



## Fibropapillomatosis en *Chelonia mydas* en relación de calidad de agua y turismo en la Bahía de Akumal, Mexico



**Dra. Kathy Slater, Operation Wallacea**

**Dr Kathy Slater**  
Operation Wallacea,  
Wallace House,  
Old Bolingbroke,  
Lincolnshire, PE23 4EX  
United Kingdom

**Dr Greg Cowie and Vlad Macovei**  
University of Edinburgh, School of Geosciences  
John Murray Laboratories, The King's Buildings,  
James Hutton Road,  
Edinburgh, EH9 3FE  
United Kingdom



## Tabla de Contenido

---

### Sección A: Fibropapillomatosis (FP) y las Tortugas Verdes de la Bahía de Akumal

A1: Fibropapillomatosis (FP)	1
A2: Prevalencia de Fibropapillomatosis en Akumal	2
A3: Referencias	3

### Sección B: Efecto de turismo en el comportamiento de *Chelonia mydas* en Akumal

B1: Tortugas y Ecoturismo	4
B2: Forraje de las tortugas verdes inmaduros	5
B3: Metas y Objetivos del Estudio de Comportamiento de <i>Chelonia mydas</i> en Akumal	5
B4: Métodos	6
B4.1: Sujetos and Sitio del Estudio	6
B4.2: Recopilación de Datos	8
B4.3: Análisis de Datos	9
B5: Resultados	10
B5.1: Efecto de Turismo en los Movimientos y Comportamiento de <i>Chelonia mydas</i>	10
B5.2: Pastoreo de la Tortuga y Abundancia de Pastos Marinos	13
B6: Efecto de Turismo en <i>Chelonia mydas</i> y Recomendaciones Para Zonificación de Akumal	14
B7: Distribución de Pastos Marinos y Zonificación y Manejo de Akumal	15
B8: Referencias	15

### Sección C: Calidad de Agua y Descargas de Aguas Subterráneas en Akumal

C1: Hidrología de la Península de Yucatán y el Impacto a la Ecosistema Marina	17
C2: Objetivos de Investigación de Calidad de Agua	18
C3: Métodos para Investigación de Calidad de Agua y Descargas de Aguas Subterráneas	19
C3.1: Sitio del Estudio	19
C3.2: Recopilación y Análisis de Datos	20
C4: Dinámico de Nutrientes de las Lagunas Costeras Alimentados de Aguas Subterráneas	22
C5: Descargas de Aguas Subterráneas y Calidad de Agua en la Bahía de Akumal	26
C5.1: Descargas de Aguas Subterráneas	26
C5.2: El Agua en la Bahía de Akumal	27
C5.3: Corrientes y Distribucion de Contaminantes de Agua en le Bahía de Akumal	32
C6: Calidad de Agua en el Ecosistema de Akumal y Recomendaciones para Manejo	35
C7: Referencias	36



## Sección A: Fibropapillomatosis (FP) y las Tortugas Verdes de la Bahía de Akumal

Dr Kathy Slater, Operation Wallacea

### A1. Fibropapillomatosis (FP)

Fibropapilomatosis (FP) es una enfermedad neoplásica debilitante que se caracteriza por la presencia de fibropapilomas epiteliales (tumores cutáneos) y fibromas internos (tumores benignos que se componen de tejido fibroso o conectivo (Herbst, 1994). FP se encuentra con mayor frecuencia externamente alrededor de las aletas, el cuello, los ojos y las colas de las tortugas, pero también se producen en y alrededor de la boca, o en el caparazón, lo que impide la visión, la alimentación y el movimiento (Herbst, 1994). Tortugas con FP ocular se informó a ser ocho veces menos probabilidades de sobrevivir que las tortugas con tumores externos en otras partes del cuerpo (Page-Karjian et al., 2014). Alrededor del 25-30% de las tortugas con tumores externos también tienen tumores internos, principalmente en el corazón, los pulmones y los riñones, lo que eventualmente conducen a la muerte de la tortuga (Aguirre & Lutz, 2004).

El virus FB fue reportado por primera vez en *Chelonia mydas* en el Océano Pacífico frente a la costa de Hawai (Imagen A1), y luego en Florida (Imagen A2), pero ya se ha informado en las siete especies de tortugas marinas en los principales océanos (Aguirre & Lutz, 2004; Ene et al., 2005; Williams et al., 2006; Nuñez et al., 2014). herpesvirus asociado-fibropapiloma Chelonid (CHV) se cree que es el agente etiológico de FP, basado principalmente en la detección coherente basada en PCR de secuencias de ADN del herpesvirus de los tumores de PF (Lackovich et al., 1999). Sin embargo, el herpesvirus FPTHV se ha encontrado en las tortugas libres de FP (Nuñez et al., 2014) y esto sugiere que la progresión FP es multifactorial e implica una fase promotora de tumores provocada por una serie de factores. Las tortugas marinas parecen más susceptibles a FB partir de la contratación de los hábitats de desarrollo neritic tales como ecosistemas de pastos marinos cerca a tierra (Ene et al., 2005). hábitats de pastos marinos tienden a tener aguas relativamente poco profundas resultando en temperaturas más altas y en los destinos turísticos desarrollados, muy cerca de la costa a menudo resulta en contaminantes ambientales, biotoxinas y bacterias, todos los cuales se reportan para contribuir al avance de la FB (Aguirre & Lutz, 2004; Foley et al., 2005; Van Houtan et al., 2010).



Imágenes A1 y A2: *Chelonia mydas* con Fibropapillomatosis en Honolulu, Hawai (1), y Florida, EUA (2)

Las tasas de enfermedad han descrito elevaciones en las cuencas con alto contenido de nitrógeno-huellas (por ejemplo, de aguas residuales o fertilizantes: (Foley et al, 2005). vínculos epidemiológicos también han sido



reportados entre las tasas de FP, huellas de nitrógeno, y macroalgas invasoras (Van Houtan et al., 2010). Macroalgas es frecuente en los hábitats de pastos marinos con aguas ricas en nutrientes, y el secuestro de nitrógeno del medio ambiente en el aminoácido arginina (Dailer et al., 2010). Arginina es conocido para regular la actividad inmune, la promoción de los herpes virus, y contribuir a la formación de tumores (Dailer et al., 2010) y, por lo tanto, cuando las tortugas se alimentan en macroalgas invasivo su susceptibilidad a la FP aumenta significativamente (Van Houtan et al., 2010).

Además, se informó de factores fisiológicos como el estrés y el estado inmunológico de estar asociado con FP. Las concentraciones plasmáticas de glucocorticoides se han utilizado como un índice cuantitativo de los niveles de estrés y parámetros de la sangre seleccionados, tales como la relación heterófilos / linfocitos cuantificar la inmunosupresión en una población. Los estudios de salvaje *Chelonia mydas* en Hawai han comparado las concentraciones de glucocorticoides y proporciones H / L entre los individuos con y sin FP han reportado niveles significativamente más elevados de corticosterona, relaciones H / L más grandes, y el aumento de neutrofilia en tortugas con FP, lo que indica que el FP infectado tortugas eran inmunosuprimidos y estresado crónicamente (Aguirre et al., 1995; Work et al., 2001). La inmunosupresión está fuertemente correlacionada con FP, pero parece ser una consecuencia del desarrollo y crecimiento de FP en lugar de un requisito previo (Work et al., 2001), que es similar a otras enfermedades tumorales inducidos por virus en otras especies. Por lo tanto, parece que las tortugas que viven en entornos costeras contaminadas con alto contenido de nitrógeno-huellas son más susceptibles a la FP y el virus se desarrolla a un ritmo más rápido si las tortugas también son sometidas a un estrés crónico que resulta en la inmunosupresión.

## A2. Prevalencia de Fibropapilomatosis en Akumal

En 2013, la Operación Wallacea creado una base de datos fotográfica para la identificación de las tortugas en la bahía de Akumal, que ha sido actualizado cada año. En 2013 se registró el primer caso de FP en un individuo llamado Chac que tenía un pequeño tumor en la aleta derecha. En el año 2016 hemos registrado FP en 8 de las 62 tortugas verdes residentes identificados. Infección de FP en Akumal se encuentra todavía en las primeras etapas con un solo caso reportado de FP ocular (Imagen A3) y el caso más avanzado con 5 pequeños y un tumor de tamaño mediano en el cuello y la aleta de Chac, que también fue el primer caso de FP en Akumal (imagen A4). Esta tasa de infección relativamente baja en las tortugas verdes sugiere una alta probabilidad de recuperación de las tortugas si las causas de la infección pueden ser mitigados en el futuro inmediato.



Imagen A3: Mars con ocular FP



Imagen A4: Chac con FP por la aleta y cuello



### A3. Referencias

Aguirre, A.A., Balazs, G.H., Spraker, T.R., & Gross, T.S. 1995. Adrenal and hematological responses to stress in juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) with and without fibropapillomas. *Physiological Zoology* 68: 831–854

Aguirre, A.A. & Lutz, P.L. 2004. Marine turtles as sentinels of ecosystem health: Is fibropapillomatosis an indicator? *Ecohealth*. 1: 275–283.

Dailer, M., Knox, R.S., Smith, J.E., Napier, M., & Smith, C.M. 2010. Using delta-15 N values in algal tissue to map locations and potential sources of anthropogenic nutrient inputs on the island of Maui, Hawaii, USA. *Marine Pollution Bulletin* 60: 655–671.

Ene, A., Su, M., Lemaire, S., Rose, C., Schaff, S., Moretti, R., Lenz, J., & Herbst, L.H. 2005. Distribution of chelonid fibropapillomatosis-associated herpesvirus variants in Florida: molecular genetic evidence for infection of turtles following recruitment to neritic developmental habitats. *Journal of Wildlife Disease*, 41: 489–497.

Foley, A.M., Schroeder, B.A., Redlow, A.E., Fick-Child, K.J. and Teas, W.G., 2005. Fibropapillomatosis in stranded green turtles (*Chelonia mydas*) from the eastern United States (1980–98): trends and associations with environmental factors. *Journal of Wildlife Diseases*, 41(1): 29–41.

Herbst, L.H. 1994. Fibropapillomatosis of marine turtles. *Annual Review of Fish Disease*, 4: 389–425.

Lackovich, J.K., Brown, D.R., Homer, B.L., Garber, R.L., Mader, D.R., Moretti, R.H., Patterson, A.D., Herbst, L.H., Oros, J., Jacobson, E.R., Curry, S.S., & Klein, P.A. 1999. Association of herpesvirus with fibropapillomatosis of the green turtle *Chelonia mydas* and the loggerhead turtle *Caretta caretta* in Florida. *Diseases of Aquatic Organisms*, 37: 89–97.

Page-Karjian, A., Norton, T.M., Krimer, P., Groner, M., Nelson Jr, S.E. and Gottdenker, N.L., 2014. Factors influencing survivorship of rehabilitating green sea turtles (*Chelonia mydas*) with fibropapillomatosis. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 45 (3): 507–519.

Van Houtan, K.S., Hargrove, S. K., & Balazs, G.H. 2010. Land use, macroalgae and a tumour-forming disease in marine turtles. *PLoS ONE*. 5 (9): e12900. [doi:10.1371/journal.pone.0012900](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0012900)

Williams, E.H., Bunkley-Williams, L., Casey, J.W. 2006. Early fibropapillomas in Hawaii and occurrences in all sea turtle species: the panzootic, associated leeches wide-ranging on sea turtles, and species of study leeches should be identified. *Journal of Virology*, 80: 4643–4644.

Work, T.M., Rameyer, R.A., Balazs, G.H., Cray, C., & Chang, S.P. 2001. Immune status of free-ranging green turtles with fibropapillomatosis from Hawaii. *Journal of Wildlife Diseases* 38: 574–581



## Sección B: Efecto de Turismo en el comportamiento de *Chelonia mydas* en la Bahía de Akumal

Dr Kathy Slater, Operation Wallacea

---

### B1. Tortugas y Ecoturismo

Muchos animales en cautiverio han sido reportados mostrando señales de estrés cuando observadores humanos se aglomeran en sus ambientes (Carder & Semple, 2008; Davis et al., 2005; Fernández, et al., 2009). Los niveles de estrés de los animal parece ser mayormente afectado por cambios repentinos en sus ambientes, tales como, picos en el turismo que de otra manera serían períodos tranquilos (Davis et al., 2005). O cuando el comportamiento de los humanos observadores es percibido como amenaza por el animal, tal como es el intento de contacto físico con el animal o bloqueando la ruta de escape del animal (Fernández et al., 2009). El aumento de la ansiedad asociada con el turismo puede ser reducido en los ambientes zoológicos mediante el correcto manejo del número de turismo (Hosey et al., 2013) y la introducción de enriquecimiento ambiental en los recintos para distraer a los animales de los visitantes del zoológico (Carlstead & Shepherdson, 2000; Carder & Semple, 2008; Hosey et al., 2013). El efecto del turismo sobre los animales silvestres, por otro lado, es más difícil de controlar.

Los primates son una opción popular para la el turismo de vida silvestre, pero estudios recientes han indicado que los intentos de interactuar con primates silvestres puede causar un incremento en ambos indicadores del nivel de estrés: comportamiento (auto-rascado) y hormonal (cortisol) (Marechal et al., 2011). La vida marina, en particular los delfines, son aún más populares como atracción ecoturística y estudios de las respuestas de comportamiento de los delfines a la presencia de turistas han indicado que el manejo del turismo es vital para que el ecoturismo sea sustentable a largo plazo. En un estudio sobre las respuestas conductuales de los delfines de sexo femenino hacia el turismo, no encontró ningún cambio en el comportamiento cuando 1-2 botes de turistas estaba presente, pero patrones de movimientos erráticos y evasivos fueron observados cuando el número de botes aumentaba o cuando se hacían intentos de nadar con los delfines (Stensland & Bergren, 2007). De la misma manera, un estudio de largo plazo acerca de la respuesta de los delfines silvestres a los intentos de nadar por parte de los turistas de “nado con delfines” comercial indicó que el comportamiento de evasión por parte de los delfines aumentó a medida avanzaba el tiempo y el nivel de turismo incrementaba (Constantine, 2001). Ya que estos animales no están en cautiverio y tienen el control sobre sus patrones de rango, exposiciones a largo plazo que incrementa la ansiedad asociada con el turismo podría provocar que los animales abandonaran sus rangos de hogar por un área con menor perturbación. La evidencia para apoyar esta afirmación ha sido comprobada por monitoreos a largo plazo de las poblaciones de delfines en la Bahía Shark en Australia, donde un declive en la abundancia de delfines fue reportado en áreas donde el turismo en botes había incrementado (Bedjer et al., 2006).

Al igual que los delfines, las tortugas marinas se han convertido cada vez más popular como destinos de turismo (Wilson & Tisdell, 2001). Todas las tortugas marinas están clasificadas como en peligro o en peligro crítico (UICN, 2012) y están amenazadas por la pérdida de hábitat, el consumo humano y otras actividades humanas como la pesca. ecoturismo de tortugas marinas orientado ha demostrado ser extremadamente beneficiosa para la conservación de las tortugas marinas, ya que ha permitido que las comunidades locales se beneficien de las poblaciones de tortugas marinas de una forma no consuntivo (Wilson & Tisdell, 2001). Sin embargo, en la mayoría de los casos, el turismo de tortuga se centra en las hembras anidadoras que sólo están sujetos a los observadores humanos durante un corto período de tiempo, y se sabe muy poco sobre el impacto de la exposición constante o largo plazo para el turismo en el bienestar de las tortugas marinas (Tisdell & Wilson, 2002). Tortugas inmaduras se agregan alrededor de las áreas de alimentación hierba de mar (Arthur et al., 2008) la creación de una presencia durante todo el año en esta área. Si estas zonas de alimentación están en zonas turísticas a continuación, existe un enorme potencial para el buceo y el turismo de buceo para



nadar con estas tortugas. Sin embargo, si este tipo de turismo no se gestiona adecuadamente, entonces el bienestar tortuga podría verse afectada negativamente o es posible que las tortugas simplemente abandonar la zona.

## **B2. Forraje de las Tortugas Verdes Inmaduras**

La tortuga verde (*Chelonia mydas*) es generalmente herbívoros con algas marinas y algas como los principales componentes de su dieta (Lopez-Mendilaharsu et al., 2005). La dieta y el comportamiento de las tortugas verdes son reportados a cambiar de los menores a las etapas de la vida adulta, con una dieta más variada en tortugas adultas, mientras que los juveniles y subadultos se alimentan exclusivamente de pastos marinos (Thomas et al., 2001; Arthur et al., 2008). Un estudio de los contenidos estomacales de las tortugas verdes jóvenes indicó que más del 80% de la dieta consiste de pasto marino siendo en su mayoría del genero *Thalassia* (Mortimer, 1981). Así como todos los animales que pastorean, las tortugas mostraron una fuerte preferencia por las partes jóvenes de las plantas que tienen un mayor contenido nutricional y son digeridas con mayor facilidad (Bjorndal, 1980). El pastoreo continuo de las tortugas en los mismos parches de pasto, maximiza los contenidos de nitrógeno y proteína en los pastos y disminuye el contenido de lignina en alrededor del 50% (Dawes, 1979; Bjorndal, 1980). El bajo contenido de lignina es clave porque la lignina es responsable de disminuir la digestibilidad (Zieman et al, 1984). Esta relación mutualista entre la planta y el animal que patea ha sido reportada en una amplia gama de herbívoros terrestres (c.f. Detling, 1998), pero la relación comienza a romperse si la densidad de animales que pastorean excede la capacidad de carga de la vegetación (c.f. Fritz & Duncan, 1994).

## **B3. Metas y Objetivos del Estudio de Comportamiento de *Chelonia mydas* en la Bahía de Akumal**

No se conocen estudios que se centren en el impacto del turismo de buceo y snorkel sobre el comportamiento de las tortugas marinas. El presente estudio tiene como objetivo investigar el impacto del turismo de snorkel sobre la actividad de presupuesto (específicamente el comportamiento de alimentación) y el comportamiento de evasión de las tortugas verdes jóvenes (*Chelonia mydas*) conglomeradas alrededor de las zonas de alimentación de pastos marinos en la Bahía de Akumal en la Península de Yucatán de México. La Bahía de Akumal es una locación popular para el turismo y ya que el área de pasto marino está a unos cuantos metros de la costa, el turismo de snorkel para observar tortugas verdes jóvenes ha aumentado exponencialmente en los últimos años. Sin embargo, no es claro si la presencia del turismo tiene un efecto significativo en el comportamiento de las tortugas. Así como con otros animales de pastoreo, cuando las tortugas se alimentan sus cabezas están hacia abajo y no son capaces de explorar su entorno. Si las tortugas se sienten vulnerables cuando los turistas están presente entonces no es probable que ellas quieran mantener en este comportamiento. En consecuencia, se prevé que habrá un cambio significativo en la actividad prevista por parte de las tortugas, específicamente, el porcentaje de tiempo de alimentación será afectado por la presencia de los turistas y el porcentaje de tiempo que pasan comiendo será correlativo con el número de turistas presentes.

Basado en la literatura publicada de otras especies marinas, el turismo de snorkel está pronosticado a ser asociado con altas tasas de comportamiento evasivo por parte de las tortugas resultando en una diferencia significativa en las tasas de comportamiento evasivo cuando el turismo estuvo o no estuvo presente. El comportamiento de los turistas y no sólo el número de turistas, también debe tenerse en cuenta al evaluar el impacto del turismo sobre las tortugas. Las tasas medias de comportamiento inapropiado de los turistas (multitud, abordaje, y tocar) será registrado para la Bahía de Akumal y el porcentaje de comportamiento inapropiado resultando en una respuesta evasiva por parte de las tortugas también será registrado.



Con el fin de garantizar la protección continua de estas tortugas, es también necesario monitorear su pastoreo del pasto marino en relación con la abundancia relativa de cada especie; *Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme* y *Halodule wrightii*, para determinar si las tasas actuales de pastoreo son sostenibles a largo plazo. Se predice que las tortugas mostrarán una clara preferencia de alimentación por un tipo particular de pasto marino, independientemente de su abundancia relativa. Si las tortugas están sobrepastoreando un tipo particular de pasto marino, entonces sus preferencias de alimentación serán independientes de la abundancia de su pasto marino preferido y la biomasa del pasto marino será diferente del porcentaje de cobertura (porque la biomasa reflejará la altura de los pastos marinos y por lo tanto, el nivel de pastoreo).

En conjunto, estos datos serán utilizados para determinar si las tortugas están evitando activamente turistas y excursiones de buceo si son propensos a someter a las tortugas residentes en Akumal al estrés crónico, que ha sido citado como una de las causas y los acelerantes de FP. Si este es el caso, entonces los datos pueden ser usados para justificar la creación de una nueva zona en Akumal Bay exclusivamente para tortugas. Además, la información relativa a la disponibilidad de los pastos marinos en las distintas bahías de Akumal y preferencias de alimentación de las tortugas puede ser utilizado para determinar la mejor ubicación de la nueva zona de tortuga.

## **B4: Métodos**

### **B4.1: Sujetos y sitio de estudio**

Akumal (que significa "casa de las tortugas") es una pequeña ciudad costera situada a unos 1.5 horas en el sur desde el destino turístico de Cancún. Se recogieron datos sobre la población residente de las tortugas inmaduras verdes (*Chelonia mydas*) que viven y se alimentan en el hábitat de pastos marinos en la bahía de Akumal (Figura B1). Centro Ecológico Akumal (CEA) es una ONG mexicana que se encarga de la gestión de 50 kilómetros de litoral que abarca algunos de los sitios de anidación de tortugas más importantes en el Caribe. CEA se encuentra dentro de un compuesto de 4 hectáreas en la parte norte de la bahía de Akumal. En 1993, el Centro Ecológico Akumal (CEA) comenzó sus actividades de conservación y opera su programa de Protección de Tortugas Marinas a través de la autorización de la Agencia para la Naturaleza. A finales de 2006, CEA comenzó a monitorear las tortugas verdes juveniles en la Bahía de Akumal, que es un área clave de búsqueda de alimento debido a los abundantes pastos marinos. La población local en la bahía fluctúa, con un máximo de 60-80 tortugas individuales presentes a la vez. En 2013, la Operación Wallacea creó una base de datos fotográfica para la identificación de las tortugas en la bahía de Akumal, que ha sido actualizado cada año. En 2016, 62 tortugas verdes inmaduras pudieron ser identificados de forma fiable en la bahía de Akumal (véase, por ejemplo, imágenes B1 y B2).

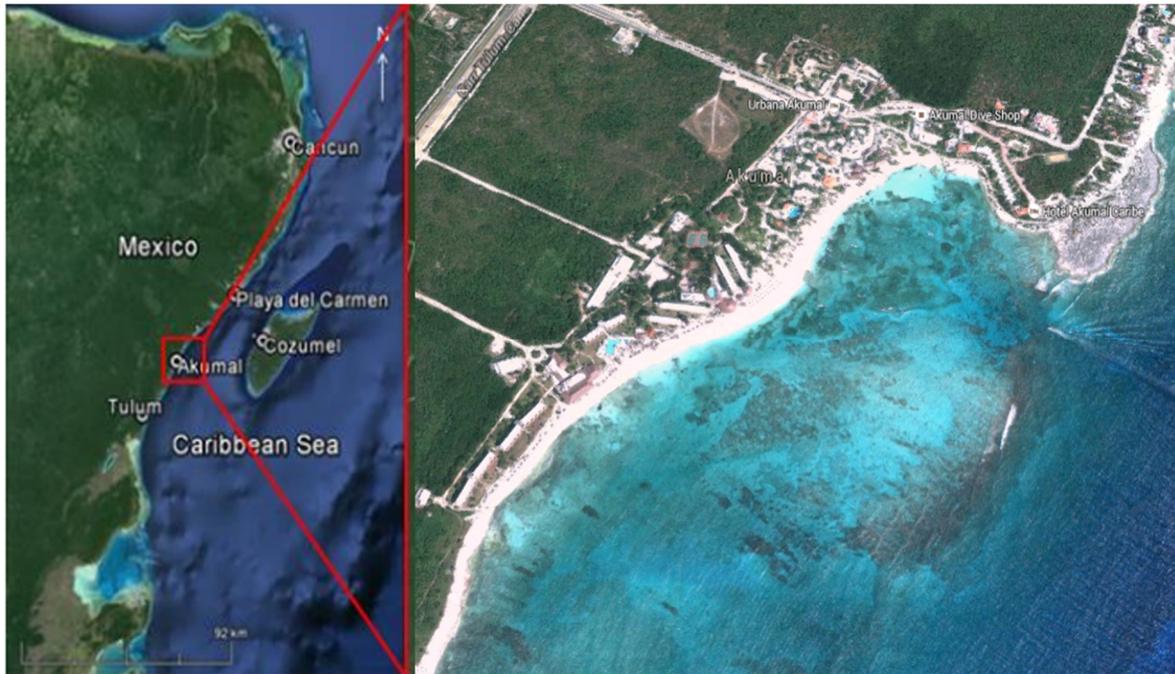


Figura B1: Mapa de la Riviera Maya con la ubicación de Akumal y mapa de Bahía de Akumal, donde el residente inmaduro de tortugas verdes se encuentran (adaptado de Google Maps).



Imágenes B1 & B2: Identificación de Apolo (ID número ?? 531)



#### B4.2: Recopilación de Datos

Observaciones conductuales de las tortugas se descomponen en una serie de períodos de 2 horas entre las 07:00 y 19:00 resultando en 6 intervalos de tiempo diferentes en total. Tres intervalos de tiempo se utilizan cada día y girar para garantizar que las cantidades iguales de los datos se recogen para cada hora del día (por ejemplo, día 1: 07:00-09:00, 11:00-13:00, 15:00-17:00 y luego día 2: 09:00-11:00, 13:00-15:00, 17:00-19:00). Cuando una tortuga fue encontrada, se registraron fotografías de la cabeza y la espalda de la tortuga y una fotografía de la etiqueta numerada en la tortuga para su uso en la base de datos de identificación de tortugas existente.

Se recogieron datos sobre el comportamiento de tortugas por snorkel, utilizando un muestreo dirigido con grabación continua (Altmann, 1974), por el que cada estudiante siguió una tortuga individual diferente para un período de 20 minutos y se registra su comportamiento en tiempo real basado en pre-definido categorías de comportamiento (Tabla B1). El objetivo era completar dos muestras focales de 20 minutos por hora, con el tiempo restante pasado localización e identificación de cada tortuga. Cuando la tortuga estaba alimentando, se registró el tipo de pasto marino (*Thalassia testudinum* o Filiforme *siryngodium* / *Halodule wrightii* – durante observaciones de tortugas no fue posible distinguir el Filiforme *siryngodium* de *Halodule wrightii* entonces fueron notado como “no *Thalassia*”). Se registró el número de turistas dentro de un radio de 5 metros de la tortuga a lo largo de la muestra. Si la tortuga se trasladó fuera de la vista durante un máximo de 3 minutos y luego su comportamiento se registró como "fuera de la vista" y la recogida de datos se reanuda tan pronto como la tortuga era visible de nuevo. Si la tortuga se mantuvo fuera de la vista durante más de 3 minutos y luego se abandonó la muestra. muestras focales menos de 5 minutos de duración se desecharon, pero nada más de 5 minutos se mantuvieron y la duración exacta de la muestra grabada.

**Tabla B1: “Ethogram” del comportamiento de las tortugas**

Conducta	Descripción
Comer	Tortuga mastica mientras la comida se encuentra en su boca
Descansar	Tortuga está parado y no se dedica a cualquier otro comportamiento
Nadar	Tortuga se mueve a través del agua a un ritmo constante en posición horizontal
Emerger	Tortuga nada en una posición más o menos vertical hacia la superficie del agua para respirar
Sumergirse	Tortuga nadando rápidamente en una posición hacia abajo más o menos vertical
Evasivo	Tortuga cambia rápidamente de dirección y / o nada rápidamente para evitar acercarse a una persona, tortuga u otro animal
Otro	Todas las formas de comportamiento no mencionados anteriormente, incluyendo todas las interacciones sociales con una o más de otras tortugas



Tabla B2: “Ethogram” del comportamiento de las turistas

Conducta	Descripcion
Aceptable	Los turistas que mantienen la distancia de 5 m de la tortuga, no lo hacen multitud alrededor de la tortuga y no intentan interactuar con la tortuga en modo alguno
Acercarse	Turista se mueve dentro de 2m de tortuga, tal vez para fotografiar a la tortuga a corta distancia, pero no trata de interactuar
Tocar	Turista toca físicamente la tortuga
Apiñarse	Dos o más turistas se mueven alrededor de las tortugas de tal manera que bloquean su trayectoria de desplazamiento y posibles vías de escape. Esto puede ocurrir incluso si se mantiene la barrera de la distancia de 5 m

Con el fin de evaluar las preferencias de alimentación de tortugas y el potencial de sobrepastoreo de los pastos marinos, era necesario primero determinar la abundancia relativa de cada tipo de alimento (*Thalassia testudinum*, *Siryngodium filiforme* y *Halodule wrightii*) en la Bahía de Akumal. 144 cuadrantes, cada uno de 1m<sup>2</sup>, con 20 cm de sub-división (es decir, 25 pequeños cuadrados en el interior del cuadrante) se colocaron al azar en toda la Bahía de Akumal. En cada cuadra, se registró el número de pequeños cuadrados que estaban cubiertas por cada tipo de hierba de mar o arena desnuda. Una muestra aleatoria de 10 cuadrantes también se aplica a cada uno de los diferentes Bay, en la zona de Akumal (Bahia Aventuras, Bahia Chemuyil, Bahia Medialuna, Bahía de Jade, Akumal Sur y Bahía Xcacel) con el fin de evaluar las diferencias en la cobertura de pastos marinos.

#### B4.3: Análisis de datos

Ya que cada tortuga puede ser identificada individualmente, los datos fueron colectados a nivel individual y luego sintetizados entre los individuos para crear una comparación estadística de valores medios. Un total de 62 tortugas pudieron ser identificadas de manera fiable por fotografías o placas con número, pero solo 38 tortugas tuvieron un número de observación suficiente (> 1 hora con turistas presente y > 1 hora con turistas ausente) para ser incluido en el análisis. El porcentaje promedio ( $\pm$  SEM) de lo que se dedicó a escanear en cada actividad (buceando, comiendo, descansando, social, a la superficie, nadando) se presentan gráficamente. Para probar la predicción de que el comportamiento de alimentación sería afectado por la presencia de los turistas, los datos de cada tortuga fueron divididos en dos grupos: sin turistas y con turistas presentes. El porcentaje promedio de tiempo dedicado a cada tipo de conducta con y sin turistas fue comparado usando varias pruebas de t pareadas en datos transformados del arcoseno con la corrección de Bonferoni.

Las tasas individuales de comportamiento evasivo fueron calculadas para cada tortuga cuando los turistas estaban y no estaban presentes. Las tasas promedio de comportamiento evasivo cuando los turistas estaban y no estaban presentes fueron comparadas usando la prueba de t pareada. Las tasas promedio de cada tipo de comportamiento inapropiado de los turistas registrados durante los muestreos focales para cada tortuga, fueron calculadas y las tasas promedio ( $\pm$  SEM) presentadas gráficamente. El porcentajes de comportamiento inapropiado de los turistas que emitió una respuesta evasiva por parte de la tortuga fue calculado para cada tortuga individual y la tasa promedio ( $\pm$  SEM) del comportamiento de los turistas resultando en una respuesta evasiva se presentan gráficamente.



Con el fin de investigar las preferencias de alimentación de la tortuga, el porcentaje de escaneo de alimentación en cada tipo de pasto marino (*Thalassia testudinum*, *Siryngodium filiforme* y *Halodule wrightii*) fue comparado usando una prueba de t en datos transformados del arcoseno. En los datos de los cuadrantes de pasto marino, el porcentaje promedio ( $\pm$ SEM) de cobertura y el promedio de biomasa de cada tipo de pasto marino (*Thalassia testudinum*, *Siryngodium filiforme* y *Halodule wrightii*) fue calculado y presentado gráficamente. Las diferencias en el porcentaje promedio de cobertura de cada tipo de pasto marino fueron comparadas usando la prueba de t pareada en datos transformados del arcoseno. Para investigar si las preferencias de alimentación de las tortugas estaban relacionadas con la disponibilidad de cada tipo de pasto marino, el porcentaje promedio de cobertura de cada tipo de pasto marino fue usado como el porcentaje esperado de escaneos que cada tortuga debe realizar para alimentarse de ella. Por ejemplo, si cada porcentaje promedio de cobertura del pasto de *Thalassia testudinum* fue de 50% entonces nosotros esperaríamos que cada tortuga pasara aproximadamente 50% de su tiempo de alimentación sobre el pasto de *Thalassia testudinum*. Una prueba binomial fue usada para determinar si las tortugas pasaban más tiempo de lo esperado alimentándose de su tipo preferido de pasto marino en función de su disponibilidad.

## B5: Resultados

### B5.1: Efecto del turismo en los movimientos y comportamiento de *Chelonia mydas*

Transectos de la zona designada de snorkel en la bahía de Akumal indicado que el número de turistas tuvieron un efecto significativo en la abundancia de tortugas en la zona. Los transectos se utilizaron como repeticiones, y se normalizaron todos los datos. Los resultados indicaron que a medida que el número de turistas en la Bahía de Akumal, aumento del número de tortugas presentes disminuir de manera significativa (1-Way ANOVA; turistas vs. tortugas:  $F_{5,26} = 10$ ,  $p < 0.001$ ; Figura B2). Tukey comparación por parejas post-hoc indicó que la abundancia de tortugas cuando los turistas estaban ausentes fue significativamente diferente de todas las demás categorías. Además, se encontró una fuerte relación negativa, el número de tortugas disminuyeron significativamente con el aumento del número de turistas en la Bahía de Akumal (análisis de regresión:  $F_{1,30} = 22.1$ ,  $p < 0.001$ ,  $R^2$  (adj) = 40.5%; Figura B2).

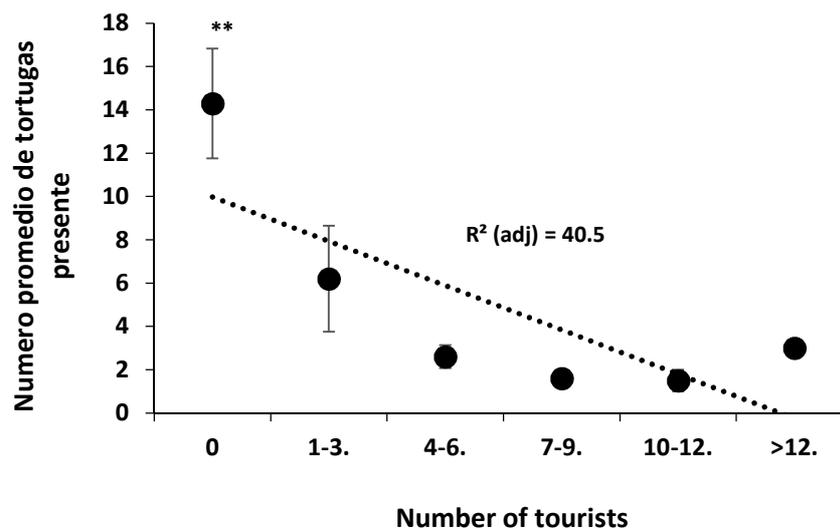


Figura B2: Relación entre el número de turistas y la abundancia de tortugas en la zona designada de snorkel en la bahía de Akumal. Nota: \*\* = significativamente diferente de todas las demás categorías (Tukey's *post-hoc* pairwise comparison).



Las tortugas verdes jóvenes en la Bahía de Akumal pasaban la mayoría de su tiempo alimentándose, que representa casi el 70% de lo que dedica a actividades diarias (Figura B2). Contrariamente a lo predicho, el turismo no impacta en el comportamiento de alimentación de las tortugas ya que el porcentaje de tiempo dedicado a alimentarse no fue significativamente afectado por la presencia de los turistas ( $t_{(1,37)} = 0.109$ ,  $p = 0.914$ : Figura B5), ni fue el porcentaje de sumergirse ( $t_{(1,37)} = 1.248$ ,  $p = 0.220$ : Figura B5) o descansar ( $t_{(1,37)} = 1.152$ ,  $p = 0.257$ : Figura B5). Sin embargo, los resultados indicaron que las tortugas pasaron significativamente más tiempo nadando ( $t_{(1,37)} = 3.304$ ,  $p = 0.002$ : Figura B5) y en emergerse para respirar ( $t_{(1,37)} = 7.682$ ,  $p < 0.001$ : Figure B5) cuando turistas estaban presentes, lo que indica que sus periodos de alimentarse se interrumpieron. Por otra parte, un aumento en emergerse para respirar cuando los turistas estaban presentes sugieren que las tortugas respiraban más rápidamente y utilizan más aire cuando los turistas estaban presentes, que podría ser indicativo de una respuesta de estrés.

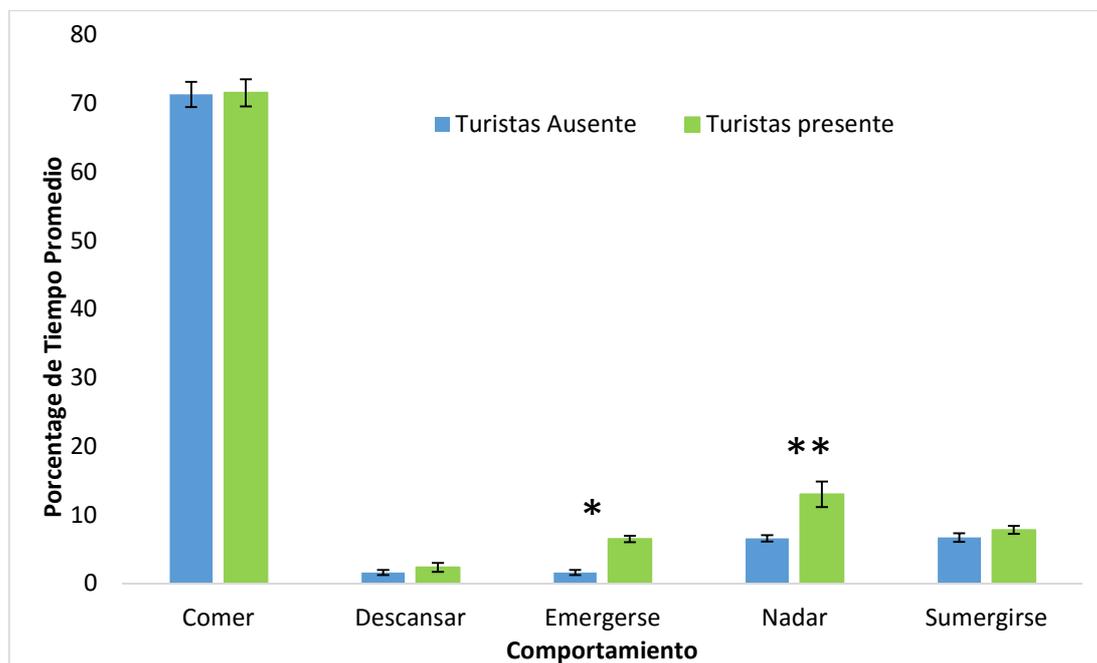


Figura B3: Promedio ( $\pm$ SEM) de la actividad de presupuesto por las tortugas verdes jóvenes en la Bahía de Akumal con turistas presente y ausente. Nota: \*\* = significativamente diferente  $p < 0.01$ .

Aunque la presencia de turistas no pareció interferir con el comportamiento de alimentación de las tortugas, los turistas tuvieron un notable efecto en la tasa de comportamiento evasivo observado en las tortugas indicado por una diferencia significativa en las tasas promedio de comportamiento evasivo cuando los turistas estaban presentes comparado con todas las otras ocasiones ( $t_{(1,37)} = 7.353$ ,  $p < 0.001$ : Figura B4). Para determinar si las tortugas fueron afectadas por el comportamiento de los turistas y no solo por sus números absolutos, las tasas de comportamiento de los turistas fueron calculadas. La investigación adicional indicó que los turistas a menudo se comportaban de manera inapropiada hacia las tortugas con la multitud (manteniendo una distancia de al menos 2m de la tortuga, pero bloqueando su ruta de paso) sucediendo en un promedio de 4.74 veces por hora, aproximándose (rompiendo la barrera de 2m entre el turista y la tortuga) sucediendo en un promedio de 14.02 veces por hora, y tocando físicamente las tortugas (que está en contra de la ley federal en México) en un promedio de 3.66 veces por hora (Figura B5). Las respuestas evasivas de las tortugas al comportamiento inapropiado de los turistas, sucedió en el 87.58% por toques, 14.86% por acercamiento y 1.05% por multitud (Figura B6).

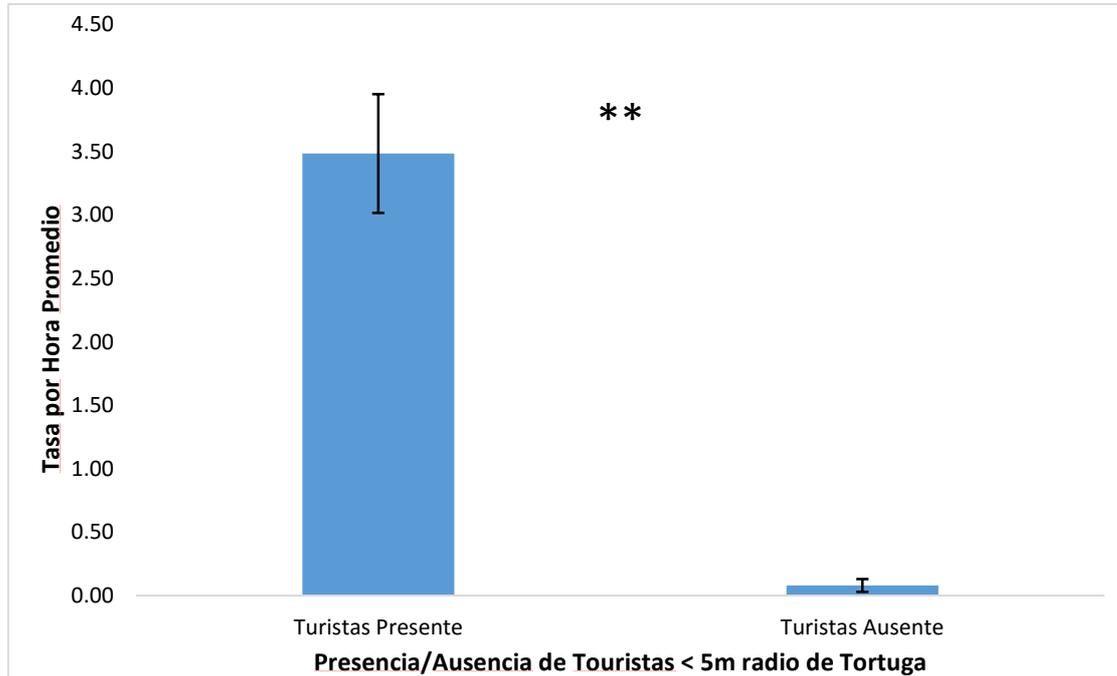


Figura B4: Tasa promedio ( $\pm$ SEM) de comportamiento evasivo de las tortugas verdes jóvenes en la Bahía de Akumal cuando los turistas estaban presente en comparación con todas las otras ocasiones. Nota: \*\* = significativamente diferente  $p < 0.01$ .

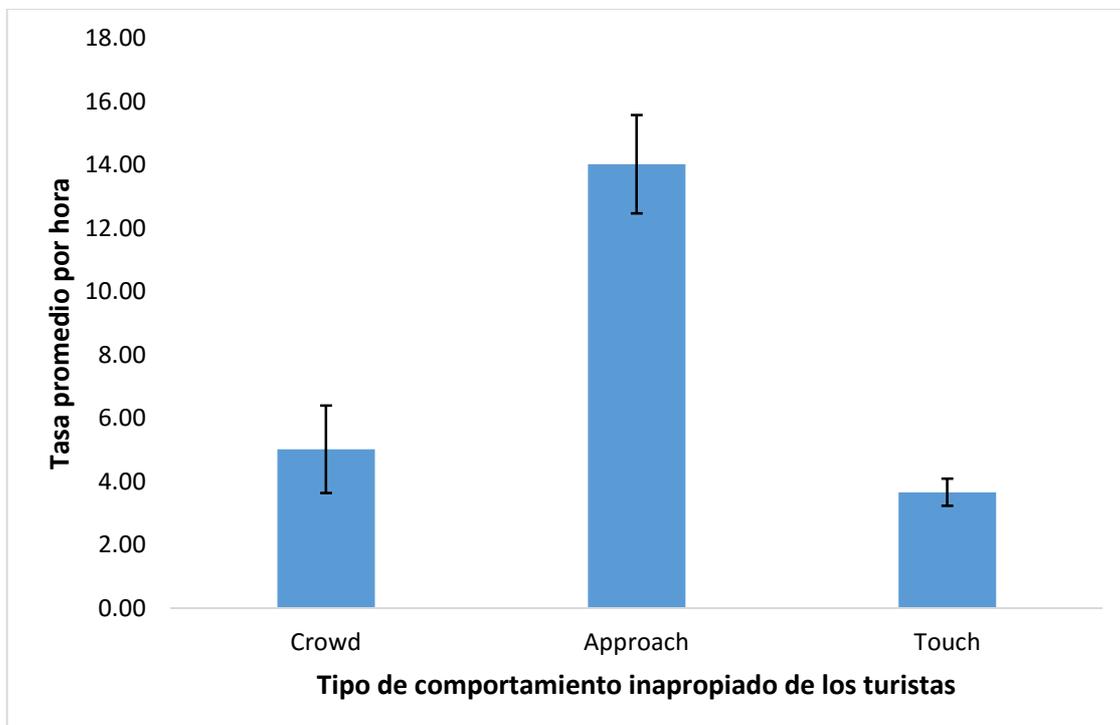


Figura B5: Tasas promedio ( $\pm$ SEM) del comportamiento inapropiado de los turistas cuando hacían snorkeling con tortugas verdes jóvenes en la Bahía de Akumal.

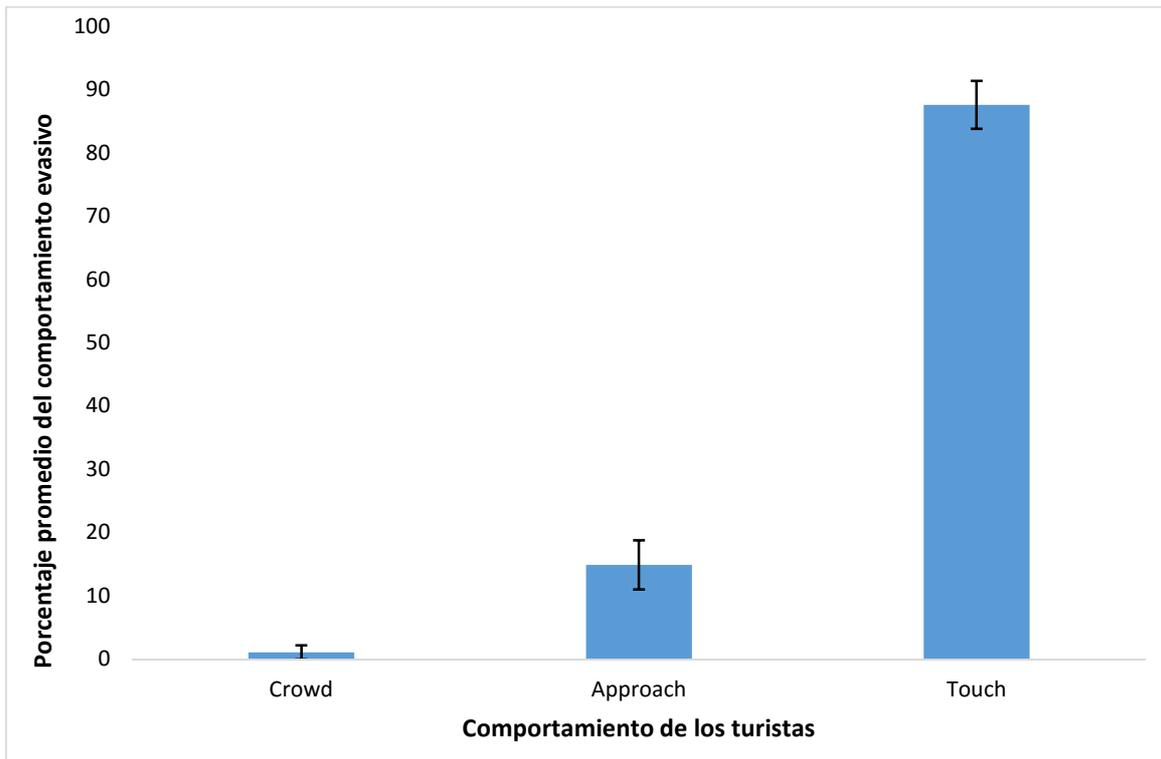


Figura B6: Porcentaje promedio de comportamiento de turistas inapropiado que causó una reacción evasiva en la tortuga

### B5.2: Pastoreo de la tortuga y los resultados de la abundancia de pasto marino

Análisis de porcentaje de tiempo alimentándose de diferentes tipos de pastos marinos indicó una preferencia muy clara para *Thalassia testudinum* (Figura B7). Todavía queda pendiente análisis de la abundancia y distribución de pastos marinos en la Bahía de Akumal, pero investigación de las otras bahías indico que la única área de pastos disponible para las tortugas de Akumal está ubicado en la Bahía de Akumal dentro de la zona de avistamiento de tortugas. Cuando están hechos los mapas de distribución y abundancia de cada tipo de pasto se puede determinar si las tortugas solo comen el tipo de pasto más abundante o si tiene una preferencia de forraje. Además, mapas de distribución de pastos puede ser útil para determinar la mejor ubicación de una zona exclusivamente para tortugas donde se puede alimentarse en paz.

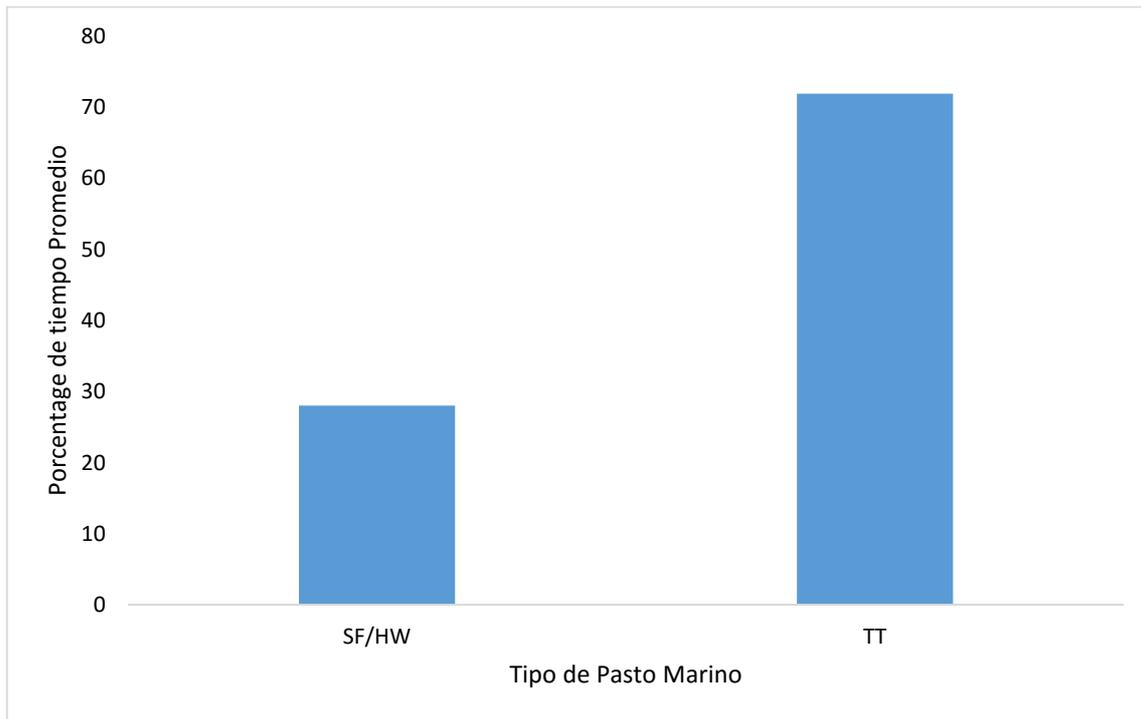


Figura B7: Porcentaje promedio ( $\pm$  SEM) del tiempo que las tortugas verdes jóvenes dedican a alimentarse de los pastos marinos de *Thalassia testudinum*, and *Siryngodium filiforme*/*Halodule wrightii* en la Bahía de Akumal.

#### B6: Efecto del turismo sobre el comportamiento de *Chelonia mydas* y recomendaciones para zonificación y manejo

Datos de comportamiento de *Chelonia mydas* en relación de tours de snorkel en la Bahía de Akumal indica que las turistas están afectando los movimientos de las tortugas, forzando las tortugas fuera de la zona de avistamiento directamente al tráfico de lanchas. Turistas están acercándose y tocando las tortugas varias veces cada hora causando reacciones evasivas en las tortugas, indicando que las tortugas están bajas de alto niveles de estrés crónico. La interrupción de periodos de alimentación y necesidad de emergerse para respirar, están de acuerdo con los descubrimientos en otras especies marinas (p. e. Constantine, 2001; Stensland & Bergren, 2007). Los intentos de interactuar tanto con los animales en cautiverio y los animales silvestres reportan resultados en el cambio de comportamiento y aumento de la ansiedad (Stensland & Bergren, 2007; Fernandez et al., 2009; Marechal et al., 2011), es extremadamente importante asegurar que los turistas respeten las reglas y se comporten apropiadamente cuando están observando a las tortugas. Como que el estrés crónico está identificado como uno de las causas Fibropapillomatosis FP (Aguirre et al., 1995; Work et al., 2001), está claro que el turismo en Akumal está impactando en una forma negativa a la salud de las tortugas.

La zona de avistamiento de tortugas en la Bahía de Akumal permite únicamente pequeños grupos de turistas con guías observando a las tortugas a cualquier momento dado, pero nuestros datos indica que hay muchas turistas que entran la zona por su parte y no saben o no respetan las reglas. Todas los turistas en Akumal deben ser conscientes de las reglas antes de nadar con las tortugas y PROFEPA provee patrullas regulares en la bahía a lo largo de las playas y en el agua, pero en las épocas concurridas no parece posible asegurar que todos los turistas acaten las reglas. En consecuencia, puede ser necesario limitar el número de personas que utilizan la Bahía en un momento dado para permitir un control más estricto del comportamiento de los turistas, pero se requieren datos cuantificables sobre la capacidad de carga de turismo para aplicar nuevas



reglas. Como que las tortugas están en mal estado con prevalencia del virus FP, y uno de las causas de FP es estrés crónico, es muy necesario de

### **B7: Distribución de pastos marinos y recomendaciones para zonificación y manejo**

La colecta de datos del comportamiento de las tortugas verdes jóvenes en la Bahía de Akumal indicó que tienen una fuerte preferencia para alimentarse de *Thalassia testudinum* a pesar del hecho de que *Siryngodium filiforme* y *Halodule wrightii* son generalmente más abundantes. La única área en la Bahía de Akumal con abundante *Thalassia testudinum* es dentro del zona de avistamiento de tortugas, entonces las tortugas no pueden escapar las turistas para comer. Datos de otras poblaciones de tortugas verdes han reportado que las tortugas se agrupan entorno a específicas zonas de alimentación y continúan pastando sobre sus comidas preferidas hasta el momento en que se excede la capacidad de carga de la zona de alimentación y el ecosistema colapsa. Cuando esto sucede, las tortugas simplemente viajan a una nueva zona de alimentación (Thomas et al., 2001; Arthur et al., 2008). El problema con Akumal es que no hay otros pastos marinos cercanos entonces las tortugas no tiene donde irse. Con el uso de mapas de distribución y abundancia de cada tipo de pasto se puede determinar si las tortugas solo comen el tipo de pasto más abundante o si tiene una preferencia de forraje. Además, mapas de distribución de pastos puede ser útil para determinar la mejor ubicación de una zona exclusivamente para tortugas donde se puede alimentarse en paz.

### **B8: Referencias**

- Altmann, J. 1974. Observational study of behaviour: sampling methods. *Behaviour* 49: 227-267.
- Arthur, K.E., Boyle, M.C. & Limpus, C.J. 2008. Ontogenetic changes in diet and habitat use in green sea turtle (*Chelonia mydas*) life history. *Marine Ecology Process Series* 362: 303-311.
- Bejder, L., Samuels, A., Whitehead, H., Gales, N., Mann, J., Connor, R., Heithaus, M., Watson-Capps, J., Flajerty, C., Krutzen, M. 2006. Decline in relative abundance of bottlenose dolphins exposed to long-term disturbance. *Conservation Biology* 20: 1719-1798.
- Bjorndal, K. A. 1980. Nutrition and grazing behaviour of the green turtle *Chelonia mydas*. *Marine Biology*. 56: 147-154.
- Carlstead, K. & Shepherdson, D. 2000. Alleviating stress in zoo animals with environmental enrichment. In (G.P. Moberg & J.A. Mench Eds). *The Biology of Animal Stress: Principles and Implications for Animal Welfare*. Oxon: CABI Publishing
- Constantine, R. 2001. Increased avoidance of swimmers by wild bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) due to long-term exposure to swim-with-dolphin tourism. *Marine Mammal Science* 17: 689-702
- Dawes, C. J., Bird, K., Durako, M., Goddard, R., Hoffman, W. & McIntosh, R. 1979. Chemical fluctuations due to seasonal and cropping effects on an algal-seagrass community. *Aquatic Botany*. 6: 79-86
- Detling, J.K. 1998. Mammalian herbivores: ecosystem-level effects in two grassland national parks. *Wildlife Society Bulletin*. 26: 438-448.
- Fernandez, E. J., Tamborski, M. A., Pickens, S. R. & Timberlake, W. 2009. Animal-visitor interactions in the modern zoo: Conflicts and interventions. *Applied Animal Behaviour Science* 120: 1-8.



Fritz, H. & Duncan, P. 1994. On the carrying capacity for large ungulates of African savanna ecosystems. *Proceedings of the Royal Society of London B*: 256: 77-82.

Heithaus, M.R., McLash, J.J., Frid, A. & Dill, L.M. 2002. Novel insights into green sea turtle behaviour using animal-borne video cameras. *Journal of the Marine Biology Association U.K.* 82: 1049-1050.

Hosey, G, Melfi, V & Pankhurst, S. 2013. *Zoo Animals: Behaviour, Management and Welfare (2<sup>nd</sup> Edition)*. Oxford: Oxford University Press.

Karsten, B., Linke, K., Busch, M., Matthes, I., van der Woude, S. E. 2005. Impact of different groups of swimmers on dolphins in swim-with-the-dolphin programs in two settings. *Anthrozoos: A Multidisciplinary Journal of the Interactions of People & Animals* 18: 409-429.

Lopez-Mendilaharsu, M., Gardner, S.C., Seminoff, J.A. & Riosmena-Rodriguez, R. 2005. Identifying critical foraging habitats of the green turtle (*Chelonia mydas*) along the Pacific coast of the Baja California peninsula, Mexico. *Aquatic Conservation: Marine & Freshwater Ecosystems* 15: 259–269.

Reynolds, P. C. & Braithwaite, D., 2001. Towards a conceptual framework for wildlife tourism. *Tourism Management* 22: 31-42.

Stenslend, E & Berggren P. 2007. Behavioural changes in female Indo-Pacific bottlenose dolphins in response to boat-based tourism. *Marine Ecology Progress Series* 332: 225-234.

Thomas, J., Aznar, F.J. & Raga, J.A. 2001. Feeding ecology of the loggerhead turtle *Caretta caretta* in the western Mediterranean. *Journal of the Zoological Society of London* 255: 525-532.

Tisdell, C. & Wilson, C., 2002. Ecotourism for the survival of sea turtles and other wildlife. *Biodiversity and Conservation* 11: 1521-1538.

Wilson, C. & Tisdell, C., 2001. Sea turtles as a non-consumptive tourism resource especially in Australia. *Tourism Management* 22: 279-288.



## Sección C: Calidad de Agua y Descargas de Agua Subterránea en la Bahía de Akumal y Lagunas

Reporte preparado por Dra. Kathy Slater, Operation Wallacea

Investigación realizada por: Dr. Greg Cowie y Vlad Macovei, Universidad de Edimburgo

### C1: Hidrología de la Península de Yucatán y los impactos sobre el Ecosistema Marino

El estado de los arrecifes de coral a nivel mundial se está degradando debido a las tendencias actuales del cambio climático (Baker et al., 2008, Pandolfi et al., 2003). Además, presiones antropogénicas tales como la entrada de nutrientes a través de descargas submarinas de aguas subterráneas (SGD, por sus siglas en Inglés) solamente aceleran esta degradación. Así como el resto de la Barrera de Coral de Mesoamérica, muchos arrecifes a lo largo de la costa de Yucatán de México han mostrado un reciente deterioro en su salud. Múltiples factores pueden contribuir, pero en Yucatán el principal sospechoso es la potencial combinación letal del rápido desarrollo de la costa, inadecuados tratamiento de aguas residuales y la singular hidrología de la región.

La Península de Yucatán es una plataforma baja de carbonatos depositados desde el Eoceno hasta el presente (Gondwe et al., 2010, Perry et al., 2002). La zona de fractura de Holbox, en el área de la Riviera Maya de la Península de Yucatán, carece de flujo superficial; el agua meteórica se infiltra rápidamente en el agua subterránea donde se forma una delgada capa de agua dulce sustentada por una intrusión salina (Perry et al., 2002). El proceso de calcificación de la disolución de carbonatos forma largos canales y sumideros ("cenotes") lo cual cambia el flujo de las aguas subterráneas costeras (Richards & Richards, 2007: Figura 1). El agua subterránea alcanza la costa a través de respiraderos costeros submarinas, a través de la filtración de la playa o a través de lagunas alimentadas por aguas subterráneas. Investigaciones realizadas en áreas de Yucatán mostraron que el agua subterránea es la mayor fuente de nutrientes para el arrecife (Hernández-Terrones et al., 2011). Un notable deterioro en la salud en los arrecifes de coral de México h sido reportado (Carriquiry et al., 2013), pero todavía no hay evidencias claras que relacionen esto con las descargas locales. Los balances de nutrientes y las composiciones promedio de tejido de alga y pasto marino han sido calculados para la Península de Yucatán como un todo (Aranda-Cirerol et al., 2011, Sánchez et al., 2013) pero las grandes diferencias se producen dependiendo de las condiciones locales (Mutchler et al., 2007).

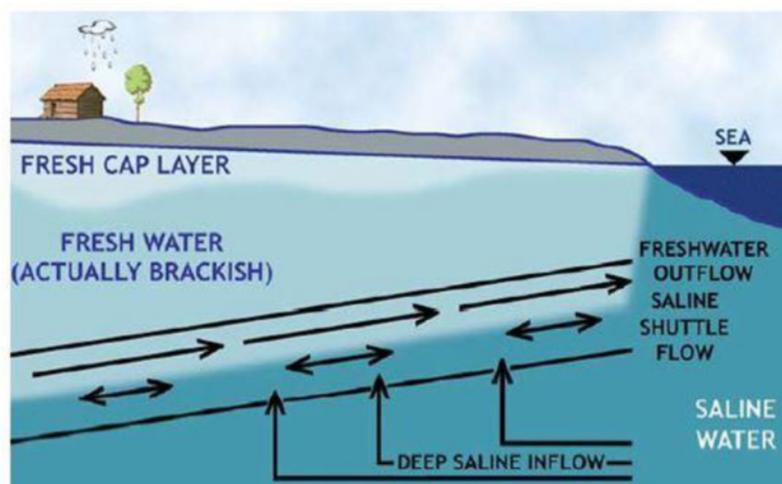


Figura 1: Los tres tipos de corrientes identificados en el sistema de agua subterránea de la Península de Yucatán con el flujo de transporte en la interfase salina/salobre que constituye el lente de agua dulce que es generalmente curvada (Richards and Richards, 2007).

La Bahía de Akumal en la costa este de la Península de Yucatán tiene un ecosistema marino de gran importancia científica y socio-económica. El arrecife de coral es parte del sistema de la segunda barrera de arrecife más grande en el mundo. La playa es un sitio importante para la anidación de las tortugas y los individuos juveniles se alimentan de los lechos de pastos marinos en la parte trasera del arrecife. Esto convierte a Akumal en una importante atracción turística. El número de visitantes a aumentado el cuádruple en los años recientes (1995-2005: Null et al., 2014, Sánchez et al., 2013). Desafortunadamente, las facilidades de tratamiento de aguas residuales no se han mantenido con el incremento de turistas. La planta de tratamiento en el Pueblo de Akumal es de baja capacidad y no puede hacer frente a los picos de entrada de agua residuales durante el apogeo de la temporada turística. Se ha intentado inyectar aguas residuales en el manto acuífero (Null et al., 2014, Metcalfe et al., 2011) pero a veces no se ha conseguido llegar lo suficientemente profundo y solo llega a la capa que intercambia con el área costera (Figura 2). La Bahía de Akumal tiene múltiples respiraderos de agua subterránea, y tanto sus arrecifes y lechos de pastos marinos, y por lo tanto sus tortugas, están en riesgo de descargas de nutrientes. Las ubicaciones de los respiraderos costeros, así como la circulación dentro de la bahía, no son bien conocidos. Además, ya hay una considerable disminución en la salud de los arrecifes en todo Akumal, pero es parchado. Por consiguiente, es difícil de precisar si las descargas locales son las culpables, en contra posición a un efecto más regional (descargas a lo largo de toda la Riviera Maya combinado con el transporte del litoral) u otros factores.

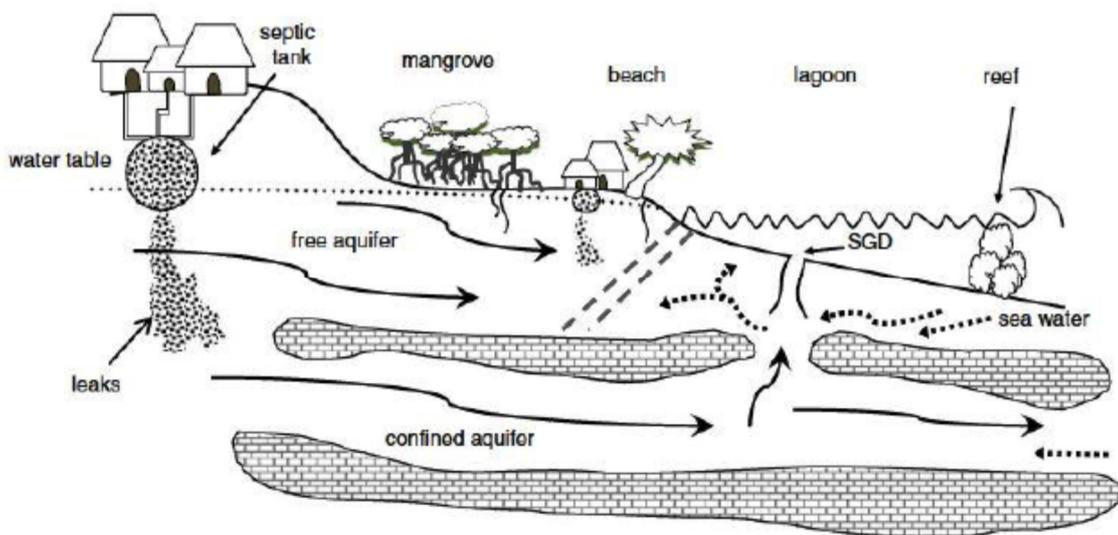


Figura 2: Estructura del acuífero que típicamente se encuentra en las costas de la Península de Yucatán (Hernández-Terrones et al., 2011)

## C2: Objetivos del Estudio de Calidad de Agua

El objetivo último del presente estudio fue de identificar si hay un problema local de enriquecimiento de nutrientes desde SGD en las lagunas de los manglares y en la Bahía de Akumal. Para abordar el problema de trabajar con respiraderos costeros imprecisas, dos descargas subterráneas de agua a las lagunas Yal ku y Yal ku Chico, fueron las elegidas para el estudio. Los objetivos fueron en primer lugar, evaluar las entradas y los ciclos de los nutrientes en las dos lagunas contrastantes, junto con los estudios hidrográficos (estructura de la columna de agua, circulación y la interacción agua dulce-agua marina). Otros objetivos fueron determinar las exportaciones de agua dulce y de nutrientes de las lagunas, y en última instancia evaluar si la descarga de nutrientes pudiera ser localizada en el fondo marino. En la Bahía de Akumal una combinación de métodos



fueron usados para buscar posibles fuentes puntuales de SGD o para decidir si solo ocurre la filtración en la playa (Young et al., 2008, Troccoli-Ghinaglia et al., 2010). Para cada fuente de SGD localizada, la extensión espacial de la influencia de las aguas subterráneas al ambiente costero se puede comprobar tanto en términos de corrientes naturales dentro de la bahía y mediante las pruebas de tejidos de las plantas bentónicas. Adicionalmente, un estudio preliminar de biomarcadores de contaminadores directos en Akumal (p. ej. De los bañistas) se llevó a cabo para investigar la presencia de contaminantes químicos como el DEET de los repelentes de insectos y varios componentes de los bloqueadores solares. Los biomarcadores como la cafeína fueron también utilizados para investigar la presencia de orina humana depositada directamente en la bahía procedente de los bañistas, lo cual es la mayor preocupación para la Bahía de Akumal considerando que la gran mayoría de turistas vienen a la Bahía de Akumal en excursiones de un día para realizar snorkel con las tortugas y todavía no hay baños públicos en la playa.

### C3: Métodos para la Calidad de Agua y Descargas de Aguas Subterráneas

#### C3.1: Sitio de Estudio

La dinámica de los nutrientes de las lagunas costeras como las respiraderos costeras fue estudiada en dos lagunas alimentadas por aguas subterráneas, Yal ku y Yal ku Chico (Figura 3). Estas presentan limitadas fuentes puntuales de aguas subterráneas para evaluar los efectos en la franja de los arrecifes inmediatos al mar. Ambas son poco profundas (<3m) y alimentadas por aguas subterráneas en sus cabezas. Sin embargo, Yal ku es más grande y más compleja que Yal ku Chico, con una bocana bordeada que permite interacciones más extensivas con las aguas del mar. La descarga de agua subterránea y las respiraderos costeras fueron también investigadas en la sección Norte de la Bahía de Akumal hasta el extremo norte de la bahía a aproximadamente 1200m al sur y 800m en la dirección de la costa (Figura 3). La batimetría de la Bahía de Akumal es una suave pendiente desde la línea costera hasta la barrera de arrecife que protege los prados de pasto marino en el interior de la bahía. Los rangos de la marea y el promedio de la altura de las olas son pequeñas y no hay entradas de aguas superficiales a la bahía. Los sitios de muestreo fueron elegidos para obtener una alta resolución, pero también para obtener una buena cobertura de las áreas elegidas que se extendían hacia el sur hasta la última casa vacacional y al Este más allá de la cresta del arrecife.

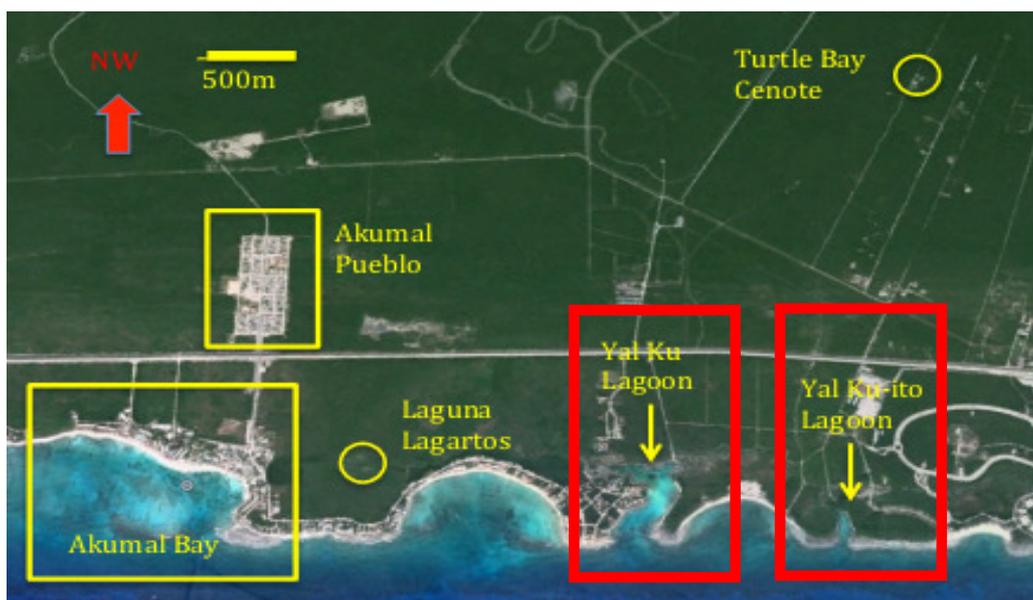


Figura 3: La Bahía de Akumal y la Riviera Maya. Se muestran los sitios de Akumal, el pueblo (akumalito), y los sitios de estudio: La Bahía de Akumal, y las lagunas de Yal Ku y Yal Ku Chico (o Yal Kuito) (imagen adaptada desde Google Earth).



### C3.2: Colecta de Datos y Análisis

El trabajo de campo para investigar la dinámica de nutrientes del agua subterránea que alimenta las lagunas costeras fue llevado a cabo durante ocho semanas en el verano del año 2013. El trabajo de campo para investigar las descargas de aguas subterráneas y calidad del agua en la Bahía de Akumal se desarrolló durante operaciones de campo llevadas a cabo durante dos veranos, en donde la sección norte de la Bahía de Akumal fue estudiada en 2014 y la sección sur en 2015. Los mismos métodos y esfuerzo de muestreo fueron usados en estas dos operaciones de campo complementarias. Todo el levantamiento de datos fue llevado a cabo con el apoyo del personal del Centro Ecológico Akumal y fue la base de proyectos de tesis de pregrado de estudiantes de la Universidad de Edimburgo.

Los monitoreos hidrográficos fueron llevados a cabo usando un aparato de medición de Conductividad, Temperatura y Profundidad (CTD, por sus siglas en inglés) e instalando medidores de corriente. El monitoreo de la temperatura superficial y salinidad se hizo utilizando un medidor multiparamétrico portátil YSI Professional Plus. La profundidad de agua se determinó usando una sonda digital de medición de profundidad portátil Vexilar LPS-1. La temperatura y salinidad de la columna de agua se midió por medio de un monitor de tipo CTD marca Valeport. El software acompañante convirtió las lecturas de conductividad a salinidad, así como también calculó la densidad, la cual se expresó como sigma-t ( $\sigma_t$ ).

$$\sigma_t = (\rho - 1) \times 1000, \text{ donde } \rho \text{ es la densidad del agua marina en g/cm}^3$$

Muestras de agua fueron colectadas en botellas plásticas estándar de 1 l a una profundidad aproximada de 15 cm, teniendo cuidado de no incluir agua de la película superficial. Las muestras se mantuvieron refrigeradas y en la oscuridad hasta que estuvieran listas para los análisis. El carbono orgánico disuelto (COD) y nitrógeno disuelto total (NDT) se midieron en Edimburgo en un aparato medidor Shimadzu TOC-V usando una oxidación catalítica de alta temperatura (Sugimura and Suzuki, 1988, Walsh, 1989). Los nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) y nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ) se midieron como un parámetro combinado a través del método de reducción del cadmio (Grasshoff et al., 1999). Al pasar a través de la columna de cadmio, el nitrato es reducido a nitrito. Sulfanilamida y N-(1-naftil) etilendiamina fueron añadidas a su vez a la solución resultante de nitrito (la existente + nitrato reducido) para producir un color magenta. La absorbancia fue determinada en celdas de 1cm a 543nm en un espectrofotómetro Jenway 6315 y ésta fue proporcional a la concentración de nitrato+nitrito. El ortofosfato ( $\text{PO}_4^-$ ) fue medido usando el método de ácido ascórbico/molibdato (Grasshoff et al., 1999). El molibdato de amonio y el tartrato de antimonio y potasio reaccionan en un medio ácido con las soluciones diluidas de ortofosfatos para formar el complejo antimonio-fosfomolibdato. Este complejo es reducido por el ácido ascórbico a un complejo de color azul intenso. La absorbancia fue determinada usando el mismo espectrofotómetro, pero en una celda más grande, de 5cm, y bajo condiciones diferentes con 880nm.

Las composiciones isotópicas de macroalgas se usaron para estudiar la contaminación por aguas residuales en las lagunas y para mapear el flujo de la contaminación fuera de la costa. Las plantas del fondo marino, incluyendo a los pastos marinos y macroalgas, tienen composiciones isotópicas que reflejan la firma del nitrógeno que asimilan. Dado que el nitrógeno proveniente de las aguas residuales está más enriquecido en  $^{15}\text{N}$  en relación al  $^{14}\text{N}$  ( $\delta^{15}\text{N}$  más positiva) comparado al nitrógeno del agua marina no contaminada, las firmas isotópicas del nitrógeno de las plantas pueden servir como un indicador sensible de la contaminación por



aguas residuales. Muestras de la macroalga café *Dictyota sp.* fueron colectadas por medio de inmersiones libres en la parte interna de la bahía intentando obtener una amplia cobertura de área, así como una buena resolución. Las muestras también fueron colectadas por medio de buceos en diversos sitios de buceo en la parte externa de la bahía. Una vez llevadas al laboratorio en bolsas plásticas, las muestras fueron enjuagadas con ácido clorhídrico al 10% y cualquier alga epífita que estuviera en la superficie fue raspada usando bisturís metálicos. Las muestras fueron luego enjuagadas con agua desionizada y luego secadas en una estufa a 60°C antes de ser transportadas a Edimburgo. Las muestras secas fueron trituradas y colocadas en viales de vidrio y 2-2.5 mg del material triturado fue colocado dentro de cápsulas de plata. Estas muestras fueron acidificadas nuevamente para asegurarse que todo el carbono inorgánico ha sido removido. Luego, las cápsulas fueron selladas y se procesaron en un Analizador Elemental CE Instruments NA2500 para determinar el porcentaje de carbono y nitrógeno en el tejido. La composición isotópica de esos elementos fue medida usando un espectrómetro de masas de relaciones isotópicas VG Isogas Prism III.

Asimismo, se llevó a cabo un estudio preliminar de la contaminación directa en la sección norte de Akumal. Las muestras de agua colectadas en la bahía fueron analizadas para determinar micro-contaminantes orgánicos disueltos usando cartuchos de extracción de fase sólida (SPE por sus siglas en inglés) y por medio de una cromatografía de gases y espectrometría de masas. Estos componentes pueden servir como rastreadores de contaminación por aguas residuales (cafeína) versus actividad humana directa (por bañarse, DEET, bloqueador solar)

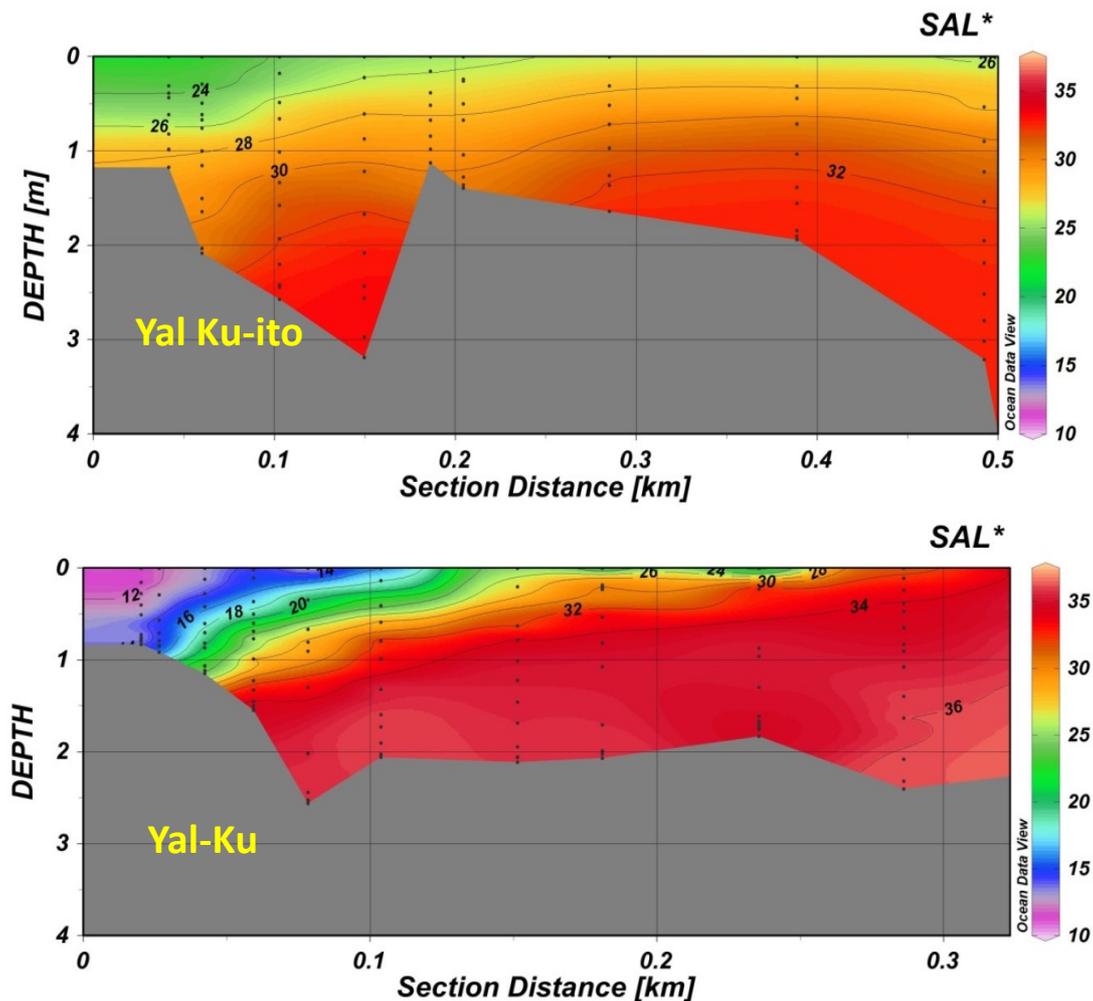
Los isótopos de radio son ideales para rastrear de descargas de aguas submarinas puesto que se enriquecen más en el agua subterránea que en las aguas costeras y además actúan de forma conservadora (Burnett et al., 2006). En agua dulce están fuertemente ligados a partículas, pero la fuerza iónica de las aguas costeras salobres hace que se desorbe (Young et al., 2008). Los tres isótopos naturales de radio medidos en este estudio fueron  $^{223}\text{Ra}$  (vida media de 11.4 días),  $^{224}\text{Ra}$  (vida media de 3.66 días) y  $^{226}\text{Ra}$  (vida media de 1600 años). La colecta de agua y preparación de las muestras se hizo de acuerdo al método de Moore y Reid (1973), mientras que la técnica de medición fue con base al método de Moore y Arnold (1996). Aproximadamente 80 l de agua (solamente 60 l en los sitios ubicados en tierra) fueron extraídos en cada localidad con una bomba sumergible y colocados en contenedores cúbicos de 20 l. Las muestras de agua se filtraron lentamente (250 ml/min) a través de una fibra acrílica impregnada con óxido de manganeso para extraer cuantitativamente el radio (García-Solsona et al., 2010). Las fibras fueron enjuagadas y secadas antes de ser colocadas en cartuchos plásticos y analizadas con un contador de coincidencias retrasadas de RaDeCC (conteo de coincidencias retrasadas de radio por sus siglas en inglés) (Moore, 2008). Las fibras fueron lavadas con gas helio antes que la bomba de aire fuera encendida y el conteo se iniciara. Cada muestra fue contada tres veces (dos veces en México y una vez más dos meses después en Edimburgo) para determinar la “actividad sostenida” (Null et al., 2014).

La circulación del agua fue medida con un medidor de corriente acústico Falmouth Scientific Inc. ACM-PLUS-200. Este medidor promedia las lecturas cada 15 segundos para remover la influencia del oleaje. Los resultados de salida fueron procesados para obtener un promedio de la dirección de la corriente, así como la desviación estándar. En cada una de las ubicaciones seleccionadas, se implementaron mediciones en el fondo y en la superficie por un mínimo de tiempo de 5 minutos. Si la profundidad del agua era inferior a 1.5 m, únicamente se tomó la medición del fondo.



#### C4: Dinámica de nutrientes de las lagunas costeras alimentadas por agua subterránea

Los análisis de las mediciones de Conductividad, Temperatura y Profundidad (CTD por sus siglas en inglés), así como de las mediciones de la corriente permitieron tener una idea más clara de la circulación en aguas someras y profundas. De igual manera, las muestras de densidad destacaron hasta qué punto se mezcla el agua dulce y salada, y se exporta el agua dulce (ver la sección de muestras del Yal ku). Un hallazgo clave fue que, debido a la boca angosta e intercambio mareal limitado, Yal ku Chico mostró menos mezcla entre agua dulce y salada, habiendo por lo tanto una columna de agua claramente estratificada. No obstante, ambas lagunas mostraron distintas plumas de agua dulce (diferenciable a cientos de metros costa afuera).



Figuras 4a y 4b: Perfiles de densidad (marea baja temprana) para la laguna Yal ku-ito, Laguna Yal-ku y los sitios costa afuera correspondientes. En ambas lagunas, un acervo de agua dulce es evidente en la laguna superior. Una pluma superficial de agua más dulce se puede observar costa afuera, con un incremento gradual en la densidad del agua del fondo (figura generada con la cortesía de *Ocean Data View*)

Los estudios de calidad del agua contemplaron un conjunto de análisis de nutrientes, así como de clorofila (una medida del crecimiento fitoplanctónico y consumo de nutrientes). Éstos permitieron evaluar los aportes subterráneos de nutrientes, distribución de los nutrientes (ver el ejemplo del nitrato en Yal ku) y la magnitud del reciclaje de nutrientes dentro y lo exportado desde cada laguna. Se encontró un enriquecimiento notorio



en nutrientes en ambas lagunas. Sin embargo, particularmente en Yal ku Chico, donde el tiempo de residencia es corto, se observó poco ciclaje de nutrientes entro de las lagunas, lo que pareciera indicar que la mayoría o todos los nutrientes son exportados.

Debido a una intensa dilución, los niveles de nutrientes disminuyeron bruscamente fuera de la costa y en las aguas de fondo sobrepasaron los límites detectables. En estos casos se tomaron en cuenta los isótopos estables del nitrógeno como posibles marcadores del impacto de las aguas residuales en el fondo marino. Las plantas del fondo marino, incluyendo a los pastos marinos y macroalgas, tienen composiciones isotópicas que reflejan la firma del nitrógeno que asimilan. Dado que el nitrógeno proveniente de las aguas residuales está más enriquecido en  $^{15}\text{N}$  en relación al  $^{14}\text{N}$  ( $\delta^{15}\text{N}$  más positiva) comparado al nitrógeno del agua marina no contaminada, las firmas isotópicas del nitrógeno de las plantas pueden servir como un indicador sensible de la contaminación por aguas residuales.

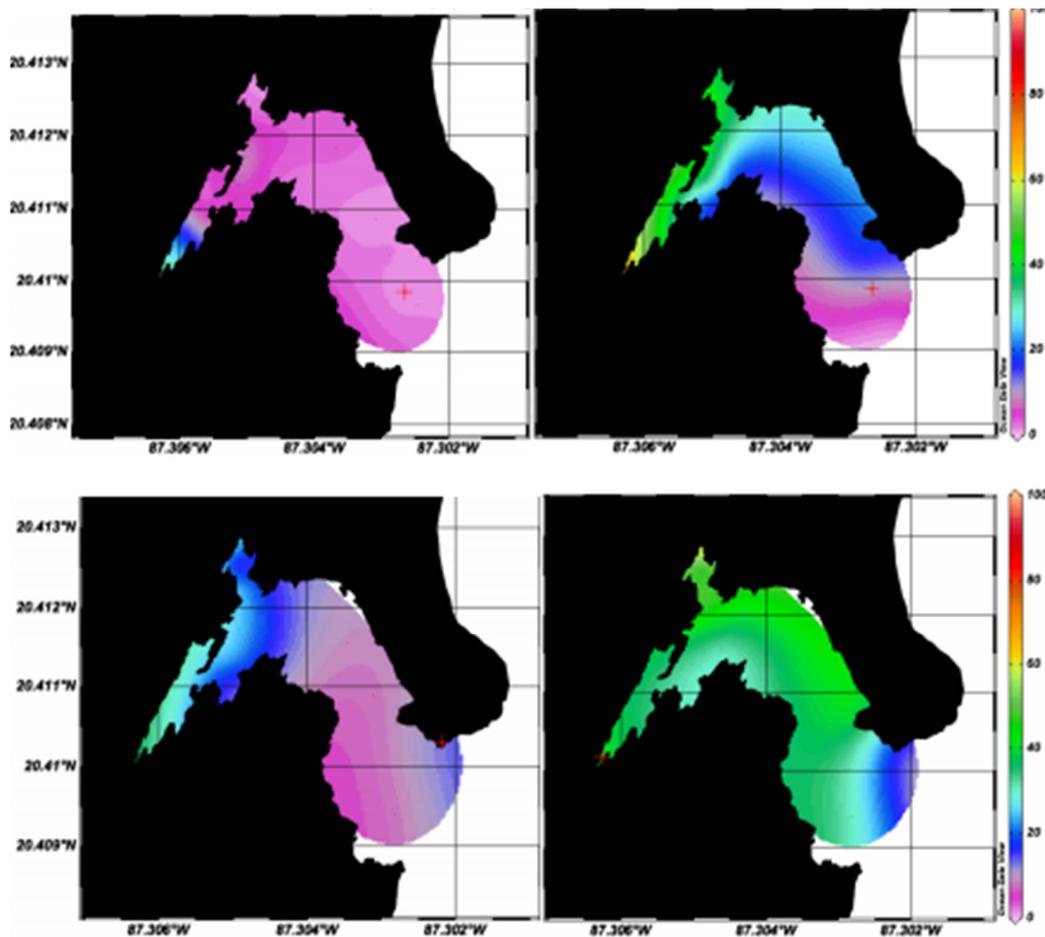


Figura 5: Distribución del nitrato ( $\mu\text{M}$ ) en la laguna Yal ku en aguas de fondo (izquierda) y superficiales (derecha) en mareas altas (figuras superiores) y bajas (figuras inferiores). Se evidencia un enriquecimiento en nutrientes en el agua superficial por aportes subterráneos (en la parte interna de la laguna) que va decreciendo a medida se acerca a la boca de la laguna debido la mezcla con las aguas fuera de la costa (figura realizada con *Ocean Data View*)



Mientras estudios previos que contemplaron mediciones del  $\delta^{15}\text{N}$  algal en las lagunas y en la Bahía de Akumal habían sugerido la presencia de evidencias de contaminación por aguas residuales, en ese caso los resultados no fueron en totalmente concluyentes debido a dificultades que se presentaron al realizar comparaciones entre especies y dado a que no se había llevado a cabo un estudio de alta resolución en el sitio. Por tanto, se colectaron macroalgas a lo largo de un transecto específico que iba desde una laguna contaminada río arriba (Laguna Lagartos) hacia las lagunas, tomando en consideración varios sitios de muestreo en cada laguna, así como sitios a diferentes distancias de la costa. Nuestros hallazgos (Figura 5) confirman que hay presencia de una contaminación por aguas residuales en la Laguna Lagartos y en las lagunas (valores positivos de  $\delta^{15}\text{N}$ ). No obstante, el hallazgo clave fue que el  $\delta^{15}\text{N}$  algal decrece clara y sistemáticamente aguas afuera, a medida se incrementa la distancia hacia la línea de costa, abarcando los sitios de arrecifes locales. Asimismo, dos especies distintas (*Lobophora* y *Dictyota*) muestran tendencias casi idénticas (con un ajuste consistente: Figura 6). Un detallado estudio posterior del  $\delta^{15}\text{N}$  positivo en las macroalgas en la laguna Yal ku confirmó el valor elevado de  $\delta^{15}\text{N}$  hasta 700 m de la orilla de la laguna (Figura 7)

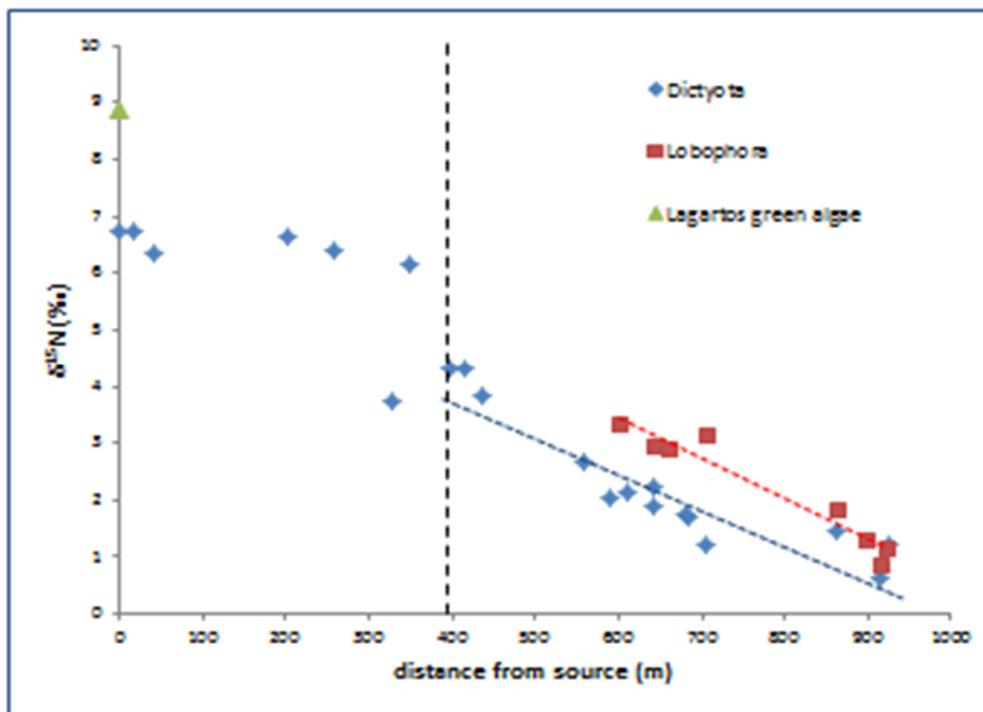


Figura 6: Composiciones isotópicas de nitrógeno estable ( $\delta^{15}\text{N}$ ) de las algas del fondo marino en una laguna contaminada río arriba (Laguna Lagartos) y de sitios dentro y fuera de la laguna Yal Ku. La línea punteada vertical indica la ubicación aproximada de la boca de la laguna. Las líneas punteadas de tendencia azul y roja corresponden a dos especies distintas de algas en sitios fuera de la laguna.

En conjunto, estos resultados indican de manera consistente que las lagunas están funcionando como fuentes locales de nutrientes para los arrecifes adyacentes y que las firmas isotópicas del nitrógeno algal sirven como indicadores confiables de este proceso, teniendo un uso potencial en otros sitios de la localidad. Las algas están registrando de manera confiable los aportes de nutrientes e indican que hay un impacto en la zona costera local debido a la exportación de nutrientes desde las lagunas. Actualmente estamos trabajando en conjunto con el CEA para relacionar nuestros resultados con los datos de los monitoreos arrecifales en sitios

fuera de las lagunas, con el objetivo de determinar si pueden establecerse vínculos entre los índices de impacto por nutrientes y la salud del arrecife. Estudios posteriores tomarán esta en cuenta información como parte de un estudio de las respiraderos o respiraderos en aguas subterráneas en la Bahía de Akumal, identificando localidades, rastreando el flujo subterráneo de agua a lo largo de la bahía y evaluando el impacto en los lechos de pastos marinos y arrecifes.

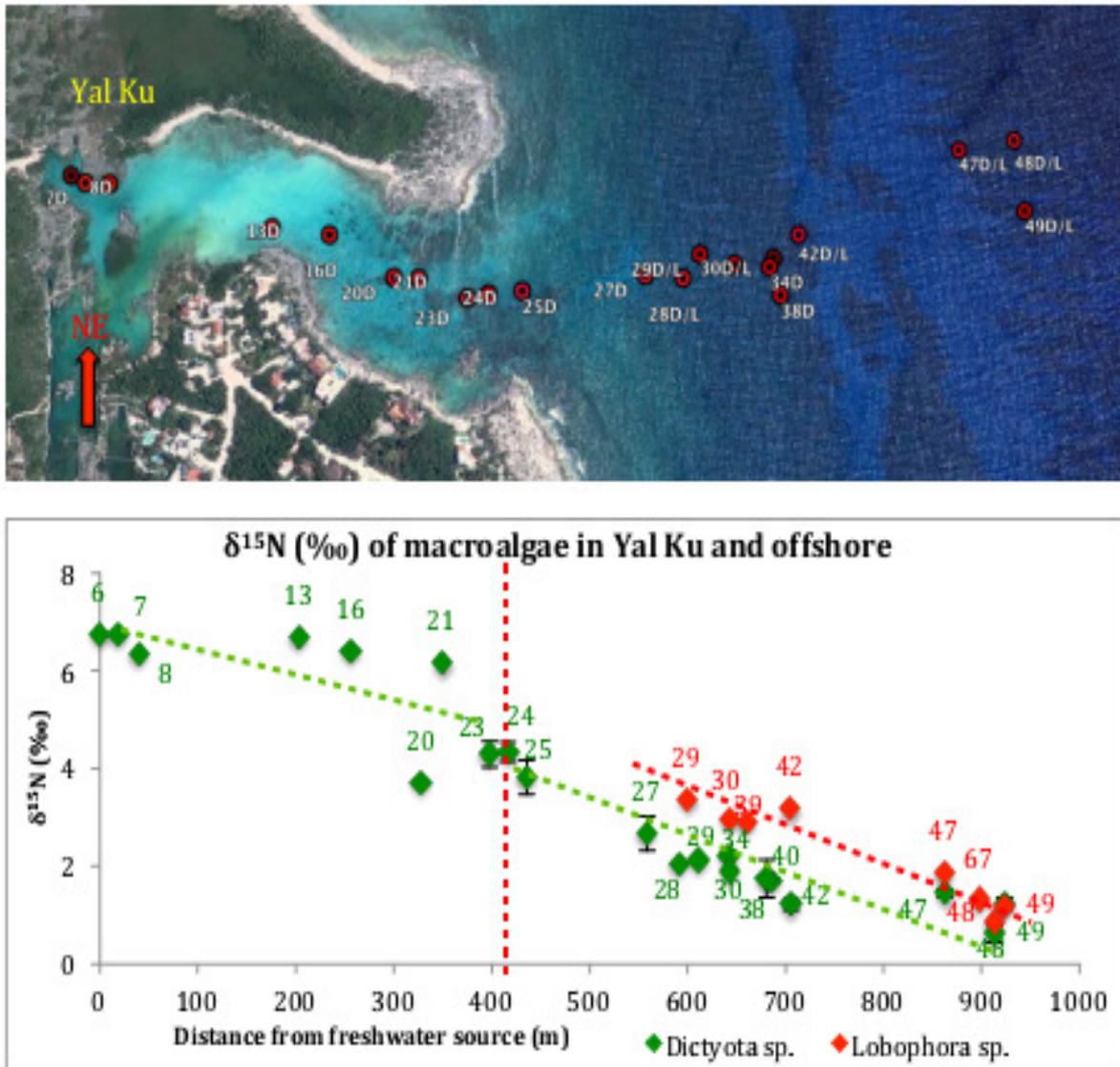


Figura 7: Aportes de N de aguas residuales a las lagunas (datos tomados en Yal ku) mostrados en algas bénticas (*Dictyota sp* y *Lobophora sp*). *Dictyota sp* muestra un δ<sup>15</sup>N de 6-8 ‰ dentro de la laguna. Ambas especies muestran una tendencia sistemática (ajustada) aguas afuera. Los valores elevados se mantienen al menos a 700 m de la línea de costa (hacia los arrecifes a 15+ m de profundidad)



## **C5: Descargas de Aguas Subterráneas y Calidad del Agua en la Bahía de Akumal**

### **C5.1: Descargas de Aguas Subterráneas en la Bahía de Akumal**

La Bahía de Akumal está ubicada en la Zona de la Fractura de Holbox, la cual está caracterizada por cenotes que están alineados a lo largo de fallas que están paralelas a la línea de costa, probablemente relacionadas a eventos tectónicos del Eoceno (Perry et al., 2003). El agua dulce fluye hacia el océano a través de conductos subterráneos y emerge por medio de respiraderos o respiraderos que están costa afuera. Sin embargo, si bien la ubicación de los cenotes en el área es conocida, no sucede lo mismo con los respiraderos. El sitio de estudio norteño se ubicó desde el extremo norte de la Bahía de Akumal hasta aproximadamente 900 m al sur donde termina el área construida en la costa y a poco más de 800 m en la dirección hacia mar adentro (el doble de la distancia hacia la cresta del arrecife). Se llevaron a cabo una serie de transectos en los cuales se midió la temperatura superficial y salinidad, asumiendo que la ubicación de potenciales respiraderos de descargas de aguas subterráneas sería evidenciada como una anomalía en estos datos. El mismo proceso fue aplicado en 2015 en la sección sur de la bahía.

El aporte principal de descargas de aguas subterráneas hacia la bahía fue mapeado por primera vez, al menos un respiradero fue localizado en la esquina de la zona de estudio inicial. Los resultados de salinidad están graficados espacialmente en la Figura 8. El área más allá de la cresta del arrecife muestra una salinidad típica de una zona oceánica con valores de 35 ‰. Sin embargo, con una salinidad ligeramente inferior ( $\approx 33$  ‰), la parte norte de la bahía interna no muestra anomalías tan evidentes como las observadas en la esquina suroeste de nuestra zona de estudio, en donde los valores de salinidad llegaron hasta 20 ‰. La forma concéntrica de los contornos indica una fuente de agua con menor salinidad que gradualmente se va mezclando con el resto del agua circundante de la bahía. Los resultados de los análisis de descargas de aguas subterráneas indican que hay al menos dos salidas de agua dulce en la Bahía de Akumal. La más grande se ubica en la intersección de las zonas de estudio tomadas en cuenta en 2014 y 2015, y hay un segundo respiradero en el medio de la sección sur de la bahía. Cabe mencionar que la ubicación inferida de esta salida de agua dulce ha sido confirmada con observaciones de campo. A  $20.390367^\circ$  latitud norte y  $87.319417^\circ$  longitud oeste, se encontró un agujero circular ( $\approx 50$  cm diámetro) en el fondo marino cerca de la costa, a una profundidad menor a 50 cm, y de donde agua fría estaba emanando. Los perfiles transversales generados con la información del CTD confirman que hay una fuente de agua de baja densidad adonde está ubicada este respiradero (Figura 9). Los valores de densidad bajan hasta 14 y se extienden al fondo marino, lo que sugiere que la fuente de esta agua es subterránea. Esto puede significar asimismo que la comunidad béntica local puede estar siendo afectada por ello. La baja densidad del agua persiste como una cuña delgada en la superficie a menos hasta la cresta del arrecife.

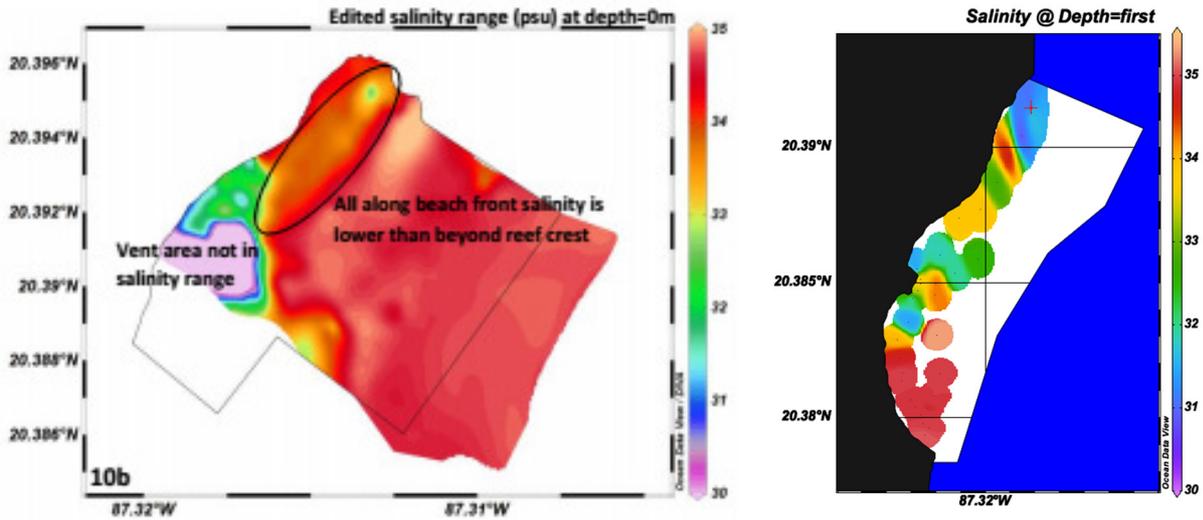


Figura 8: Valores de la salinidad de la superficie medidos con la prueba de concentración YSI en las secciones norte y sur de la Bahía de Akumal. Figuras obtenidas usando el software de procesamiento de datos Ocean Data View 4.

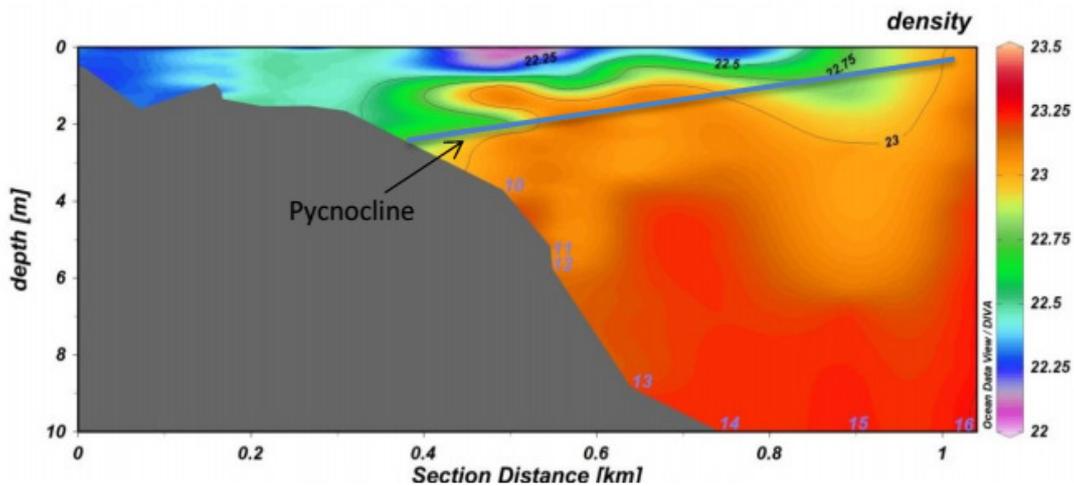


Figura 9: Transecto en la estación costera (línea roja discontinua) muestra una columna de menor densidad de agua del respiradero extendiéndose afuera de la bahía. El agua del fondo de la costa también parece ser impactado.

### C5.2: El Agua en la Bahía de Akumal

La concentración de nutrientes en el agua subterránea puede ser considerablemente más alta que las aguas estuarinas, Morán et. al. (2014), debido a las fuentes antropogénicas como fertilizantes y aguas residuales o en menor grado, a la lixiviación natural hacia el fondo de los suelos o la desorción de la materia orgánica en el interior del acuífero (Slomp and Van Cappellen, 2004). Considerando que las facilidades de tratamiento de agua alrededor de la Bahía de Akumal no son todavía completamente eficientes (Aranda-Cirerol et al., 2006) y que el afluente se descarga en el agua subterránea (Metcalf et al., 2011), concentraciones más altas de nutrientes deberían de ser encontradas en las áreas influenciadas por las SGD.



Las concentraciones de nitritos-nitratos en la Bahía de Akumal muestran una distribución espacial que coincide con la tendencia esperada (Figura 10) con las concentraciones más altas cerca de los sitios de respiradero. Las SGD usualmente contienen concentraciones de nitrato mayores de  $80 \mu\text{mol/l}$  (Troccoli-Ghinaglia et al., 2010). El valor más alto registrado en la Bahía de Akumal es de  $94 \mu\text{mol/l}$ , lo cual es significativamente más alto que los estimados de otros estudios en el área (Aranda-Cirerol et al., 2006, Sánchez et al., 2013). La alta concentración de nitratos se mezcla rápidamente con el agua de la bahía que parece tener una concentración de línea de base de alrededor de  $1 \mu\text{mol/l}$ , pero esto sigue siendo sustancialmente más alto que la medida estándar de  $0.06 \mu\text{mol/l}$  para calidad de agua "pobre" (Herrera-Silvera et al., 2004). Las extensiones de la columna en la dirección sudeste, es consistente con las observaciones de CTD y ACM, pero más del 90% del nitrato + nitrito se ha ido dentro de 200.

En la sección sur de Akumal la distribución de ortofosfatos siguen los mismos patrones de la concentración de nitritos+nitratos (Figura 11), pero en la sección norte de la Bahía de Akumal la distribución de ortofosfato es más dispersa. Aunque los valores altos fueron registrados en las áreas de los respiraderos ( $0.60 \mu\text{mol/l}$ ), el valor más alto se encuentra en un sitio a 200m al sudoeste (Figura 11). La dispersión podría ser una causa de la absorción biológica (García-Solsona et al., 2010). Sin embargo, no es el mismo sitio donde se identificó la anomalía de salinidad entonces es posible que se produjo un error de medición que ahora está sesgando los contornos alrededor de ella. Aunque cerca del límite de detección los resultados son consistentes con otros estudios en el área en la que también se encontraron concentraciones muy pequeñas de ortofosfato (Aranda-Cirerol et al., 2006).

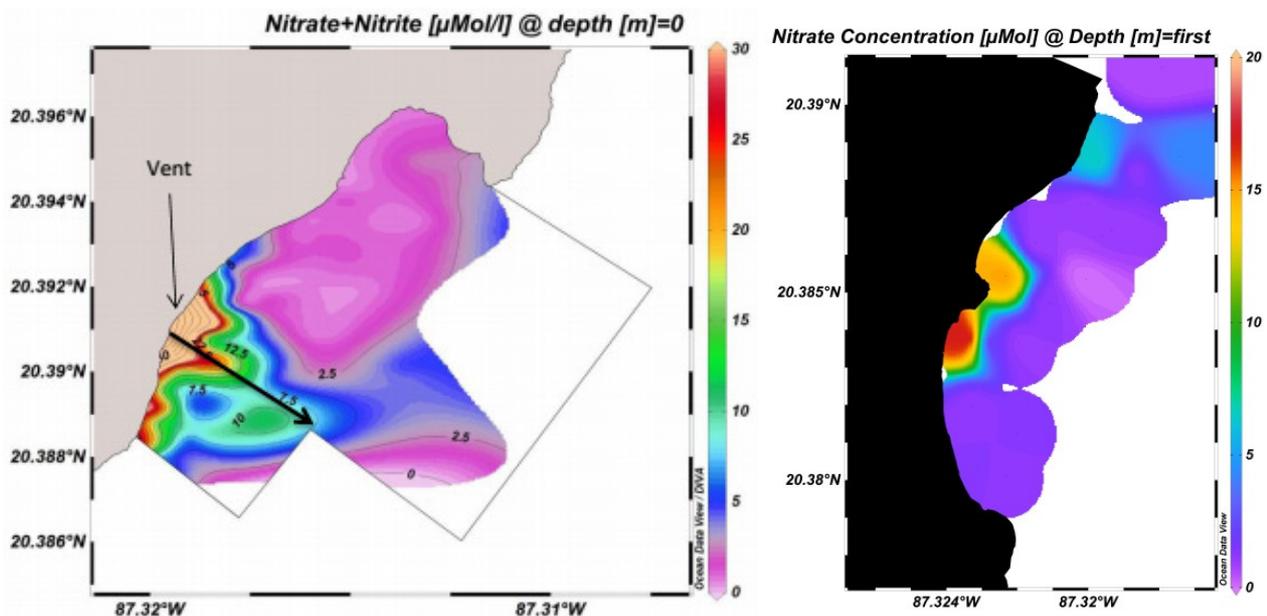


Figura 10. El gráfico de contorno de color muestra la distribución de las concentraciones de nitrato + nitrito en la superficie en la sección norte y sur de la Bahía de Akumal. Los sitios de muestreo se representan por los puntos negros. La separación de contorno es  $10 \text{ mmol/l}$ .

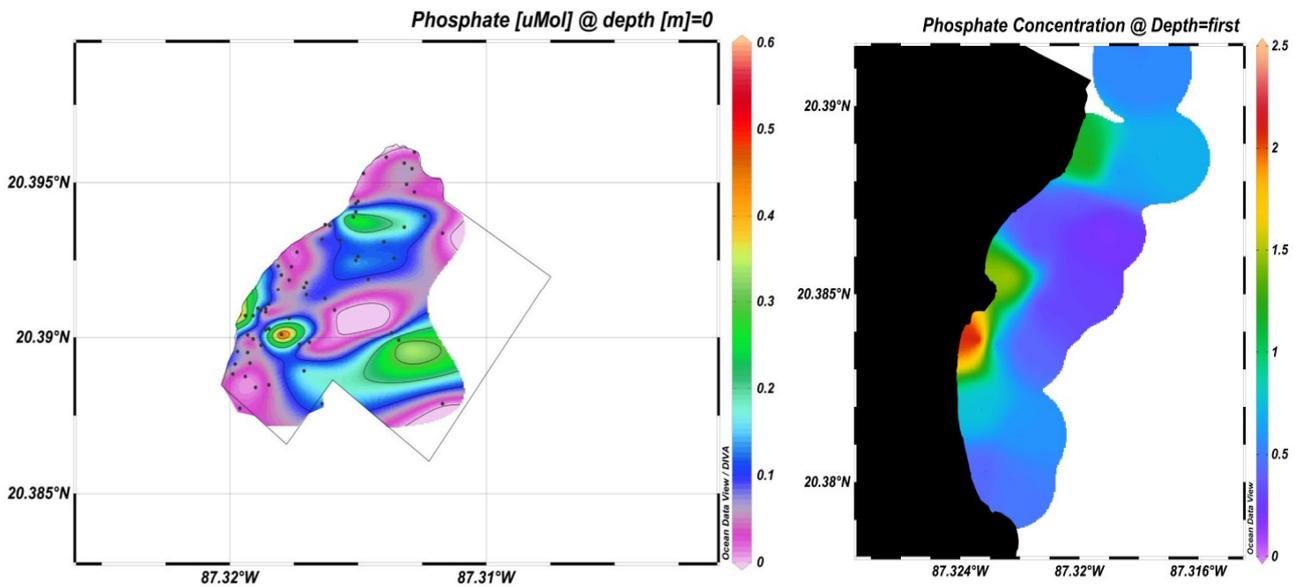


Figura 11: El gráfico de contorno de color muestra la distribución de las concentraciones de nitrato + nitrito en nuestra área de estudio. Los sitios de muestreo se representan por los puntos negros. La separación de contorno es 0.1 mmol/l. La escala de color está limitada a 0.6  $\mu\text{mol/l}$  pero la concentración máxima es de 0.83  $\mu\text{mol/l}$  encontrada en un solo sitio.

Si la concentración de nutrientes en el agua subterránea es conocida, el flujo de nutrientes se puede estimar multiplicando por el flujo de agua (García-Solsona et al., 2010). En consecuencia, nosotros usamos las concentraciones de nutrientes encontrada en la Laguna de la Bahía Sur, como un estimado para el agua subterránea de la parte final. Por ejemplo, usando una concentración de las aguas subterráneas de poco más de 60  $\mu\text{mol/l}$ , parece que alrededor de 600 moles de nitrato+nitrito entran a la bahía cada día a través de las SGD. Esta es una cantidad sustentable que se espera tendrá un notable efecto sobre la flora dentro y tal vez más allá de la zona de la bahía. La relación elemental de carbono a nitrógeno en el tejido vegetal disminuye bruscamente cuando aumenta la disponibilidad de nitrógeno (Corzo and Niel, 1991). Desde que nosotros sabemos que la SGD tienen altas concentraciones de nitrato+nitrito, la relación elemental de carbono a nitrógeno en macroalgas y pastos marinos puede ser usada como un indicador de la extensión y magnitud del impacto de las aguas subterráneas.

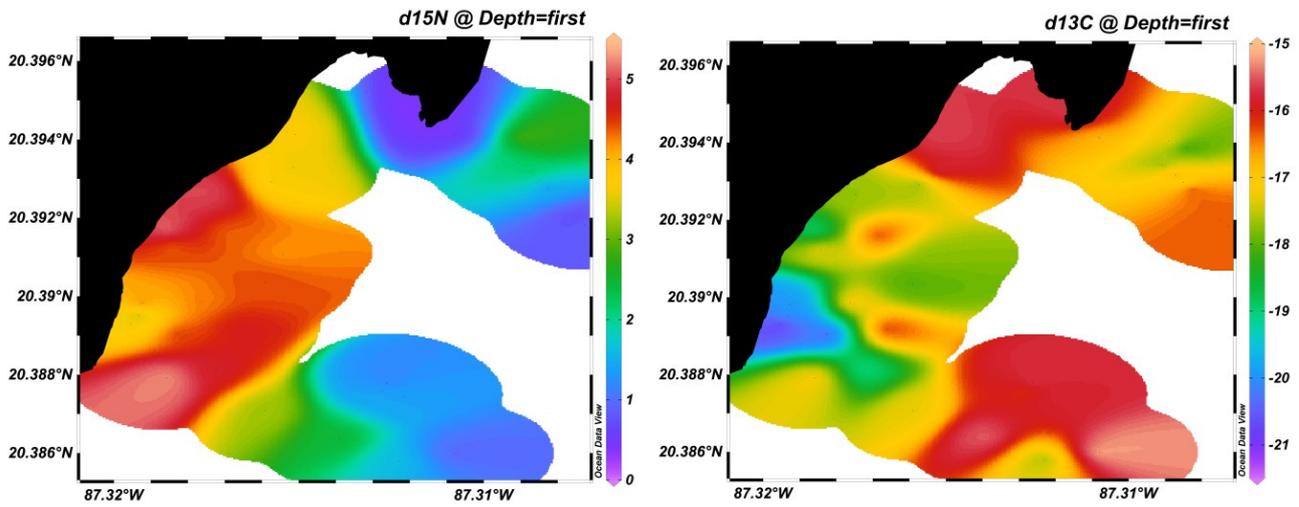


Figura 12: Isotopos de Nitrógeno y Carbono en las algas (*Dictyota* sp) en la Bahía de Akumal. Ambos isotopos N y C muestran claras diferencias dentro y en las costas de la bahía. La influencia del respiradero se refleja en el isotopo de las algas bentónicas.

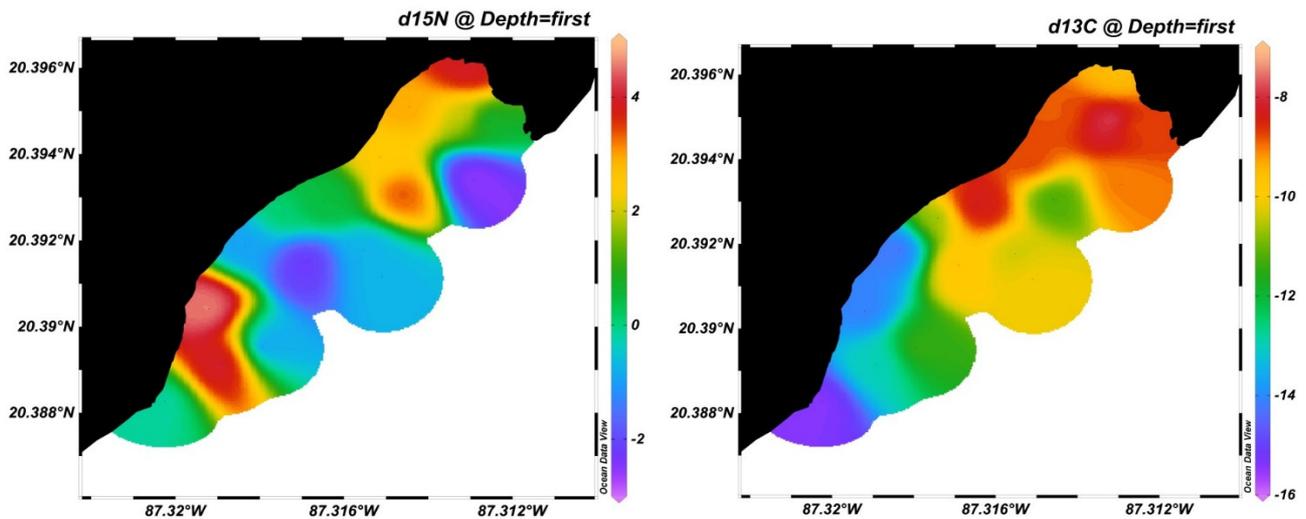


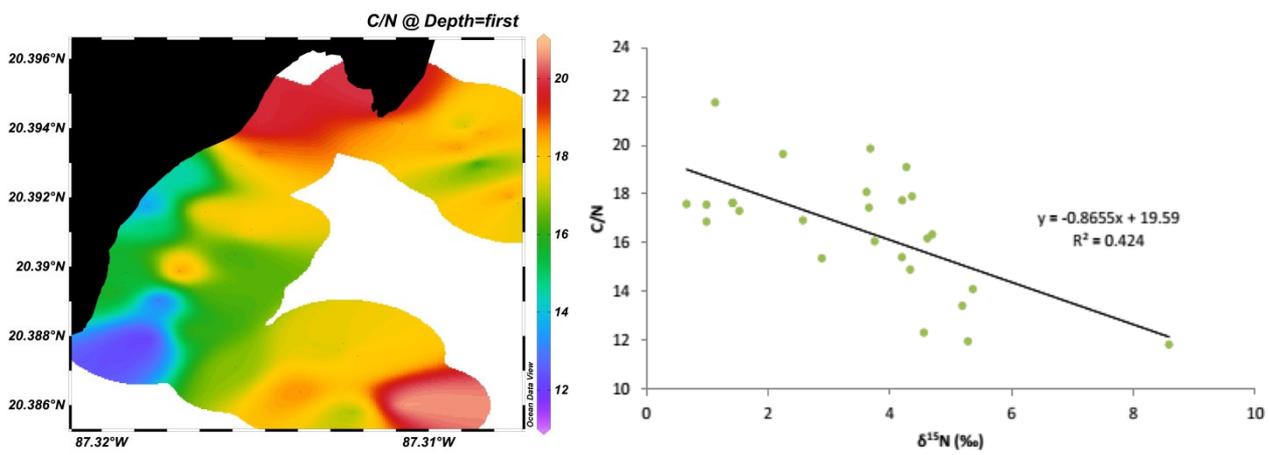
Figura 13: Isotopos de Nitrógeno y Carbono en pastos marinos (*Thalassia testudinum*, *Siryngodium filiforme* y *Halodule wrightii*) en la Bahía de Akumal. Tanto los isotopos de C y N muestran claras diferencias dentro y en la costa de la bahía. La influencia del respiradero se refleja en el isotopo de las algas bentónicas.

Otro método de rastreo de la influencia de la SGD es utilizando la relación de isótopos de nitrógeno estable en el tejido vegetal calculada por la siguiente ecuación:

$$\delta^{15}N = \frac{{}^{15}N: {}^{14}N_{sample} - {}^{15}N: {}^{14}N_{standard}}{{}^{15}N: {}^{14}N_{standard}} \times 1000$$



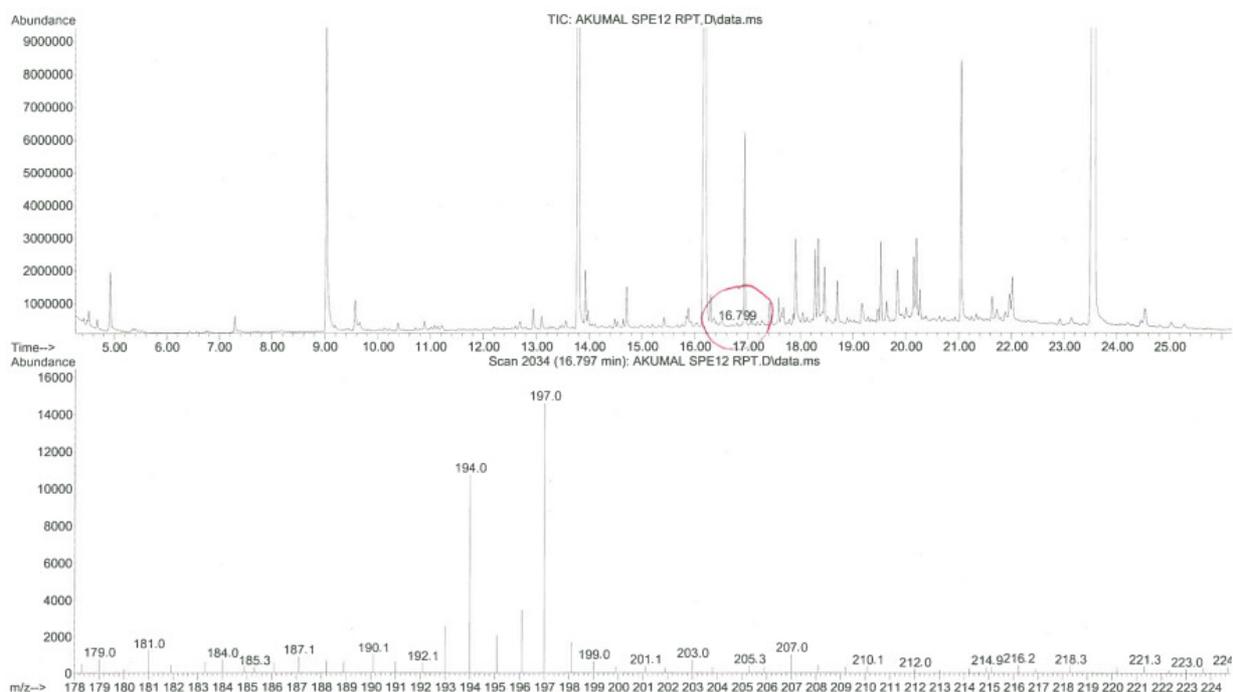
Donde, el estándar es atmosférico  $N_2$  ( $\delta^{15}N=0\text{‰}$ ) (Robinson, 2001). El agua subterránea en la zona es contaminada con aguas residuales las cuales contienen alto  $\delta^{15}N$  porque las bacterias consumen preferentemente el isótopo  $^{14}N$  que es más ligero (Costanzo et al., 2005). En las aguas residuales procesadas el rango de  $^{15}N$  va desde  $+10\text{‰}$  a  $+20\text{‰}$  (Cohen and Fong, 2006) y ya que no hay una selección preferencial de  $^{14}N$  sobre el  $^{15}N$  que ocurra en la absorción de la planta, la relación del isótopo en el tejido debería estar en proporción con la disponibilidad (Cohen and Fong, 2005, Carruthers et al., 2005). Nuestros resultados muestran que cuando el  $\delta^{15}N$  aumenta, la relación C/N disminuye (Figura 14), sugiriendo que esto es de hecho la cantidad de nitrógeno pesado que transporta el agua subterránea en la columna de agua lo que determina que el tejido  $\delta^{15}N$  no se procese como desnitrificación.



**Figura 14:** La influencia del respiradero es también observada en el contenido de N en el alga y las relaciones de C/N. Los respiraderos están influenciando el crecimiento y metabolismo algal, no solo la composición isotópica.

Todos estos descubrimientos sugieren que todo el sistema de influencia de las aguas subterráneas (cenotes, lagunas y la bahía) es impactado por las aguas residuales. Aunque la mezcla con el agua de mar disminuye el efecto a medida se aleja de la costa, la influencia se extiende a una distancia considerable mar adentro. Mientras el  $\delta^{15}N$  solo muestra la fuente de la contaminación, el cambio en el porcentaje de nitrógeno en los tejidos vegetales es una respuesta metabólica indicando que los nutrientes de las aguas subterráneas están causando cambios fisiológicos en los organismos afectados.

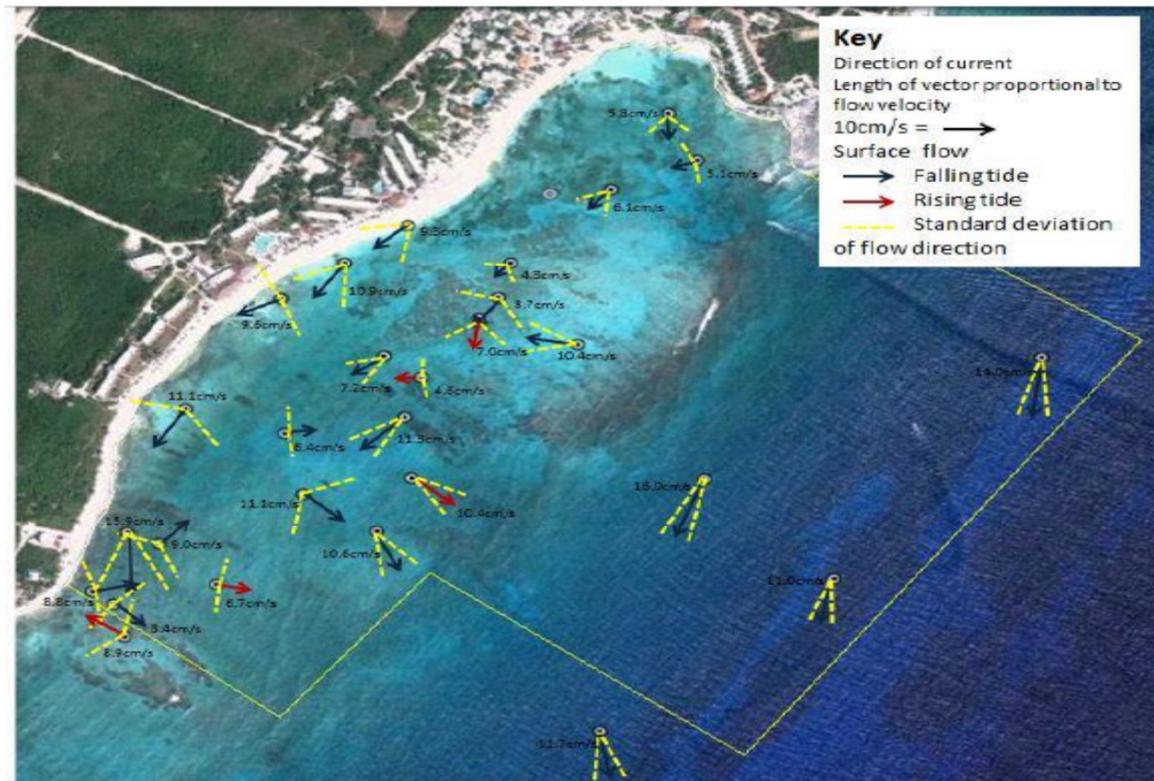
Además, se realizó un estudio preliminar de la contaminación directa de la sección norte de Akumal. Las muestras de agua en la bahía fueron analizadas para micro-contaminantes orgánicos disueltos usando cartuchos de extracciones en fase sólida (SPE, por sus siglas en Inglés) y análisis por GC-MS. Estos compuestos pueden servir como indicadores de contaminación de las aguas residuales (cafeína) frente a la actividad humana directa (baño, DEET y bloqueador solar). Los resultados iniciales indicaron picos de contaminación por cafeína, DEET y varios productos asociados al bloqueador solar. El pico más alto por cafeína puede deberse en parte por contaminación procedente de las SGD, pero es más probable que sea un caso de contaminación directa proveniente de los bañistas que orinan en la bahía, especialmente considerando que no hay baños públicos en la playa y la mayoría de los bañistas en la Bahía de Akumal no se hospedan en los hoteles de Akumal. Los picos en DEET y productos del bloqueador solar son clara y directamente depositados por los bañistas. Investigaciones adicionales se requieren para comparar estos resultados con muestras de agua de otras áreas en Akumal para proporcionar datos comparables en cuanto a la gravedad de la contaminación.



**Figura 15: Resultados preliminares de las muestras de la Bahía de Akumal. Los picos incluyen DEET y productos, así como de cafeína.**

### **C5.3: Corrientes de Agua en Akumal y sus Efectos Sobre la Distribución de Contaminantes de Agua**

La circulación del agua fue medida con un Falmouth Scientific Inc. Medidor de Corriente Acústico ACM-PLUS-200. Los despliegues de ACM se realizaron principalmente durante las condiciones de marea baja ya que el rango de marea en Akumal es sólo de 30cm en su máximo y que no esperábamos que ningún cambio importante se produjera (Tide Forecast, 2014). Ciertamente, aparte de la zona poco profunda cerca de la costa en el sur de nuestro cuadro de estudio, los resultados son consistentes independientemente del ciclo de las mareas. Las velocidades del flujo de la superficie en el interior de la bahía van desde 5 a 6 cm/s en el norte hasta más de 10 cm/s en la parte sur (Figura 16). Con respecto a la dirección del flujo, parece seguir una tendencia al sur-oeste antes de virar hacia el sur-este, en el lado sur de la bahía. Esto puede ser explicado por la cresta más profunda del arrecife en esta zona que permite un mejor intercambio con el mar abierto. Este flujo sur predominante está de acuerdo con las secciones transversales del CTD que mostraban limitada influencia del respiradero costera en la parte norte de la bahía. Esto significa que el agua se mezcla a través de la difusión hacia el norte, pero la advección es importante como un proceso de transporte en la parte sur. El flujo del fondo es similar en dirección, pero en menor magnitud (promedio en el interior de la bahía es de 5.96 cm/s).



**Figura 16:** Dirección de las corrientes de agua en la Bahía de Akumal. Las direcciones de las corrientes superficiales (el promedio en línea continua y las desviaciones estándar en línea de puntos) y las velocidades en marea baja (azul) y en marea alta (rojo)

Los radioisótopos se enriquecen en las aguas subterráneas en relación con las aguas de la costa y por lo tanto el deterioro en los radioisótopos se utilizó para investigar el tiempo de residencia del agua subterránea contaminada en el interior de la bahía después de la descarga de los respiraderos de aguas subterráneas. Las parcelas superficiales de la actividad de los tres isótopos a través de la zona de la bahía son presentadas en las Figuras 17 y 18. También se tomaron muestras de 3 cenotes interiores y 2 lugares en la costa para obtener las concentraciones del miembro de salida. La actividad del longevo  $^{226}\text{Ra}$  es mayor en la esquina sur-oeste de nuestra área de estudio (316 dpm / m<sup>3</sup>), pero cae rápidamente hacia el norte. Esta distribución sugiere que este isótopo particular procede de una fuente puntual, y es muy probable que la fuente es de un respiradero que ya identificados. El apoyo adicional para esta conclusión es que las entradas del Radio-226 de fuentes subterráneas de karst pueden ser de 34-50 veces mayor que las aportaciones fluviales (Gonneea et al., 2014) y por lo tanto los valores altos cerca del respiradero identificada corresponden con los valores esperados de las SGD. La distribución espacial de los dos isótopos efímeros ( $^{223}\text{Ra}$  and  $^{224}\text{Ra}$ ) es ligeramente diferente de los longevos. En realidad, parece que el respiradero no es la fuente principal, sino que es más importante la filtración de la playa.

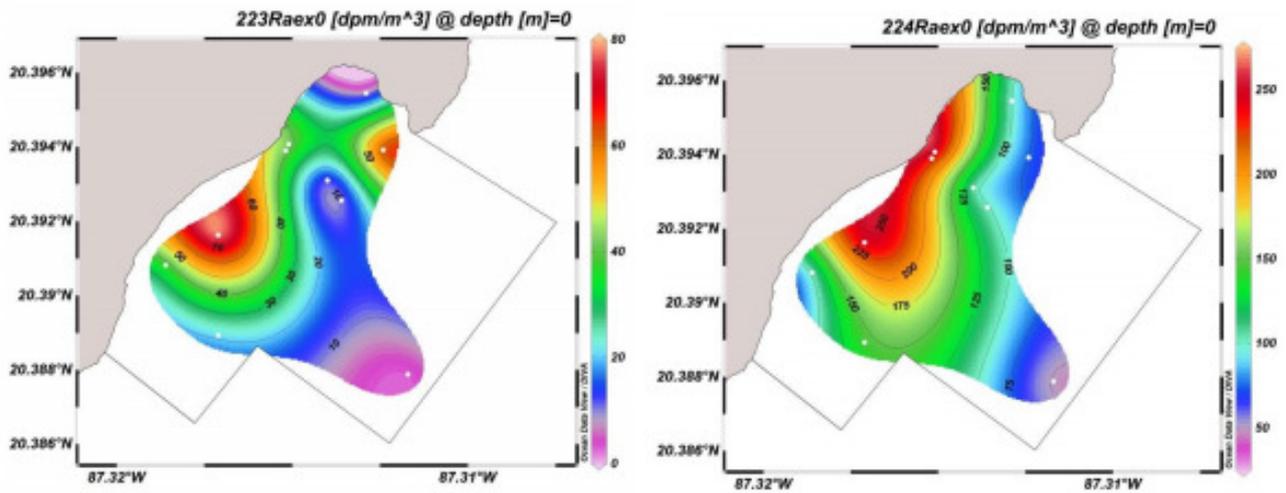


Figura 17: Distribución espacial de los dos isótopos efímeros ( $^{223}\text{Ra}$  and  $^{224}\text{Ra}$ ) en la Bahía de Akumal. La filtración de la playa parece ser la fuente principal de estos isótopos.

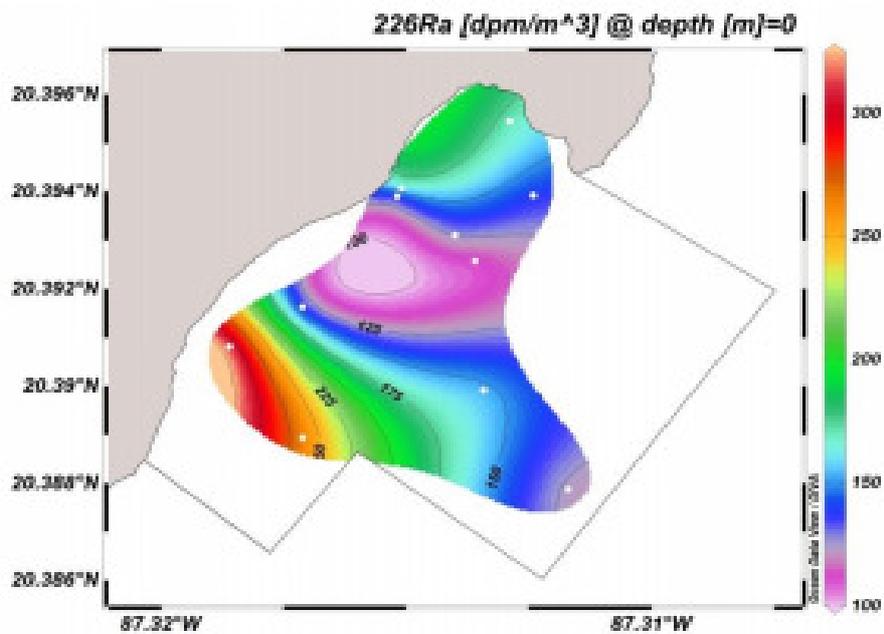


Figura 19: Distribución espacial del isótopo longevo  $^{226}\text{Ra}$  en la Bahía de Akumal. La distribución sugiere que la fuente principal de este isótopo particular es probablemente es el respiradero previamente identificada.

Con el fin de determinar el tiempo de residencia del agua en el interior de la bahía, usamos la misma ecuación que Gonnera et al. (2014):

$$T_w = \frac{\ln(^{224/226}\text{Ra}_{bay}/^{224/226}\text{Ra}_{sgd})}{\lambda_{224}}$$



Donde,  $T_w$  es el tiempo residente,  $^{224/226}Ra_{bay}$  es la proporción media de actividad (AR, por sus siglas en Inglés) de las muestras colectadas en el interior de la bahía,  $^{224/226}Ra_{sgd}$  es el AR del miembro de entrada (en nuestro caso elegimos como el AR a la laguna a sólo 600 metros cerca de la costa sur de nuestra área de estudio) y  $\lambda_{224}$  es el deterioro constante de los isótopos efímeros. El tiempo de residencia calculado para el interior del arrecife fue de 5 días. Cuando se pone en perspectiva con los resultados de las secciones previas, los largos tiempos de residencia encontrados aquí indican que el agua proveniente de la fuente de las SGD pasa suficiente tiempo en la bahía para tener un impacto en la flora béntica.

## C6: Calidad del Agua en el Ecosistema de Akumal y Recomendaciones para el Manejo

Colectivamente, los resultados presentados en este reporte indican que la Bahía de Akumal y las lagunas de Yal Ku y Yal Kuito, están notablemente impactadas por las descargas de las aguas subterráneas (SGD). Las SGD reportaron contener altos niveles de nitratos lo cual es un indicativo de aguas residuales de alcantarillado y/o fertilizantes de escurrimiento. El manejo inadecuado de las aguas residuales en el Pueblo de Akumal y la cercana proximidad del campo de golf de Bahía Príncipe probablemente sea el factor principal que contribuye en la contaminación de las SGD en la zona de Akumal. Un respiradero de agua dulce importante fue identificado en la Bahía de Akumal y la concentración de los contaminantes se encontró que es generalmente mayor en las zonas más cercanas a este respiradero. Los análisis de isótopos de Carbono y Nitrógeno indicaron que la contaminación está prevalente en las macroalgas y pastos marinos en la bahía y no solo estaba presente, sino que estaba afectando el metabolismo de la flora y por lo tanto impactando en el ecosistema de los pastos marinos. Además, análisis preliminares de micro-contaminantes orgánicos disueltos en Akumal sugiere que los bañistas también contribuyeron directamente a la contaminación por orina, repelente y productos de bloqueador solar.

La severidad de la contaminación se agrava por la dirección de las corrientes en la bahía como contaminación directa de los bañistas y contaminación indirecta de las SGD en el sitio del respiradero costera que no viaja directamente al mar, sino que circula en la bahía. Los análisis del deterioro de los radioisótopos indicaron que los contaminantes en la Bahía de Akumal es probable que circulen en la bahía hasta por 5 días. En consecuencia, la flora y fauna en la Bahía de Akumal tales como la población residente de las tortugas verdes jóvenes (*Chelonia mydas*) y varias especies de pastos marinos, se espera que sean afectados significativamente por esta contaminación. El reciente surgimiento del virus de Fibropapilomatosis (FP, por sus siglas en inglés) que causa tumores en las tortugas es sin duda un resultado probable de esta contaminación porque se informó a ser más prevalente en las cuencas con alto contenido de nitrógeno y microalgas (Aguirre & Lutz, 2004; Foley et al., 2005, Van Houtan et al., 2010).

La contaminación directa de los bañistas puede ser relativamente fácil de prevenir con la construcción de baños públicos y duchas con biodigestores para que los bañistas pueden orinar en el baño en lugar de en la bahía y pueden ducharse antes de nadar para eliminar trazas de repelente de insectos. Los turistas también deben ser activamente animados a usar protector solar biodegradable con una abundante oferta de productos biodegradables a la venta en las tiendas locales. Se debería proveer a los turistas información clara respecto a la relación entre los contaminantes del agua y la salud de las tortugas y pastos marinos y se espera que la gran mayoría de turistas estarán felices de usar los baños, duchas y productos biodegradables si entienden que están ayudando a conservar las poblaciones de tortugas que han venido a ver.

La contaminación indirecta de la SGD es más difícil de manejar ya que aunque se ha localizado el respiradero de agua subterránea en la Bahía de Akumal y en las lagunas, la fuente de la contaminación sigue siendo poco clara. Estudios adicionales usando isótopos teñidos más al interior de cenotes y lagunas son urgentemente requeridos para trazar el flujo de agua en los ríos subterráneos de modo que la contaminación en el agua procedente de los respiraderos identificados puede ser rastreada hasta su origen. Una vez que la fuente(s) ha



sido identificada, se pueden tomar decisiones sobre el manejo y las decisiones de la planeación en el pueblo relacionadas con el manejo de las aguas residuales y el uso de fertilizantes en el campo de golf.

## C7. Referencias

- ARANDA-CIREROL, N., COMIN, F. & HERRERA-SILVEIRA, J. 2011. Nitrogen and phosphorus budgets for the Yucatan littoral: An approach for groundwater management. *Environmental Monitoring and Assessment*, 172, 493-505.
- ARANDA-CIREROL, N., HERRERA-SILVEIRA, J. A. & COMIN, F. A. 2006. Nutrient water quality in a tropical coastal zone with groundwater discharge, northwest Yucatan, Mexico. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 68, 445-454.
- BAKER, A. C., GLYNN, P. W. & RIEGL, B. 2008. Climate change and coral reef bleaching: An ecological assessment of long-term impacts, recovery trends and future outlook. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 80, 435-471.
- BURNETT, W. C., AGGARWAL, P. K., AURELI, A., BOKUNIEWICZ, H., CABLE, J. E., CHARETTE, M. A., KONTAR, E., KRUPA, S., KULKARNI, K. M., LOVELESS, A., MOORE, W. S., BERDORFER, J. A., OLIVEIRA, J., OZYURT, N., POVINEC, P., PRIVITERA, A. M. G., RAJAR, R., RAMASSUR, R. T., SCHOLTEN, J., STIEGLITZ, T., TANIGUCHI, M. & TURNER, J. V. 2006. Quantifying submarine groundwater discharge in the coastal zone via multiple methods. *Science of the Total Environment*, 367, 498-543.
- CARRIQUIRY, J., BARRANCO-SERVIN, L., VILLAESCUSA, J., CAMACHO-IBAR, V., REYES-BONILLA, H. & CUPUL-MAGANA, A. L. 2013. Conservation and Sustainability of Mexican Caribbean Coral Reefs and the Threats of a Human-Induced Phase-Shift. *Environmental Change and Sustainability*.
- CARRUTHERS, T. J. B., VAN TUSSENBROEK, B. I. & DENNISON, W. C. 2005. Influence of submarine springs and wastewater on nutrient dynamics of Caribbean seagrass meadows. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 64, 191-199.
- COHEN, R. A. & FONG, P. 2005. Experimental evidence supports the use of delta N-15 content of the opportunistic green macroalga *Enteromorpha intestinalis* (Chlorophyta) to determine nitrogen sources to estuaries. *Journal of Phycology*, 41, 287-293.
- CORZO, A. & NIEL, F. X. 1991. CARBON NITROGEN RATIO IN RESPONSE TO NITROGEN SUPPLY AND LIGHT QUALITY IN *ULVA-RIGIDA* C. AGARDH CHLOROPHYTA ULVAPHYCEAE. *Scientia Marina*, 55, 405-412.
- COSTANZO, S. D., UDY, J., LONGSTAFF, B. & JONES, A. 2005. Using nitrogen stable isotope ratios (delta N-15) of macroalgae to determine the effectiveness of sewage upgrades: changes in the extent of sewage plumes over four years in Moreton Bay, Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 51, 212-217.
- GARCIA-SOLSONA, E., GARCIA-ORELLANA, J., MASQUE, P., RODELLAS, V., MEJIAS, M., BALLESTEROS, B. & DOMINGUEZ, J. A. 2010. Groundwater and nutrient discharge through karstic coastal springs (Castello, Spain). *Biogeosciences*, 7, 2625-2638.
- GONDWE, B. R. N., LERER, S., STISEN, S., MARIN, L., REBOLLEDO-VIEYRA, M., MEREDIZ-ALONSO, G. & BAUER-GOTTWEIN, P. 2010. Hydrogeology of the south-eastern Yucatan Peninsula: New insights from water level measurements, geochemistry, geophysics and remote sensing. *Journal of Hydrology*, 389, 1-17.
- GONNEEA, M. E., CHARETTE, M. A., LIU, Q., HERRERA-SILVEIRA, J. A. & MORALES-OJEDA, S. M. 2014. Trace element geochemistry of groundwater in a karst subterranean estuary (Yucatan Peninsula, Mexico). *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 132, 31-49.
- GRASSHOFF, K., KREMLING, K. & EHRHARDT, M. 1999. *Methods of Sea-Water Analysis Hardcover*.



- HERNANDEZ-TERRONES, L., REBOLLEDO-VIEYRA, M., MERINO-IBARRA, M., SOTO, M., LE-COSSEC, A. & MONROY-RIOS, E. 2011. Groundwater Pollution in a Karstic Region (NE Yucatan): Baseline Nutrient Content and Flux to Coastal Ecosystems. *Water Air and Soil Pollution*, 218, 517-528.
- HERRERA-SILVERA, J. A., COMIN, F. A., ARANDA-CIREROL, N., TROCCOLI, L. & CAPURRO, L. 2004. Coastal water quality assessment in the Yucatan Peninsula: management implications. *Ocean & Coastal Management*, 47, 625-639.
- METCALFE, C. D., BEDDOWS, P. A., GOLD BOUCHOT, G., METCALFE, T. L., LI, H. & VAN LAVIEREN, H. 2011. Contaminants in the coastal karst aquifer system along the Caribbean coast of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Environmental Pollution*, 159, 991-997.
- MOORE, W. S. 2008. Fifteen years experience in measuring Ra-224 and Ra-223 by delayed-coincidence counting. *Marine Chemistry*, 109, 188-197.
- MOORE, W. S. & ARNOLD, R. 1996. Measurement of Ra-223 and Ra-224 in coastal waters using a delayed coincidence counter. *Journal of Geophysical Research-Oceans*, 101, 1321-1329.
- MOORE, W. S. & REID, D. F. 1973. EXTRACTION OF RADIUM FROM NATURAL-WATERS USING MANGANESE-IMPREGNATED ACRYLIC FIBERS. *Journal of Geophysical Research*, 78, 8880-8886.
- MORAN, S. B., STACHELHAUS, S. L., KELLY, R. P. & BRUSH, M. J. 2014. Submarine Groundwater Discharge as a Source of Dissolved Inorganic Nitrogen and Phosphorus to Coastal Ponds of Southern Rhode Island. *Estuaries and Coasts*, 37, 104-118.
- MUTCHLER, T., DUNTON, K. H., TOWNSEND-SMALL, A., FREDRIKSEN, S. & RASSER, M. K. 2007. Isotopic and elemental indicators of nutrient sources and status of coastal habitats in the Caribbean Sea, Yucatan Peninsula, Mexico. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 74, 449-457.
- NULL, K. A., KNEE, K. L., CROOK, E. D., DE SIEYES, N. R., REBOLLEDO-VIEYRA, M., HERNANDEZ-TERRONES, L. & PAYTAN, A. 2014. Composition and fluxes of submarine groundwater along the Caribbean coast of the Yucatan Peninsula. *Continental Shelf Research*, 77, 38-50.
- PANDOLFI, J. M., BRADBURY, R. H., SALA, E., HUGHES, T. P., BJORN DAL, K. A., COOKE, R. G., MCARDLE, D., MCCLENACHAN, L., NEWMAN, M. J. H., PAREDES, G., WARNER, R. R. & JACKSON, J. B. C. 2003. Global trajectories of the long-term decline of coral reef ecosystems. *Science*, 301, 955-958.
- PERRY, E., VELAZQUEZ-OLIMAN, G. & MARIN, L. 2002. The hydrogeochemistry of the karst aquifer system of the northern Yucatan Peninsula, Mexico. *International Geology Review*, 44, 191-221.
- RICHARDS, D. & RICHARDS, M. 2007. OVERVIEW OF THE GEOLOGY AND HYDROLOGY OF COASTAL QUINTANA ROO, MEXICO. [www.cave-exploration.com](http://www.cave-exploration.com).
- ROBINSON, D. 2001. delta N-15 as an integrator of the nitrogen cycle. *Trends in Ecology & Evolution*, 16, 153-162.
- SANCHEZ, A., CONCEPCION ORTIZ-HERNANDEZ, M., TALAVERA-SAENZ, A. & AGUINIGA-GARCIA, S. 2013. Stable nitrogen isotopes in the turtle grass *Thalassia testudinum* from the Mexican Caribbean: Implications of anthropogenic development. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 135, 86-93.
- SLOMP, C. P. & VAN CAPPELLEN, P. 2004. Nutrient inputs to the coastal ocean through submarine groundwater discharge: controls and potential impact. *Journal of Hydrology*, 295, 64-86.
- SUGIMURA, Y. & SUZUKI, Y. 1988. A HIGH-TEMPERATURE CATALYTIC-OXIDATION METHOD FOR THE DETERMINATION OF NON-VOLATILE DISSOLVED ORGANIC-CARBON IN SEAWATER BY DIRECT INJECTION OF A LIQUID SAMPLE. *Marine Chemistry*, 24, 105-131.



TIDE FORECAST 2014. Tide Charts for Akumal Bay.

TROCCOLI-GHINAGLIA, L., HERRERA-SILVEIRA, J. A., COMIN, F. A. & DIAZ-RAMOS, J. R. 2010. Phytoplankton community variations in tropical coastal area affected where submarine groundwater occurs. *Continental Shelf Research*, 30, 2082-2091.

WALSH, T. W. 1989. TOTAL DISSOLVED NITROGEN IN SEAWATER - A NEW HIGH-TEMPERATURE COMBUSTION METHOD AND A COMPARISON WITH PHOTO-OXIDATION. *Marine Chemistry*, 26, 295-311.

YOUNG, M. B., GONNEEA, M. E., FONG, D. A., MOORE, W. S., HERRERA-SILVEIRA, J. & PAYTAN, A. 2008. Characterizing sources of groundwater to a tropical coastal lagoon in a karstic area using radium isotopes and water chemistry. *Marine Chemistry*, 109, 377-394.

### Reconocimientos

Todos los proyectos de monitoreo de Operation Wallacea en Akumal están hecho en conjunto con Centro Ecológico Akumal (CEA) y Akumal Dive Center. El proyecto de calidad de agua está también hecho en conjunto con el University of Edinburgh. Agradecemos todo el apoyo de los científicos, maestros, bucos, y estudiantes de Operation Wallacea en la recopilación de datos.