



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO



POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

**Biología reproductiva y evaluación de riesgo ecológico del
gavilán dorado *Rhinoptera steindachneri* (Evermann y
Jenkins, 1891) en Bahía Almejas, Baja California Sur, México.**

T E S I S

que para obtener el grado académico de

**Maestra en Ciencias
(Biología Marina)**

present a:

Paloma Aidé Flores Pineda

Director de tesis: Dr. Carlos J. Villavicencio Garayzar

Comité tutorial: Dr. Felipe Amescua Linares

Dr. Carlos Villavicencio Garayzar

Dra. Lourdes Jiménez Badillo

Dr. Horacio Pérez España

Dr. Javier Tovar

Diciembre 2008



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

DEDICATORIA

A mis padres

María Teresa Pineda Molina y José Roberto Flores Torres

A mi familia

*Roberto, Elena y las chanacas: Diana, Faty y Vale...ánimo
chicas todavía les falta.*

Hugo, Lety y la gordita

Gracias ipistino

Perris

AGRADECIMIENTOS

Agradezco enormemente a la máxima casa de estudios, la Universidad Nacional Autónoma de México y al Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología por permitir mi preparación dentro de sus instalaciones y enseñarme que cada día hay algo nuevo que aprender, es por esto que tengo orgullosamente sangre azul y piel dorada.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por apoyarme económicamente a lo largo de dos años para concluir mis estudios.

A mi cuerpo tutorial, Dr. Carlos Villavicencio, Dra., Lourdes Jiménez, Dra. Lety Huidobro, Dr. Javier Tovar Ávila, Dr. Horacio Pérez España y Dr. Felipe Amézcuca, gracias a su apoyo, dedicación y amistad.

A la Universidad Autónoma de Baja California Sur por dejar que aprendiera de ella.

A los pescadores de Puerto Viejo que con mucho gusto contribuyeron a la elaboración de este y otros estudios, aunque no tuve el honor de trabajar con ellos.

A los pescadores de Punta Lobos que aunque no tuve muestras de este puerto, siempre estuvieron dispuestos a ayudarme. Cepillín, gracias por llevarme en tu lancha y soportar mis mareos; Carrito y a su familia por darme asilo en su casa y a todos en general por hacer placentero mi trabajo.

A IEMANYA Oceánica por permitirme ser voluntaria en su asociación, Gigio, Ofelia, Iza, Rodrigo, Pablo....gracias.

A Lety, que a pesar de no ser oficialmente mi tutora, siempre estuvo y estará dispuesta a ayudarme.

A Horacio por aconsejarme y permitir una estancia a su lado.

Al CRIP, Bahía de Banderas por permitir que me alojara en sus instalaciones.

Muchas gracias a Javiercito porque me hiciste ver que un trabajo aunque sea pequeño será de calidad siempre y cuando se haga con dedicación y sabiduría.

Al club de las feas Caty, Manu, Liz y Vero ...gracias por ser buenas amigas.

A Verónica López y Rocío Ronzón por brindarme su amistad, por su compañía única y por hacer mi estancia en La Paz más placentera.

A Liz, por ser una gran amiga.

A Cyn por ofrecerme su amistad a pesar de todo, además por ser mi aliada...jejeje

A las chicas del Posgrado, Lupita, Chantal, Diana, Gaby y a la Dra. Vilaclara por hacerme ver que existen personas amables y accesibles cuando se hacen trámites burocráticos.

Gracias a la familia por ser mi familia.

Pipistino, gracias por estar a mi lado y querer ser parte de mi vida.

Perla, Terry, Alondra, Chuleta, Volován, Wendy y Simba ...que buena vida he tenido al lado de ustedes...gracias.

Gracias a todas las personas no mencionadas que contribuyeron a mi formación.

...Mil gracias a todos por hacer realidad una sueño más....

INDICE

RESUMEN	1
INTRODUCCIÓN	2
ANTECEDENTES	8
Reproducción.....	8
Evaluación de Riesgo Ecológico.....	11
OBJETIVOS	15
General.....	15
Particulares.....	15
MATERIAL Y MÉTODOS	16
Área de estudio.....	16
Muestreo de campo.....	19
Trabajo de escritorio.....	21
RESULTADOS	26
1. Reproducción	27
1.1. Proporción sexual.....	27
1.2. Composición de tallas.....	28
1.3. Relación peso-longitud.....	28
1.4. Madurez sexual.....	29
1.5. Talla de nacimiento y frecuencia de tallas en embriones	31
1.6. Fecundidad.....	32
1.7. Zona de crianza y/o de reproducción.....	33
2. Evaluación de riesgo ecológico.....	33
2.1. Productividad biológica.....	33
2.2. Susceptibilidad de captura.....	35
DISCUSIÓN	39
1. Reproducción	40
1.1. Proporción sexual.....	41
1.2. Composición de tallas.....	42
1.3. Relación peso-longitud.....	44
1.4. Madurez sexual.....	45

1.5. Talla de nacimiento y frecuencia de tallas en embriones	47
1.6. Fecundidad.....	49
1.7. Zona de crianza y/o de reproducción.....	49
2. Evaluación de riesgo ecológico.....	52
2.1. Productividad biológica.....	52
2.2. Susceptibilidad de captura.....	54
CONCLUSIÓN	60
REFERENCIAS	61
ANEXO I	74
Clasificación.....	74
Descripción de la especie.....	75
Distribución geográfica.....	77
Hábitat.....	77
Alimentación.....	78
Utilización.....	79

RESUMEN

Se determinan los parámetros reproductivos de *Rhinoptera steindachneri* en Bahía Almejas, B.C.S. y son utilizados para estimar el riesgo ecológico de la población por efectos de la pesca mediante un método de evaluación rápida. Las hembras son significativamente más abundantes en las capturas que los machos (hembra:macho 2:1, $\chi^2=11.51$, g.l.=1, $P<0.001$). La talla mínima de primera madurez sexual para hembras (con embriones y ovocitos maduros (9 mm)) es de 75 y 82 cm de Ancho de Disco (AD) respectivamente, y en machos con mixopterigios calcificados de 75 cm AD. La proporción del 50% de población madura (L_{50}), calculado mediante un modelo logístico, se alcanza a los 80.4 cm AD en hembras y 79.2 cm AD en machos. El periodo de gestación es de 11–12 meses y la fecundidad es de 1 embrión/hembra. De acuerdo con la evaluación de riesgo ecológico para los efectos de la pesca (ERAEF por sus siglas en inglés de Ecological Risk Assessment for the Effects of Fishing), la productividad de la especie es baja (basada en la baja fecundidad y ciclo reproductivo largo en comparación con otros batoideos), pero también su susceptibilidad de captura a la pesca artesanal en la bahía (producto de la disponibilidad x posibilidad de encuentro x selectividad x mortalidad post-captura), por lo que *Rhinoptera steindachneri* presenta un riesgo ecológico alto con las condiciones de pesca actuales y siendo ésta un organismo de alta comercialización.

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas la captura de elasmobranquios ha aumentado debido a la alta demanda de algunos de sus productos. En los años 40's, las capturas aumentaron por la adquisición de la vitamina A del hígado y en la actualidad por su piel, aletas y cartílago (Stevens *et al.*, 2000). Estos aumentos en las capturas ocasionan una intensa presión sobre sus poblaciones.

Datos de la Organización para la Agricultura y la Alimentación (FAO por sus siglas en inglés) de las Naciones Unidas, indican que a finales de los 80's la captura total mundial de elasmobranquios fue cercana a las 700,000 t por año y los niveles actuales podrían ser de 1,000,000 t por año y de hasta 1,350,000 t por año en caso de tomar en cuenta las capturas incidentales y la pesca recreativa (Bonfil, 1994). Los registros de la captura mundial de tiburones y rayas, en el periodo de 1999-2002 se estima en 842,000 t anuales en promedio (CONAPESCA, 2003).

En México hubo un aumento en los volúmenes de pesca de elasmobranquios, de poco más de 20,000 t por año en promedio en los años 90's, alcanzando cerca de 25,000 t por año en promedio de 2000 a 2005 (FIES, 2007). Este incremento pudiese ser consecuencia del aumento en la demanda de carne fresca y salada.

A pesar del incremento en los volúmenes de pesca de elasmobranquios a este recurso se le sigue considerando de poca importancia debido al bajo precio de su carne, en comparación con otros productos pesqueros como el camarón y el atún; en cambio las aletas de los tiburones son altamente cotizadas (desde 800 pesos hasta 1,000 pesos por kg), hecho que propicia el elevado aumento en las capturas (CONAPESCA-INP, 2004) y donde México registró 31 mil t en 2002, ocupando el sexto lugar mundial en la captura de elasmobranquios (CONAPESCA, 2003).

Los grandes volúmenes de captura de elasmobranquios a nivel mundial representan un impacto para sus poblaciones, haciéndolas vulnerables a la sobreexplotación (Bonfil, 1994; Stevens *et al.*, 2000), ya que su estrategia de vida está caracterizada en general por un lento crecimiento, maduración tardía, extenso período de gestación y baja fecundidad en comparación con otros organismos marinos que son explotados comercialmente (e.g. peces óseos, crustáceos y moluscos). Estas características implican un bajo potencial reproductivo de las especies, una baja capacidad de incrementar sus poblaciones y por consiguiente una limitada capacidad de recuperarse frente a la explotación intensa. Debido a estas características muchas especies de condriictios tienen una baja productividad biológica, lo que implica que sólo una pequeña parte de la población puede ser extraída anualmente (Walker, 2005).

Otros factores que hacen a las poblaciones vulnerables son la captura multiespecífica, el uso de artes de pesca prohibidas para la zona y especie, así como el desarrollo de la pesca en las zonas prohibidas (INP, 2000). Aunque estén presentes estos factores, algunas pesquerías de tiburones pueden ser sustentables, siempre y cuando la biomasa sea suficiente para cubrir las necesidades de extracción y mantener la especie (Walker, 1998).

La regulación y la administración en la mayor parte de las pesquerías de elasmobranquios en el mundo no ha sido la adecuada, quizás debido a que los modelos de evaluación utilizados están dirigidos a teleósteos y no pueden ser aplicados a elasmobranquios (Anderson, 1990; Walker, 2005). Además, la amplia distribución y las migraciones de algunas especies, como *Rhinoptera steindachneri*, hacen más difícil los estudios biológicos de estos organismos, impidiendo la acertada implementación de medidas de manejo y protección. También puede deberse a los datos disponibles y no a los modelos, así como su ajuste a los mismos (Bonfil, 2005). Según

Bonfil (2005), para evaluar una población es conveniente aplicar diversos modelos a los datos disponibles, comparar los resultados y tomar como base a uno pero tomando en cuenta las ventajas de los demás, para obtener conclusiones que permitan hacer predicciones. Así mismo, no sólo es importante estimar el esfuerzo pesquero o la densidad poblacional disponible, sino conocer más acerca de la especie (tanto de su biología como de su relación con el medio) para hacer estudios dirigidos que permitan un manejo de mayor calidad.

Los métodos tradicionales de evaluación pesquera y poblacionales son difíciles de aplicar a los elasmobranquios, ya que al aumentar su capacidad para estimar el estado de las poblaciones es necesario incorporar cada vez más técnicas o métodos numéricos donde se incluye una gran cantidad de datos. Los datos pueden ser de abundancia, registros históricos de captura, selectividad del arte de pesca, y estudios biológicos de la especie que implican un largo tiempo de recolecta de información, alta especialización de las investigaciones, además de recursos financieros que son escasos (Walker, 2005; 2007). Mientras se obtienen los datos necesarios, algunas poblaciones como en el caso de los condriktios, no tendrán tiempo suficiente para esperar a ser evaluadas y posteriormente manejadas debido a sus características biológicas. Por lo que en la actualidad, es necesario aplicar técnicas de evaluación rápida para determinar los efectos de la pesca en las poblaciones y su riesgo ecológico (Walker, 2005) maximizando el uso de la información disponible (Stobutzki *et al.*, 2002).

En Australia se ha desarrollado y aplicado una nueva técnica de evaluación rápida que identifica especies que potencialmente están en mayor riesgo o necesitan manejo especial o protección urgente (Stobutzki *et al.*, 2002, Hobday *et al.*, 2004; Tovar-Ávila *et al.*, 2004; Tovar-Ávila, 2006; Braccini *et al.*, 2006; Walker, 2007). Esta técnica no reemplaza los métodos tradicionales de evaluación poblacional, sino que provee una

rápida evaluación de las poblaciones. A este método se le ha llamado "Evaluación de Riesgo Ecológico para los Efectos de la Pesca" (ERAEF por sus siglas en inglés) (Stobutzki *et al.*, 2002).

Debido a que las especies incidentales de una pesquería no son documentadas es difícil que puedan ser protegidas, y es probable que varias poblaciones, en particular de condriktios, comiencen a ser impactadas por la pesca intensa (Tovar-Ávila, 2006) y llegar incluso a ser eliminados (Stobutzki *et al.*, 2002). El ERAEF es una herramienta útil para evaluar las poblaciones donde no se tienen cifras de captura, caso particular el de las pesquerías no dirigidas en México.

Por otra parte, las estadísticas pesqueras no son específicas (CONAPESCA-INP, 2004). Por ejemplo, los tiburones son clasificados tanto en las categorías de cazón como de tiburón (Zavala, 1994). Los batoideos por su parte, se reportan en los avisos de arribo en diversas clasificaciones, como raya, aleta de raya, manta, aleta de manta, mantarraya, aleta de mantarraya, raya eviscerada, entre otros (Tovar-Ávila, Com. Pers.). Esto representa un grave problema, ya que dificulta la cuantificación de la captura por especie y no permite hacer evaluaciones pesqueras tradicionales (Bonfil, 1994).

Además, en algunos lugares el término "rayas" es adjudicado comúnmente por los pescadores y personas involucradas en la pesca a los batoideos de tamaño pequeño, y a los organismos de grandes dimensiones se les llama "mantarrayas". En este mismo caso se encuentran los batoideos que presentan cola, llamadas rayas y a las que carecen de la misma, denominadas mantas (Jiménez-Badillo, Com. Pers.). Sin embargo, esta clasificación no tiene ningún fundamento científico y también provoca serios problemas en cuanto a los registros de las estadísticas pesqueras. Ambas denominaciones, rayas y mantarrayas,

están incluidas en la subdivisión Batoidea (Nelson, 2006), por lo que en el presente trabajo se les llamará batoideos a estos organismos.

Se tiene un registro de 494–571 especies de batoideos agrupados en 18 familias y 61 géneros a nivel mundial (Compagno, 1990). En México, se registran 87 especies de este grupo (Castro-Aguirre y Espinoza-Pérez, 1996). De los batoideos registrados en México, cerca de 15 son de importancia comercial y poco más de la mitad son capturadas de manera incidental en la pesca de arrastre de camarón u otras pesquerías. En el Pacífico centro-oriental se encuentran 11 familias, 20 géneros y 42 especies (Fischer *et al.*, 1995). Algunas de estas especies capturadas incidentalmente (las de mayor abundancia y mejor sabor) son aprovechadas comercialmente.

Rhinoptera steindachneri es una especie migratoria que, en cardúmenes busca alimento (Fischer *et al.*, 1995; Schwartz, 1990) y es encontrada comúnmente en el Pacífico norte mexicano, sobre todo en los meses de verano. En el periodo de 1998–1999 fue una de las especies más abundantes en las capturas de la pesca artesanal del norte del Golfo de California (Bizarro *et al.*, 2007) y en el resto del Golfo las rayas son una captura común, tanto los juveniles como las hembras preñadas por lo cual necesitan de atención especial (Hueter *et al.* 2002).

El presente trabajo pretende determinar los parámetros reproductivos de *R. steindachneri* en Bahía Almejas, BCS, México y utilizar esta información para estimar posibles efectos de la pesca y riesgos ecológicos de la población en la zona, con el fin de aportar elementos útiles en la elaboración de políticas pesqueras.

ANTECEDENTES

REPRODUCCIÓN

El estudio de la reproducción de los batoideos ha ido aumentando a través de los años generando información útil. Existen estudios de reproducción en *Myliobatis californica* en el centro de California (Martin y Cailliet, 1988) que sugieren que presentan un ciclo reproductivo anual bien definido, dando a luz y apareándose en los meses de primavera y verano. El periodo de gestación es de 9–12 meses, la talla de nacimiento se estima en 22–30.5 cm y su fecundidad es de 2–5 embriones. La edad media de primera madurez en machos (por la presencia de espermatozoides maduros, relación clasper-AD y morfología interna) es a los 2–3 años y con un AD de 45–62.2 cm y en hembras (por presencia de ovarios maduros) a los 5 años con un AD de 88.1 cm. También en BCS, México, la reproducción de *M. californica* y *M. longirostris* ha sido estudiada (Villavicencio-Garayzar 1996). El proceso de madurez de las hembras de *M. californica* (oviductos y ovocitos bien desarrollados) es a partir de los 78 cm de AD y en machos (por el crecimiento en los gonopterigios) se inicia a una talla de 40–50 cm de AD. En machos de *M. longirostris* la maduración sexual es a partir de los 50–55 cm de AD y de las hembras no se tienen registros.

Los estudios reproductivos de *Gymnura marmorata* en Bahía Almejas, BCS, México (Villavicencio-Garayzar, 1993a) indican que los machos son maduros a partir de los 45 cm de AD y las hembras a partir de los 74 cm de AD. Las hembras con tallas mayores de 82 cm de AD presentan embriones. Las hembras son más abundantes que los machos (3.67:1). Su fecundidad depende de la talla materna, entre más grandes sean, más crías presentan y su talla de madurez es a los 14–26 cm de AD. Se sugieren dos periodos de gestación de pocos meses al año como en *G.*

altavela y *G. micrura* (Daiber y Booth, 1960 citado en Villavicencio-Garayzar, 1993a).

Rhinoptera bonasus ha sido objeto de numerosos estudios en la Bahía de Chesapeake, E.U., entre ellos los de reproducción (Smith y Merriner, 1986). Se estimó (por desarrollo del mixopterigio) que los machos a partir de los 90 cm de AD ya son maduros totalmente. Las hembras (por medio de los oviductos) comienzan a madurar entre los 85–92 cm de AD. Solo el oviducto y ovario izquierdo son funcionales, produciendo solo un embrión por hembra grávida en cada ciclo reproductivo. El periodo de gestación se estimó en 11–12 meses, la talla de nacimiento es a los 40 cm de AD y la proporción de sexos intrauterina de 1:1. En mayo, cuando fueron colectadas las muestras, los embriones tenían tres cuartas partes de su desarrollo. Esta especie tiene viviparidad aplacentaria de tipo trofonemata; en este tipo de estrategia reproductiva, la madre alimenta al embrión por medio de secreciones de los trofonemas (pliegues de la pared uterina), estableciéndose una relación íntima entre ambos y el vitelo presente alimenta al embrión durante los primeros estadios de gestación. Esta especie ovula enseguida de parir y se cree que el embrión presenta un crecimiento embrionario acelerado en verano, al inicio de la gestación, disminuyendo en invierno. Esta especie es altamente migratoria, por lo que no se tiene registro de los embriones sino hasta mayo, cuando los adultos regresan a la bahía a parir.

Se sabe poco acerca de la biología reproductiva de *R. steindachneri* en Bahía Almejas. Se cree que al igual que las especies pertenecientes al mismo género *R. bonasus* y *R. javanica*, presenta una reproducción vivípara aplacentada con trofonemata (Smith y Merriner, 1986; Hamlett y Koob, 1999; Hamlett et al., 2005); de igual manera presenta solamente un ovario y un oviducto funcional (Smith y Merriner, 1986; Gámez-Moedano, 2003).

En Bahía Magdalena (Villavicencio-Garayzar, 1995a) se reporta que la talla de nacimiento es de 40–45 cm de AD, y que las hembras maduras (con ovocitos desarrollados en el ovario) miden de 87–105 cm de AD y los machos maduros (con semen en los ductos deferentes) de 81–91.5 cm de AD. Este autor supone que las hembras penetran a la bahía a expulsar una sola cría, y puesto que los organismos estaban maduros y sin ovular, es posible que después del parto se lleve a cabo la cópula antes de abandonar la bahía en agosto, como en el caso de *R. bonasus* y *M. californica*. Los juveniles permanecen en la bahía de julio a octubre y podrían crecer en este periodo 5 cm aproximadamente, antes de abandonar la bahía.

En Sinaloa (Gámez-Moedano, 2003) la proporción sexual de *R. steindachneri* fue de 1.76:1 hembras-machos. La talla de madurez sexual estimada para las hembras es de 76 cm de AD (por madurez de ovocitos) y para los machos (con mixopterigios calcificados y semen en los ductos) fue de 57.2 cm de AD. El desarrollo de los ovocitos es notorio de mayo a julio. La fecundidad fue de un individuo por hembra en un ciclo anual.

En Sonora (Bizarro *et al.*, 2007) se reporta para esta especie la talla media de madurez a los 70.2 cm AD en hembras y a los 69.9 cm de AD en machos. La fecundidad es de un embrión por hembra pariendo a finales de julio-agosto. El periodo de gestación es estimado de 11–12 meses y la talla de nacimiento de 38–45 cm AD. Las tallas de mayor tamaño registradas son de 104 cm de AD para las hembras y de 43 cm AD para embriones (éstos últimos registrados en Bahía Magdalena).

EVALUACIÓN DE RIESGO ECOLÓGICO

El modelo de evaluación de riesgo ecológico para los efectos de la pesca (ERAEP) es una técnica de evaluación rápida que destaca información prioritaria acerca de una especie (Stobutzki *et al.*, 2002). Este método

categoriza el riesgo de una población pescada en bajo, moderado o alto, tomando en cuenta su productividad biológica y susceptibilidad de captura a los métodos de pesca utilizados.

El ERAEF contiene tres niveles jerárquicos de evaluación. El primer nivel, llamado "Intensidad de Escala y Análisis Consecuente" (INEAC), es de carácter completamente cualitativo y está basado en información existente y conocimientos de expertos de una pesquería. Este nivel de evaluación es usado para identificar riesgos y consecuencias de las actividades de pesca en especies objetivo, especies comercializadas o incidentales, especies amenazadas, en peligro o protegidas, hábitats y comunidades. El segundo nivel, llamado "Análisis de Productividad y Susceptibilidad" (APS), es semicuantitativo y es aplicado a los componentes que el INEAC haya catalogado con riesgo moderado o alto. Este nivel de evaluación toma en cuenta la susceptibilidad de cada especie a ser capturada por determinado método de pesca (susceptibilidad de captura) y su capacidad de recuperación ante una sobreexplotación (debido a su productividad biológica). Por último, el tercer nivel de evaluación involucra una investigación totalmente cuantitativa, basada en un modelo, para evaluar exhaustivamente los efectos de la pesca en poblaciones categorizadas como de moderado o alto riesgo por el APS (Tovar-Ávila, 2006). Los tres niveles de evaluación son independientes y pueden ser utilizados directamente si se considera necesario, es decir, si se considera necesario aplicar el segundo nivel, no es necesario aplicar el nivel subsecuentemente como sucedió en el presente estudio.

El ERAEF tiene sus inicios en la década de los 90s al analizar los capturas de fauna de acompañamiento en las pesquería de camarón en el norte de Australia (Stobutzki *et al.*, 2001). En esta pesquería el 82% de la captura corresponde a peces teleósteos y elasmobranquios (350 especies de ambos grupos, incluyendo especies raras, en peligro, vulnerables y de baja abundancia) debido a la baja selectividad de las artes de pesca

utilizadas. Esto tiene impactos directos al ecosistema que necesitan ser evaluados de manera rápida. La sustentabilidad de los peces y elasmobranquios que son capturados en esta pesquería, y de los cuales existe poca información biológica y de captura se evaluó mediante el ERAEF (Stobutzki *et al.*, 2001b, 2002). El estudio consistió en examinar la sustentabilidad relativa de las especies tomando en cuenta la susceptibilidad de captura y mortalidad, así como su capacidad de recuperación ante una explotación. Los peces teleósteos que se catalogaron como menos sustentables fueron las familias Apogonidae, Ariidae, Bathysauridae, Callionymidae, Congridae, Diodontidae, Labridae, Opisthognathidae, Plotosidae, Synodontidae y Tetraodontidae, debido a que son altamente susceptibles a la captura con redes de arrastre por sus hábitos bénticos o demersales ya que su hábitat son los sustratos blandos y su alimento principal son los langostinos (prawns), además su capacidad de recuperación es baja por su alta tasa de remoción (Stobutzki *et al.*, 2001b). En cuanto a elasmobranquios (Stobutzki *et al.*, 2002), cuatro especies de prístidos y otros batoideos, están asociados al fondo y se alimentan de organismos bénticos por lo que tuvieron alta susceptibilidad a ser capturados en las redes de arrastre, además de tener baja capacidad de recuperación. El método empleado permitió identificar la sustentabilidad de las especies, de manera que éstas pudieran ser evaluadas de manera exhaustiva y manejadas en un futuro.

Hobday *et al.* (2004) evaluaron mediante el ERAEF 15 pesquerías de Australia, incluyendo diferentes tipos de redes y líneas de anzuelo. Los resultados de esta investigación mostraron que la utilización del ERAEF fue exitosa, ya que resulto ser un método flexible que puede describir los patrones generales de riesgo ecológico en las pesquerías. Walker (2005) señala que debido a la baja productividad biológica de los elasmobranquios, su alta susceptibilidad de captura a algunos métodos de pesca, y que la evaluación de las poblaciones en la actualidad se hacen con métodos que incorporaban una larga serie de datos tomados por largo

tiempo, el ERAEF puede ser una alternativa para evaluar de una manera rápida las poblaciones, antes de que sean sobreexplotadas y por sus características biológicas no puedan recuperarse. Este autor incluye en el ERAEF la productividad biológica y la susceptibilidad de captura, para hacerlo compatible con otros métodos de evaluación pesquera.

El ERAEF ha sido aplicado a diversas especies de elasmobranquios en Australia, incluyendo *Squatina australis* (Tovar-Ávila *et al.*, 2004), *Squalus megalops* (Baccini *et al.*, 2006) y *Heterodontus portusjacksoni* (Tovar-Ávila, 2006). El método ha mostrado que *S. megalops* es una especie con alto nivel de riesgo ecológico, debido a su baja productividad biológica y la susceptibilidad de captura a distintas artes de pesca. Por su parte, *H. portusjacksoni* se catalogó como especie en bajo riesgo ecológico a pesar de su baja productividad biológica, debido a su baja susceptibilidad de captura, sin embargo estaría en riesgo moderado si las prácticas de pesca cambiasen.

Otros métodos de evaluación rápida también han sido aplicados a mamíferos marinos (Goldsworthy y Page, 2007) debido a sus elevados registros de captura (especie de descarte) en las pesquerías de langosta y redes demersales del norte de Australia. Con respecto a la evaluación rápida se concluyó, que la evaluación provee una base para comenzar a solucionar problemas, además de enfocar manejos.

Y más recientemente se aplicó el ERAEF en 51 especies de peces, producto de la pesca australiana (Zhou *et al.*, 2008), donde 19 de estas especies presentaron riesgo de sobrepesca y nueve en riesgo de no ser especies sustentables. Este resultado se debió principalmente, a que hay solapamiento del 100% entre la distribución de las especies y el área de pesca, aunque también depende en gran medida de su productividad biológica ya que en tres especies, de igual forma, el solapamiento fue del 100% porque éstas no son retenidas o se escapan con mayor facilidad.

OBJETIVOS

General

Describir la biología reproductiva de *Rhinoptera steindachneri* en Bahía Almejas, Baja California Sur, México y realizar una evaluación de riesgo ecológico por los efectos de la pesca de la población.

Particulares

1. Biología reproductiva

- Determinar datos biológicos de la especie (proporción sexual en las capturas, composición de talla y relación peso-longitud por sexo).
- Determinar diversos parámetros reproductivos de la población, como la talla mínima de primera madurez sexual y la proporción de organismos maduros a cada talla, talla de nacimiento y fecundidad.
- Determinar si la zona de estudio es un área reproductiva y/o de crianza.

2. Evaluación del riesgo ecológico de la población por los efectos de la pesca en Bahía Almejas.

- Determinar la productividad biológica de la especie.
- Determinar la susceptibilidad de captura de la especie a las artes de pesca utilizados en la zona.
- Determinar el riesgo ecológico de la población por los efectos de la pesca en la zona.

MATERIAL Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

El complejo lagunar Bahía Magdalena-Almejas se localiza en el Pacífico mexicano, en la costa occidental de BCS y presenta tres zonas que se encuentran bien definidas: la zona noroeste de aproximadamente 299 km² presenta esteros, lagunas y canales con profundidades promedio de 3.5 km y está delineada por manglares; la zona central, llamada Bahía Magdalena, con aproximadamente 696 km² y conectada con el Océano Pacífico a través de una boca (Boca Entrada) de 5.5 km de amplitud y 38 m de profundidad; y la zona sureste llamada Bahía Almejas, con aproximadamente 414 km², conectada al océano a través de una boca de baja profundidad. Estas dos últimas se comunican entre sí por medio de un canal (Canal Gaviota) de aproximadamente 2.5 km de ancho y 30 m de profundidad (Álvarez *et al.*, 1975). Este complejo está delimitado hacia el océano abierto por islas, las de mayor tamaño son la isla Santa Magdalena al noroeste, la isla Santa Margarita al suroeste y por la isla Creciente al sureste.

Bahía Almejas se comunica con el océano abierto por medio de dos canales, Boca Flor de Malva que se localiza entre el continente y la isla Creciente y Canal Rehusa entre esta última isla y la de Santa Margarita. Ambos canales presentan fuertes corrientes aunque suelen ser someros (1-14 m) y angostos (0.2-2 km) por lo que no permiten la navegación (Bizarro, 2008).

En la costa oriental de Bahía Almejas se encuentra el campo pesquero Puerto Viejo (Fig. 1), uno de los campamentos donde se desembarcaban algunas de las capturas realizadas en la bahía. Puerto Viejo se encuentra entre los 24° 17' y 24° 37' N y los 111° 22' y 111° 57' O (Wiggins, 1980).

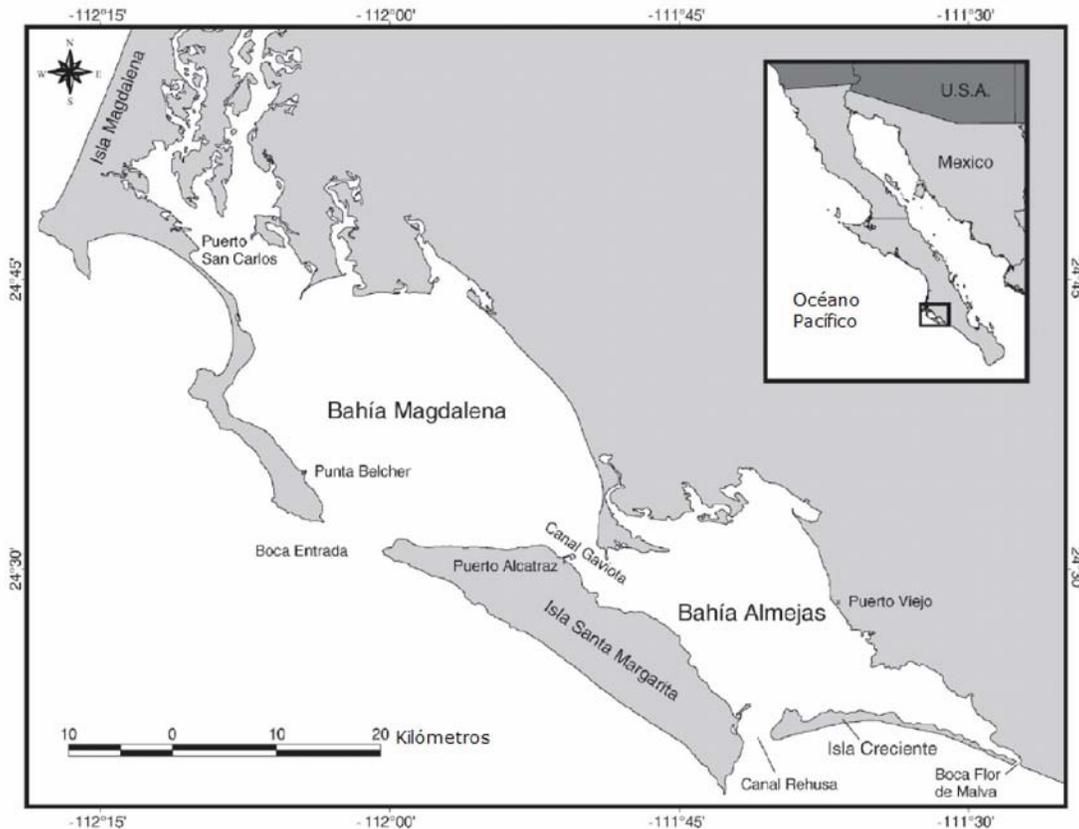


Fig. 1. Puerto Viejo, Bahía Almejas, BCS. Tomado y modificado de Bizarro, J. (2008).

El clima que se presenta es seco y desértico como en el desierto de Sonora y con dos periodos de lluvias que va de julio a octubre y de noviembre a febrero, la máxima precipitación se da en verano y principios de otoño debido a que BCS se ve afectado por ciclones originados en el Océano Pacífico. La media anual de lluvia en BCS es de 160 mm aunque los valores a lo largo del año pueden variar drásticamente (46-608 mm) (Salinas-Zavala *et al*, 1990; Bizarro 2008).

Las temperaturas superficiales del agua de Bahía Almejas en abril, mayo y junio fluctúan alrededor de los 14° C. En septiembre y octubre alcanzan los 29° C. La temperatura ambiental en los meses de diciembre y enero, va desde los 12° C hasta los 30° C en los meses de julio y agosto (COADS, 1994 citado en Martínez-Haza, 2006).

Los vientos en la vertiente occidental provienen del oeste la mayor parte del año, y durante el verano (julio, agosto y septiembre) del este y del suroeste.

En lo que respecta a las corrientes, el complejo lagunar está influenciado en primavera y verano por la Contracorriente Costera de California y en otoño e invierno por la Corriente de California (Lynn y Simpson, 1987; Bizarro, 2008). Debido a los fuertes vientos provenientes del noroeste (8 a 15 m/s), se generan surgencias con velocidades de ascenso de entre 7 y 17 m/d, dependiendo de la zona (Monreal *et al.*, 1999). Las surgencias se presentan con mayor intensidad en verano y con un mínimo en invierno (febrero) (Bakun y Nelson, 1977). Las surgencias o afloramientos son un conjunto de procesos oceánicos que tienen implicaciones para las pesquerías, por generar una gran productividad primaria y provocar modificaciones al clima local al fertilizar las aguas superficiales con nutrientes (Álvarez-Borrego, 1983; Robles-Gil, 1985; Valdez-Holguin *et al.*, 1995).

A Bahía Magdalena se le considera como una de las zonas más sobresalientes en cuanto a sus recursos marinos se refiere ya que durante invierno es ocupada por la ballena gris (*Eschrichtius robustus*) para fines reproductivos, de crianza y/o refugio, al igual que algunas especies de aves (De la Cruz *et al.*, 1994). De igual forma, algunos elasmobranquios la ocupan para reproducirse o como zona de crianza y protección para neonatos, por ejemplo *N. brasiliensis*, *R. productus*, *G. marmorata*, *Z. exasperata* y *D. longus* (Villavicencio, 1993a, b y c; 1995a; Villavicencio *et al.*, 1994). Algunas de estas especies son consideradas residentes, como *D. brevis* y *Heterodontus mexicanus* (Mathews y Duck, 1975; Mathews y Guardado, 1975).

Zoogeográficamente Bahía Magdalena representa el límite entre las provincias de San Diego y Mexicana (Briggs, 1974), lo que trae como consecuencia una gran diversidad de especies algunas con valor comercial, tal es el caso de la sardina, almeja, langosta y camarón.

MUESTREO DE CAMPO

Los muestreos se llevaron a cabo mensualmente durante el año 1992 en un campamento pesquero. Cada muestreo tuvo una duración de 4 a 5 días dependiendo de la abundancia de las capturas.

En su momento, tres embarcaciones operaban en el campo pesquero, cada una de ellas con dos pescadores, haciendo un total de seis personas. Las embarcaciones utilizadas eran lanchas de fibra de vidrio de aproximadamente 27 m de eslora, equipadas con motor fuera de borda de 75 HP.

Las redes utilizadas eran de multifilamento con una luz de malla variable de entre 10 y 30 cm. Estas redes se utilizaban de manera semipermanente, es decir, se tendían por la noche, se revisaban por la mañana del día siguiente y eran vueltas a tender inmediatamente. Las redes eran retiradas solamente si había exceso de algas en el paño para poder ser limpiadas y hacer más eficiente el proceso de pesca.

Los organismos eran eviscerados al llegar al campamento pesquero. Se les desprendía la piel de las aletas pectorales y se les extraía la carne, tanto en la parte dorsal como en la ventral. Posteriormente a la carne se le agregaba sal y era expuesta al sol para que ésta se secara. Ya seca, era transportada para su venta.

A cada organismo muestreado se le tomaron las siguientes mediciones con un ictiómetro de 1 mm de precisión: Longitud Total (Lt) en algunos

organismos (distancia entre el extremo de la cabeza y hasta el final de la aleta pélvica); Ancho del disco (AD) (distancia entre ambas puntas de las aletas pectorales) (Fig. 2); el sexo se determinó visualmente por la presencia o ausencia de mixopterigios. También se obtuvo el peso entero de los organismos con balanzas de resorte con precisión de 1 g. Después de tomar las medidas morfométricas se procedió a revisar los órganos internos.

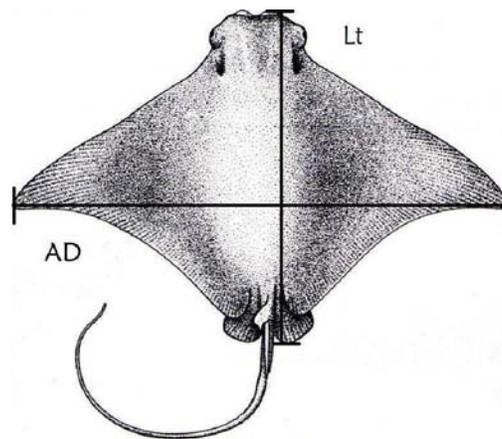


Fig. 2. Esquema de *R. steindachneri* mostrando las mediciones tomadas. Modificado de Fischer *et al.* (1995).

Se tomó información de la condición de madurez. En el caso de las hembras se hicieron observaciones de los ovarios y oviductos. En caso de haber ovocitos se midió el diámetro de los que representaban el tamaño máximo, con un vernier de 0.1 mm de precisión. No fue posible contar el número de los mismos por gónada. Se consideraron como inmaduras aquellas hembras que no presentaron ovocitos o no eran visibles a simple vista, y el útero y glándula del oviducto no estaban diferenciados del resto del oviducto. Las hembras maduras fueron las que tenía ovocitos visibles y presencia de huevos o embriones en los oviductos. Se registró la presencia de huevos o embriones en el útero. En caso de presentar embriones, éstos se extrajeron y se les determinó el sexo, AD y peso cuando fue posible. Se registraron también hembras que tuvieran indicios

de haber parido (por ejemplo, las que conservaban el oviducto distendido).

Para los machos se tomó el largo de los mixopterigios desde la parte posterior de la cloaca y hasta la punta. Se determinó el grado de calcificación del mixopterigio al observar su rigidez clasificándose en: no calcificados y calcificados (Martin y Calliet 1988). Se revisó en los ductos deferentes la presencia o ausencia de semen.

TRABAJO DE ESCRITORIO

Proporción sexual

La proporción de sexos, para adultos y embriones, se determinó contando los organismos obtenidos por sexo y dividiendo el número de hembras entre el número de machos. Se realizó una prueba χ^2 para determinar si la proporción de sexos observada en campo es equivalente a la de la población (1:1).

Composición de tallas

Se determinaron ocho clases de talla considerando una amplitud de 8.5 de acuerdo a la Ley de Sturges, tanto para hembras como para machos, así como los organismos con AD más frecuentes en las capturas y los promedios.

Relación peso-longitud

Se estimó la relación peso-longitud con las medidas de AD y peso de cada organismo mediante el siguiente modelo potencial (Pauly, 1984):

$$W = aAD^b \quad \text{donde:}$$

W = peso del organismo en kg

AD= ancho de disco del organismo en cm

a= constante de proporcionalidad

b= exponente

Los parámetros a y b se estimaron por medio de una función potencial (Bagenal y Tesch, 1978).

Para comprobar si las curvas de peso-longitud de ambos sexos son significativamente diferentes, se aplicó la prueba estadística de dos o más pendientes (Zar, 1984).

Madurez sexual

La talla mínima de madurez para ambos sexos se estimó con la talla de la hembra y macho maduros más pequeños registrados (Pratt y Otake, 1990). La proporción a la cual 50% de la población de hembras y machos están maduros (L_{50}) se estimó con un modelo logístico-binomial (Brown y Rothery, 1993), lo anterior para conocer la talla media de la población a la que alcanza la madurez sexual (machos y hembras).

Talla de nacimiento

La talla de nacimiento se determinó con base en la talla máxima observada en embriones a través del ciclo de muestreo, y se comparó el neonato más pequeño.

Fecundidad

Se determinó con el número de embriones presentes en las hembras.

Zona de área de crianza y/o de reproducción

Se determinó por medio de la presencia de hembras grávidas, neonatos y juveniles (Castro, 1993; Hoyos–Padilla, 2001). Además también se consideró el criterio de Heuper (2007).

Evaluación de riesgo ecológico

De acuerdo a los tres niveles jerárquicos del ERAEF (Evaluación de Riesgo Ecológico para los Efectos de la Pesca) y considerando el principio precautorio, en ausencia del primer nivel de evaluación, el riesgo de las poblaciones de elasmobranquios en la pesquería artesanal de Bahía Almejas se consideró como alto (Smith *et al.*, 2006 citado en Walker, 2007), aplicándose directamente el segundo nivel de evaluación (Análisis de Productividad y Susceptibilidad, APS).

Productividad biológica

Debido a la ausencia de datos de edad y mortalidad para la especie, la productividad biológica se determinó por medio de los parámetros reproductivos, tomando en cuenta su talla de madurez sexual, la fecundidad, y el ciclo reproductivo en comparación a otras especies de batoideos como *Rhinobatos productus*, *Gymnura marmorata*, *Myliobatis californica* y *Rhinoptera bonasus*. La información reproductiva utilizada fue la obtenida durante el presente estudio y la reportada en estudios previos para la especie (Villavicencio-Garayzar, 1995a; Bizarro *et al.*, 2007). Los datos bibliográficos sobre reproducción de otras especies se obtuvieron de Villavicencio-Garayzar (1993a, c y 1995a); Martin y Calliet (1988) y Smith y Merriner (1986).

Susceptibilidad de captura

La susceptibilidad de captura (SC) se estimó para el arte de pesca que se utilizó en la zona (redes mantarrayeras y guitarreras), mediante el siguiente modelo (Walker, 2005):

$$SC = \text{Disponibilidad} \times PE \times \text{Selectividad} \times \text{Mortalidad PC}$$

donde:

- ü Disponibilidad: es la proporción del área que habita la población de *Rhinoptera steindachneri* utilizada por la flota pesquera. Si una población habita un área considerablemente mayor al área de operación de la flota pesquera, la disponibilidad es baja. Por el contrario, para una población cuya área de distribución es menor o equivalente al área de pesca, la disponibilidad es alta.
- ü PE: es la posibilidad de encuentro o proporción de la población que se encuentra con el arte de pesca, por unidad o esfuerzo pesquero. Depende de la construcción y modo de operación del arte de pesca y las características biológicas y hábitos de la especie. Por ejemplo, si la especie habita y se alimenta en el fondo, entonces tendrá una alta PE con una red de fondo. Por el contrario, una especie que habite en la columna de agua tendrá una PE baja con el mismo arte de pesca.
- ü Selectividad: es la proporción de organismos que al encontrarse con el arte de pesca son capturados. Depende de la construcción y selectividad del arte de pesca, así como de la forma y talla de las especies.
- ü Mortalidad PC: es la mortalidad post captura o proporción de organismos que mueren como consecuencia de ser encontrados o capturados por el arte de pesca. Las especies capturadas, objetivo o no objetivo que son retenidas, tienen un valor de mortalidad post captura alto. Especies que son capturadas pero son devueltas al mar tienen posibilidades de sobrevivencia lo que se traduce en un valor de mortalidad PC moderado o bajo. Este elemento también depende, por lo tanto, de la biología de la especie y la posibilidad de sobrevivir al proceso de captura y manejo de los organismos antes de ser devueltos al mar (Walker, 2005).

Todos estos elementos pueden calcularse matemáticamente pero para los propósitos de la evaluación rápida los valores de los mismos fueron inferidos por medio de la biología, la distribución, comportamiento y

conocimiento de la pesquería. Cada componente se catalogó como bajo, moderado o alto asignando valores arbitrarios de la escala desarrollada por Walker (2005) (Tabla 3).

La distribución geográfica de la especie fue tomada de Villavicencio-Garayzar (1995a), Castro-Aguirre y Espinosa-Pérez (1996), Castro-Aguirre (1996) y Chirichigno (1969) (Tabla 2).

Se calculó un segundo escenario donde las condiciones de pesca fueron diferentes, considerando que, la especie no fuese apreciada debido al color oscuro de su carne.

RESULTADOS

Se registró un total de 119 organismos, de los cuales 66% fueron hembras y 34% fueron machos. El máximo de organismos se registró en abril (62) y el mínimo en enero, junio y julio (un organismo en cada mes). Durante los meses de febrero y octubre no se registraron organismos de la especie en estudio (Tabla 1).

Tabla 1. Número de organismos de *Rhinoptera steindachneri* observados en 1992 en Puerto Viejo, BCS.

MES	Sexo	1992		
		H	M	T
Enero		-	1	1
Febrero		-	-	0
Marzo		4	3	7
Abril		53	7	60
Mayo		-	15	15
Junio		-	1	1
Julio		-	1	1
Agosto		8	2	10
Septiembre		7	2	9
Octubre		-	-	0
Noviembre		5	8	13
Diciembre		1	1	2
TOTAL		78	41	119

H= hembras, M= machos, T= total mensual

Las hembras solo fueron capturadas durante 6 meses, siendo marzo, abril, agosto, septiembre, noviembre y diciembre, los meses en los que se registraron.

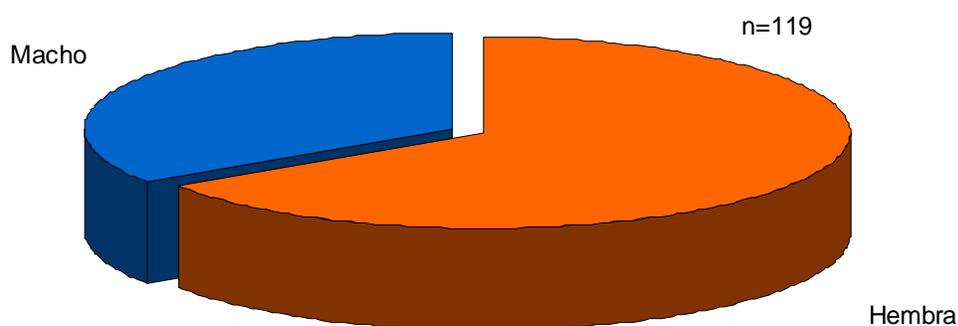
En lo que respecta a los machos, se observó que las capturas estuvieron integradas por pocos organismos a lo largo de todo el año, siendo mayo el mes en el que se obtuvieron mas representantes de este sexo (el mismo mes que hubo más muestras en total). Sin embargo, se registraron machos durante un mayor número de meses, 10 específicamente.

1. Reproducción

1.1 Proporción sexual

La proporción sexual hembra:macho del total de organismos muestreados en 1992 fue de 2:1 (Fig. 3). Las mayores capturas de hembras respecto a machos se registraron durante abril (7.5) y las menores durante enero, mayo, junio y julio (0) (Fig. 4).

La proporción sexual observada fue significativamente diferente a una proporción 1:1 hembra:macho ($P < 0.0006$).



Proporción 1.9:1 hembra-macho

Fig. 3. Proporción sexual de *R. steindachneri* durante 1992 en Puerto Viejo, Bahía Almejas.

La proporción de hembras:machos de los embriones fue de 1.92:1 (n=41), similar encontrado en adultos.

1.2 Composición de tallas

Las tallas de las hembras estuvieron dentro del intervalo de 42–108 cm AD (Fig. 5); las tallas más frecuentes fueron de 91–100 cm AD y la talla promedio de 80.8 cm AD.

El intervalo de tallas de los machos por su parte fueron de 40–96 cm AD (Fig. 5); las tallas más frecuentes de 40–50 cm AD; la talla promedio fue de 68.9 cm AD.

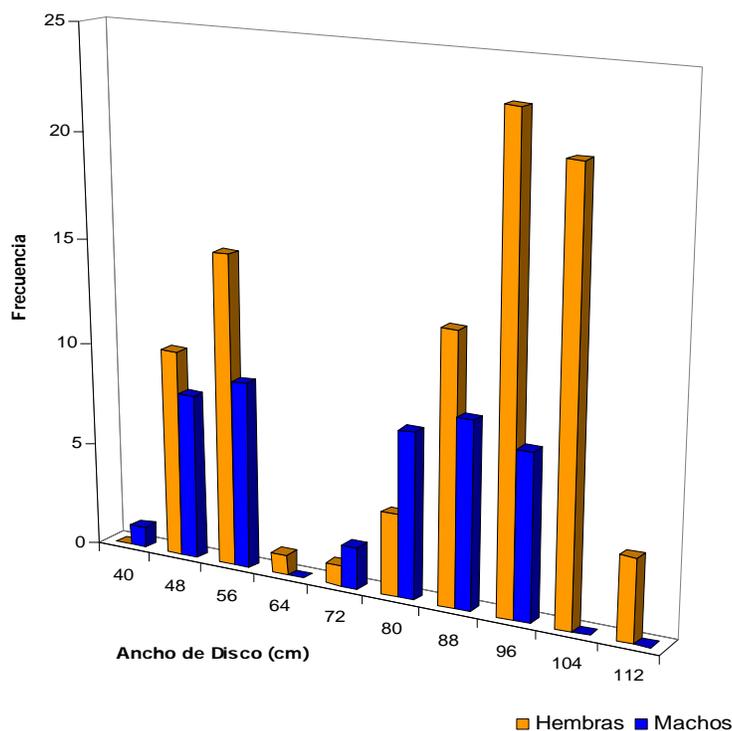


Fig. 5. Composición de tallas de *R. steindachneri* (sexos combinados) capturados en Bahía Almejas durante 1992.

1.3 Relación peso-longitud

Ambos sexos presentaron un crecimiento en peso de tipo isométrico (donde el peso del organismo se incrementa conforme a la longitud de forma potencial) (Fig. 6). Las pendientes de la relación talla-peso para hembras y machos resultaron ser estadísticamente similares ($P=0.05$) por lo que se presentan a continuación en una gráfica.

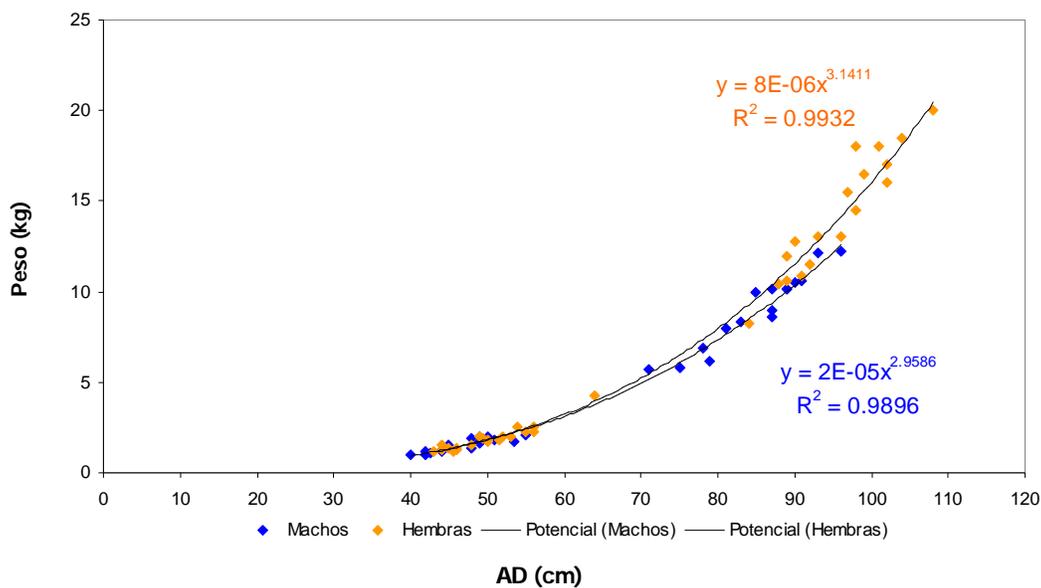


Fig. 6. Relación peso-longitud en *R. steindachneri* en ambos sexos

1.4 Madurez sexual

La talla de la hembra más pequeña con embriones fue de 75 cm de AD mientras que la hembra de menor tamaño con ovocitos maduros fue de 84 cm de AD (el ovocito de menor diámetro fue de 9 mm y presentaba un color amarillento), por lo cual se determinó que la talla mínima de madurez es a los 75 cm de AD. Por su parte, la curva logístico-binomial indicó que L_{50} es a los 80.4 cm de AD (Fig. 7).

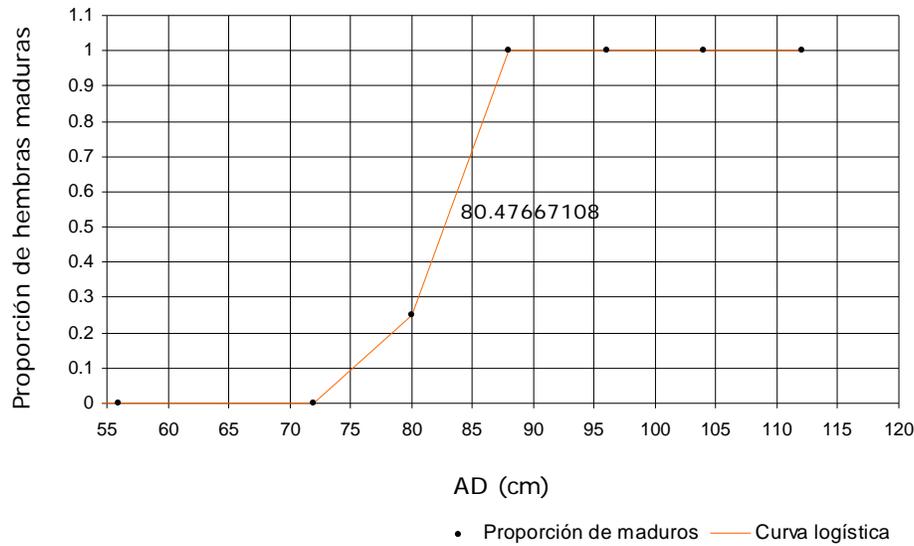


Fig. 7. Determinación de L_{50} en la proporción de organismos maduros y ancho de disco para hembras de *R. steindachneri* con el método logístico-binomial, en Bahía Almejas.

La talla del macho maduro (con mixopterigios desarrollados, calcificados y con semen) más pequeño fue de 75 cm de AD. La curva logístico-binomial indicó que la L_{50} es a los 79.2 cm de AD (Fig. 8).

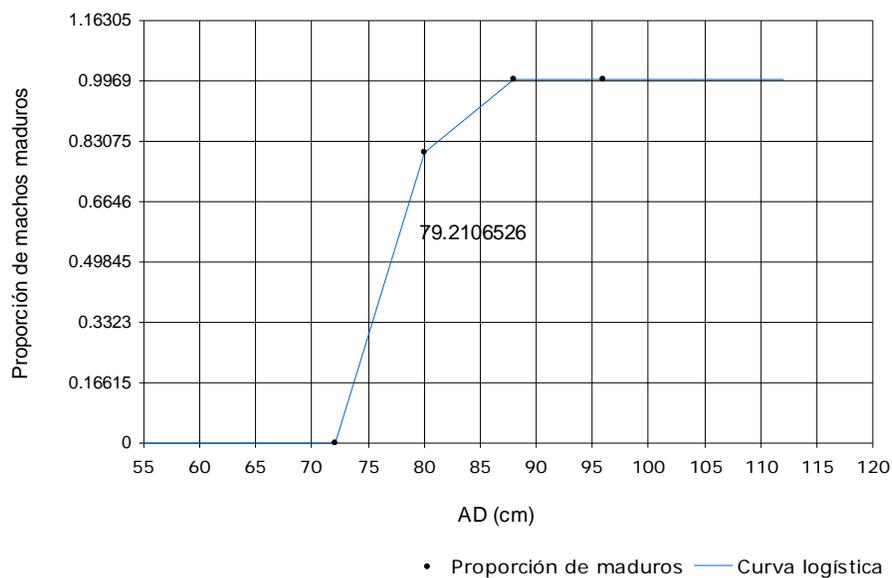


Fig. 8. Determinación de L_{50} en la proporción de organismos maduros y ancho de disco para machos de *R. steindachneri* con el método logístico-binomial, en Bahía Almejas.

La longitud a la cual las hembras alcanzan L_{50} correspondió al 74.4% de la talla máxima observada (105 cm de AD), mientras que en los machos correspondió al 82.5% de la talla máxima observada (96 cm de AD).

Los machos maduros presentaron mixopterigios de más de 9.5 cm de largo (Fig. 9). El mixopterigio en los machos maduros correspondió en promedio al 12% (n= 20) de su talla.

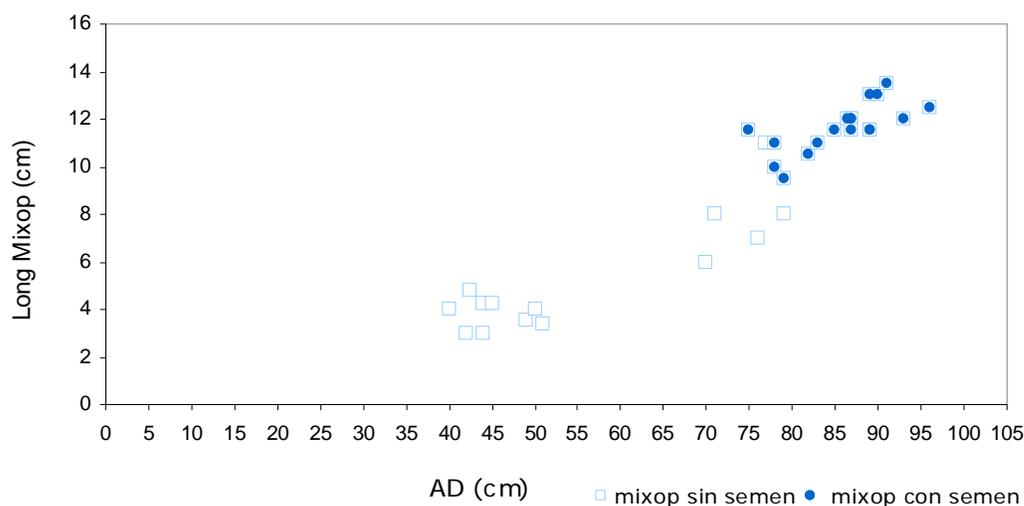


Fig. 9. Madurez sexual de machos determinada por la longitud de los mixopterigios y ancho de disco de *R. steindachneri* en Bahía Almejas.

1.5 Talla de nacimiento y distribución de tallas en embriones

Se obtuvieron 39 embriones en su mayoría capturados en el mes de abril y solo dos organismos se capturaron en marzo haciendo un total de 41 embriones con una talla promedio de 26.1 cm de AD. De los embriones, diez fueron expulsados por sus madres prematuramente y los 31 embriones restantes se observaron en hembras con 95 cm de AD promedio.

La talla máxima de los embriones registrados (n=41) fue de 305 mm (correspondiente a una hembra de 102 cm de AD) y la mínima de 200 mm de AD (correspondiente a una hembra de 98 cm de AD). El neonato más pequeño capturado fue de 400 mm (Fig. 12).

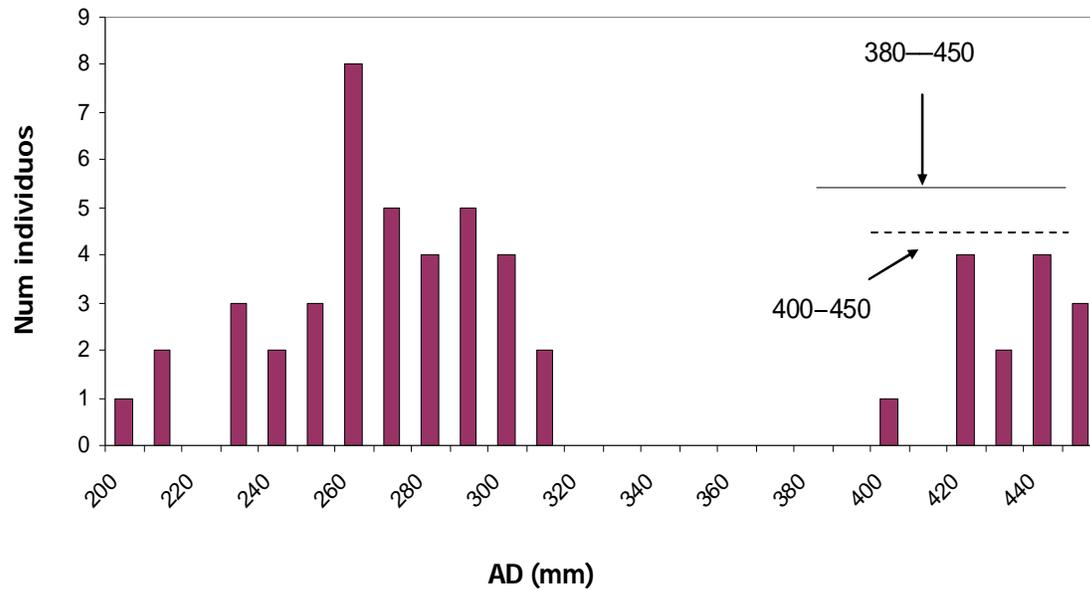


Fig. 12. Distribución de las tallas de los embriones y juveniles de *R. steindachneri*. La línea punteada representa la talla de nacimiento reportada por Villavicencio-Garayzar (1995a) y la línea continua la reportada por Bizzarro *et al.* (2007).

1.6 Fecundidad

En las hembras observadas (n=92) únicamente el oviducto izquierdo era funcional y se encontró solamente una cría por hembra (n=31).

1.7 Zona de área de crianza y/o reproducción

Los datos obtenidos muestran que de los 158 organismos muestreados (adultos y embriones), el 58% fueron organismos adultos en estado reproductivo. En el caso de las hembras (n=92) el 63% correspondió a individuos adultos maduros y en los machos (n=45) el 55% también lo fueron. Con estos resultados se puede determinar que Bahía Magdalena es un área de reproducción.

De la misma forma, el 43% de las hembras presentaron embriones y el 10% de la población fueron de juveniles menores de 45 cm, por lo tanto también se habla de un área de crianza.

2. EVALUACIÓN DEL RIESGO ECOLÓGICO PARA LOS EFECTOS DE LA PESCA EN BAHÍA ALMEJAS

2.1 Productividad Biológica

Rhinoptera steindachneri tiene una productividad biológica baja en comparación con otras especies de batoideos y elasmobranquios, debido a que su talla de madurez es mayor a la de otras especies, presenta una baja fecundidad (un embrión por hembra por ciclo reproductivo, la más baja posible), un periodo de gestación largo y ciclo reproductivo anual (Tabla 2).

Tabla 2. Productividad biológica estimada para diversas especies de batoideos incluyendo la de *R. steindachneri*.

Especie	Talla de madurez sexual	Fecundidad	Ciclo reproductivo	Periodo de gestación	Productividad biológica
<i>Rhinobatos productus</i>	H 60 cm LT M 70 cm LT	6-16 Dependiendo de la talla materna	Anual con diapausa embrionaria	11 meses	Media
<i>Gymnura marmorata</i>	H 74 cm AD M 45 cm AD	6-13 dependiendo de la talla materna	anual	10-11 meses	Media
<i>Myliobatis californica</i>	H 78 cm AD M 40-50 cm AD	12	anual		Media
<i>Rhinoptera bonasus</i>	H 85-92 cm AD M 90 cm AD	1	anual	11-12 meses	Baja
<i>Rhinoptera steindachneri</i>	H 80.4 cm AD M 79.2 cm AD	1	anual	11-12 meses	Baja

2.2 Susceptibilidad de Captura

La disponibilidad de la especie en Bahía Almejas a la pesquería artesanal de Puerto Viejo fue estimada como alta, ya que se traslapa la zona de operación de las redes utilizadas en esta pesquería con la zona de distribución de *R. steindachneri* en la bahía (Tabla 3).

La posibilidad de encuentro se estimó como alta ya que los hábitos demersales, sobre todo alimenticios, de *R. steindachneri* la hacen susceptible de encontrarse con los chinchorros, que son fijados en el fondo (Tabla 3).

La selectividad se estimó como alta debido a que las redes utilizadas para la captura tuvieron una abertura de malla de 10 a 30 cm, lo que propicia que los organismos, aunque sean recién nacidos (380-450 mm AD), sean capturados por las redes (Tabla 3).

La mortalidad post-captura fue catalogada como alta ya que todos los organismos que se capturaron fueron retenidos, eviscerados y se utilizaron como alimento, ya sea para consumo personal o para comercializar (Tabla 3).

Tabla 3. Descripción de las categorías de riesgo para la susceptibilidad de captura (producto de la disponibilidad, posibilidad de encuentro, selectividad y mortalidad post-captura).

Elementos	Nivel/Valor cualitativo		
	Bajo (0.33)	Medio (0.66)	Alto (1.00)
Disponibilidad	Sobrelapamiento del área de distribución de la población y la zona de pesca > de una tercera parte de traslape con la zona de pesca	< de una tercera parte de traslape con la zona de pesca	> de dos terceras partes de traslape con la zona de pesca
Posibilidad de encuentro	Probabilidad baja de que un arte de pesca encuentre a un organismo (p.e. la red demersal que captura a especies pelágicas)	Probabilidad media de que un arte de pesca encuentre a un organismo (p.e. la red demersal que captura a especies pelágicas)	Probabilidad alta de que un arte de pesca encuentre a un organismo (p.e. la red demersal que captura a especies pelágicas)
Selectividad	Probabilidad baja de ser capturada por un arte de pesca (p.e. especies filtradoras atrapadas con ganchos con carnada)	Probabilidad media de ser capturada por un arte de pesca (p.e. especies filtradoras atrapadas con ganchos con carnada)	Probabilidad alta de ser capturada por un arte de pesca (p.e. especies filtradoras atrapadas con ganchos con carnada)
Mortalidad post-captura	Probabilidad alta de sobrevivencia después de la captura (p.e. especies demersales de descarte con espiráculos y estructuras robustas)	Probabilidad media de sobrevivencia después de la captura (p.e. especies demersales de descarte con espiráculos y estructuras robustas)	Probabilidad baja de sobrevivencia después de la captura (p.e. especies demersales de descarte con espiráculos y estructuras robustas)

En un segundo escenario, donde el gavián dorado no es retenido y aprovechado para consumo humano, como sucede en otras localidades del mismo estado (e.g. Punta Lobos, donde la carne de estos organismos no es apreciada en gran medida hasta el momento), su baja susceptibilidad de captura sería baja (Tabla 4), la susceptibilidad de captura baja en este escenario alternativo se debe principalmente a que la mortalidad post-captura sería baja porque los organismos capturados no son retenidos con el fin de comercializarse, siendo ocasional la retención de organismos capturados para consumo propio de los pescadores. La especie presenta además espiráculos que le ayudan a sobrevivir por largos periodos después de enmallarse, existiendo una alta probabilidad de sobrevivir si son devueltos al mar después de ser enmallados.

Tabla 4. Susceptibilidad de captura (SC) para *R. steindachneri* en Bahía Almejas, BCS en dos escenarios (Especie comercializada o no). Disponibilidad (D), Posibilidad de encuentro (PE), Selectividad (S) y mortalidad post-captura (MPC)

ESCENARIOS	D	PE	S	MPC	SC
1 (Especie comercializada)	Alto 1.0	Alto 1.0	Alto 1.0	Alto 1.0	Alto 1.0
2 (Especie no comercializada)	Alto 1.0	Alto 1.0	Alto 1.0	Bajo 0.33	Bajo 0.33

Debido a su baja productividad biológica y alta susceptibilidad de captura, a *R. steindachneri* se le puede considerar como una especie con alto riesgo ecológico ante los efectos de la pesca en la Bahía Almejas, con las presentes condiciones de pesca. Sin embargo, a pesar de su baja productividad biológica el riesgo ecológico de esta especie sería bajo si los organismos no fuesen comercializados, al reducir la susceptibilidad de captura.

DISCUSIÓN

El presente estudio se realizó con una baja cantidad de datos (119) sin embargo, fue posible obtener los parámetros reproductivos planteados en los objetivos. Fueron dos las principales causas de la carencia de la obtención de información biológica, aún siendo un estudio realizado a lo largo de varios años; la primera causa tiene que ver con la baja disponibilidad de la especie, y la segunda, asociada a los costos del muestreo de campo. Esta carencia de datos también está presente en diversos estudios como el realizado por Villavicencio-Garayzar (1995a) quien utilizó 29 datos con los cuales pudo deducir la mayor parte del ciclo de vida del gavián dorado, resultados que no se han refutado. Bizzarro *et al.* (2007) por su parte, capturó 28 organismos en Bahía Almejas cantidad con la que trabajó. Hay que tomar en cuenta que ellos, además de realizar el estudio de *R. steindachneri* en la bahía también obtuvieron muestras de Sonora (n=578) con las que describieron un patrón similar al obtenido por Villavicencio-Garayzar (1995a) años antes.

La falta de datos suficientes en estudios científicos puede traer graves problemas debido a que las conclusiones que se deriven pueden ser erróneas o poco cercanas a la realidad. Los parámetros reproductivos de *R. steindachneri* obtenidos en este estudio son similares a los parámetros resultantes de otros estudios para la misma especie, con baja y elevado número de datos, por lo que pueden ser tomados en cuenta, no se manifiesta que dichos datos son verdaderos o falsos, sólo se proporciona una aproximación de los parámetros reproductivos que la especie podría tener.

1. Reproducción

Rhinoptera steindachneri es un componente común en la pesca artesanal de elasmobranquios, hecho confirmado por Villavicencio-Garayzar en Bahía Almejas (1995a) donde ocupó el sexto lugar en abundancia en las capturas de 1990—1991, con el 3.9% de los organismos muestreados. Márquez-Farías (2002) señala que a lo largo de la costa del Pacífico Mexicano *R. steindachneri* ocupa el tercer lugar entre 18 batoideos (14.45%) y Bizarro *et al.* (2007) señala que esta especie ocupó el quinto lugar en abundancia de entre 22 elasmobranquios (2.8%) capturados durante el verano de 1998—2000 en Puerto Viejo, Bahía Almejas.

Se han realizado diversos estudios en Bahía Magdalena (Villavicencio, 1993a, b, c, 1994, 1995a, b, 1996, 2000; Martínez, 2004) pero esta gran cantidad de información no ha sido utilizada hasta el momento, quizá por no atraer la atención de las autoridades o por no ser suficiente para la implementación de vedas a las pesquerías de elasmobranquios. En un caso contrario se encuentran todas las especies de *Manta* y *Mobula* entre las que se destacan *Manta birostris*, *Mobula japonica* y *Mobula thurstoni*, especies que ya están protegidas por las leyes desde marzo de 1994 en las 12 millas alrededor de el archipiélago Revillagigedo (Isla San Benedicto, I. Clarion, Roca partida, I. Socorro e I. Guadalupe) en el Pacífico mexicano (Camhi *et al.*, en preparación). *Rhinoptera steindachneri* es una especie que no está protegida y es susceptible a la pesca con redes por sus hábitos alimenticios bénticos, así como la formación de cardúmenes donde los organismos se agregan en grupos de tallas similares y los juveniles generalmente se refugian en aguas cercanas a la costa, que las hacen especialmente vulnerables a estas redes (Smith y Merriner, 1987), un ejemplo claro es el ocurrido en el norte del Golfo de California (Bizarro *et al.*, 2007) donde se captura entre 100—300 organismos por viaje.

1.1. Proporción sexual

La proporción sexual que muestra el gavián dorado en Bahía Almejas (2:1) podría deberse a la presencia de una diferencia en la abundancia poblacional, aunque también puede tratarse de una segregación de sexos por área como sucede en otras especies de elasmobranquios (Pratt, 1979).

La competencia intraespecífica, la disponibilidad de presas, estrategias reproductivas asociadas a comportamiento pre o post apareo, hábitat alternativo que cubra los requerimientos de la especie a consecuencia del cambio estacional, son algunas de las razones por las cuales la mayoría de las especies de elasmobranquios presentan segregación sexual (Bres, 1993). Sin embargo, hay mayores indicios de que la segregación sexual está más asociada a la reproducción (Sims *et al.*, 2001).

Los datos registrados, en cuanto a la proporción de sexos, en Bahía Almejas (Villavicencio-Garayzar, 1995a) y los de Sonora (Bizarro *et al.*, 2007) indican una predominancia de hembras en las capturas (1.2:1 y 1.6:1 hembras:machos respectivamente).

En este estudio la proporción sexual en neonatos (n=41) fue igual a la de adultos (2:1), resultados que son consistentes con los registrados en Sinaloa (Gómez-Moedano, 2003) donde la proporción intrauterina fue de 1.5:1 (n=35). Esta diferencia entre sexos puede indicar que se trata de una estrategia reproductiva donde la producción de hembras sería mayor dada su baja fecundidad (un organismo por hembra). Sin embargo, no puede descartarse el pequeño número de muestras.

Es necesario elevar el número de muestras tanto de embriones, como de adultos, para determinar si es parte de su estrategia de vida o es debido a un sesgo en las capturas o en los muestreos.

1.2. Composición de tallas

Las capturas se integraron principalmente por organismos de tallas mayores, posiblemente debido a la selectividad de las artes de pesca dirigidas a la obtención de organismos grandes para su comercialización (Márquez-Farías, 2005).

Las tallas máximas registradas en este estudio concuerdan con los estudios realizados anteriormente en Bahía Almejas, donde se registraron hembras de 105 cm y machos de 91.5 cm (Villavicencio-Garayzar, 1995a) y de 104 cm en hembras y 96 cm en machos (Bizarro *et al.*, 2007). No se puede decir lo mismo en las tallas registradas en el Golfo de California donde Gámez-Moedano (2003) y Bizarro *et al.* (2007) registraron tallas más pequeñas (en promedio para hembras de 77.6 y 64.4 cm y para machos 74.1 y 64.2 cm respectivamente) (Tabla 5). En la Bahía de la Paz, BCS, se registraron solo machos con AD menor de 78.1 cm (Notarbartolodi-Sciara, 1987). En las Galápagos se reportan tallas alrededor de los 90 cm para *R. steindachneri* (Grove y Lavenberg, 1997). Las tallas de estos organismos son comparables con las registradas en *Rhinoptera bonasus*, en la Bahía de Chesapeake, donde las hembras midieron 107 cm y los machos 98.1 cm (Smith y Merriner, 1987) por lo que se observan tallas similares entre especies del mismo género.

Tabla 5. Comparación de tallas, de hembras y machos, de *R. steindachneri* registradas por distintos autores y en distintos lugares de BCS. También se muestra las tallas máximas registradas en el océano Atlántico.

AUTOR Y LUGAR	HEMBRAS	MACHOS
<i>Rhinoptera steindachneri</i>		
Flores-Pineda (2008) Bahía Almejas (BA)	105 cm	96 cm
Villavicencio-Garayzar (1995a) BA	105 cm	91.5 cm
Bizzarro <i>et al.</i> (2007) BA	104 cm	96 cm
Bizzarro <i>et al.</i> (2007) Sonora	64.4 cm	64.2 cm
Gámez-Moedano (2003) Sinaloa	77.6 cm	74.1 cm
Notarbartolo-di-Sciara (1987) Bahía La Paz	-	78.1 cm
Grove y Lavenberg (1997) Islas Galápagos	90 cm	
<i>Rhinoptera bonasus</i>		
Smith y Merriner (1987) Bahía de Chesapeake en el Océano Atlántico	107 cm	98 cm

La tallas diferentes que se observan en el océano Pacífico y el Golfo de California posiblemente se deba a la diferencia entre luz de malla que se maneja en las artes de pesca utilizadas, a que ambas poblaciones estén limitadas a cierta cantidad de intercambio genético por lo que pueden tener diferente edad, crecimiento y otras características de su historia de vida, también podría deberse a condiciones ambientales o simplemente a sesgos en el muestreo (Bizarro *et al.*, 2007; Tovar-Ávila *et al.* 2007). También se presentan variaciones en dos poblaciones de *Heterodontus portusjacksoni*, una especie de tiburón de habita en Victoria, Australia. En el Oeste y Este lejano de Victoria, las hembras son de mayor tamaño que los machos y en conjunto la población del Oeste de Victoria son organismos más pequeños, la relación peso-longitud fue alta y las tallas de madurez fueron menores que la población del este de Victoria variaciones atribuidas posiblemente a sesgos en el muestreo, mortalidad de pesca selectiva, condiciones ambientales o a diferencias genéticas

(Tovar-Ávila *et al.* 2007). Estas diferencias en cuanto a poblaciones de *Heterodontus portusjacksoni* son similares a las que se encuentran en las poblaciones de *Rhinoptera*, sólo que en estas últimas, esta de por medio una barrera física (península de Baja California) y probablemente las diferencias se deban más que nada a cuestiones genéticas.

Con respecto a la ausencia de tallas de menores de 40 cm de AD, cabe la posibilidad de que los organismos de estas tallas pudieron haber escapado de dichas redes como lo plantea Márquez-Farías (2005), al hacer un estudio de selectividad de las redes utilizadas en las pesquerías artesanales de Sonora para *Rhinobatos productus*, y donde los neonatos tal vez pudiesen doblar sus aletas pectorales en posición de embrión y así poder atravesar la red por este pequeño espacio (lux de malla) pero hay que tener en cuenta que los organismos que logran escapar ya son neonatos. Otra razón puede ser una segregación por tallas donde los juveniles no comparten las mismas zonas que los neonatos y que los adultos.

En necesario destacar que en los organismos capturados en la Isla de San Lázaro, BCS, hacia el norte de Bahía Almejas, la hembra más grande registrada fue de 108 cm, sin embargo no fue incluida en el grueso de los datos debido a que las zonas eran diferentes al igual que los tiempos, sin embargo, se trata de la hembra de mayor tamaño registrada.

1.3. Relación peso-longitud

Los resultados de la relación peso-longitud de este estudio corroboran los obtenidos en el estudio realizado por Bizarro y colaboradores (2007) donde *R. steindachneri* presenta crecimiento isométrico (hembras 2.88 y machos 2.71). Los machos y las hembras de las mismas talla en el presente estudio no presentaron diferencias significativas en peso y debido a su valor de b aproximado a 3 (hembras 3.14 y machos 2.95), se

considera que crecen y aumentan de peso de manera proporcional (Pauly, 1984). Generalmente las hembras presentan un mayor tamaño que los machos y existe una relación inversa entre la fecundidad y la talla de nacimiento ya que a menor número de crías el tamaño de nacimiento es mayor.

Este tipo de crecimiento también está presente en otros batoideos como *Narcine brasiliensis* (Villavicencio-Garayzar, 1993b). En algunas especies como *Zapterix brevirostris* (Da Silva, 1987) se presenta un crecimiento alométrico, ya que estas especies no crecen proporcionalmente, sino que crecen mayormente en longitud que en masa.

Por otra parte, las hembras presentaron un tamaño mayor que los machos, este hecho también fue visto en Sonora (Bizarro *et al.*, 2007). Lo mismo sucede en las especies de la familia Rajidae, donde las diferencias que hay entre sexos es un rasgo común; las hembras presentan un tamaño mayor al de los machos. Sin embargo, las hembras tienen una tasa baja de crecimiento de acuerdo a la mayoría de los elasmobranquios, donde las hembras presentan una talla y peso corporal mayor que los machos, quizá como una consecuencia de su estrategia reproductiva (Walmsley-Hart *et al.*, 1999).

1.4. Madurez sexual

La talla de primera madurez obtenida en este estudio fue similar entre hembras y machos (75 y 79 respectivamente). Los datos registrados anteriormente en Bahía Almejas son diferentes tanto entre sexos, como entre autores (87 cm en hembras y 81 cm en machos Villavicencio-Garayzar, 1995a; 100 cm en hembras y 70 cm en machos Bizarro *et al.*, (2007). En las especies registradas en Sonora, las tallas promedio entre hembras y machos fueron similares (66 cm y 65 cm respectivamente), pero fueron diferentes (casi 10 cm) a las obtenidas en Bahía Almejas en el

presente estudio. Tal vez el tamaño de muestra juega un papel importante ya que el número de organismos con los cuales se trabajó en el presente estudio fue de 119, y en Sonora fueron 578. En contraste, el tamaño de muestra obtenido en Bahía Almejas fue inferior a éstos, ya que Villavicencio-Garayzar (1995a) trabajó con 29 organismos y Bizzarro *et al.* (2007) con 28 datos. No hay que descartar el año en que se efectuaron dichos estudios, el presente se llevó a cabo en 1992, el estudio de Villavicencio-Garayzar (1995a) se efectuó de 1990 a 1991 y el de Bizzarro *et al.* en 1998-1999. Es probable que la diferencia de años no sea causa de los cambios drásticos en los parámetros reproductivos ya que éstos no se dan en un corto lapso de tiempo. Las diferencias en las tallas de madurez sexual más notables son las registradas en Bahía Almejas y Sonora resultados que no pueden adjudicarse a un sesgo en las capturas o muestreos, más bien pueden deberse a diferentes parámetros de dos poblaciones de una misma especie, como sucede con *H. portusjacksoni* (Tovar-Ávila *et al.*, 2007).

En lo que respecta a la talla media de madurez, estas fueron diferentes entre poblaciones de Bahía Almejas (80 cm para hembras y 79 cm en machos) y de Sonora (70.2 cm en hembras y 69.9 cm en machos), haciendo hincapié en las marcadas diferencias en cuanto a sus parámetros reproductivos.

Para *R. bonasus* en la Bahía Chesapeake, E.U., (Smith y Merriner, 1986) la talla de primera madurez es de 84.5 cm en hembras y 80 cm en machos, datos que indican que la talla de madurez es ligeramente mayor a la talla registrada para *R. steindachneri* en este estudio.

En general, tanto las hembras como los machos de las especies del género *Rhinoptera* madura a tallas similares entre sí, contrario a lo encontrado en especies del género *Myliobatis* y otros elasmobranchios donde los machos maduran a tallas menores, con gran diferencia a las

tallas de las hembras de su misma especie (Martin y Cailliet, 1988; Snelson *et al.* 1988).

Las tallas de los organismos de *R. steindachneri*, así como las tallas de madurez son diferentes entre las poblaciones de Bahía Almejas y Sonora por lo que habría que hacer estudios para determinar si son dos poblaciones con parámetros reproductivos diferentes.

1.5. Talla de nacimiento y frecuencia de tallas de embriones

La talla de nacimiento reportada en Sonora es de 38—45 cm (Bizarro *et al.*, 2007), en Bahía Magdalena de 41—45 cm (Villavicencio-Garayzar, 1995a) y en Sinaloa de 42 cm (Gámez-Moedano, 2003). Las tallas de nacimiento reportadas en Bahía Almejas y Sonora son similares entre sí, aún habiendo diferencias en las tallas de sus madres de ambos sitios, lo que indica que probablemente no se deba a la genética de la población, sino a las condiciones ambientales que imperan en cada lugar. Para conocer que es lo que realmente sucede en las poblaciones de cada especie es necesario la realización de nuevos estudios que se desarrollen a lo largo de varios años y en diversas localidades, por lo menos las de Bahía Almejas y Sonora.

En el presente estudio se colectaron neonatos mayores de 40 cm y embriones menores a 30 cm, embriones que aún no estaban listos para una vida libre aunque su coloración y ausencia de saco vitelino indicaban que el embrión estaba completamente desarrollado por lo que la presencia de las hembras capturadas en el mes de abril hacen suponer que comenzaban a llegar a la Bahía para posteriormente dar a luz. Es importante destacar que la observación de embriones completamente desarrollados puede llevar a errores en cuanto a la determinación de las tallas de nacimiento (Castro, 1993) por lo que es recomendable tomar en cuenta las tallas más pequeñas de neonatos.

Hay una ausencia en las capturas de embriones o neonatos de entre 306 mm y 400 mm, quizá porque no se capturaron hembras preñadas de mayo a julio, ya que el neonato más pequeño (400 mm) se registró en noviembre aunque hubo neonatos de 420 y 430 mm que se capturaron en abril. De igual forma, cabe la posibilidad de que los neonatos al nacer se encuentren en zonas distintas mientras se adaptan a la vida y así no son capturados por las redes, pero aún no se ha documentado cierto patrón.

De acuerdo a los estudios previos, la talla de nacimiento de *R. steindachneri* es similar a la de *R. bonasus*, donde el neonato más pequeño y el embrión más grande fue de 44 y 32.3 cm respectivamente (Smith y Merriner, 1986).

Si las hembras ovulan después del nacimiento de sus crías por lo que presentan ovocitos (15.8 mm en promedio) además de que los machos presentan esperma en los ductos como lo hace *R. bonasus*, entonces el periodo de gestación sería probablemente de 11—12 meses (Smith y Merriner, 1986; Neer y Thompson, 2005). Sin embargo, esta información fragmentaria se debe ampliar para determinar con mayor confiabilidad el periodo de gestación.

1.5. Fecundidad

La observación de los órganos reproductores en las hembras indican que *R. steindachneri* presenta sólo un útero funcional, siendo éste el izquierdo. Las hembras preñadas mostraron solamente una cría por hembra, como sucede en otros rinoptéridos como *R. bonasus* (Smith y Merriner, 1986) y mobúlidos (Notarbartolo-di-Sciara; 1988) que son consideradas las familias más relacionadas evolutivamente (Compagno, 1999; McEachran y Aschliman, 2004). Contrario a este resultado, en el género *Rhinobatos* (Downton, 1996), se observan ambos oviductos funcionales además de

que la fecundidad depende de la talla materna, es decir, a mayor talla mayor número de crías y los números más frecuentes son de ocho a diez crías en hembras de 115 a 125 cm de LT. La dependencia de la fecundidad con la talla no es observada debido a su estrategia reproductiva extrema la cual consiste en dar a luz a una cría de mayor tamaño y con una alta tasa de sobrevivencia (Bizzarro *et al.*, 2007). Cabe destacar que en Sinaloa (Gámez-Moedano, 2003) se registró una hembra con dos embriones de 11 cm de AD, sin embargo uno de ellos no era viable.

1.6. Zona de área de crianza y/o de reproducción

Se tienen estudios acerca de la migración de hembras de especies de elasmobranquios a lugares específicos con características únicas como ser zonas abiertas o cerradas, aguas poco profundas, de alta productividad para depositar sus huevos o dar a luz a sus crías y en donde las crías estén protegidas y bien alimentadas (Springer, 1967, Hazin *et al.*, 2001; Merson y Pratt, 2001; Constantini y Afronte, 2003; Conrath y Musick, 2007). Estas áreas se pueden identificar con base a criterios hipotéticos como el de Heupel *et al.* (2007): 1) los tiburones o rayas deben estar presentes comúnmente en estas áreas que en las demás, 2) dichos organismos tienden a permanecer o regresar por extensos periodos de tiempo y 3) el área de la que se habla, llámese zona de crianza, debe ser usada en repetidas ocasiones a través de los años. También está el criterio utilizado por Castro (1993) donde se considera a un área de crianza al lugar donde se encuentran hembras preñadas, juveniles y organismos maduros.

Los datos obtenidos en el presente estudio no son suficientes para abarcar los puntos de los criterios antes mencionados. Basada en el criterio de Heupel *et al.* (2007), se encuentran organismos de *R. steidachneri* y que en otras zonas como en Punta Lobos, no pueden ser encontrados; la

permanencia por extensos periodos de tiempo para su alimentación y el retorno anual de las mismas a la Bahía no puede ser probada debido a que no se utilizaron herramientas como el marcaje de las especies. Sin embargo existe un documento, que en la actualidad se esta elaborando, donde se registra anualmente la especie durante diez años seguidos (López-González, Com Pers.), hecho que podría suponer un retorno a la bahía.

Con respecto al criterio de Castro (1993), se encuentran en la bahía hembras preñadas, adultos de ambos sexos en estado reproductivo (con ovocitos y líquido seminal) pero la presencia de juveniles es escasa más no nula.

Las áreas de crianza son lugares hipotéticos (Heupel *et al.*, 2007) pero es necesario, sin embargo, caracterizar dichas zonas para protegerlas ante la sobreexplotación que se ha observado en los últimos años. Los componentes más impactados tienden a ser los juveniles debido a que se segregan en grupos de tallas similares y tienden a ocupar lugares someros cercanos a la costa haciéndolos más vulnerables a las redes de fondo (Smith y Merriner, 1987; Bizarro, *et al.*, 2007), por lo que se puede provocar un desequilibrio en la tasa de recuperación hasta llegar al colapso (Tovar-Ávila, 2006).

Posiblemente Bahía Almejas presenta las condiciones propicias para el nacimiento de las crías de *R. steindachneri*, la abundancia de alimento determinada por la surgencia de tipo eólico en las regiones adyacentes de la bahía (Bizarro, 2008), así como la temperatura superficial del agua (Llunch-Belda *et al.*, 2000) hacen que las hembras se congreguen en este lugar evitando al mismo tiempo la depredación (Fergusson, 1996). Este comportamiento esta presente en el tiburón blanco, ya que las hembras preñadas se dirigen, a finales de primavera y verano, a zonas cercanas a la costa donde las aguas son someras y cálidas, propicias para el

nacimiento de sus crías y para evitar el canibalismo por machos adultos (Robbins, 2007).

R. steindachneri no sería la única especie de batoideo que utiliza la bahía para fines reproductivos y de crianza, incluso, muy pocas de las especies que son capturadas en la Bahía son especies residentes. *Rhinobatos productus* y *Narcinie brasiliensis* dan a luz, ovulan u copulan mientras que *Gymnura marmorata* sólo expulsa a las crías y es probable que los juveniles permanezcan en la bahía por largos periodos de tiempo alimentándose (Villavicencio-Garayzar, 1995a), aunque tampoco existen datos de marcaje.

Los ciclos anuales de temperatura y salinidad podrían afectar la distribución estacional de algunas especies de elasmobranquios (Talent, 1985) ya que al nacer en ambientes con temperatura elevada fomenta un mayor crecimiento somático (Villavicencio-Garayzar, 1995b), hecho que puede suceder en Bahía Almejas. La asociación de la temperatura a especies de elasmobranquios ha sido observada en *Dasyatis sabina* (Snelson *et al.*, 1988), *Zapterix exasperata* (Villavicencio-Garayzar, 1995b), *Sphyrna lewini* (Alejo-Plata *et al.*, 2007), entre otros. En *Z. exasperata* presenta una sincronización entre los ciclos de temperatura y el periodo de gestación, lo que podría ser una ventaja adaptativa.

Los datos de pesquerías son cuestionables debido a la presencia de sesgos que resultan de importancia para determinar un hecho por lo que es necesario completar dichas aseveraciones con la ayuda de otros estudios. Con los antecedentes y con los datos obtenidos en este estudio se puede inferir que la Bahía Almejas es un área de crianza y de reproducción. Es necesario resaltar que solo se trata de supuestos y que faltan estudios que completen lo anteriormente dicho y así, poder asegurarlo.

2. Evaluación de riesgo ecológico

2.1. Productividad biológica

Las poblaciones de condriictios tienden a mostrar tasas reproductivas y de mortalidad natural bajas en comparación con las poblaciones de peces teleósteos e invertebrados. Se dice por lo tanto que las poblaciones de condriictios presentan en general una productividad biológica baja. Por esta razón, sólo una pequeña proporción de estas especies pueden ser extraídas anualmente, a fin de mantener capturas sustentables (Walker, 1995a).

En el presente estudio la información obtenida sobre la reproducción de *Rhinoptera steindachneri* (fecundidad, periodo de gestación y la talla de primera madurez) fue utilizada para determinar su nivel de productividad biológica en comparación con otras especies de batoideos, siendo catalogada como baja. Similarmente, en el caso de otros elasmobranquios, como *Heterodontus portusjacksoni* (Tovar-Ávila, 2006; Tovar-Ávila *et al.*, 2007) la productividad biológica fue determinada con base en información reproductiva, como la determinación de su ciclo reproductivo y fecundidad (siendo esta una especie ovípara con un ciclo anual sincrónico, que deposita entre 14-12 huevos por temporada reproductiva). Para *H. portusjacksoni* la productividad biológica fue calculada además con base en estimaciones indirectas de mortalidad, al contar con determinaciones de edad y crecimiento, información no disponible para *R. steindachneri*. En el caso *Squalus megalops* (Braccini *et al.*, 2006) la productividad biológica se determinó con la tasa de mortalidad, y ésta resultó ser baja.

La productividad biológica puede ser determinada por lo tanto con base en la mejor información disponible, sea esta información reproductiva o mortalidades (Walker, 2005). En el caso de *R. steindachneri* la

información sobre reproducción es aún fragmentaria y limitada, sin embargo, para efectos de una evaluación rápida, la información existente es suficiente para determinar su productividad biológica en comparación a otras especies. No obstante, es necesario continuar con los estudios que permitan una mayor certidumbre en estas estimaciones de la tasa reproductiva y mortalidad.

La productividad biológica determinada en el presente estudio se basó en la comparación de los parámetros reproductivos de *R. steindachneri* con los de otras especies de batoideos relacionadas filogenéticamente como *Gymnura marmorata* y *Myliobatis californica*. Contrario a *R. steindachneri*, *G. marmorata* se puede catalogar como una especie con alta productividad biológica debido a que presenta una fecundidad de 3-13 crías dependiendo de la talla de la hembra), con dos periodos reproductivos al año y tallas pequeñas de madurez (Villavicencio-Garayzar 1993a y 1995a). *Myliobatis californica* por su parte, puede ser catalogada como una especie con productividad biológica media, ya que su fecundidad es de 12 crías por hembra, presenta tallas de madurez sexual media así como en un periodo reproductivo al año. Contrario a estas dos especies (*G. marmorata* y *M. californica*), *R. steindachneri* presenta una fecundidad muy baja (la más baja posible en una especie), de una sola cría por un periodo reproductivo, con un periodo de gestación de 11 a 12 meses y tallas de madurez mayores que las especies mencionadas anteriormente dando como resultados productividad biológica baja.

2.2. Susceptibilidad de captura

La susceptibilidad de captura de *R. steindachneri* en la zona de estudio resultó ser alta, debido a las características de la pesquería y su importancia como recurso pesquero. El área de distribución de las actividades pesqueras en Bahía Almejas se traslapa con la distribución de la especie en estudio en la bahía, así como la distribución de otras

especies de batoideos, por lo que la disponibilidad para *R. steindachneri* se catalogó como alta. Hay que tomar en cuenta que la distribución total de *R. steindachneri* se extiende aproximadamente hasta las Islas Galápagos, en el océano Pacífico y que el resultado de esta disponibilidad solo es válida para Bahía Almejas más no para la especie completa o para las poblaciones que pueden existir. Para poder determinar el riesgo ecológico general de la especie sería necesario obtener información de las distintas pesquerías a lo largo de la costa de Pacífico, y hacer una evaluación de la susceptibilidad a cada método de pesca o pesquería como ha sido determinada para otras especies de elasmobranquios, como *S. megalops* (Braccini et al., 2006), especie para la cual se evaluó la susceptibilidad de captura a redes agalleras para tiburón, líneas automáticas y otros métodos, teniendo como resultado un riesgo ecológico bajo para cada arte por separado. Sin embargo, si se combinaban los métodos de captura el riesgo es alto, ya que en conjunto se tienen una alta disponibilidad de la especie a la pesca. De la misma forma, para *H. portusjacksoni* (Tovar-Ávila, 2006) se evaluó la susceptibilidad a diferentes métodos de pesca. Esta especie, sin embargo, resulto tener riesgo ecológico bajo a todos los métodos de pesca ya que se trata de una especie no comercial; en un escenario alternativo, el riesgo para esta especie puede ser moderado, siendo el caso de que las pesquerías de redes agalleras retuvieran a la especie con fines comerciales. El estudio de riesgo ecológico para la distribución completa de *R. steindachneri*, necesita de una gran cantidad de recursos tanto humanos como financieros, sin embargo vale la pena invertirlos para saber a ciencia cierta el estado de las poblaciones, que probablemente a estas alturas se encuentra decreciendo dado su condición reproductiva.

Debido a que el objetivo de la pesca artesanal son los batoideos, y tomando en cuenta los hábitos demersales de dichas especies, así como las características de los métodos de pesca (redes de fondo), la posibilidad de encuentro de *R. steindachneri* con las artes de pesca es alta. Es por

esto que las redes resultaron ser selectivas para el gavián dorado, ya que la luz de malla esta en un intervalo de 10 a 30 cm y los organismos más pequeños de vida libre registrados fueron de 40 cm. Cabe la posibilidad de que los organismos neonatos pudiesen escapar, ya que pueden doblar las puntas de las aletas y pasar a través de las redes, tal y como lo menciona Márquez-Farías (2005); de la misma forma discute que hay más factores que tienen que ver con la eficiencia de la captura como migración y segregación de sexos, además de las condiciones físicas en las que se encuentre el océano ya que podría alterar la posición de las mallas. Aunque los organismos presentaran órganos alternativos para su respiración, la mortalidad post-captura, resultó ser alta porque los organismos capturados son retenidos en su totalidad para consumo humano al igual que otras especies de batoideos en Bahía Almejas (Villavicencio-Garayzar 1995a).

El panorama del segundo escenario es más optimista para zonas donde la carne de *R. steindachneri* no es utilizada para consumo humano, como sucede en Punta Lobos, donde los organismos son devueltos al mar para aminorar el peso de las pangas y así poder capturar especies que sean más redituables. De la misma forma, en *H. portusjaksoni*, la mortalidad post-captura se catalogó como baja debido a que los organismos no son retenidos para consumo humano. Además, las especies que poseen espiráculos presentan mayor posibilidad de sobrevivir cuando son capturados como sucede con *H. portusjaksoni*, el cual esta comúnmente vivo aún después de ser capturado y subido a bordo de las embarcaciones (Tovar-Ávila, 2006). Muchas otras especies de elasmobranquios si son retenidas en México, debido a que normalmente alcanzan altos precios en el mercado, tal es el caso de *Rhinobatos productus*, *Gymnura marmorata*, *Dasyatis brevis*, *D. longus*, *Narcine brasiliensis*, *Myliobatis californica*, *M. longirostris* y *Zapterix exasperata* y *R. steindachneri* en Bahía Almejas (Villavicencio-Garayzar, 1995a). Numerosas especies de elasmobranquios capturadas de manera incidental por diversas pesquerías, son

comúnmente retenidas y comercializadas, como sucede con *S. megalops* y otras más en Australia (Braccini et al, 2006; Walker 2005).

La evaluación de la sustentabilidad por los efectos de la pesca es un método nuevo y útil (por la rapidez de aplicación) para evaluar los impactos acumulativos de las pesquerías y posiblemente de otras actividades antropogénicas. Este método puede cuantificar los impactos de las pesquerías en muchas especies y pueden resaltar las especies que necesitan atención y pueden ser candidatos para monitorear. El ERAEF podría ser más efectivo para el manejo de pesquerías al combinarlo con otro tipo de evaluaciones de manera simultánea (Zhou et al., 2008).

En mamíferos marinos (Goldsworthy y Page, 2007), métodos similares de evaluación rápida han sido aplicados para determinar el riesgo potencial de extinción debido al solapamiento de la zona de alimentación con zonas de pesca, tal es el caso de las poblaciones de pinípedos y su interacción con la flota pesquera de langosta en Nueva Zelanda. Estos resultados se dieron a conocer a las personas involucradas en la pesca y éstas se comprometieron a cambiar las artes de pesca que utilizan en las pesquerías de langosta, las que más impactan al león marino y además prometieron manejar espacialmente el esfuerzo de pesca en cuanto a las redes demersales.

El presente estudio se basó en la productividad biológica y la susceptibilidad de captura con sus elementos, descrito por Walker (2005), sin embargo, este método puede contener otros aspectos más como posición en la columna de agua, captura en el día y en la noche, dieta, rangos de profundidad, entre otros, como el método que aplican Griffiths *et al.* (2006). Estos autores hacen mención a una característica especial del ERAEF, que puede ser inadecuada para reflejar ciertos cambios en las pesquerías con impactos obvios en las poblaciones. Ellos evalúan el cambio en la sustentabilidad de especies incidentales de las pesquerías del

norte de Australia con diferentes criterios (susceptibilidad, mortalidad por pesca y recuperación) basado en el método utilizado por Stobutzki *et al.* (2001) para cuantificar los impactos de la pesca además, se tomaron otros factores como son datos de capturas donde las redes tenían instalados dispositivos excluidores de tortugas (TED). El factor que ellos no aprobaron del ERAEF resulta a partir de que ellos utilizan para estimar las tasas de mortalidad y captura, la longitud media de los organismos capturados, por lo que al hacer los análisis se encontraron con especies que se encuentran en alto riesgo, al contrario de tener bajo riesgo, debido a que sólo se capturan organismos juveniles, siendo que las redes dejaban escapar organismos de mayor tamaño, de la misma especie, por la presencia del TED. Sin embargo, también afirma que este es un método factible que puede evaluar la sustentabilidad ecológica de un gran número de especie, como en el caso de las capturas incidentales, y con una limitada información biológica.

Por su parte, Smith *et al.* (2007), afirman que el ERAEF puede ser un método dudoso debido, en parte, a que el paso del nivel 1 al nivel 2 puede darse a partir de que no se tiene información de la especie o ésta es limitada. Se asevera que la aplicación del ERAEF a diversas pesquerías de Australia ha demostrado su utilidad y flexibilidad para destacar especies que están en riesgo y necesitan manejo dentro de y entre pesquerías. Esta evaluación se ha aplicado ya alrededor de 1800 especies junto con otros tipos de hábitats. La utilización del ERAEF para ellos, resulta en que a la larga se puedan tener falsos positivo, es decir, destacar a especies que no necesitan una investigación y manejos prioritario.

La Evaluación de Riesgo Ecológico para los Efectos de la Pesca es una herramienta nueva, que aunque tiene puntos débiles, puede ser mejorada dependiendo de las necesidades de cada estudio. Además, es el método más sencillo que puede evaluar la sustentabilidad ecológica de un gran número de especies con una limitada información biológica (Griffiths *et al.*

2006). Esta característica es esencial hoy en día para destacar de manera rápida las poblaciones que estén en riesgo y que necesiten investigaciones a fondo así como un adecuado manejo para su sustentabilidad.

CONCLUSIONES

Los datos biológicos indicaron que la proporción de hembras es dos veces mayor que la proporción de los machos, así mismo las tallas de ambos sexos son similares entre si en Bahía Almejas al igual que en Sonora; sin embargo, presentaron diferencias en cuanto a su composición de tallas entre poblaciones.

El tipo de crecimiento es proporcional a todas las partes de su cuerpo.

Los parámetros reproductivos indican que *R. steindachneri* madura a grandes tallas, y éstas generalmente son similares entre sexos; además de que su fecundidad es extremadamente baja y su periodo de gestación es muy extenso. De la misma forma, el nacimiento de las crías ocurre a grandes tallas.

Bahía Almejas se determinó como un área reproductiva y de crianza dadas las características biológicas y físicas que ahí se presentan.

De acuerdo con la evaluación del riesgo ecológico por los efectos de la pesca, *R. steindachneri* presenta un alto riesgo en Bahía Almejas, debido a su baja productividad biológica y alta susceptibilidad de ser capturada por la pesquería artesanal en la zona.

La población de *Rhinoptera steindachneri* en Bahía Almejas es vulnerable a la sobreexplotación dadas sus características biológicas por lo que se sugiere atención y protección para la especie antes de que dichas poblaciones se colapsen.

REFERENCIAS

- Álvarez-Borrego, S. Galindo, B.L.A. y A. Chee B. 1975. Características Hidroquímicas de Bahía Magdalena, Baja California Sur. *Ciencias Marinas*. 2(2):94-110 Pp.
- Álvarez-Borrego, S. 1983. Gulf of California, Mexico. En: Ketchum B.H. (Ed.) *Ecosystems of the world. Estuaries and Enclosed Seas*. Elsevier Sci. Pub., Amsterdam 6:427-449 p.
- Alejo-Plata, C., Gómez-Márquez, J.L. y S. Ramos. 2007. Presence of neonatos and juvenile scalloped hammerhead sharks *Sphyrna lewini* (Griffith & Smith, 1834) and silky sharks *Carcharhinus falciformis* (Müller & Henle, 1839) in the Oaxaca coast, México. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.* 2(3):403-413.
- Anderson, E.D. 1990. Fishery models applied to elasmobranch fisheries. In: H.L. Pratt, Jr. S.H. Guber, and T. Taniuchi, (eds.) *Elasmobranchs as living resources: advances in the biology, ecology, systematics, and the status of the fisheries*. U.S. Dep. Commer. NOAA Tech. Rep. NMFS 90:427-443
- Bagenal, T.B. y F.W. Tesch. 1978. *Methods for assessment of fish production in fresh waters*. 3 Ed. Blackwell Scientific Publications. 365 Pp.
- Bakun, A. y C.S. Nelson, 1977. Climatology of upwellingrelated proceses off Baja Calofornia, California Cooperative Oceanic Fisheries Investigation, Rep. 19, 107-127.
- Bizarro, J.J., Smith, W.D., Márquez-Farías, J.F.y R.E. Hueter. 2007. Artisanal fisheries and reproductive biology of the goleen cownose ray, *Rhinoptera steindachneri* Everman and Jenkins, 1891, in the northern Mexican Pacific. *Fisheries Research* 84:137-146.
- Bizzarro, J.J. 2008. A review of the physical and biological characteristics of the Bahía Magdalena lagoon Complex (Baja California Sur, México). *Bulletin Southern California Academy of Science*. 107(1):1-24.

- Brown, D. & P. Rothery. 1993. *Models in Biology. Mathematics, Statistics and Computing*. Wiley Sons. New York. 358 Pp.
- Bonfil, R. 1994. Overview of world elasmobranch fisheries. FAO Technical paper 341, FAO, Rome. 119 Pp.
- Bonfil, S.R. 1997. Status of shark resources in the southern Gulf of Mexico and Caribbean. Implications for management. *Fisheries Research*. 29:101-117.
- Bonfil, R. 2005. Fishery stock assessment models and their application to sharks. Pp.154–181. En *Management techniques for elasmobranch fisheries*. Musick, J. A. and Bonfil, R. (eds). Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, Italy.
- Braccini, J. M., Gillanders, B. M., and Walker, T. I. 2006. Hierarchical approach to the assessment of fishing effects on non-target chondrichthyans: case study of *Squalus megalops* in south-eastern Australia. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63:2456–2466.
- Bres, M. 1993. The behaviour of sharks. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 3, 133-159.
- Briggs, J.C. 1974. *Marine Zoogeography*. Mc Graw-Hill. New York. 475 Pp.
- Castro-Aguirre J.L. 1965. Peces sierra, mantas y especies afines de México. *Anales del Instituto Nacional de Investigaciones Biológico-Pesqueras*. Diciembre Vol 1. 169-256.
- Castro-Aguirre, 1983. Aspectos zoogeográficos de los elasmobranchios mexicanos. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas*. México. 27:77-94.
- Castro-Aguirre, J.L., y H. Espinoza-Pérez. 1996. Listados faunísticos de México. VII. Catálogo sistemático de las rayas y especies afines de México (Chondrichthyes: Elasmobranchii: Rajiformes: Batoideiomorpha). Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. 75 P.p.

- Castro, J.I. 1993. The shark nursery of Bull bay, South Carolina, with a review of the shark nurseries of the southeastern coast of the United States. *Environmental Biology of Fishers*. 38:37–48
- Chirichigno, N. 1969. Lista sistemática de los peces marinos comunes para Ecuador-Perú-Chile. Secr. Gral. Conf. Expl. Conserv. Riquezas Marít. Pacífico Sur, Chile-Ecuador-Perú, 108 Pp.
- Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca. 2003. Anuario estadístico de pesca 2003. SAGARPA, 265 Pp.
- Compagno, L.J.V. 1990. The evolution and diversity of sharks. En Gruber, S.H. (Ed) *Discovering sharks*. American Littoral Society. E.U.A. p. 15-22
- Compagno, L.J.V. 1999. Checklist of living elasmobranchs. // Hamlett, W.C. (Ed.) *Sharks, skates and rays. The biology of Elasmobranch fishes*. The Johns Hopkins University Press. E.U.A. 471-397 Pp.
- CONAPESCA-INP. 2004. Plan de Acción Nacional para el Manejo y Conservación de Tiburones y Rayas y Especies Afines de México. Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca e Instituto Nacional de la Pesca, Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Mazatlán, México. 85 p.
- Conrath, L.C. y J.A. Musick. 2007. Investigation into depth and temperature habitat utilization and overwintering grounds of juvenile sandbar shark, *Carcharhinus plumbeus*: the importance of near shore North Carolina waters. *Environmental Biology of Fishes* 79:137-154.
- Constantini, M. y M. Affronte. 2003. Neonatal and juvenile sandbar shark in the northern Adriatic Sea. *Journal of fish Biology* 62:740-743.
- Daiber, F.C. y R.A. Booth. 1960. Notes on the biology of the butterfly rays, *Gymnura altavela* and *Gymnura micrura*. *Copeia*. 2:137-139.
- De la Cruz J., Galván M.F., Abitia, C.L.A., Rodríguez, R.J. y Gutiérrez, S.F.J. 1994. Lista Sistemática de los peces marinos de Bahía Magdalena, Baja California Sur, México. *Ciencias Marinas*. 20(1):17-31.

- Downton, H.C.A. 1996. Estrategia reproductiva de la guitarra *Rhinobatos productus* (Ayres 1856) en la costa occidental de Baja California Sur, México. Tesis profesional. Departamento de Biología marina. Universidad Autónoma de Baja California Sur. 51 Pp.
- Fergusson, I.K. 1996. Distribución y autecology of the white shark in the eastern North Atlantic Ocean and the Mediterranean Sea. En Klimley, A.P. y D.G. Ainley. (Eds.) Great White Sharks: The Biology of *Carcharodon carcharias*. New York. Academic Press Inc. p. 321-345.
- FIES. Fisheries and Aquaculture Information and Statistics Service. 2007. Total production 1950-2005. FISHSTAT Plus - Universal software for fishery statistical time series [online or CD-ROM]. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Fischer, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K.E., y V.H. Niem. 1995. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico Centro-Oriental. Volumen II. Vertebrados Parte 1. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y Alimentación. FAO. CE. FIS. NORAD. Roma, Italia. 1813 Pp.
- Gámez-Moedano, L., 2003. Condición reproductiva de *Rhinobatos glaucostigma*, raya guitarra punteada (Familia *Rhinobatidae*) y *Rhinoptera steindachneri*, raya gavilán negro (Familia *Rhinopteridae*), en la primavera y verano en la costa central de Sinaloa. Informe Final de Servicio Social. Universidad Autónoma Metropolitana. 45 Pp.
- Goldsworthy, S.D. y B. Page. 2007. A risk assessment approach to evaluating the significance of seal bycatch in two Australian fisheries. *Biological Conservation*, 139:269-285.
- Griffiths, S.P., Brewer, D.T., Heales, D.S., Milton, D.A. y I.C. Stobutzki. 2006. Validating ecological risk assessment for fisheries: assessing the impacts of turtle excluder devices on elasmobranch bycatch populations in an Australian trawl fishery. *Marine and Freshwater Research*. 57, 395-401.
- Grove, J.S., R.L., Lavenberg. 1997. The fishes of the Galapagos Islands. Stanford University Press, Stanford CA.

- Hamlett, W.C. and T.J. Koob. 1999. Female reproductive system. *In*: Hamlett, W.C. (Ed.) Sharks, skates and rays. The biology of Elasmobranch fishes. The Johns Hopkins University Press. E.U.A. 398-443 Pp.
- Hazin, F., Fisher, A. y Broadhurst. 2001. Aspects of the reproductive biology of the scalloped hammerhead shark, *Sphyrna lewini*, off northeastern Brazil. *Environmental Biology of Fishes* 61:151-159.
- Heupel, M.R., Carlson J.K. y C.A. Simpfendorfer. 2007. Shark nursery areas: concepts, definitions, characterization and assumptions. *Marine Ecology Progress Series* 337:287-297.
- Hobday, A., Smith A. D. M., Stobutzki, I. 2004. Ecological risk assessment for effects of fishing: a flexible framework that works in data-poor situations to prioritize action. *Memories of Conference annual of the Australian Marine Sciences Association*. 6–9 de Julio de 2004. Hobart, Tasmania.
- Holden, M.J. 1974. Problems in the rational exploitation of elasmobranchs populations and some suggested solutions. En: F.R. Harden-Jones (ed.) *Sea Fisheries Research*. Wiley. N.Y. pp. 117-137
- Hoyos-Padilla, E.M. 2001. Las áreas de crianza de tiburones en el Caribe y Golfo de México, con un enfoque especial en la laguna de Yalahau, Quintana Roo. Facultad de Ciencias. UNAM. Tesis de licenciatura. 90 Pp.
- Hueter, R., Tyminski, J., Cailliet, G., Bizzarro J., Smith, W., Marquez-Farías, F., Castillo-Géniz, L. y C. Villavicencio-Garayzar. Artisanal Fisheries for sharks, skates and rays in the Gulf of California. En: *Mem. I Foro Científico de Pesca Ribereña*. 17-18 de octubre de 2002. INP CRIP Guaymas, Sonora.
- I.N.P. 2000. Sustentabilidad y pesca responsable en México. Evaluación y Manejo. 1999-2000. Secretaría de Agricultura, ganadería, desarrollo rural, pesca y alimentación, México. 1111 Pp.

- Lynn, R.J. y J.J. Simpson. 1987. The California Current System: The seasonal variability of its physical characteristics. *Journal of Geophysical Research*. 92(12):12947-12966.
- Llunch-Belda, D., Hernández-Rivas, M.E., Saldierna-Martínez, R. y R. Guerrero-Caballero. 2000. Variabilidad de la temperatura superficial del mar en Bahía Magdalena, BCS. *Oceanidades*. 15(1):1-23.
- Márquez Farías, F.J. 2002. The artisanal ray fishery in the Gulf of California: development, fisheries research, and management issues. IUCN Shark Specialist Group. *Shark News*. 14, 1-5.
- Márquez Farías, F.J. 2005. Gillnet mesh selectivity for the shovelnose guitarfish (*Rhinobatos productus*) from fishery-dependent data in the artisanal ray fishery of the Gulf of California, México. *J.Northw.Atl.Fish.Sci.* 35,443-452.
- Martin, L.K. and G.M. Cailliet. 1988. Aspects of the reproduction of the *Myliobatis californica*, in Central California. *Copeia*. (3):754-762.
- Martínez, G.A. 2004. Elasmobranquios capturados comercialmente en Bahía Almejas, Baja California Sur, México, Durante el verano del 2002. Tesis profesional. Escuela de Biología. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. 63 Pp.
- Martínez-Haza, M.I. 2006. Comparación de la biología reproductiva de la "guitarra" *Rhinobatos productus* (Ayres, 1856) en Bahía Almejas, Baja California Sur, México. Tesis profesional. Escuela de Biología. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla. 48 Pp.
- Mathews, C.P. y J. Druck. 1975. Potencial pesquero y estudios ecológicos de Bahía Magdalena III. La existencia de rayas con especial interés a las ya aprovechadas. *Ciencias Marinas*. 2(1):67-72.
- McEachran, J.D., G. Notarbartolo-di-Sciara. 1995. Peces Batoideos. En: Fischer, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K.E., y V.H. Niem. 1995. Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico Centro-Oriental. Volumen II. Vertebrados Parte 1. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y Alimentación. FAO. Roma, Italia. 1813 Pp.

- Mathews, C.P. y V. Guardado. 1975. Potencial pesquero y estudios ecológicos de Bahía Magdalena II. La existencia de gatas Heterodontidae. *Ciencias Marinas*. 2(1):60-66.
- Merson, R.R. y H.L. Pratt Jr. 2001. Distributions, movements and growth of young sanbar sharks, *Carcharhinus plumbeus*, in the nursery grounds of Delaware Bay. *Environmental Biology of fishes* 61:13-24
- Monreal, G.M.A., Salas, D.L.A. y J. Aldeco R. 1999. Las surgencias costeras de América. *Revista Geofísica* 51. Instituto Panamericano de Geofísica e Historia. 43 Pp.
- Neer, J.A., y B. A. Thompson. 2005. Life history of the cownose ray, *Rhinoptera bonasus*, in the northern Gulf of Mexico, with comments on geographic variability in life history traits. *Environmental Biology of Fishes*. 73:321-331
- Nelson, J.S., Crossman, E.J., Espinoza, P., Findley, L.T., Gilbert, C.R., Lea, R.N. and J.D. Williams. 2004. Common and scientific names of fishes from the United States, Canadá and México. Sixth edition. American Fisheries Society Special Publication 29. USA. 386 Pp.
- Nelson, J.S. 2006. *Fishes of the world*. Fourth edition. John Wiley & Sons, Inc. Alberta, Canada. 601 pp.
- Notarbartolo-di-Sciara, G. 1987. Myliobatiform rays fished in the southern Gula of California (Baja California Sur, México) (Chondrichthyes: Myliobatiformes). En: *Proceedings of the Mem. Fifth Simp. Biol. Mar. Univ. Autón. Baja California Sur*, pp. 109-115.
- Notarbartolo-di-Sciara, G. 1988. Natural history of the rays of the genus *Mobula* in the Gula of California. *Fisheries Bulletin*. 86(1):45-66.
- Pratt, H.L. 1979. Reproduction in the blue shark, *Prionace glauca*. *Fish. Bull.* 77 (2):445-470.
- Pratt Jr., H.L. y J.G. Casey. 1990. Shark reproductive strategies as a limiting factor in directed fisheries, with a review of Holden's method of estimation growth-parameters. En: Pratt Jr., H.L., Gruber, S.H., Taniuchi, T. (Eds.) *Elasmobranch as living resources: advances in the*

- biology, ecology, sistematics, and the status of the fisheries. NOAA Thec. Rep. NMFS 90. pp. 90-109.
- Pratt Jr., H.L. y T. Otake. 1990. Recommendations for work need to increase our knowledge of reproduction relative to fishery management. Pp. 509-510. En: Pratt Jr., H.L., Gruber, S.H., Taniuchi, T. (Eds.) Elasmobranch as living resources: advances in the biology, ecology, sistematics, and the status of the fisheries. NOAA Thec. Rep. NMFS 90.
- Pauly, D. 1984. Fish population dynamics in tropical waters: a manual for use with programmable calculators.
- Ramírez, H.E. y J. Arvizu. 1965. Investigaciones ictiológicas en las costas de Baja California colectados en el periodo 1961- 1965. Anales del Instituto Nacional de Investigaciones Biológico-Pesqueras. 1:297-324.
- Ramírez, G.J. 2004. Propuesta de ordenamiento de la pesquería de tiburón en la costa occidental de Baja California Sur, México. Tesis Maestría. Universidad Autónoma de Baja California Sur. México. 71 P.p.
- Robbins, R.L. 2007. Environmental variables affecting the sexual segregation of great white shark *Carcharodon carcharias* at the Neptuno Islands South Australia. Journal of Fish Biology. 70, 1350-1363.
- Robles-Gil, S. 1985. Estudio Geográfico del Estado de Baja California Sur. Gobierno de Baja California Sur. Dirección de Cultura. Baja California Sur, México. 203 Pp.
- Salinas-Zavala, C.A., Leyva-Contreras, A.L., Llunch-Belda, D. y Díaz-Rivera, E. 1990. Distribución geográfica y variabilidad climática de los regimenes pluviométricos en baja California Sur, México. Atmósfera. 3:217-237.
- Schwartz, F. 1990. Mass migratory congregations and movements of several species of cownose rays, genus *Rhinoptera*. a world-wide review. The Journal of the Elisha Mitchell Scientific Society. 106 (1):10-13.

- Sims, D.W., Nash, J.P. y D. Morritt. 2001. Movements and activity of male and female dogfish in a tidal sea lough: alternative behavioural strategies and apparent sexual segregation. *Marine Biology*. 139, 1165-1175.
- Snelson, F.F., Williams-Hooper and T.H. Schmid. 1988. Reproduction and Ecology of the Atlantic Stingray, *Dasyatis sabina*, in Florida Coastal Lagoons. *Copeia*. (3):729-739.
- Smith, J.W. and J.V. Merriner. 1986. Observations on the reproductive biology of the cownose ray, *Rhinoptera bonasus*, I Chesapeake bay. *Fishery Bulletin*. 84(4):871-877.
- Smith, J.W. and J.V. Merriner. 1987. Age and growth, movements and distribution of the cownose ray, *Rhinoptera bonasus*, in Chesapeake Bay. *Estuaries*. 10(2):153-164.
- Smith, A., Hobday, A., Weeb, H., Daley, R., Wayte, S. *et al.* 2006. Ecological Risk Assessment for the effects o fishing: Final report R04/1072 for the Australian Fisheries Management Authority. Canberra. (CSIRO Marine and Atmospheric Research: Hobart, Tasmania, Australia).
- Smith, A.D.M., Fultron, E.J. Hobday, A.J. Smith D.C y P. Shoulder. 2007. Scientific tools to support the practical implementation of ecosystem-based fisheries management. *ICES Journal of Marine Science*. 64:633-639.
- Sparre, P., Venema, S.C. 1998. Introduction to tropical fish stock assessment. Part 1. Manual. *FAO Fisheries Technical Paper*. No. 306.1, Rev. 2. Rome, FAO. 1998. 407 Pp.
- Springer, S. 1967. Social organization of shark populations. En: Mathewson, P.W. y D.P. Rall, (Eds). *Shark, skates and rays*. P 149-174. John Hopkins Press Baltimore.
- Stevens, J.D., 1999. Variable resilience of fishing pressure in two sharks: The significant of different ecological and life history parameters. Pp. 11-15. En: *Life in the slow lane: ecology and conservation of long-*

- lived marine animals. Musick, J.A. (Ed.) American Fishery Society. Symposium 23. Bethesda, E.U.
- Stevens, J.D., Bonfil, R., Dulvy, N.K. and P.A. Walker. 2000. The effect of fishing on sharks, rays, chimaeras (Chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. ICES. Journal of Marine Science. 57:476-494.
- Stobutzki, I. C., Miller, M. J., Heales, D. S., Jones, P. y J. Salini. 2001. Bycatch and variation in tropical Australian penaeid fishery; the implications for monitoring. Fisheries Research 53:283–301.
- Stobutzki, I. C., Miller, M. J., D. Brewer. 2001b. Sustainability of fishery bycatch: a process for assessing highly diverse and numerous bycatch. Environmental Conservation. 28(2):167-181
- Stobutzki, I. C., Miller, M. J., Heales, D. S., and Brewer, D.T. 2002. Sustainability of elasmobranchs caught as bycatch in a tropical prawn (shrimp) trawl fishery. Fishery Bulletin 100, 800–821.
- Tovar-Ávila, J. 2004. Rapid assessment for ecological risk of the Australian angel shark. Memories of Conference annual of the Australian Marine Sciences Association. 6–9 de Julio de 2004. Hobart, Tasmania.
- Tovar-Avila, J. 2006. Reproduction, age validation, growth determination and effects of fishing on the port Jackson shark (*Heterodontus portusjacksoni*) in south-eastern Australia. Tesis de doctorado. Universidad de Melbourne, Australia. 193 Pp.
- Tovar-Avila, J., Walker, T.I. y R.W., Day. 2007. Reproduction of *Heterodontus portusjacksoni* in Victoria, Australia: evidence of two populations and reproductive parameters for the eastern population. Marine and Freshwater Research. 58, 956-965.
- Valdez-Holguin, J.E., Gaxiola, G. y R. Cervantes. 1995. Productividad primaria en el Golfo de California, calculada a partir de la relación entre irradiancia superficial y clorofila de la zona eufótica. Ciencias Marinas. 21:311-329.

- Villavicencio-Garayzar, C.J. 1993 a. Notas sobre *Gymnura marmorata* (COOPER)(Pises: Dasyatidae) en Bahía Almejas, Baja California Sur, México. Revista reinvestigación Científica. 4(1):91-99.
- Villavicencio-Garayzar, C.J. 1993b. Observaciones sobre la biología reproductiva de *Narcine brasiliensis* (Pisces: Narcinidae), en Bahía Almejas, Baja California Sur, México. Revista de Investigación Científica. 4(1):95-99.
- Villavicencio-Garayzar, C.J. 1993c. Biología reproductiva de *Rhinobatos productus* (Pisces: Rhinobatidae), en Bahía Almejas, Baja California Sur, México. Revista de Biología Tropical. 41(3): 777-782.
- Villavicencio-Garayzar, C.J., Downtown, H. y M. Mariano. 1994. Tamaño y reproducción de la raya *Dasyatis longus* (Pisces: Dasyatidae), en Bahía Almejas, Baja California Sur, México. Revista de biología Tropical. 42 (1/2): 375-377.
- Villavicencio-Garayzar, C.J. 1995a. Distribución temporal y biología reproductiva de las rayas (PICES: BATOIDEA), capturadas comercialmente en Bahía Almejas, Baja California Sur, México. Revista de Investigación Científica serie Ciencias del Mar. U.A.B.C.S. 6(1-2):1-12.
- Villavicencio-Garayzar, C.J. 1995b. Biología reproductiva de la guitarra pinta *Zapterix exasperata* (Pisces: Rhinobatidae), en Bahía Almejas, Baja California Sur, México. Ciencias Marinas. 21 (2): 141-153.
- Villavicencio-Garayzar, C.J. 1996. Tallas, proporción de sexos y reproducción de *Myliobatis californica* y *M. longirostris* (Pises: Myliobatidae) en Baja California Sur, México. Revista de Biología Tropical. 43(2):291-295.
- Villavicencio-Garayzar, C.J. 2000. Taxonomía, abundancia estacional, edad y crecimiento y biología reproductiva de *Narcine entemedor* Jordan y Starks (Chondrichthyes; Narcinidae), en Bahía Almejas, B.C.S., México. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma de Nuevo León. 138 P.p.

- Walker, T.I. 1998. Can shark resources be harvested sustainably? A question revisited with a review of shark fisheries. *Marine Freshwater Research*. 49:553-572.
- Walker, T.I. 2005. Management measures. Pp. 216-242. En *Management techniques for elasmobranch fisheries*. Musik, J.A. y R. Bonfil (Eds.) Food and Agricultura Organization of the United Nations. Rome, Italy.
- Walker, T.I. 2007. The state of research on chondrichthyan fishes. *Marine and Freshwater Research*, 58:1-3.
- Walmsley-Hart S.A., Sauer, W.H.H. y C.D., Buxton. 1999. The biology of the skates *Raja wallacei* and *R. pullopunctata* (Batoidea: Rajidae) on the Agulhas Bank, South Africa. *South African Journal of Marine Science* 21:165-179.
- Wiggins, I.L. 1980. *Flora de Baja California*. Standford, University Press, 1025 Pp.
- Zar, H.J. 1984. *Bioestadistical analysis*. Second Edition. Prentice-Hall, Inc. Englewood Cliffs, New Jersey, 718 Pp.
- Zavala, G.G. 1994. La pesca del tiburón y su aprovechamiento integral en El tiburón y su entorno. Serie de textos didácticos en ciencia y tecnología del mar. SEP. SEIT. Unidad de educación en ciencia y tecnología del mar. México. 222 Pp.
- Zhou, S. y S.P. Griffiths. 2008. Sustainability assessment for fishing effects (SAFE): a new quantitative ecological risk assessment method and its application to elasmobranch bycatch in an Australian trawl fishery. *Fisheries Research*. 91:56-68.

ANEXO I

CLASIFICACIÓN

Los batoideos están incluidos en la subclase Elasmobranchii (Nelson, 2006) y son organismos muy similares a los tiburones en lo que a estructuras se refiere; la diferencia entre estos grupos es la forma del cuerpo, que en los batoideos es en forma de disco (deprimidos dorso-ventralmente) y sus aletas pectorales están expandidas y fusionadas a la cabeza. Los ojos y espiráculos están sobre el dorso o a los lados de la cabeza; la boca, los orificios nasales y las aberturas branquiales siempre se encuentran en el parte ventral. No presentan aleta anal (Fischer *et al.*, 1995).

Rhinoptera steindachneri presenta la siguiente clasificación según Nelson (2006):

Clase Chondrichthyes

Subclase Elasmobranchii

Subdivisión Batoidea

Orden Myliobatiformes

Familia Myliobatidae

Subfamilia Rhinopteridae

Género *Rhinoptera* (Cuvier, 1829)

Especie *Rhinoptera steindachneri* (Jenkins 1891)

El género *Rhinoptera* contiene once especies (Compagno, 1999) y solo una especie habita en aguas del Pacífico mexicano (Castro-Aguirre, 1983; Nelson *et al.*, 2004).

DESCRIPCIÓN DE LA ESPECIE

Rhinoptera steindachneri es conocida como gavilán, gavilán dorado, gavilán negro, toluca, tecolote o tecolote de carne roja dependiendo de la localidad en la que se encuentra.

Se trata de una especie de talla mediana a grande. La máxima longitud registrada para machos es de 99 cm de ancho de disco (AD) (Gámez-Moedano, 2003) y para hembras de 104 cm de AD (Bizzarro, *et al*, 2007). Presenta una Fig. romboidal (más ancha que larga) y la cabeza sobresale de la superficie del disco (Fig. 1a); la región cefálica presenta una estructura subrostral bilobulada, es decir, con una muesca en la parte central que asemeja un surco (Fig. 1b y 1c); los ojos y los espiráculos están localizados en ambos lados de la cabeza y su boca es transversal; sus placas dentarias presentan de seis a nueve series de dientes muy anchos y grandes simulando adoquines en el piso (Fig. 1d); *R. steindachneri* se caracteriza por tener seis o siete filas de dientes centrales en la placa dentaria superior (3.6–3.75 veces tan anchos como largos). Esta especie es muy similar a *R. bonasus* en cuanto a lo largo y ancho de los dientes (4 veces tan anchos como largos), pero *R. bonasus* se distribuye en el Golfo de México y mar Caribe mientras que *R. steindachneri* se distribuye en el Pacífico (Castro-Aguirre y Espinoza-Pérez, 1996).

Los arcos branquiales tienen branquiespinas pequeñas, anchas y poco numerosas; su cortina nasal está bien desarrollada; las aletas pectorales se originan en el dorso de la cabeza y por detrás del borde ocular, presentan una aleta dorsal pequeña al término de las aletas pélvicas y no presenta aleta dorsal. La cola está bien diferenciada del tronco, es poco más larga (1.2–1.6 veces) que el doble del largo del disco; circular, delgada, negruzca, con 1-2 espinas aserradas y largas por detrás de la aleta dorsal. La piel es lisa en todo el cuerpo; el color en la cara dorsal es

café amarillento pálido, verdosa o grisácea y blanco en la superficie ventral.

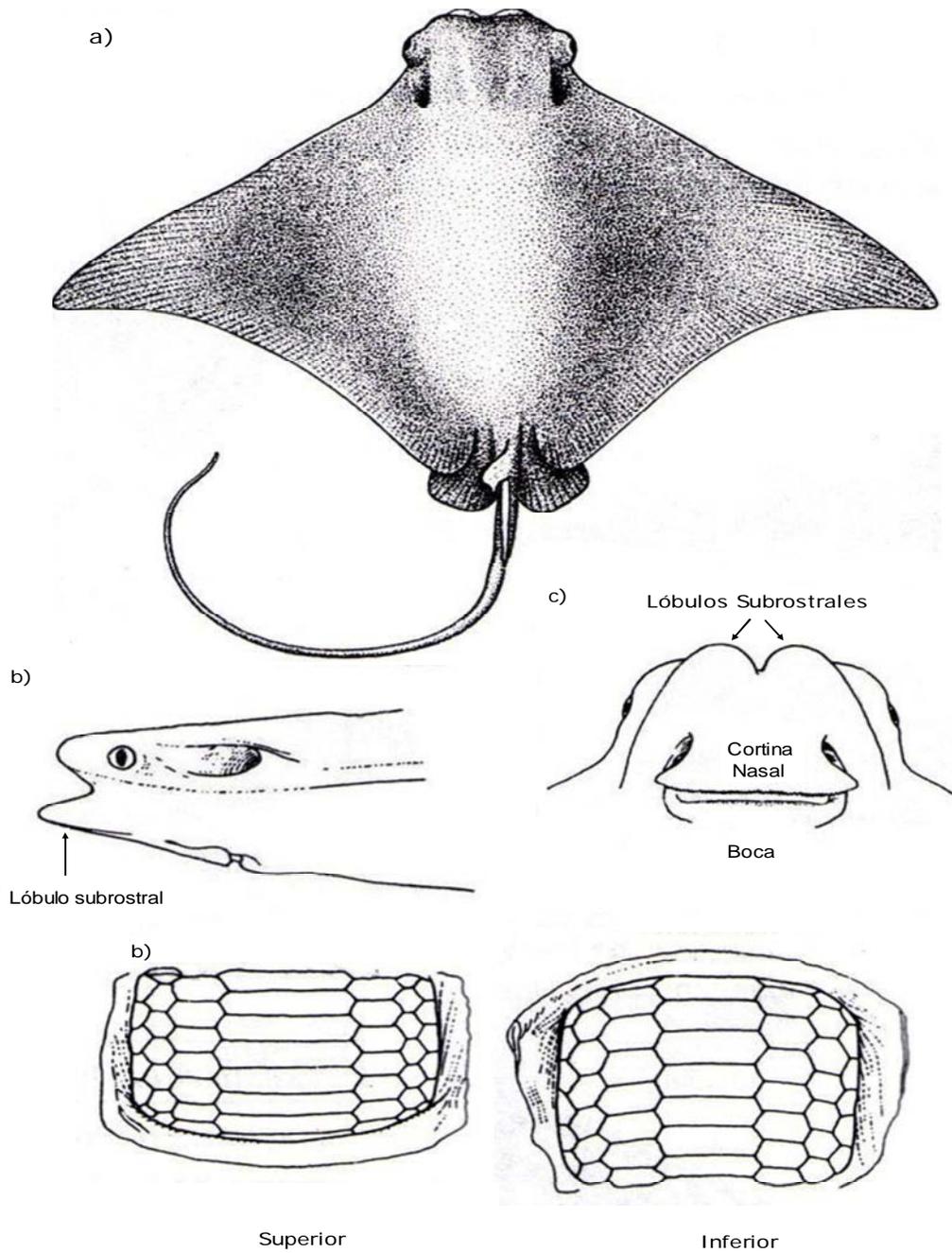


Fig. 1. *Rhinoptera steindachneri*. A) vista superior; b) vista lateral de la cabeza; c) vista ventral de la cabeza; d) dientes de la mandíbula superior (izquierda) e inferior (derecha). Tomado de Fischer *et al.* (1995)

DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA

Rhinoptera steindachneri está reportada en Bahía Almejas, México (Villavicencio-Garayzar, 1995a; Bizzarro *et al.*, 2007). Castro-Aguirre y Espinosa-Pérez (1996) y Castro-Aguirre (1965) la reportan desde la Bahía de Todos Santos a Cabo San Lucas, en la costa occidental de Baja California Sur (BCS), México incluyendo todo el Golfo de California. No se encuentra en zonas tropicales, no existen registros desde el sur de Mazatlán hasta Ecuador, sino hasta Perú e islas Galápagos (Chirichigno, 1969). Este patrón en su distribución sugiere que es una especie de aguas templadas o frío-templadas (Castro-Aguirre y Espinoza-Pérez, 1996).

HÁBITAT

Habita en aguas costeras de la plataforma continental, incluyendo lagunas costeras, principalmente cerca de la generación de surgencias para encontrar alimento abundante. Algunas veces nadan formando grandes cardúmenes en los esteros y ocasionalmente saltan fuera del agua. Realizan grandes migraciones (Fischer *at al.*, 1995).

Se ha reportado la formación de cardúmenes y migraciones en tres especies del género *Rhinoptera*: *R. steindachneri*, *R. javanica* y *R. bonasus* (Schwartz, 1990). Con la ayuda de un programa de marcaje se estableció que *R. bonasus* presenta dos poblaciones en el oeste del Atlántico, una población migra anualmente a través del este de la costa sur de Estados Unidos y hasta Venezuela y Río de Janeiro, Brasil con cardúmenes dispersos de entre 200 y 10,000 individuos, mientras que la otra población migra en el Golfo de México en el sentido de las macillas del reloj y del sur de Florida hasta Yucatán y hasta el sur de Nicaragua con cardúmenes concentrados de 100,000 y hasta 150,000 individuos. La población del oeste se ha ido incrementando y puede observarse por el incremento en la talla y el número de los cardúmenes vistos cada año.

Cardúmenes de *R. javanica* se han reportado al sureste de la India entre Madras, Sri Lanka y el Golfo de Mannar, así como en la bahía Dutch y en el Puerto de Calimere, India (Schwartz, 1990).

A *R. steindachneri* se le ha observado en cardúmenes tanto dispersos como concentrados de 50 a 100 individuos en Baja California y en la Isla Santa Cruz en las Galápagos (Schwartz, 1990).

ALIMENTACIÓN

Se alimentan de moluscos de concha dura siendo los moluscos bivalvos su principal alimento; los cuales trituran con los dientes en forma de placa que poseen. También son depredadores de cangrejos, grandes gasterópodos, pequeñas langostas y a veces peces pequeños (Castro-Aguirre, 1965). En algunas zonas se le considera una plaga ya que causan daños en granjas ostrícolas como las de Sinaloa (Ramírez y Arvizu, 1965; Castro-Aguirre y Espinoza-Pérez, 1996).

Al respecto, se hicieron estudios acerca del comportamiento y alimentación de la raya *R. bonasus* en la Bahía de Chesapeake (Smith y Merriner, 1985).

Dichas rayas se alimentan en un 45% de la almeja *Mya arenaria* seguida del molusco *Macoma balthica* y al igual que *R. steindachneri* son un serio problema para los cultivos de bivalvos comerciales. En cuanto a comportamiento se refiere, ellas cavan en la arena para encontrar su alimento y en aguas someras mueven la arena con el movimiento de sus aletas pectorales combinado con la succión de la ancha cámara orobranquial.

UTILIZACIÓN

Rhinoptera steindachneri no es objeto de pesca dirigida. Es capturada de manera incidental con chinchorros, redes de arrastre, palangres. Actualmente muchos pescadores aprovechan su carne para consumo familiar (Carrito, Com. pers.).