. *Revista Biológica Tropical*. 59(3): 1127-11.

Zhai, L., C. Liang, and D. Pauly. 2020. Assessments of 16 Exploited Fish Stocks in Chinese Waters Using the CMSY and BSM Methods. *Front. Mar. Sci.*, 23 November 2020.